密　级：公开

北京科技大学

University of Science and Technology Beijing

博士学位论文

论文题目：**中国钢铁行业大气污染物排放特征及其环境影响研究**

学　　号：B20150066

作　　者：伯鑫

专 业 名 称：环境科学与工程

2019 年 12 月

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中国钢铁行业大气污染物排放特征及其环境影响研究

Emission Characteristics and Environmental Impacts of Air Pollutants in China's Iron and Steel Industry

研究生姓名：伯鑫

指导教师姓名：周北海 教授

北京科技大学能源与环境工程学院，

北京 100083，中国

Doctor Degree Candidate： Bo Xin

Supervisor： Zhou Beihai

School of Energy and Environmental Engineering

University of Science and Technology Beijing

30 Xueyuan Road，Haidian District

Beijing 100083，P.R.CHINA

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

分类号：X51　　密　　级：公开

U D C：504　　单位代码：10008

北京科技大学博士学位论文

论文题目：中国钢铁行业大气污染物排放特征及其环境影响研究

作者：伯鑫

指 导 教 师：周北海 教授　**单位：**北京科技大学

指导小组成员：　**单位：**

　　单位：

论文提交日期：2019 年 12 月

学位授予单位：北 京 科 技 大 学

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

致 谢

衷心感谢北京科技大学四年来对我的培育，为我提供了良好的学习环境，四年的学术生活将是我人生中最宝贵的财富。

感谢导师周北海教授对我的悉心指导，他严谨的治学风格、深厚的学术功底令我折服，他勤奋的工作态度、国际化的视野令我受益终生，他公正无私的品格、开阔的学术思维将指引我在未来的研究工作不断前进。在学术生涯遇到学风严谨、平易近人的领路人，是我莫大的幸运。师恩似海，无以言谢！

感谢北京科技大学能源与环境工程学院袁蓉芳副教授、王飞教授、陈辉伦副教授等老师的关怀与指导。感谢在我科研工作中给予支持的领导、专家、朋友、同事、同学。感谢北京科技大学对我的教育与培养。

感谢汤铃教授、常象宇教授、崔维庚教授、李玲老师、孟凡研究员、李时蓓研究员、董广霞研究员、王鑫研究员、田军高工、甄瑞卿教高、易海涛教高、张红教高、肖莹教高、王书肖教授、程水源教授、田贺忠教授、赵瑜教授、薛志钢研究员、蔡博峰研究员、孙露研究员、赵秀阁研究员等专家的长期帮助，在此一并表示感谢。

感谢生态环境执法局、中国环境监测总站等相关部门在基础数据方面提供的指导和帮助。

本课题承蒙国家重点研发计划项目和环境模拟与污染控制国家重点联合实验室开放基金课题资助，特此致谢。

感谢家人一直以来对我的支持和付出。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

摘 要

随着经济的快速发展和城市化的持续加快，中国钢铁需求量逐年上升，这直接拉动了钢铁生产及其大气污染物排放量的增长，严重影响了空气质量和人类健康。在此背景下，钢铁行业成为中国污染联防联控、限产限排的重点关注对象之一，钢铁排放及其大气影响核算成为当前环境研究领域的一个重点与难点。然而，现有相关研究仅局限于特定的工序或区域，缺乏全面、系统的包含全工序、全国范围的钢铁大气污染物排放研究；另一方面，现有核算方法均基于统一的、固定的排放因子，不能有效反映各排放源的差异特性，以及相关因素与技术的动态演化。因此，钢铁大气污染物排放研究亟需理论与技术创新，构建一套系统、高分辨率排放清单模型，不仅全面囊括中国钢铁生产的各工序及各地区，而且精准体现其时（各小时）-空（各排放源）共性与差异。

对此，本文有机融合污染源排放在线监测（CEMS）数据和环境统计数据，创新性地提出了一套新的时（各小时）-空（各排放源）高分辨率钢铁大气排放清单核算方法，全面性地编制了 2012、2015 和 2018 年中国钢铁行业分工序分地区大气污染物排放清单，并对其环境影响与未来趋势进行评估。本文的主要研究创新工作可以总结为以下两个方面：

（1）构建新的基于 CEMS 数据的高时空分辨率清单核算方法

本文引入 CEMS 等全国范围、各点源水平和各小时频度的实测数据，构建了一个新的基于 CEMS 数据的时空高分辨率清单核算方法。相比于现有方法，新方法具有如下 3 个优势：其一，不同于现有方法采用他人文献中的排放因子，新方法采用实测排放浓度，直接计算排放因子与排放量，有效规避间接性参数与假设的使用，以显著提高测算精度；其二，不同于现有方法采用统一无差异性的排放因子，新方法采用点源数据，系统核算了各点源的排放因子及其排放量，以深入剖析不同工序、不同技术的排放差异；其三，不同于现有方法采用不变、滞后（2013 年之前）的排放因子，新方法引入高频、最新数据，重新核算了最新排放因子及其排放量，以有效把握钢铁排放的动态演化机制，特别是 2012 年与 2015 年新排放标准的实施对钢铁排放的影响。

（2）编制不同时期全国全工序钢铁排放清单并模拟不同情境下大气环境影响

采用所提出的基于 CEMS 数据的钢铁排放清单核算模型，针对中国钢铁排放进行了系统、深入、全面的研究，如下：其一，从多种维度（时间、空间、工序和污染物）方面出发，系统分析了中国 2015-2018 年钢铁行业排放浓度、达标情况、排放情况、改造潜力；其二，建立了基于生产工艺的中国钢铁行业大气污染物排放

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

清单管理系统，自下而上地编制 2012、2015 和 2018 年以及未来年全工序的高分辨率中国钢铁企业大气污染源排放清单；其三，采用扩展综合空气质量模型模拟分析 2012、2015 和 2018 年及未来年情景下钢铁企业大气污染环境影响。

基于上述研究，得出如下主要研究结果。（1）在时间维度上，2015-2018 年，中国钢铁主要工序（即烧结机头、机尾、球团焙烧）大气污染物年均、月均排放浓度基本保持下降趋势，与中国钢铁粗钢产量呈现相反的特征。特别地，在秋冬季期间（2017.10-2018.3），重点区域的主要工序污染物浓度下降幅度高于其他区域，东部地区整体达标率高于全国其他地区。（2）在污染物维度上，中国钢铁行业二氧化硫（SO_2）、氮氧化物（NO_X）和颗粒物（PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC 和 EC）的排放量逐年降低，而挥发性有机物（VOCs）排放量呈现上升趋势。（3）在地区维度上，省级排放量最大的是河北省，区域排放量最大的是“2+26”城市。（4）在工序维度上，常规大气污染物（SO_2、NO_X 和 PM_{10}）最主要的排放工序是焦化、烧结、球团、高炉四个铁前工序。（5）在环境影响方面，钢铁排放对大气环境污染的贡献分布与其排放量分布相一致。（6）在未来情景方面，若中国钢铁达到发达国家产业结构与超低排放水平，中国钢铁行业的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放量将分别下降至 4.94 万 t、7.58 万 t 和 4.11 万 t，其对大气污染物浓度的贡献比例可平均控制在 0.31%下。

关键词： 钢铁行业，大气污染，排放清单，环境影响，扩展综合空气质量模型

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Emission Characteristics and Environmental Impacts of Air Pollutants in China's Iron and Steel Industry

Abstract

With the rapid economic development and the continuous acceleration of urbanization, China's iron and steel demand is increasing persistently, which directly drives the growth of steel production and the emission of atmospheric pollutants, seriously affecting air quality and public health. In this context, the iron and steel industry has become one of the key focus of China's joint prevention and control of pollution, production and emission limits, and the accounting of its emissions and atmospheric impact is a difficulty in the field of current environmental research. However, existing studies were limited to certain processes or regions, lacking comprehensive and systematic analysis on full process and nationwide emissions in Chinese iron and steel industry. In addition, existing accounting methods are based on uniform and fixed emission factors, which cannot effectively reflect the differential characteristics of various emission sources, as well as the dynamic evolution of relevant factors and technologies. Therefore, the research on iron and steel atmospheric pollutants needs theoretical and technological innovation, and a set of systematic and high-resolution emission inventory model should be built, which not only covers full processes and regions of China's steel production, but also accurately reflects the similarities and differences at high spatial (source-specific) and temporal (hourly-frequency) resolutions.

Based on the above, this paper incorporates the data from Continuous Emission Monitoring System (CEMS) and China Environmental Statistical Yearbook, to put forward a new iron and steel atmospheric emissions inventory accounting method at high spatial (source-specific) and temporal (hourly-frequency) resolutions. Using this promising method, this study compiles a process-based and region-based high-resolution emission inventories of China's iron and steel industry in 2012, 2015, 2018 and the future year, to evaluate its environmental impact and future trends. Specifically, the main innovation works of this paper can be summarized as the following two aspects:

(1) Constructing a new high spatial and temporal resolution inventory accounting method based on CEMS data

This paper innovatively introduces the nationwide, source-level and hourly-frequency data (such as the real-time CEMS data), and constructs a high spatial and temporal resolution inventory accounting method. Compared with the existing method, this new method has the following three advantages. First, different from the existing method that adopts emission factors in existing studies, this method uses the measured

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

emission concentration to directly calculate the emission factors and emissions, avoiding the use of indirect parameters and assumptions, and significantly improving the measurement accuracy. Second, different from the existing method that adopts uniform and non-differentiated emission factors, the new method uses source-level data to systematically calculate the emission factors and emissions of each emission source, which can deeply analyze the emission differences of various processes and technologies. Third, different from existing methods using constant, lagging emission factor (before 2013), new method introduces high-frequency and latest data to update the latest emission factor and its emissions, which can effectively grasp the dynamic evolution mechanism of iron and steel industry emissions, especially the impacts of implement of new emission standard in 2012 and 2015 in iron and steel industry.

(2) Compiling the national and process-based steel emission inventory in different periods & simulating the impact of the atmospheric environment in different scenarios

Using the new CEMS-based emissions inventory accounting model, China's iron and steel emissions have been carefully investigated, as follows: from different dimensions (i.e., time, space, process and pollutants), this paper explores the emission concentration, compliance, emissions and the transformation potential of China's iron and steel industry in 2015-2018; it establishes a process-based emission inventory management system of China's iron and steel industry, and compiles the process-based high-resolution inventories of China's iron and steel industry in 2012, 2015, 2018 and the further year by bottom-up method; it employs Comprehensive Air Quality Model Extensions (CAMx) to simulate environmental impact of atmosphere pollution in iron and steel industry at a national scale, in terms of the scenarios in 2012, 2015, 2018 and future year.

Through the analysis, this paper mainly draws the following conclusions. (1) In terms of time dimension, during 2015-2018, the average annual and monthly emission concentrations of atmospheric pollutants from major processes (namely sintering head, tail and pellet firing) of China's iron and steel industry basically maintained a downward trend, which was opposite to the crude steel production in China. In particular, during the autumn and winter period (2017.10-2018.3), the pollutants concentration of major processes in key regions decreased more than other regions, and the overall compliance rate in the eastern region was higher than that in other regions of China. (2) In terms of pollutants, the annual emission of SO_2, NO_X and particulate matter (PM_{10}, $PM_{2.5}$, BC, OC and EC) from China's iron and steel industry decreased, while the annual emission of VOCs increased. (3) Regarding the regional dimension, Hebei province produced the largest provincial emissions, in the meantime, "2+26" cities have the largest regional emissions. (4) In the process dimension, coking, sintering, pelleting and blast furnace (i.e., processes before iron-making) were the main contributors to emissions (SO_2, NO_X and

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

PM_{10}) of iron and steel industry. (5) In terms of environmental impact, the contribution distribution of the environmental impact from China's iron and steel industry is consistent with that of emissions. (6) In the future scenario, assuming that China's steel industry reaches the industrial structure of developed countries and ultra-low emission level, the emissions of SO_2, NO_X and PM_{10} will drop to 49,400 t, 75,800 t and 41,100 t, respectively, and its contribution to the concentration of atmospheric pollutants can be controlled below average 0.31%.

Key Words: Steel industry, Air pollution, Emission inventory, Environmental impact, Comprehensive air quality model extensions

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

目 录

致 谢 I
摘 要 II
Abstract IV
缩写和符号清单 X
1 引言 1
1.1 研究背景 1
1.2 研究意义 3
1.3 课题来源 5
2 文献综述 6
2.1 工业源大气污染物排放研究 6
2.1.1 国内外工业源大气污染物排放清单研究 6
2.1.2 国内外工业源大气污染物排放环境影响研究 10
2.2 钢铁行业大气排放清单研究 15
2.2.1 国内外钢铁行业大气污染物排放清单研究 15
2.2.2 国内外钢铁行业大气污染物排放环境影响研究 18
3 研究内容及技术路线 20
3.1 研究对象 20
3.2 研究内容 22
3.3 技术路线 23
4 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度分析研究 24
4.1 数据来源及分析方法 25
4.1.1 数据来源 25
4.1.2 数据分析方法 26
4.2 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度年均变化分析 27
4.3 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度月均变化分析 28
4.4 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放达标分析 31
4.5 中国重点区域钢铁行业主要工序大气污染物排放达标分析 39
4.6 小结 40
5 中国钢铁大气排放清单模型研究 42
5.1 中国钢铁行业排放清单模型系统 42
5.1.1 清单计算生成流程设计 43
5.1.2 排放数据管理模块 44

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.1.3 数据检验提取模块 45
5.1.4 排放清单生成模块 46
5.1.5 可视化模块 47
5.2 基于工序的中国高分辨率钢铁行业大气排放清单模型 47
5.2.1 活动水平 47
5.2.2 基于排放标准的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子（2012 年） 49
5.2.3 基于 CEMS 的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子（2015 和 2018 年） 52
5.2.4 其他污染物排放因子 58
5.2.5 排放量计算 59
5.2.6 中国钢铁行业大气污染物排放分析 60
5.3 未来年中国钢铁行业大气排放清单模型建立 71
5.3.1 排放量计算 71
5.3.2 未来年中国钢铁企业大气污染物排放分析 72
5.4 与现有钢铁清单区别 74
5.5 钢铁排放清单的不确定性分析 76
5.6 钢铁排放清单的校验 77
5.7 小结 77
6 中国钢铁行业大气环境影响分析研究 79
6.1 模型参数 79
6.2 模型验证 80
6.3 2012 年（历史情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析 82
6.3.1 2012 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析 82
6.3.2 2012 年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析 85
6.4 2015 年（标准执行情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析 89
6.4.1 2015 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析 89
6.4.2 2015 年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析 91
6.5 2018 年（现状情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析 95
6.5.1 2018 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析 95
6.5.2 2018 年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析 98
6.6 未来年（情景 I 下）中国钢铁行业大气环境影响分析 102
6.6.1 未来年情景 I 中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析 102
6.6.2 未来年情景 I 中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析 104
6.7 未来年（情景 II 下）中国钢铁行业大气环境影响分析 108
6.7.1 未来年情景 II 中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析 108

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

6.7.2 未来年情景II中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析111
6.8 小结 114
7 结论与展望 116
7.1 结论 116
7.2 建议 117
7.3 创新点 118
参考文献 119
附录A 130
附录B 148
作者简历及在学研究成果 162
独创性说明 165
关于论文使用授权的说明 165
学位论文数据集 166

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

缩写和符号清单

BC	黑碳
CAMx	扩展综合空气质量模型
CEMS	污染源连续自动监测系统
CMAQ	多尺度空气质量模型
CO	一氧化碳
EC	元素碳
FB	平均百分比偏差
MM5	第五代中尺度模式
MEIC	中国多尺度排放清单模型
NMB	标准化平均偏差
NME	标准化平均误差
NO_X	氮氧化物
OC	有机碳
OSAT	臭氧源分配技术
PM	颗粒物
PM_{10}	颗粒物（粒径小于等于 10μm）
$PM_{2.5}$	颗粒物（粒径小于等于 2.5μm）
PSAT	颗粒物源分配技术
R	相关系数
SMOKE	稀疏矩阵排放模型
SO_2	二氧化硫
TSP	总悬浮颗粒物（粒径小于等于 100μm）
VOCs	挥发性有机物
WRF	天气研究与预报模型

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

1 引言

1.1 研究背景

中国是钢铁生产大国，从1996年起一直稳居世界钢产量排名第一[1]。随着经济的快速发展，中国钢铁产量也呈现逐年增长的趋势，根据《中国钢铁统计》数据显示，1996-2018年间中国的粗钢产量从1.01增长到9.28亿吨（t），年均增长率为10.60%，2018年粗钢产量占世界总产量的51.33%，如图1-1与附表1所示。不仅如此，在大型钢铁企业中，中国有6家钢铁企业均为粗钢产量世界排名前10位的大型钢铁企业。而与其他行业相比，钢铁行业具有产业链长和内部工艺复杂的特点，其生产所导致的污染也具有污染因子复杂和污染物排放量大等特点。钢铁行业的生产工序包括：焦化、烧结、球团、炼铁、炼钢和轧钢，随生产产生的污染物包括：烟粉尘（颗粒物（Particulate matter，PM）、黑碳（Black carbon，BC）、有机碳（Organic carbon，OC）、元素碳（Elemental carbon，EC）、二氧化硫（Sulfur dioxide，SO_2）、氮氧化物（Nitrogen oxide，NO_X）、一氧化碳（Carbon monoxide，CO）、挥发性有机物（Volatile organic compounds，VOCs）等。

由于钢铁行业高产量和排污量大的特征，该行业成为中国大气污染控制的重点对象之一。根据《中国环境统计年报（2015）》统计，2015年中国钢铁企业所排放的SO_2，NO_X和PM排放量分别占工业行业排放总量的11.15%，8.83%和28.98%，此外，钢铁企业还产生大量特征污染物（如VOCs等）排放。截止到2004年，钢铁行业成为中国最大的二噁英排放行业，其烧结和炼钢（电炉）工序共向大气排放2.2735kg毒性当量[2]（Toxic Equivalent quantity，TEQ）污染物，占大气二噁英类污染物排放量的33.19%。与欧美发达国家（钢铁行业多以短流程电炉炼钢为主，且产污节点少）相比，中国以长流程高炉—转炉炼钢为主（产污节点多），其铁前工序（即烧结、焦化等）的能耗约占生产流程的70%以上，导致中国钢铁行业大气污染物排放强度高于国外发达国家。在此背景下，中国钢铁企业排放的大气污染物通过传输、扩散、化学反应和干湿沉降等途径，对中国大气环境造成一定程度的负面影响[3-5]。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

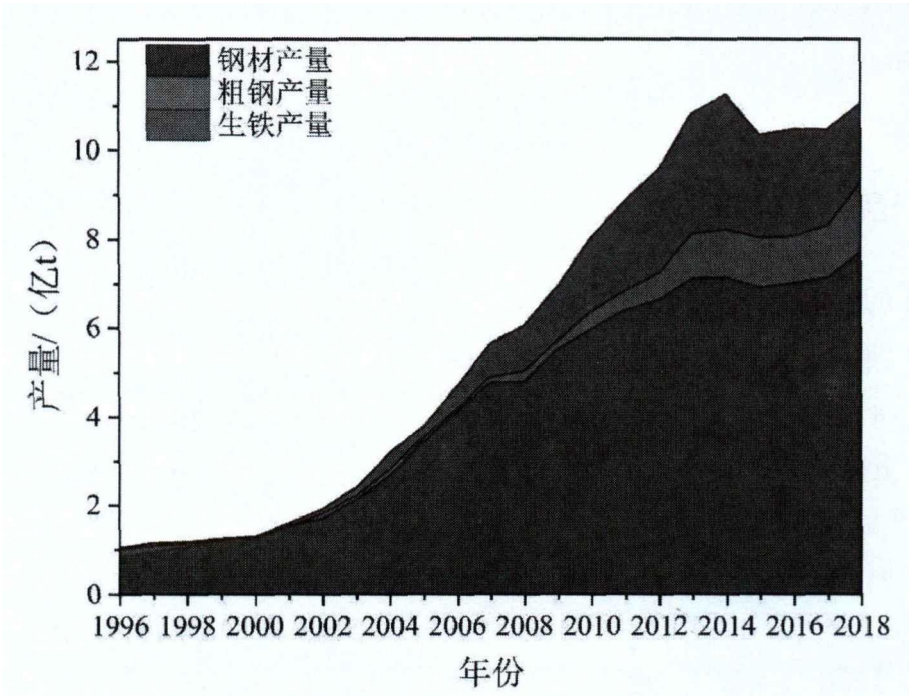


图 1-1 1996-2018 年中国生铁、粗钢、钢材产量统计

针对中国日益突出的大气污染问题，钢铁行业大气污染控制已成为了污染联防联控、限产限排等焦点之一，是“十三五”规划中环境治理和化解产能重点领域。与大气污染治理及钢铁行业调整相关的文件，即《关于钢铁行业化解过剩产能实现脱困发展的意见》、《钢铁产业调整政策（2015 年修订）》、《京津冀及周边地区落实大气污染防治行动计划实施细则》、《京津冀及周边地区 2017-2018 年秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》和《京津冀及周边地区 2018-2019 年秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》等，均对钢铁行业提出了淘汰落后产能、加快污染治理、超低改造等调整要求。为达到上述调整目标，中国颁布了一系列国家和地区的钢铁行业标准文件，见表 1-1。自 1985 年以来，中国钢铁行业排放标准经过了阶段性的更新，每一阶段的更新，除增加污染物项目及提高排放控制要求外，相应的表现形式也发生了显著变化。此后，中国于 2012 年颁布了《钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准》和《炼钢工业大气污染物排放标准》等多项钢铁工业排放标准[6-10]，规定 2015 年 1 月 1 日钢铁行业各工序执行更加严格的排放限值（新建排放标准）。近期，2018 年颁布的《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》以及 2019 年颁布的《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》规定钢铁企业主要工序执行超低排放标准，增大了钢铁企业污染物减排压力。其中，2019 年最新颁布的《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》规定：烧结机头及球团焙烧烟气超低标准为 PM 为 10 mg/m^3、SO_2 为 35mg/m^3、NO_X 为 50mg/m^3，其他污染工序执行 PM 为 10mg/m^3、SO_2 为 30mg/m^3（焦炉烟囱）和 50mg/m^3（热风炉、热处理炉）、NO_X 为 150mg/m^3（焦炉烟囱）和 200mg/m^3（热风炉、热处理炉）。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 1-1 中国钢铁工业大气污染物排放标准发展历程

层面	实施时间	标准编号	标准名称
国家	1985	GB 4911-85	钢铁工业污染物排放标准
	1996	GB 16171-1996	炼焦炉大气污染物排放标准
	1996	GB 9078-1996	工业炉窑大气污染物排放标准
	1996	GB 16297-1996	大气污染物综合排放标准
	2012.10.1	GB16171-2012	炼焦化学工业污染物排放标准
	2012.10.1	GB 28662-2012	钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准
	2012.10.1	GB 28663-2012	炼铁工业大气污染物排放标准
	2012.10.1	GB 28664-2012	炼钢工业大气污染物排放标准
	2012.10.1	GB 28665-2012	轧钢工业大气污染物排放标准
	2012.10.1	GB 28666-2012	铁合金工业大气污染物排放标准
	2015.1.1	《重点区域大气污染防治“十二五”》京津冀、长江三角洲、珠江三角洲等“三区十群”执行大气污染物特别排放限值	
	2017.10.1	《钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准》（GB28662-2012）修改单（征求意见稿）	
	2018.5.7	《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》	
	2019.4.9	《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》	
河北	2011.11.1	DB 13/1461-2011	钢铁工业大气污染物排放标准
	2015.3.1	DB 13/2169-2015	河北省钢铁工业大气污染物排放标准
	2018.9.19	DB 13/2169-2018	钢铁工业大气污染物超低排放标准
	2018.9.19	DB 13/2863-2018	炼焦化学工业大气污染物超低排放标准
山东	2008.2.1	DB 37/990-2008	钢铁工业污染物排放标准
	2013.9.1	DB37/990-2013	山东省钢铁工业污染物排放标准

1.2 研究意义

目前，中国钢铁企业主要集中在人口集中区域（如河北、山东、江苏等），与大气污染严重地区高度重叠，因此，钢铁企业大气污染问题已经成为人民群众重点关注问题之一。然而，针对中国钢铁企业排放大气污染物整体影响的研究较少，尤其缺乏对于钢铁行业的活动水平、排放强度以及浓度空间分布等方面的具体研究。主要原因在于目前中国钢铁行业对空气污染的贡献尚存争议，特别是现有研究对中国大气污染机理和不同源贡献率的见解存异[1]，这些均严重制约着钢铁行业大气污染防控工作开展。

总体来看，现有针对中国钢铁行业大气污染物排放及环境影响的研究仍存在以下不足之处：

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（1）缺乏不同阶段基于工序的钢铁行业大气污染物排放因子

2012-2018 年间，由于政策和标准的影响，中国钢铁行业排放浓度水平和排放因子水平在不同时期的差异较大。已有的钢铁企业排放因子未考虑钢铁企业具体工序、规模和管理水平等差异（例如，不同规模、不同环保设施和不同管理水平的烧结机排放因子未分开计算），测试的钢铁工序排口的样本数据较少，而且时间较旧，无法反映钢铁行业由于2012-2018年期间技术进步和标准加严等因素引起的排放浓度和排放因子变化。

此外，已有清单中钢铁企业污染物排放因子一般设为定值，而实际上中国钢铁企业的规模、工序、原料和控制技术均存在较大差异，因此各工序大气污染物排放因子也存在着一定的差异。

（2）缺乏自下而上基于工序的钢铁行业清单

由于中国钢铁企业的实际数量和分布情况没有统一的数据来源，且随着经济发展和产业结构调整，中国钢铁大气污染源的数量（包括未批先建的违法项目）和结构也发生了很大变化，造成钢铁行业大气污染物活动水平基数不准确，导致反映中国不同历史阶段的自下而上的钢铁行业大气排放清单缺乏。

在发达国家中，例如美国和日本，已经通过采用污染源连续自动监测系统（Continuous Emissions Monitoring Systems，CEMS）的数据来精准计算火电和钢铁等工业源的排放量。而中国的 CEMS 监测系统，其数据质量虽然自 2015 年以来逐年提高，但由于缺少基于 CEMS 的快速更新钢铁排放因子的方法，导致缺乏基于 CEMS 的全国尺度钢铁行业大气排放清单，从而使得中国钢铁企业大气污染物的排放量，排放浓度和时空变化等信息无法获取。

（3）缺乏中国钢铁行业环境影响评估

目前，钢铁行业是中国重点区域的大气重污染应急和减排等工作（秋冬季错峰生产工作）的重要聚焦点。自 2012 年起，中国针对钢铁行业发布了多项污染物控制标准，推动了中国钢铁行业环保设施升级、污染物减排等工作。自 2015 年 1 月 1 日起，现有企业执行新建标准，2018 年《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》开始引入钢铁企业超低排放标准。但由于 2012-2018 年间中国钢铁行业政策和标准的影响，其排放浓度水平和排放因子水平在不同时期的差异较大。因此，针对不同时期和标准下，钢铁行业排放对大气环境的影响评估工作亟需开展。

针对上述研究现状，本研究以企业在线监测排放（CEMS）数据和环境统计数据（环统）最新数据为基础，（1）分析了 2015-2018 年中国钢铁行业重要排污节点（烧结机头，烧结机尾和球团焙烧）在线监测数据浓度变化情况和达标情况，并构建了基于排放标准（2012 年）、CEMS（2015 和 2018 年）的全工序排放因子库；（2）开发了一套快速更新中国钢铁大气排放清单的方法，自下而上建立中国高时空分辨率钢铁

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

企业大气污染物排放清单模型；（3）运用钢铁企业大气污染物排放清单模型定量分析和模拟中国钢铁企业不同阶段（现有标准情景（2012 年）下，新建标准执行情景（2015 年）下，现状情景（2018 年）以及未来年情景）下各种大气污染物排放对环境影响情况。本研究的执行，有助于了解中国钢铁行业整体排放污染物真实水平、大气污染物输送过程，有力提高中国大气排放清单工业源部分的空间分辨率和时间分辨率，减少大气污染模拟研究工作的不确定性，为中国大气污染物排污许可、供给侧改革、化解产能等提供理论和方法支撑。

1.3 课题来源

本课题为国家重点研发计划项目“重点工业源大气污染物排放标准评估与制修订关键技术方法体系研究”子项目“钢铁行业大气污染物减排潜力分析与排放标准体系实施评估”（2016YFC0208101）和环境模拟与污染控制国家重点联合实验室开放基金课题（16K01ESPCT）的部分研究内容。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

2 文献综述

2.1 工业源大气污染物排放研究

2.1.1 国内外工业源大气污染物排放清单研究

大气污染物排放清单，指的是各类大气污染源所排放的不同污染物信息的集合，是伴随着大气污染问题的出现和污染控制的需要而发展起来的，作为区域空气质量模型模拟研究的基础支撑数据，在区域大气污染研究与控制中起着重要作用[12]。高分辨率大气污染物排放源清单的建立是一项十分庞杂且细致的工作，较早的受到发达国家的重视并开展了一系列的研究，目前已经形成了相对完整的排放因子数据库及排放清单管理体系。尤其是以欧美地区的工作为代表，在排放源清单发展的数十年进程中，逐步走向系统化、标准化，而亚洲地区的排放源清单研究则起步较晚。

（1）欧美地区

为建立可靠、权威和具有公信力的排放源清单，美国国家环保署（United Stated Environmental Protection Agency，U.S. EPA）从 20 世纪 60 年代开始了排放因子测试与规范研究，组织了大量有关排放源的污染物排放测试，逐步发布了基于现场测试的各类污染源大气污染物排放因子，并不断通过各种计划研究增加和更新排放因子。U.S. EPA 于 1970 年基于测试数据构建并发布“AP-42”大气污染物排放因子库[13]（Compilation of Air Pollutant Emission Factors），是目前体系最为完整的排放因子库之一，包含了工业锅炉在内的多种排放源，常被用于排放清单估算。1990 年的清洁空气法修正案（Clean Air Act Amendments，CAAA）以及紧急计划和公众知情权法（Emergency Planning And Community Right-To-Know Act，EPGRA）提出了对常规污染物和有毒污染物排放因子和排放源清单建立的要求，并于同年完成了美国 SO_2 和 NO_X 清单编制，发布了统一的排放源分类代码[14]。结合历年来的排放源测试结果，U.S. EPA 对各类排放源的排放特征进行了梳理和归纳，在此基础上于 1995 年发布了第五版大气污染物排放因子库“AP-42”手册[13]。先后编制了 1990 及 1996-2002 年的国家排放清单（National Emission Inventory，NEI），包括 CO、NO_X、SO_2、PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 等常规污染物以及 VOCs 和 NH_3 等大气化学反应的活性物质等六种标准污染物（Criteria Air Pollutants），由此建立了美国国家排放源清单数据库，并要求每三年更新一次 NEI 数据[15]。

研究学者针对美国工业源排放清单展开了一系列研究，包括火电行业、造纸业和炼油行业，等等。例如，Goldberg 等[11]利用对流层监测仪（TROPOMI）自上而

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

下估算了北美两座大型发电厂和三座特大城市排放的氮氧化物排放量，结果表明两家发电厂的氮氧化物排放量控制在发电厂报告排放量的 10%以内；Bourtsalas 和 Themelis[16]基于美国部分垃圾焚烧发电厂的经营者提供的汞排放数据，研究 1989 年后燃煤发电厂（80t 汞）和能源发电厂的汞排放源的变化；Velagapudi 等[17]基于美国环境保护署（EPA）提供的美国不同行业的有毒物质排放清单（TRI），采用风险筛选环境指标（Risk-Screening Environmental Indicators，RSEI）模型分析了 2001 年至 2014 年期间的美国和俄亥俄州造纸业的化学物质排放趋势，以及 2003 年至 2014 年期间的污染防治工作；Sun 等[18]利用温室气体报告项目数据（GHGRP）和 2014 年国家排放清单数据，研究了美国炼油厂温室气体（GHG）排放（包括 CO_2、CH_4 和 N_2O）和标准空气污染物（CAP）排放（包括 VOCs、CO、NOx、SO_2、PM_{10} 和 $PM_{2.5}$）。

鉴于欧洲地区由多个国家组成，无法通过统一的国家规范进行排放源清单编制和更新，因此主要通过政府间的合作，使用一致的方法学进行不同成员国的排放源清单开发工作。1979 年签署的《长距离跨境空气污染公约》（Convention on Long-range Trans boundary Air Pollution，LRTAP）草案，促成了“欧洲监测及评估长距离跨国境大气污染传送合作计划”（Co-operative Program for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe，EMEP）[19,20]。该计划最初主要针对酸性物质和富营养化物质的跨界传输进行评估，而后又将其范围扩展到地面 O_3、持久性有机污染物 POPs（Persistent Organic Pollutants）、重金属及颗粒物等[21,22]。在此计划下，欧洲自 1980 年起开展排放源清单的编制工作，先后在不同的项目下产生了不同版本的排放清单。欧洲环保署（EEA）通过更新和修订大气污染物排放清单编制指南（EEA Guidebook），制定了针对欧洲国家设计的 SNAP90 污染源命名和分类方法，编制了“CORINAIR 90”排放清单[59]。在此基础上编制了包含 5 种气态污染物、9 种重金属、26 种 POPS 和 $PM_{2.5}$、PM_{10}、TSP 三个粒径段颗粒物的 1980-2005 年欧洲国家排放清单，并以 5 年为步长预测了直至 2030 年的排放量，同时每年进行动态更新[23,24]。

研究学者针对欧洲地区工业源排放清单的研究，主要集中在火电行业、水泥行业和垃圾焚烧等行业。例如，Pacyna 等[25]利用排放因子法核算了欧洲地区 10 个国家的人为源大气汞排放，涉及到火电、供热、化工（制造苛性钠）、水泥、垃圾焚烧、有色金属等行业，并以 2000 年作为基准年，设置三种未来情景分别估算了 2020 年欧洲地区工业源大气汞排放量；Canpolat 等[26]用土耳其水泥制造商协会（TCMA）的 PM，SO_2，NO_2 和 CO 实际测量数据，分别计算 40 个水泥厂和 16 个粉磨站的年排放因子，精确核算了四种污染物的排放量，结果表明 SO_2 排放因子明显低于美国，德国，奥地利和荷兰的排放核算水平，但颗粒物排放因子较

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

高；Glodek 和 Pacyna[27]利用排放因子法核算了波兰燃煤电厂汞排放，发现发电和供热的煤炭燃烧过程是波兰人为汞排放的主要来源，并探究了配备静电除尘器（ESP）的电站中向大气中的汞排放与消耗煤中的汞含量之间的关系。

（2）亚洲地区

相比之下，亚洲地区的排放源清单研究起步较晚，由于缺乏系统的清单编制定量规范手段和技术要求，以及亚洲地区基础数据获取受限，因此大多数排放源清单都是基于各个国家或地区科研机构分散的研究工作。

目前，代表性的清单工作包括：Street 等于 2003 年依托美国国家航空航天局（National Aeronautics and Space Administration，NASA）的 TRACE-P 项目（Transport and Chemical Evolution over the Pacific）建立 2000 年亚洲地区 1°×1°排放源清单，污染物包括 SO_2、NO_X、CO、NH_3、PAN、CH_4、丙酮等[28-30]。该清单已更新至 2006 年 0.5°×0.5°的亚洲地区污染排放源清单，其中包含了中国地区的排放清单数据[31,32]。Ohara 等[33]于 2007 年建立了 1980-2020 年亚洲区域排放清单（Regional Emission Inventory in Asia，REAR），是亚洲目前较为完整的综合性排放清单，并进行了 0.5°×0.5°的空间分配。涵盖的污染物包括 SO_2、NO_X、CO、CO_2、N_2O、NH_3、生物碳、OC、CH_4 和 VOCs。清华大学的 Zhang 等[31]为支持由美国家航空航天局资助的 INTEX-B 项目（Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B），于 2009 年开发了亚洲地区 2006 年人为源高分辨率大气排放源清单，包括的污染物有 SO_2、NO_X、CO、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC，并实现了排放源清单的空间分布和不同污染物的月度时间变化。

研究学者针对亚洲地区相关工业源排放清单的研究，主要集中在火电行业。例如，Pinprateep 等[34]采用自下而上的清单核算方法，利用泰国发电行业 64%的连续监测数据，综合评价了泰国化石燃料发电厂排放的二氧化硫（SO_2）、氮氧化物（NO_X）、二氧化硫（SO_2）、氮氧化物（NO_X）、颗粒物（PM）和二氧化碳（CO_2）的排放现状及减排成本，研究结果表明，褐煤发电厂是泰国空气污染的主要来源；Reddy 和 Venkataraman[35]首次建立了印度全面的、空间解析（0.25°×0.25°）的化石燃料消耗数据库和排放清单，估计了 1996-1997 年的二氧化硫和气溶胶化学成分的排放量；Garg 等[36]研究了 1985-2005 年印度温室气体（GHG）和地方空气污染物排放的趋势，其中涵盖六种温室气体：即二氧化碳（CO_2）、甲烷（CH_4）、一氧化二氮（N_2O）、全氟碳化合物（PFCs）、氢氟碳化合物（HFCs）和六氟化硫（SF_6），研究的工业源包括电力部门、铝生产部门和煤燃烧部门等等；Fujita 等[37]初步编制完成东亚地区二氧化硫排放量清单，使用该区域的能源消耗和工业活动数据，对化石燃料相关硫的年排放率进行了估计。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（3）中国

我国学者对排放源清单的研究起步相对较晚。从研究的污染物对象来看，自20世纪80年代末起至90年代，由于我国大气污染主要呈现出煤烟型污染，酸雨污染现象普遍，因此研究者主要关注致酸污染物SO_2、NO_X、碱性污染物NH_3以及以煤炭燃烧为代表的PM_{10}排放。21世纪开始，由于区域光化学污染及近几年出现的大气复合污染问题所驱使，研究人员开始关注O_3和PM污染前体物排放源清单的研究，涉及的污染物包括SO_2、NO_X、CO、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC、VOCs和NH_3等。

随着我国经济的高速发展以及工业化进程加快，空气污染问题日益突出，关于工业行业大气污染物排放清单的研究工作逐步增多，其中除了本文研究的钢铁行业[38-44]以外，相关研究主要集中在电力[45-47]、水泥[48-50]、化工[51]和冶炼[52-55]等行业。针对火电行业排放清单，相关研究主要聚焦于全国范围或者局部省市，例如，Liu等[56]建立了全国1990-2010年火电厂大气污染物排放清单；Tang等[57]基于本地排放因子和活动水平数据，结合“自上而下”和“自下而上”排放因子法建立了云南省2009年大气污染物排放清单，发现燃煤电厂SO_2、NO_X和CO_2排放量较高；Xiong等[58]采用“基于单位机组”的活动水平和排放因子更新了山东省2012年燃煤电厂的排放清单；Li等[59]测量了河南省15个电厂共24个机组的排放特征参数，包括煤炭的硫分、含水率、挥发份、净热值以及污染物浓度等，并计算各机组单位时间内的污染物排放量；Fu等[60]“自下而上”地建立了长三角地区2010年人为源排放清单，发现电力部门是SO_2和NO_X的最大排放源，分别占总排放量的44%和37%；Zhou等[61]发现江苏省SO_2和NO_X排放主要来源于电力部门；崔建升等[45]基于全国火电在线监测（CEMS）、环境统计和排污许可等数据，计算了新的2015年中国火电行业排放清单（HPEC）；陈必新[46]和张伟等[62]基于京津冀地区2013年火电机组大气污染物排放清单，对京津冀地区燃煤电厂空间分布、装机结构、各污染物排放等特征进行分析，并模拟了2013年京津冀地区的灰霾污染特征及其影响因素；伯鑫等[47]以在线监测、环境影响评价报告、验收等火电企业排放数据为基础，自下而上编制京津冀火电企业排放清单，并对不同情境下京津冀地区火电企业排放SO_2、NO_X、一次PM_{10}、二次生成硫酸盐和硝酸盐等污染情况进行了模拟分析。

针对水泥行业排放清单，现有研究多在全国或省市范围内展开，应用排放因子法自下而上核算不同时期水泥行业常规污染物排放量。例如，Hua等[63]基于全国水泥数据建立了我国水泥行业大气污染物排放清单；何敏等[49]根据四川省水泥行业活动水平数据及排放因子，建立了四川省2008-2014年水泥行业大气污染物排放清单；王永红等[48]根据各地水泥行业的活动水平及排放因子，估算了1995-2005年间我国水泥行业PM_{10}、$PM_{2.5}$、SO_2、NO_X、氟化物及CO的排放；Lei等[64]建立了一

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

个基于技术、自下而上的动态水泥行业排放计算模型，同时计算了1990-2005年我国水泥行业气态污染物、分粒径颗粒物及二氧化碳的排放量；蒋春来等[65]基于中国2011-2015年水泥企业逐条生产线基础信息、活动水平及控制技术等数据，分析该时期内中国水泥工业NO_X排放特征；何敏等[49]根据四川省水泥行业活动水平数据及排放因子，建立了四川省2008-2014年水泥行业大气污染物排放清单并对其年际变化趋势和时间分布特征进行了分析；薛亦峰等[50]采用排放因子法估算2010年北京市水泥工业颗粒物TSP和气态污染物SO_2、NO_X、氟化物的排放总量，并分析其时空分布特征及对全市总排放量的贡献情况。

此外，相关排放清单研究还围绕金属冶炼和典型化工行业等重点污染源展开。例如，Streets等[52]估算了中国1999年大气汞排放量约为536t，其中超过80%的汞排放来自燃煤和有色金属冶炼过程；Wu等[53]估算了1996-2003年中国大气汞的排放量，发现有色金属冶炼过程汞排放量所占的比例高达46.1%，并在样本期间以年均4.2%的速率增加；王书肖等[54]研究了2003年有色金属冶炼过程的大气汞排放，发现排放量占中国非燃煤大气汞排放量的比重超过了80%；Pirrone等[55]研究了中国2003年有色金属冶炼过程的大气汞排放；Hylander和Herbert[66]估算了全球有色金属冶炼的大气汞排放，发现中国有色金属冶炼的大气汞排放量约占65.6%；李泽熙等[67]以2017年为基准年开展铜冶炼行业砷污染物的排放特征研究，分析砷污染物排放规律，建立铜冶炼行业砷污染源大气排放清单；鲁君等[51]针对长三角地区典型化工行业，首次建立了2014年该地区典型化工行业HVOCs排放清单；胡新鑫等[68]基于乌鲁木齐市各类非金属矿物制品业的活动水平数据及其排放因子，建立了2015年乌鲁木齐市NO_X、SO_2和$PM_{2.5}$这三种大气污染物的排放清单。

2.1.2 国内外工业源大气污染物排放环境影响研究

现有评估工业源排放对区域大气环境影响的研究方法，包括：地面监测[69]、航测[70]、卫星遥感[71]、气象场分析[72]、受体源解析[73,74]、大气扩散模式模拟[75]等。其中，大气扩散模式作为一种综合性很强的研究工具，被广泛应用到区域大气污染影响研究中[76]。不仅如此，大气扩散模式模拟也是目前应用最为广泛的大气排放环境影响评估模型，具体模型有ISC3（Industrial Source Complex 3）、CALPUFF（California Puff）、RAINS（Regional Air Pollution Information and Simulation）、Models-3/CMAQ（Community Multi-scale Air Quality Model）和CAM_X（Comprehensive Air Quality Model with Extensions）等。其中，ISC3[77]模式属于第一代法规模式，是美国环保局（U.S.EPA）开发的一个复合工业源空气质量扩散模式，其公式利用稳态封闭型高斯扩散方程，适用范围一般小于50km，模拟物质一般为一次污染物；CALPUFF[78]是三维非稳态拉格朗日扩散模式系统，由西格玛研

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

究公司（Sigma Research Corporation）开发，是 U.S. EPA 长期支持开发的首选法规化模型，与传统的稳态高斯扩散模式相比，它能更好的处理长距离污染物传输（50km 以上的距离范围）；RAINS 由 IIASA 于 20 世纪 80 年代末开发，是控制酸雨污染进行决策时的有力工具，包括能量消耗和酸性污染物排放估算、传输和沉降计算等；Models-3/CMAQ[79]是 U.S.EPA 开发的第三代空气质量模型，可同时对多种污染物（SO_2、NO_2、O_3、颗粒物等）和多种污染过程（光化学反应、酸沉降、氮沉降等）模拟计算，进行多尺度、多层网格嵌套模拟；而 CAMx[80]与 CMAQ[81]具有相似性，是美国环境技术公司研发的三维网格欧拉光化学模式，可高效模拟气态及颗粒污染物在大气环境中的排放、扩散、化学反应及移除作用，内嵌颗粒物来源示踪技术 PSAT（Particulate matter Source Apportionment Technology）、臭氧来源识别技术 OSAT（Ozone Source Apportionment Technology）、过程分析和高阶直接解耦的敏感性分析等众多模拟分析技术。

随着大气扩散模式模拟技术在国际空气质量预报的广泛应用与发展，大气扩散模式模拟技术已被广泛应用于环境影响评价、重大科学研究及环境管理与决策领域。目前全球不同地区对于大气扩散模式模拟技术的应用不同。欧洲部分国家开始使用各种不同的模型，如 REM-3（Regional Eulerian Model with 3 Chemistry Schemes）、THOR、CHIMERE 和 EURAD（European Air Dispersion）等对区域大气污染排放影响进行模拟，主要预报大气污染物包括 SO_2、NO_X，PM_{10}、$PM_{2.5}$ 和 O_3 等。美国和中国则较多采用 CMAQ 和 CAMx 等区域空气质量模式对城市空气质量展开模拟。国内外多采用 CALPUFF 等局地空气质量模式对重点企业对周围环境大气污染模拟。

（1）欧美地区

鉴于空气质量模型在大气污染控制中的广泛应用与发展，开发和推广新型的空气质量模型显得尤为重要。自 1970 年到现在，U.S. EPA 和其他机构共同资助开发了三代空气质量模型：70 年代到 80 年代，U.S. EPA 推出了第一代空气质量模型，这些模型又分为箱式模型、高斯扩散模型和拉格朗日轨迹模型，其中高斯扩散模型主要有 ISC、AERMOD（AMS/EPA Regulatory Model）和 ADMS（Atmospheric Dispersion Modeling System）等，拉格朗日模型如 OZIP/EKMA（Ozone Isopleth Plotting Package/Empirical Kinetics Modeling Approach）和 CALPUFF 等，20 世纪 70 年代末 80 年代初，随着对大气边界层湍流特征的研究，研究者开展了大量室内试验、数值试验和现场野外观测等工作，发现高斯模型对许多问题都无法解答，这逐渐推动了第二代空气质量模型的发展；80 年代到 90 年代的第二代空气质量模型主要包括 UAM（Urban Airshed Model）、ROM（Regional Oxidant Model）和 RADM（Regional Acid Deposition Model）在内的欧拉网格模型；90 年代以后出现的第三

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

代空气质量模型是以 CMAQ、CAMx、WRF-CHEM（Weather Research and Forecasting and Chemistry）和 NAQPMS（Nested Air Quality Prediction Modeling System）为代表的综合空气质量模型，即“一个大气”的模拟系统。

其中，美国工业行业主要运用 CAMx、CALMET/CALPUFF 和 AERMOD（AMS/EPA Regulatory Model）等模型模拟电厂、石油和天然气开采等重点行业大气污染排放贡献。例如：Fann 等[82]使用扩展的综合空气质量模型（CAMx），基于美国石油和天然气行业排放清单，模拟年均 $PM_{2.5}$ 和夏季平均每日 8 小时的最大臭氧浓度，进一步分析描述空气质量或与空气污染相关的健康影响；Villasenor 等[83]运用 CALMET/CALPUFF 评估 1999 年 2 月墨西哥工业在坎佩切湾（包括墨西哥东南部的塔巴斯科州和坎佩切州）进行油气勘探和生产的海上作业对 SO_2 排放的影响；Rodriguez 等[84]运用扩展功能的综合空气质量模型（CAMx）模拟美国西部地区 2002 年石油和天然气排放臭氧对周围空气质量的影响；Harley 和 Cass[85]运用欧拉光化学空气质量模型，预测 1987 年 8 月 27 日至 28 日期间加州洛杉矶地区气相、有毒有机空气和污染物的大气传输和化学反应，并对模型性能进行了检验，考虑的物质包括苯、烷基苯、苯酚、甲酚、1，3 丁二烯、丙烯醛、甲醛、乙醛和全氯乙烯等；Barbon[86]等使用空气质量模型 AERMOD 来模拟阿劳卡利亚地区主要工业产生的大气排放的扩散，对位于阿劳卡利亚市工业区的 Getulio Vargas 炼油厂（REPAR）的固定污染源和位于阿劳卡利亚市工业区的主要工业的固定污染源的污染物排放量进行了估计；Xu 等[87]使用地球化学运输模型模拟了北美大陆 2013 年 12 种微量金属浓度（Si、Ca、Al、Fe、Ti、Mn、K、Mg、As、Cd、Ni 和 Pb），用观测结果对模拟的微量金属浓度进行评价；Kommalapati 等[88]使用扩展的综合空气质量模型（CAMx）对休斯顿-加尔维斯顿-布拉佐亚（HGB）地区 2006 年 5 月至 10 月期间的三次臭氧事件进行了光化学模型模拟；Buonocore 等[89]运用社区多尺度空气质量（CMAQ）模型对美国大西洋中部和五大湖下游地区的一系列发电厂的 $PM_{2.5}$、SO_2 和 NO_X 的主要排放贡献进行分析。

另外，欧洲地区针大气污染环境影响研究主要围绕电厂或部分工业区展开，主要运用 CAMx 和 MM5-EMICAT2000-CMAQ 等空气质量模型。例如，Karamchandani 等[90]使用为空气质量模型 CAMx 展示了一个夏季月和一个冬季月的建模研究的结果，利用 OSAT 和 PSAT 分别计算了来源部门对欧洲 O_3 或 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献；Jiménez 等[91]通过使用 MM5-EMI CAT2000-CMAQ 多尺度嵌套空气质量模型对臭氧（O_3）-氮氧化物（NO）-挥发性有机化合物（VOC_S）在地理上高度复杂的地区，例如伊比利亚半岛东北部的 Tarragona 工业区的敏感性机制进行了研究；Castell 等[92]研究了先进的建模技术在电厂评估中应用，采用 MM5 系统和空气质量模型 CAMx 评估了位于西班牙西南部工业区（Huelva）的一座发电厂对臭氧水平的空气

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

质量影响水平。

（2）亚洲地区

亚洲地区对工业行业大气污染物排放模拟研究较多采用 CMAQ 和 FDM 等模型，主要研究工业区域、水泥、铁矿厂等重点排放行业的污染贡献水平。例如，Guo 等[93]应用面向源版本的全球大气研究（EDGAR）社区多尺度空气质量与排放数据库（CMAQ）模型，量化 2015 年德里和周边三个城市昌迪加尔、勒克瑙和斋浦尔的 8 类来源（能源、工业、住宅、行车、越野、农业、露天焚烧和尘埃）对细颗粒物（$PM_{2.5}$）及其成分包括 PPM 和二级无机气溶胶（SIA）即硫酸、硝酸和铵离子的贡献；Abdul-Wahab[94]利用空气质量模型（扬尘模型，FDM）预测了水泥厂扬尘对现有三套住宅的影响，利用排放因子技术估算了水泥厂各种活动粉尘的排放率，并对测得的（高采样器）和预测的（FDM）粉尘浓度值进行了比较；Chaulya 等[95]研究分析印度冬季（1997 年至 1998 年）8 个露天煤矿和 3 个露天铁矿颗粒物排放的空气质量涌向，通过扬尘模型（FDM）和点、面积和线源模型（PAL2）对研究进行了验证，模型输入每个采矿活动的测量排放率、气象数据和各自矿山的相关特征数据。

（3）中国

针对中国大气环境影响评估相关的研究主要运用 ISC3、CALPUFF、CAMx、CMAQ 和 AERMOD 等扩散模型对重点工业源排放的影响进行研究，包括电厂、焦化、水泥和石化行业等等。其中，针对发电厂的排放影响研究包括：薛志钢等[96]运用 ISC3 模型对北京丰热电有限责任公司的 SO_2 和 NO_X 排放对环境空气质量的影响进行模拟，表明该地电厂对受影响区域 SO_2 和 NO_X 年均质量浓度最大贡献值分别为 6.1μg/m^3 和 4.27μg/m^3，通过控制燃煤含硫率在 0.79%、0.5%和 2%以下，SO_2 年均质量浓度最大值分别降到 0.86、0.55、2.17μg/m^3，NO_X 年均质量浓度最大值降到 3.42μg/m^3；薛志钢等[97]在同一年运用 ISCS3 复合工业源模型模拟北京高井发电厂排放对大气环境影响，对受影响区域 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 年均浓度最大值分别为 24.36、10.3、1.35μg/m^3，得出 SO_2 浓度对周边区域影响较大，PM_{10} 影响较小；Zhou 等[98]利用 CALPUFF 模型模拟北京石景山电厂排放导致的 SO_2、NO_X、硫酸盐、硝酸盐、硝酸及一次细微颗粒物大气浓度，进一步估算吸入因子，表明该电厂污染排放物 SO_2、NO_X、硫酸盐、硝酸盐、硝酸及一次细微颗粒物的吸入因子分别为 8.4×10^{-6}、6.0×10^{-6}、6.5×10^{-6} 和 1.5×10^{-6}；赵珂[99]运用 AERMOD 大气扩散模型对北京某燃煤电厂大气颗粒物污染排放进行模拟分析，得出高架点源 TSP、PM_{10}、$PM_{2.5}$ 排放对周围区域环境空气质量的贡献较小；Shi 等[100]采用面向源的社区多尺度空气质量（CMAQ）模型定量估算了我国不同来源部门（电厂、住宅能源、产业、交通、露天焚烧，海盐，风沙和农业）2013 年对 $PM_{2.5}$ 的贡献；Chen 等[101]采用扩

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

展的综合空气质量模型（CAMx），结合颗粒物源解析技术（PSAT）模块，分析了在不同天气模式（海高压、亚热带高压、均衡压力场）下，不同来源（区域、移动和工业点源）对珠三角地区 $PM_{2.5}$ 浓度的影响。

对于焦化和水泥行业，研究主要集中于污染物汞的排放对周边环境的影响。据美国阿贡国家实验室 Streets[52]和蒋靖坤等[102]对 1999 年我国大气汞人为源排放量的估算结果显示，1999 年我国排放总汞量为 536（±236）t，其中，有色金属冶炼占比达 45%，大于燃煤行业排放（占比 38%），其他源（电池、荧光灯生产和水泥生产是最大源）占比达 17%；王定勇[103]对重庆市 2001 年大气汞排放量的估算结果表明，重庆市最大的人为排放汞是燃煤排放源，贡献占比达 57%，其次是排放量约为 1.51t，贡献率为 17%的水泥制造业；张乐[104]对汞排放因子进行了研究，结果表明水泥行业立窑加布袋除尘器排放水平为 6.9mg/t，立窑加湿式洗涤除尘器为 140.5mg/t，回转窑加静电除尘器为 22.9mg/t，回转窑加布袋除尘器为 13.9mg/t（综合正常运行与停机两种工况）；张成等[105]针对重庆市 3 家新型干法水泥厂汞排放特征，研究得出其汞排放因子为 36-49mg/t，明显低于以往水泥行业采用的国外汞排放因子；王凌青等[106]认为大型燃煤电站大气汞的排放对区域环境具有危害性，并且这种危害性具有隐蔽性和潜在性；郑剑铭[107]研究得出燃煤电站周边地表大气汞浓度随距离增加呈现驼峰形递减的分布规律，而周边土壤的汞含量也远大于世界土壤汞平均浓度 0.030mg/kg，同时大于全国土壤背景汞浓度 0.065mg/kg；王晓浩等[108]研究发现电厂周边大气汞和土壤汞的增高与电厂排放烟气有直接影响。

针对石化行业，由于石油有机物特性，所产生的无组织 VOCs 较多，因此对于石化行业环境影响评估的研究主要集中于 VOCs 的排放影响。如 Cetin 等[109]研究发现，土耳其地区的某炼油企业 VOCs 主要组分为一氯甲烷，且环境空气中 VOCs 的浓度与炼油企业的排放有关，并呈现一定的季节变化规律；Kalabokas 等[110]分析了希腊某炼油企业周边环境空气中 VOCs 的浓度及变化规律，表明此炼油企业的主要污染成分是烷烃和烯烃；Mo 等[111]研究发现珠江三角洲地区的某石油化工基础化工及氯化工厂环境空气中 VOCs 的主要组分为丙烷、丙烯，乙烷、异丁烷；Liu 等[112]研究发现台湾高雄地区某石油炼化厂主要污染组分是甲苯和苯，且受风速和风向的影响，污水处理区域及工厂东口 VOCs 排放浓度高于其他采样点；邵敏等[113]研究发现北京燕山石化厂区及辅助设施区 VOCs 主要组分为烯烃和芳香烃；张晗等[114]研究发现石化行业污水处理场主要污染组分为芳香烃和直链烃，苯的浓度和检出率最高；Wei 等[115]在北京某炼油企业厂界下风向共检测出 51 种 VOCs，主要污染组分是烷烃；王清[116]研究发现炼油企业的蒸馏工艺在停工期间废气的排放规律表现为停工期间 VOCs 浓度高于正常生产期，且装置经过吹扫等处理措施后 VOCs 的浓度仍很高；程水源等[117]研究发现北方某炼油企业春夏季厂界环境空气

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中 VOCs 主要组分为 C3-C8 物质，其中异丁烷、丙烯、苯浓度最高；李勤勤等[118]对珠江三角洲地区某炼油企业炼油装置区和化工装置区 VOCs 进行了研究，发现早晚浓度均高于中午，污水处理场 VOCs 浓度呈现双峰变化；刘景峰等[119]对储油罐区大气中非甲烷总烃进行定量分析，结果表明，储油罐区非甲烷总烃浓度较低，但烷烃和烯烃浓度较高。

2.2 钢铁行业大气排放清单研究

2.2.1 国内外钢铁行业大气污染物排放清单研究

根据现有研究表明，钢铁行业属于工业过程源主要的排放源[3-5]。主要是由于钢铁厂的烧结、球团、炼铁和炼钢等生产工序会排放大量的 PM、SO_2、NO_X 等大气污染物。其中，SO_2 和 NO_X 等气态污染物在大气中经过复杂的光化学反应和成核凝结聚集过程形成二次气溶胶，造成降水酸化，使能见度降低，并且对人体健康产生极大危害[120]。目前，国内外现有针对钢铁行业排放清单的研究主要围绕钢铁行业的部分重要工序（例如烧结、球团、炼铁和炼钢等）展开。

（1）国外研究

目前关于国外钢铁行排放清单的相关研究较少，学者们较多将钢铁行业作为重要工业源之一进行核算，而不是将钢铁行业作为单一部门来进行大气污染物排放清单研究。例如，Lee 和 Pacyna[121]编制了钢铁厂和水泥厂为主要来源的阳离子钙的工业排放清单，基于国家使用生产和消费统计活动水平数据，应用文献中提供的排放因子数据，进行污染物排放的空间分配；Ohara 等[33]采用排放因子法，开发了 1980-2020 年亚洲区域人为源排放清单，预测了亚洲 2010、2020 年 SO_2、NO_X、CO、NMVOC、BC 和 OC 等污染物排放情况，其中钢铁行业属于工业部门；Sugiyama 等[122]编制了包括钢铁行业在内的 40 个部门的高分辨率的 $PM_{2.5}$ 排放清单，其中，清单核算是通过将每种燃料类型的能源消耗估算值与 PM_{10} 排放因子结合计算，排放因子主要包括各个部门的除尘技术去除率和 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的质量比；Zhang 等[31]采用排放因子法，建立了 2006 年亚洲区域包含钢铁行业在内的人为源排放清单，估算了 SO_2、NO_X、CO、PM_{10}、$PM_{2.5}$ 等排放量，并给出了钢铁行业烧结、炼铁和炼钢工序 CO、$PM_{2.5}$ 排放因子；Bang 等[123]采用自下而上和自上而下相结合的方法建立，芹苴市（越南）大气污染排放清单，其中交通和工业活动（钢铁行业等）是两种主要的排放源；Alyuz 和 Alp[124]建立了 2010 年土耳其有机和无机化学品、矿物产品、冶金（钢铁）、石油炼制、木制品、食品工业的 CO_2、PM、SO_X、CO、NO_X、VOC、NH_3 和 N_2O 排放清单，其中钢铁工业和矿业是土耳其工业重要的排放源。

（2）国内研究

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

大气污染源排放清单建立方法主要有在线监测法[125]、污染源调查法[126]、排放因子法[125]等。其中，污染源调查法的数据来源于环保部门，精确度较高；排放因子法的数据精度存在着一定的不确定性，但鉴于其数据可获取性强，因此排放因子法应用最为广泛[125]；而在线监测法是通过排口的连续监测设备来获取实时排放量，精确度最高[127]。近年来，中国污染源在线监测数据质量逐年提高，为编制钢铁等工业源排放清单提供了新的思路。

关于钢铁行业排放清单研究，现有研究更多集中于核算包含钢铁行业在内的多部门排放清单（例如工业源排放清单和人为源排放清单）。其中，以整个亚洲或者全国为研究对象的钢铁清单研究包括：Streets 等[30]建立的 TRACE-P（Transport and Chemical Evolution over the Pacific，基准年 2000 年）、Zhang 等[31]建立的 INTEX-B（Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B，基准年 2006 年）、Ohara 等[33]建立的 REAS（Regional Emission inventory in Asia）以及清华大学团队开发的中国多尺度排放清单模型 MEIC[128]（Multi-resolution Emission Inventory for China）等清单。以中国省市为研究对象的钢铁清单，包括 Zhou 等[61]采用自下而上的方法，编制了中国江苏省包含钢铁行业在内的多部门高分辨率排放清单，包括 SO_2、NOx、CO、NH_3、挥发性有机化合物（VOCs）、总悬浮颗粒物（TSP）、PM_{10}、$PM_{2.5}$、黑碳（BC）、有机碳（OC）和 CO_2。以上清单研究均较为系统地研究了中国的大气污染物排放情况，也得到了广泛应用。然而，上述清单中钢铁行业均被划分到整体的工业部门中，而不是作为单独的部门进行清单计算。

此外，由于中国钢铁行业大气污染源排放清单研究起步较晚，现有针对钢铁行业单部门的排放清单研究，主要围绕局部区域或省市钢铁行业的重点工序（烧结、球团、炼铁和炼钢等）展开，较少针对钢铁行业全国范围全工序大气污染物排放清单研究。例如，伯鑫等[125]针对目前京津冀地区钢铁行业大气污染物排放量基数不清以及排放清单缺失的现状，以钢铁行业调研、企业在线监测以及污染源调查等数据为基础，综合考虑钢铁行业具体工艺设备、环保措施和产能等信息，按照自下而上的方法建立了一套高时空分辨率的钢铁行业排放清单；Zheng 等[129]采用排放因子法，建立了 2006 年珠三角区域人为源排放清单，估算了 SO_2、NO_X、CO、PM_{10}、$PM_{2.5}$ 和 VOCs 等排放量情况；李佳等[39]基于排放因子和活动水平数据，采用排放因子法估算了 2014 年唐山市钢铁企业 SO_2、NO_X、CO、PM_{10}、$PM_{2.5}$、VOCs 等污染物排放量；段文娇等[130]编制了 2015 年京津冀地区钢铁行业清单，重点工序包括焦化、烧结、球团、炼铁、炼钢、轧钢等；雷宇[131]基于 2005 年中国重点钢铁企业的烧结、炼铁、转炉炼钢、电炉炼钢等重要工序的污染物排放因子，采用排放因子法编制了 2005 年 87 个重点大中型钢铁企业点源排放清单。

另外，通过对现有研究进行总结，发现已有研究主要应用文献中的排放因子数

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

据，缺少表征时空变化的实时监测数据，无法反映在现状控制水平条件下污染物排放水平。例如，王堃等[132]和赵羚杰[120]根据文献调研等排放因子的数据，与年鉴等资料相结合，建立了2011年至2013年中国钢铁行业大气排放清单；Wu等[3]采用排放因子法核算了2012年全国各个省份钢铁行业排放清单，包括四种气态空气污染物（SO_2、NO_X、VOCs和PCDD/Fs）和颗粒物（$PM_{2.5}$（颗粒物直径小于2.5μm）和TSP（总悬浮微粒））；Wang等[4]自下而上建立了基于机组的钢铁行业大气污染物排放清单，其中排放因子其中来源于现有文献或相关手册排放因子，结果表明，2000年来源于后气态污染物和颗粒物的排放呈逐渐增加的趋势，而优先控制的重金属（包括Hg、Pb、As、Cd、Cr、Ni）的排放在1990年至2005年期间呈现短期波动；Wang等[5]采用排放因子法自下而上建立了2010年至2015年的中国钢铁行业基于机组的SO_2、NO_X、$PM_{2.5}$、PM_{10}和TSP排放清单；Gao等[133]基于自下而上的排放因子法（政策文件等）建立了中国钢铁工业的空气污染物清单，并分析了我国钢铁工业大气排放总量的时空特征。

综上，现有针对中国钢铁行业排放清单的研究关注的排放工序不同[130,134,135]，且多集中于单个工序大气污染排放分析，缺少对钢铁行业全部工序进行分析；或针对不同的研究区域，则多集中于单个钢铁企业或者特定区域钢铁行业研究（某省、某城市等）[39,69,136-138]，缺乏对中国钢铁行业整体大气污染情况的综合研究；或针对全国排放清单，钢铁行业被划分到整体的工业部门中，而不是作为单独的部门进行清单计算[33]。

值得注意的是，现有研究表明实时监测的在线数据可以很大程度提高大气污染排放估算的准确性。例如，Tang等[139]，Karplus等[140]和De Gouw等[141]使用CEMS数据研究了火电厂的排放行为。然而，中国现有的钢铁行业排放清单，均根据平均排放因子来估算排放量，缺乏根据实测数据获得的排放因子[3-5,142,143]。但是，通过对相关参数、技术以及钢铁厂的运行状况进行假设，估算得到的排放因子具有高度的不确定性。不仅如此，现有清单中的排放因子是单一且不变的，无法反映单个设备的异质动态特征[5,142]。基于上述情况，本文拟建立的中国钢铁行业大气排放清单，是通过引入钢铁行业小时维度实时监测数据（CEMS），以获得直接的、实时的和动态的排放因子，从而得到更精确的排放清单核算结果。不仅如此，本文构建的清单是全国范围的、全工序的、高时空分辨率的中国钢铁行业大气排放清单。

2.2.2 国内外钢铁行业大气污染物排放环境影响研究

（1）国外研究

目前，针对全国或区域钢铁行业大气污染物排放影响研究较少，主要研究围绕

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

单个钢铁厂或几个钢铁厂展开。例如，Gulia 等[144]运用 CALPUFF 和 AERMOD 对印度卡纳塔克邦 Bellary 地区钢铁工业近场区域 NO 浓度评估的验证，并通过比较监测和预测污染物来统计描述模型的性能；Abdul-Wahab 等[145]利用 CALPUFF 模型研究阿曼马斯喀特一家钢铁厂 SO_2、CO、NO_X 和 PM_{10} 的地面浓度。结果表明，冬季 NO_X 浓度水平超过了美国环境保护署（U.S.EPA）标准规定的允许浓度，SO_2、CO 和 PM_{10} 的模拟结果均在允许的浓度范围内。

（2）国内研究

中国国内的钢铁产量需求大，所产生的污染排放也给城市大气环境造成了一定压力[146,147]。虽然中国大气排放政策针对的重点区域（如“2+26”区域等）中的钢铁联合企业已经开始采用先进的生产设备和环保措施，能有效减少污染物排放量，但由于中国重点区域的钢铁企业普遍位于居民密集区，其大气排放所导致的环境污染仍是国民关注的重要问题之一[125,147]。例如，2013 年唐山空气质量在河北省排名倒数第四，而冶金行业（主要指钢铁行业）是当地重要支柱行业和 $PM_{2.5}$ 贡献来源（贡献率为 20.67%）[147]。

现有针对钢铁企业对大气环境影响分析的研究，已有部分学者采用数值模型对部分区域排放 PM 进行了模拟，发现工业源贡献最大的为钢铁冶金行业[69,136-138]。例如，Song 等[148]基于北京市 PM_{10} 排放清单，采用 CALPUFF 模拟了 2000 年 1 月 1 日到 2000 年 2 月 29 日 PM_{10} 污染情况，结果发现首钢对石景山工业区 PM_{10} 污染浓度贡献达到了 46%，而对北京中心以及东部地区影响不大；温维等[149]分析了唐山市金属冶金（钢铁）行业对 2012 年 7 月的 $PM_{2.5}$ 贡献情况，结果表明金属冶金工业贡献达 22.6%；陈国磊等[150]研究结果表明，2013 年承德市冶金行业对当地 $PM_{2.5}$ 贡献为 13.3%；李珊珊等[151]京津冀部分城市 2014 年发布的污染源解析结果显示，北京、天津、石家庄等本地工业源对其 $PM_{2.5}$ 贡献为 17%-25.2%。此外，部分学者对城市钢铁厂大气污染源解析和钢铁企业大气污染等角度进行研究。例如，张文艺等[152]通过对马鞍山市能源结构、历年工业用煤量、SO_2 排放总量、酸雨发生频率和硫酸盐化速率等数据资料分析，认为该市 1996-2000 年大气 SO_2 污染贡献主要来源于钢铁工业点源；陈鹏[153]通过对 2008 年重庆市主城区大气 PM_{10} 来源进行解析研究，采用因子分析法确定主要污染源，利用二重源解析技术进行解析，发现钢铁尘的分担率为 5.40%；张洁和和韩军赞[154]针对钢铁企业颗粒物 PM 的排放情况进行研究，并形成了排放图谱。综上，现有研究主要集中在 SO_2、$PM_{2.5}$、PM_{10} 等污染物对大气环境影响分析，缺少从宏观角度（钢铁行业战略环境影响评价）分析中国整个钢铁行业对区域空气质量的影响。

研究钢铁行业排放的环境影响最常用的模型是扩展综合空气质量模型（Comprehensive Air Quality Model Extensions，CAMx）[155]。CAMx 是美国环境技

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

术公司开发的三维空气质量模式，可模拟气态与粒状污染物，PSAT 是 CAMx 数值模型中的重要工具，能解析不同区域、不同种类污染源排放对颗粒物的贡献[156]。至今，CAMx 在国内相关研究获得了广泛应用[157,158]，并在中国区域进行了一系列大气环境质量模拟和验证，相关研究主要集中在城市、区域、全国的污染传输和来源解析等方面[159-162]。例如，伯鑫等[147]采用 CAMx 模拟分析 2012 年京津冀地区钢铁行业大气污染物对区域空气质量的贡献情况，认为冬季京津冀钢铁企业对整个区域 $PM_{2.5}$、SO_2、NO_X 最高浓度贡献比例分别为 14.0%、28.7%、43.2%，夏季分别为 13.1%、28.7%、53.4%；黄晓波等[163]采用 CAMx 和 CMAQ 模型对 2013 年 12 月珠三角地区细 PM 污染模拟效果开展对比评估；王雪松和李金龙[164]采用 CAMx 模拟分析了 2000 年 6 月 25 日至 7 月 2 日北京市城近郊区人为源排放 VOCs 对北京臭氧生成的贡献；薛文博等[165]采用 CAMx 定量模拟了 2012 年火电行业主要大气污染物排放对全国城市环境空气质量的影响，结果表明火电行业对全国城市 SO_2、NO_2、$PM_{2.5}$ 年均浓度平均贡献率分别为 15.6%、19.6%、8.5%；汪辉等[166]基于 Models-3/CMAQ 模式搭建了一套适用于辽宁省的空气质量模式化系统，开展辽宁省 $PM_{2.5}$ 传输规律及大气污染特征的研究；宗亚楠等[156]应用 WRF-CAMx 模式，对福州地区 2013 年 1、4、7 和 10 月污染物的传输过程进行模拟；张婷慧等[167]以徐州 2016 年 1 月的污染事件为例，基于 WRF-CAMx 空气质量模型系统对细颗粒物污染过程进行全面的模拟与分析。

综上，CAMx 是国内一系列大气环境质量模拟和验证的有效工具[168-170]，被广泛用于研究钢铁行业大气污染物对环境的影响评估。但在中国已经对钢铁企业等采取超低改造等措施的情况下，目前缺少针对中国钢铁企业现状情景以及超低改造情景下对区域空气质量影响的研究。因此，本文采用 CAMx 模型对中国钢铁行业大气污染物排放的历史情景、标准执行情景、现状情景以及未来情景（超低改造）展开模拟研究[171,172]。

3 研究内容及技术路线

3.1 研究对象

本文的研究对象为中国钢铁行业大气污染物排放。钢铁行业涉及工序较多，主要包括烧结（球团）、焦化、炼铁、炼钢和轧钢等[132,173,174]。其中，发达国家钢铁行业主要以短流程电炉炼钢为主，而中国以长流程高炉转炉炼钢为主[175-182]。炼铁前段流程（烧结、高炉等）是大气污染物主要排放环节，存在能耗大以及污染物排放量大等问题[125,183]。本研究核算钢铁行业大气污染有组织排放量，从工序角度，基

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

于现有研究范围[3,125,130,184,185]以及钢铁行业排放标准规定的主要工序，本研究主要核算烧结、球团、焦化、高炉、转炉、电炉和轧钢工序排放量。钢铁行业不同工序排放的大气污染物也有所不同，根据《污染源源强核算技术指南—钢铁工业》和《城市大气污染物排放清单编制技术手册》等文件[186,187]，本研究针对钢铁行业各个生产工序的几种主要排放物，如 SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC、EC、CO 和 VOCs（相关污染物因子是 CAMx 模拟的重要物种），进行分析核算。具体的钢铁企业工艺流程及排污节点见图 3-1，各工序环节大气污染物因子（见附表 2）。

主要污染物及其排放工序如下：

（1）PM。PM 排放量取决于各环节烟/粉尘的产生量及除尘器的除尘效率[171]。目前钢铁企业除尘器多为袋式除尘器和静电除尘器，除尘效率多在 99%以上。本研究针对 PM 排放主要包括 PM_{10}，$PM_{2.5}$，BC，OC 和 EC 五种污染物。

（2）SO_2。烧结和球团工序是钢铁联合企业排放 SO_2 的主要工序，一般占企业 SO_2 总排放量的 80%以上，硫主要来源于烧结、球团用矿和燃料用煤。一般来说，在燃烧过程中，原料和燃料中 80%以上的硫以 SO_2 形式排放，原料和燃料中含硫率越高，向外排放的 SO_2 量越大。

（3）NO_X。烧结工序是钢铁企业排放 NO_X 的主要工序，其他工序球团、焦化以及热处理炉等也会产生相应的 NO_X。目前，钢铁脱硝技术成熟度整体低于脱硫技术。

（4）VOCs。钢铁企业 VOCs 的主要排放源有烧结、球团、焦化、转炉、电炉和轧钢。一般情况下，烧结和焦化是钢铁行业 VOCs 排放的最主要来源。

（5）CO。钢铁企业 CO 的主要排放源有烧结、高炉、转炉、电炉和轧钢，其中烧结和高炉工序是钢铁企业 CO 的主要排放源。

针对烧结机尾工序，本研究核算烧结机尾 PM 排放，由于在现有标准下钢铁行业大气污染物排放标准中，如，钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准（GB 28662-2012）以及钢铁行业超低排放标准[6,188]，对烧结机尾的大气污染物排放限值针对颗粒物排放进行限制。另外，现有研究对于钢铁行业烧结机尾的污染物排放核算主要针对颗粒物（$PM_{2.5}$ 等）[5]。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

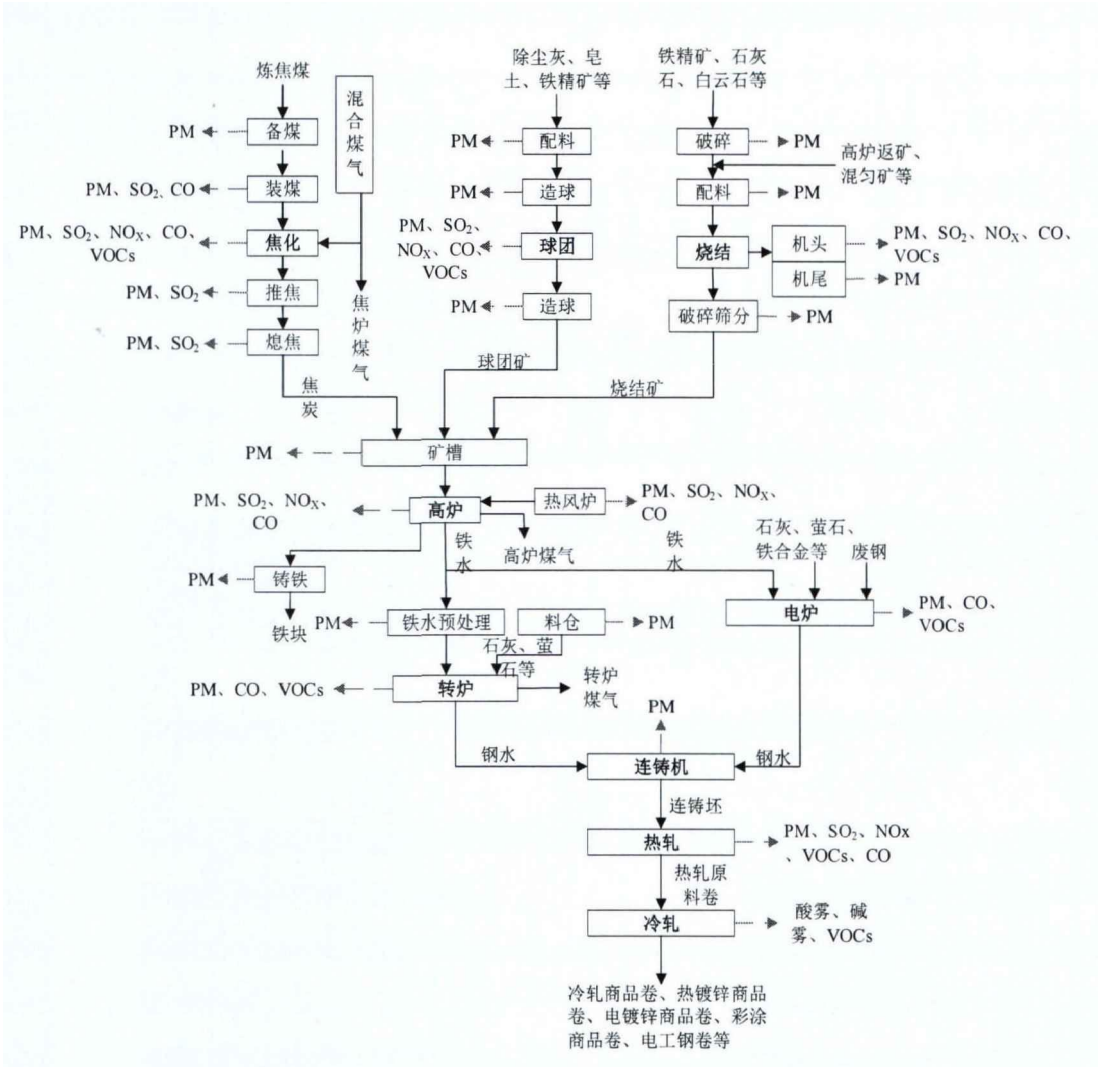


图 3-1 钢铁企业流程及排污节点图

自 2012 年至今，中国钢铁行业的产能、产量、生产技术以及环保标准等变化较大，本研究拟从不同的时间情景视角，对中国钢铁行业大气污染物排放特征与其环境影响进行研究。本研究分别以 2012 年作为历史情景、2015 年作为标准执行情景、2018 年作为现状情景以及未来年为未来情景，相关年份选择的主要依据如下：

（1）2012 年（历史情景或者现有标准执行情景），中国针对钢铁行业发布了多项污染物控制标准，要求执行现有企业排放标准。因此推动了中国钢铁行业环保设施升级及污染物减排等工作，造成 2012 年钢铁排放浓度水平和因子水平发生了变化。

（2）2015 年（新建标准执行情景），中国要求钢铁行业执行新建企业排放标准。此外，受经济下行影响等因素影响，2015 年中国粗钢产量首次下降，造成 2015 年钢铁排放浓度水平、因子水平以及活动水平发生了变化。

（3）2018 年（现状情景或者超低标准开始执行情景），5 月发布的文件《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》要求钢铁行业开始执行超低排放标准，

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

部分钢铁企业开始超低改造。从而推动了中国钢铁行业环保设施升级及污染物减排等工作，造成2018年钢铁排放浓度水平、因子水平和活动水平发生了变化。

（4）未来年，2019年4月发布的《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》（环大气[2019]35号）要求“到2025年底前，重点区域钢铁企业超低排放改造基本完成，全国力争80%以上产能完成改造”。从而可以预计未来中国钢铁行业排放浓度以及因子水平等会进一步降低。基于此，本研究考虑了两种未来年情景：1）未来情景I，假设中国钢铁行业未来产量（活动水平）与2018年现状不变，但各工序全面达到了超低标准；2）未来情景II，假设中国人均粗钢消费量达到了发达国家水平（电炉钢比例上升，转炉钢比例下降），各工序全面达到了超低标准。

3.2 研究内容

本研究以中国钢铁行业大气排放源为研究对象，基于全国钢铁企业污染源排放在线监测（CEMS）数据，开展中国钢铁行业大气污染物排放浓度及环境影响研究。本文的实证研究共分为3个部分：

（1）基于中国钢铁企业污染源排放在线监测（CEMS）数据，通过提取、数据挖掘等，分析2015-2018年不同维度主要工序排放浓度变化情况（年均/月均）、达标分析（烧结机头、烧结机尾、球团焙烧），开展钢铁企业烟气超低改造潜力分析。

（2）利用中国污染源排放在线监测（CEMS）数据和环境统计数据资料，开发了一套快速更新中国钢铁大气排放清单的方法，建立了基于生产工艺的中国钢铁行业大气污染物排放清单管理系统，自下而上编制2012、2015和2018年基于工序的高分辨率中国钢铁企业大气污染源排放清单。同时，提出了未来年中国钢铁行业大气排放清单模型建立方法；提出了本研究的钢铁清单与现有清单的区别；并进行了不确定性分析。

（3）采用数值模型CAMx模拟分析2012年（历史情景下）、2015年（标准执行情景下）、2018年（现状情景下）和未来年（2种情景下）全国尺度钢铁企业大气污染环境影响，分析中国钢铁行业对各个省份、“2+26”城市、长三角城市和汾渭平原城市（见附表3）的污染贡献。

3.3 技术路线

本文在明确研究目标的基础上，通过对大量的文献总结与分析，针对中国钢铁行业大气污染排放特征和环境影响进行研究。本研究2012年排放清单建立主要基于环境统计数据、环境影响评价数据等，依据中国钢铁行业生产设备规模，生产能

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

力等，分级核算不同规模企业排放量水平。本研究 2015 年和 2018 年排放清单建立则主要基于 2015 年和 2018 年在线监测数据，结合环统数据各个工序的活动水平数据，核算 2015 年和 2018 年排放清单。最后，基于不同排放标准和情景下，分析中国钢铁行业大气排放对环境的影响。具体的技术路线如图 3-2 所示：

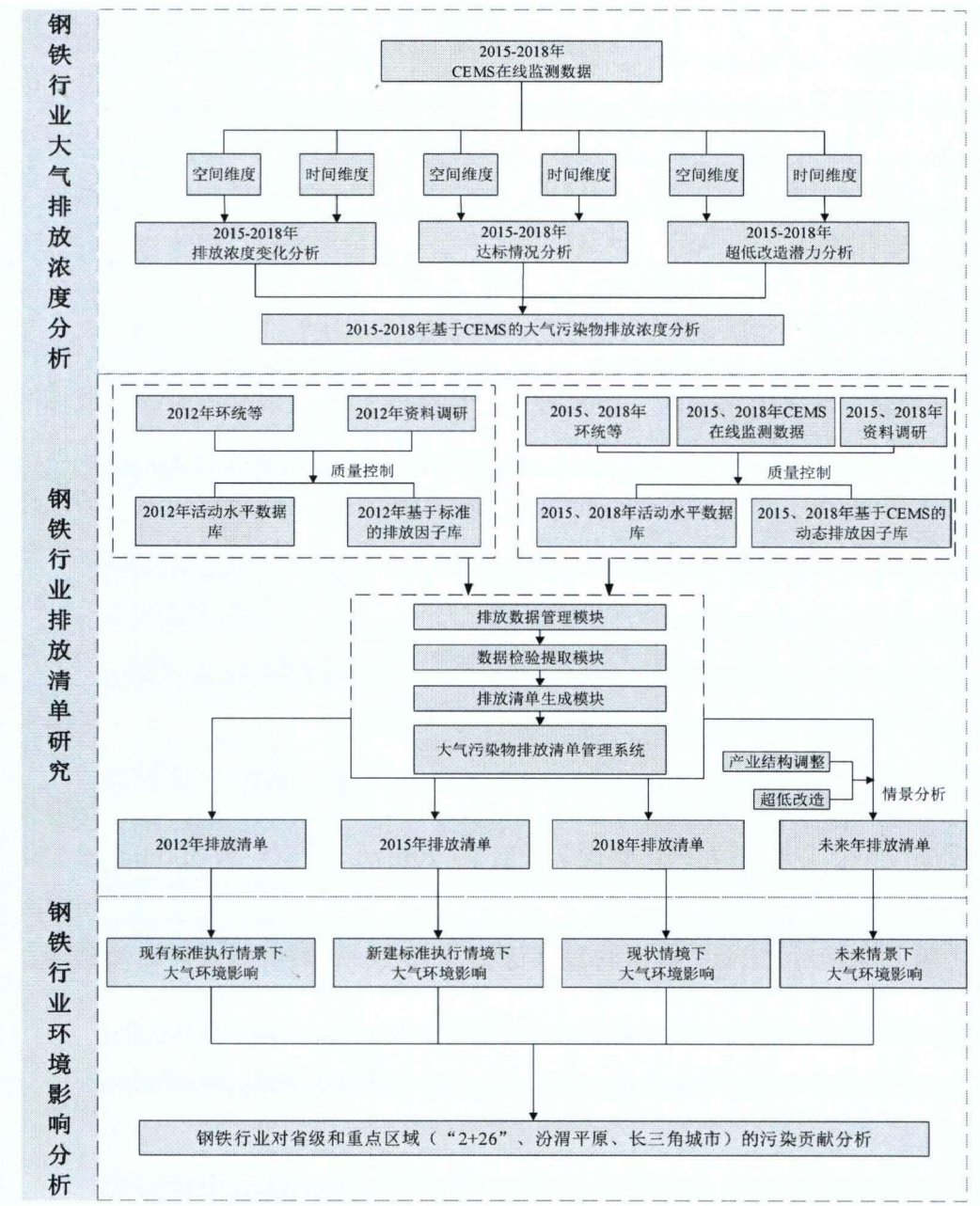


图 3-2 技术路线图

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

4 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度分析研究

中国大气排放的主要工业源包括火电、钢铁、水泥等，自2014年开始，火电行业开展大规模超低改造工作，开始执行超低排放标准（PM为10mg/m^3、SO_2为35mg/m^3、NO_X为50mg/m^3）。随着火电行业超低改造大面积推广以及大气污染物显著减排，大气污染控制方向逐渐由电力行业转向非电行业（钢铁、水泥行业等）。

中国钢铁行业大气污染物排放浓度受排放标准、环保工艺技术和经济效益等多重影响。2012年，中国针对钢铁行业发布了多项污染物控制标准，推动了中国钢铁行业环保设施升级、污染物减排等工作。自2015年起，中国钢铁行业大气排放标准、政策逐渐加严。例如2015年1月1日起，现有企业执行新建标准（烧结机头执行PM为50mg/m^3、SO_2为200mg/m^3、NO_X为300mg/m^3）；2017年，《关于征求<钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准>等20项国家污染物排放标准修改单（征求意见稿）意见的函》规定了烧结工序PM、SO_2和NO_X的特别排放限值的修改值（20mg/m^3、50mg/m^{3}和100mg/m^3）；2018年《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》；2019年《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》规定，烧结机头及球团焙烧烟气超低标准为PM为10mg/m^3、SO_2为35mg/m^3、NO_X为50mg/m^3，其他污染工序执行PM为10mg/m^3、SO_2为30mg/m^3（焦炉烟囱）和50mg/m^3（热风炉、热处理炉）、NO_X为150mg/m^3（焦炉烟囱）和200mg/m^3（热风炉、热处理炉），2020年底前完成60%左右产能超低改造，在2025年底前完成80%左右产能超低改造。全国具备改造条件的钢铁企业力争实现超低排放，超低标准比国外标准严格（以烧结为例：德国为PM为20mg/m^3、SO_2为500mg/m^3、NO_X为400mg/m^3；澳大利亚，PM为10mg/m^3、SO_2为200mg/m^3、NO_X为100mg/m^3）。

之前，国家对CEMS数据的数据传输、考核、管理等没有严格的规定。2014年，国家陆续发布了“关于2014年上半年污染源自动监控数据传输有效率考核工作的通报”（环境保护部环办函[2014]978号）、《关于加强环境保护与公安部门执法衔接配合工作的意见》（环发[2013]126号）、“国务院办公厅关于转发环境保护部“十二五”主要污染物总量减排考核办法的通知”、“国务院关于印发“十三五”节能减排综合工作方案的通知（国发[2016]74号）”等系列文件，要求对自动监控数据传输有效率开展季度考核（“十二五”期间污染源自动监控数据传输有效率75%，2020年污染源自动监控数据有效传输率保持在90%以上），并严厉打击CEMS数据的造假行为（CEMS数据造假入刑等），并规定钢铁行业实施自动监控的主要大气污染物产排污节点（烧结、球团、炼焦、炼铁、炼钢等）。

2015-2018年，中国钢铁行业大气排放标准逐年加严，推动了中国钢铁行业环保设施升级、污染物减排等工作。中国钢铁行业产量增长与排放浓度下降的“脱钩”

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

是否实现？中国钢铁行业主要工序大气排放浓度是否有效控制。目前，已有研究多集中在钢铁排放清单及单个钢铁厂的烟气组分检测等研究，仍缺乏对中国钢铁各工序浓度随时间变化情况进行整体评估。

此外，中国于2013年发布《大气污染防治行动计划》即“大气十条”。到2017年，“大气十条”确定的目标如期实现，全国空气质量总体改善，京津冀、长三角、珠三角等重点区域改善明显，也有力推动了大气污染防治的新机制基本形成。但大气污染形势仍然不容乐观，个别地区污染仍然较重。京津冀地区仍然是全国环境空气质量最差的地区，河北、山西、天津、河南、山东 5 省市优良天气比例仍不到60%，汾渭平原近年来大气污染不降反升。此后，国务院于2018年6月27日发布《打赢蓝天保卫战三年行动计划》。其中，《行动计划》强调，大气污染防治的重点区域是京津冀及周边（即“2+26”城市）、长三角和汾渭平原，重点行业和领域是钢铁、火电、建材等行业以及“散乱污”企业、散煤、柴油货车和扬尘治理等领域。

针对上述问题，本研究以2015-2018年中国钢铁烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟囱排放口在线监测数据为研究对象，通过提取、数据挖掘等，计算得到排口浓度变化情况和达标情况，并对重点区域（“2+26”城市、长三角和汾渭平原）的钢铁行业大气排放进一步分析，为国家钢铁行业环境管理与决策工作、钢铁大气排放标准评估等提供科学技术支撑。

4.1 数据来源及分析方法

4.1.1 数据来源

本研究的CEMS数据主要来源于生态环境部生态环境执法局的CEMS数据库（原始数据未公开）。从时间维度来看，自2015年开始钢铁行业CEMS烟气排放浓度数据质量较高；从环境局CEMS数据库结果显示，CEMS设备主要安装在烧结机头、烧结机尾、球团焙烧，其他工序安装CEMS设备的排口数量相对较少。因此，本研究聚焦2015-2018年中国钢铁主要工序（烧结机头、烧结机尾、球团焙烧）在线监测数据。

研究年份为2015-2018年，研究区域包括中国大陆29个省、自治区及直辖市（香港、澳门、台湾、西藏地区暂不考虑）。

2018年中国安装CEMS烟气在线监测设施的钢铁企业总计361家（烧结机头、烧结机尾、球团焙烧在线监测排口 1004 个）。CEMS 数据包括各企业排口污染物数据、各省2018年在线监测口数量（见附表4）以及安装CEMS的钢铁企业位置信息（见图4-1）。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



图 4-1 中国 2018 年烟气在线监测工序为烧结机头、烧结机尾、球团焙烧的钢铁企业分布

4.1.2 数据分析方法

为了保证数据的准确性和代表性，本研究对在线监测数据开展质量控制，筛选剔除负值、异常值、空值等。为了确保 CEMS 数据传输的质量及可靠性，我国制定了详细的技术规范及导则，并随机抽查企业[189]，进行企业之间的数据比对，以发现异常值[190]，从而规范 CEMS 在线监测网络[191,192]。然而，由于存在技术性误差，CEMS 数据中仍然存在无效、零值和异常观测值。对此，本文依据相关文件及

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

规范处理此类数据。其中，《固定源排放烟气连续排放监测规范（HJ/T75-2007）》规范假设在历史水平附近处波动，并持续24小时以上的空值或零值（本研究将其设置为月平均值），建议用该时间段前后时间节点的有效CEMS数据的算术平均值补充缺失值[190]。此外，通过数据可视化检查每个观察结果，以识别异常值（尤其是位于CEMS测量范围内的异常值），对此类异常值，与处理空值方式类似，即依据HJ/T75-2007规范处理[190]。时间序列聚类分析用于分析逐时和长期污染物的排放趋势。主要指标有两个：达标率和平均排放浓度，分析周期分为时、日、月和年。

分别按照《钢铁烧结、球团工业大气污染物排放标准》（GB 28662-2012）新建钢铁企业大气污染物排放浓度限值、《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》（环大气[2019]35号）钢铁企业超低排放指标限值（见附表5），采用逐时的排口数据进行新建标准和超低标准下的达标分析，即企业排口超标定义为某排口某小时的平均浓度超过排放限值，则计该排口该小时的污染物排放超标1次。

按照公式（4-1）对排口达标情况进行统计分析，各省的小时达标率为该省所有排口小时达标率的加权平均。

$$M_j = \sum t_{i,j} / \sum T_i \qquad \text{公式（4-1）}$$

式中 M_j——不同标准下的污染物 j 的小时达标率；

$t_{i,j}$——不同标准下的排口 i 污染物 j 的达标小时数；

T_i——排口 i 总运行小时数。

4.2 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度年均变化分析

分析钢铁行业大气排放浓度变化趋势是评估钢铁排放标准效果的重要基础。为满足中国经济和社会快速发展的需要，2015-2018年期间中国钢铁粗钢产量由8.04亿t增长到9.28亿t。从中国主要工序排口大气污染物年均排放浓度变化来看，2015-2018年各工序排口年均浓度基本保持下降趋势，其中烧结机头PM_{10}、SO_2和NO_X年均浓度分别下降19.05%、14.97%和0.46%；烧结机尾PM_{10}年均浓度下降20.92%；球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X年均浓度分别下降16.14%、10.63%和6.98%（图4-2）。其中，NO_X下降幅度明显低于其他两种污染物，主要是因为NO_X排放控制标准（例如烧结机头新建标准300mg/m^3）相对较高，企业脱硝设备覆盖率低。2015-2018年，中国钢铁粗钢产量与主要工序大气污染物年均排放浓度的变化趋势，呈现相反的特征，说明近年来对于钢铁行业污染控制效果较好。

从图4-3可以看出，近年来，随着城市钢厂搬迁、淘汰落后产能、环保政策加严等，中国钢铁产量的增长速率低于主要工序污染物浓度年均值的下降速率。中国钢铁各主要工序在2015年开始执行新建排放标准。但由于环保政策逐年加严，钢

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

铁行业逐年升级环保改造，各主要工序大气污染物排放浓度（SO_2 和 PM_{10}）趋向超低标准，进一步说明近年来钢铁厂脱硫、除尘设备的大量增加，大气污染控制效果较好。2015-2018 年，中国烧结机头的 NO_X 年均排放浓度略有上升（但整体低于新建标准 300mg/m^3），说明这期间中国烧结机头整体没有开展大规模的脱硝工作，NO_X 还有很大的减排空间。

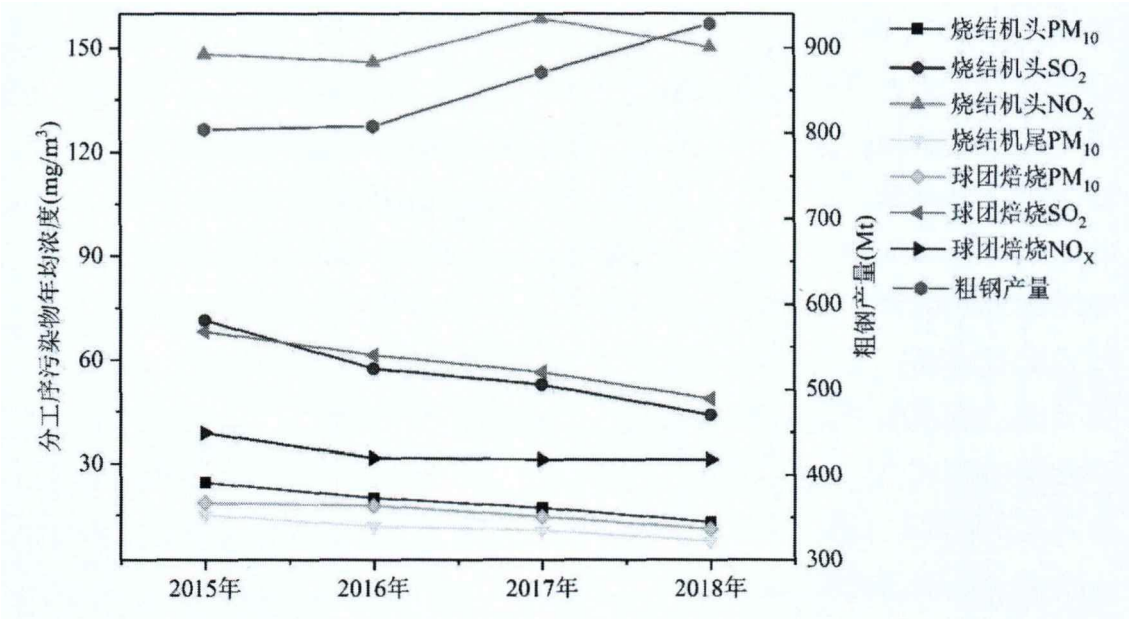


图 4-2 中国主要工序排放污染物浓度年均值与钢铁产量变化趋势对比

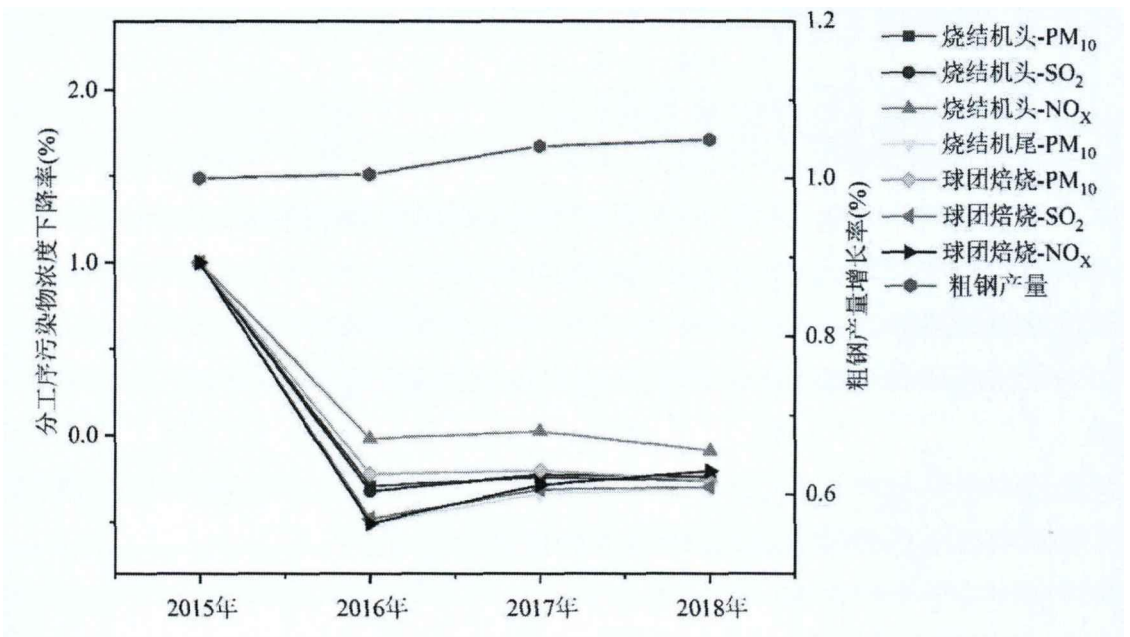


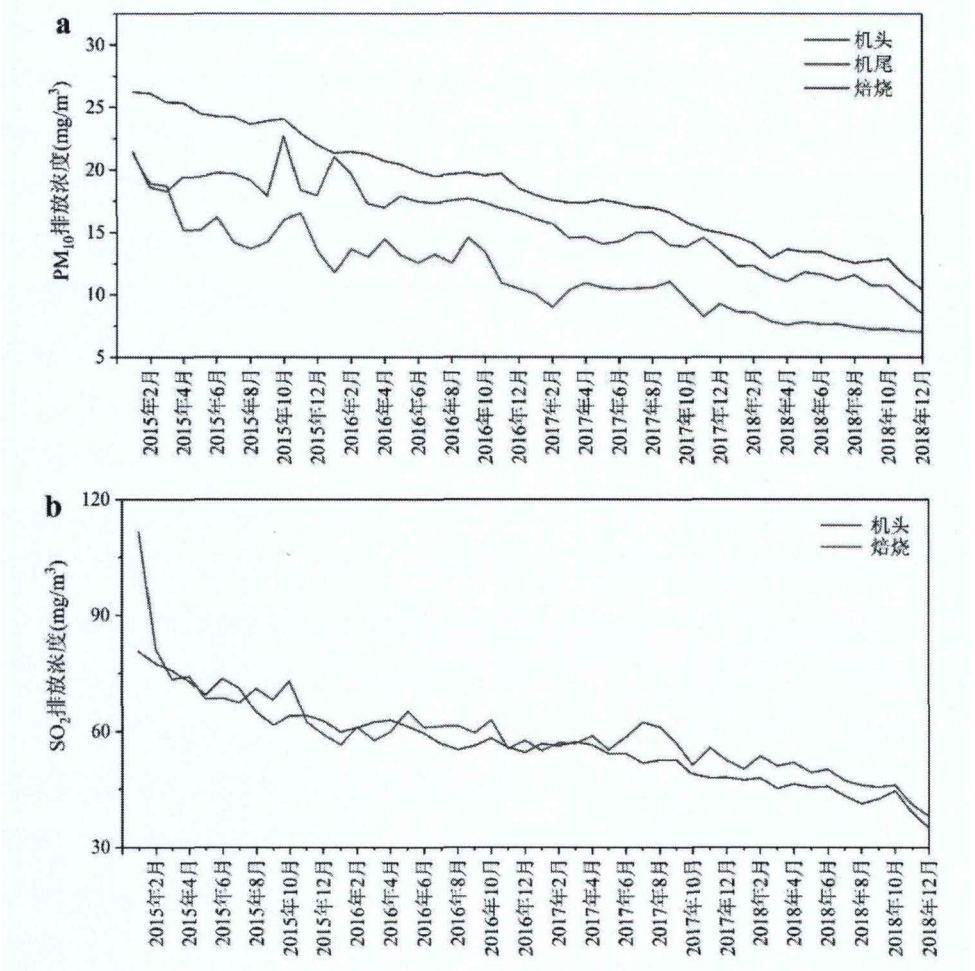
图 4-3 中国钢铁产量增长率与主要工序污染物浓度年均值下降率对比

4.3 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放浓度月均变化分析

从全国尺度来看，2015-2018 年中国主要工序大气污染物月均排放浓度基本保

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

持下降趋势，见图4-4。其中，烧结机头PM_{10}、SO_2和NO_X月均浓度分别下降1.95%、1.76%和0.60%，虽然NO_X月均浓度在部分月份上升（例如2017年8月和2018年5月），但从2018年10月份开始，烧结机头PM_{10}、SO_2和NO_X月均浓度快速下降，2018年12月烧结机头PM_{10}、SO_2和NO_X月均浓度下降到10.40mg/m^3、34.94mg/m^{3}和107.65mg/m^3，PM_{10}和SO_2接近超低标准；烧结机尾PM_{10}月均浓度下降2.33%，2018年12月烧结机尾PM_{10}月均浓度为7.03mg/m^3（达到了超低标准）；球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X年均浓度分别下降1.95%、2.26%和1.48%；2018年12月球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X月均浓度下降到8.48mg/m^3、38.03mg/m^{3}和29.61mg/m^3）（PM_{10}和NO_X达到了超低标准，SO_2接近超低标准）。主要由于自2015年以来，中国钢铁行业球团工序大幅新增脱硫设备，球团焙烧的SO_2月均浓度逐年下降。另外，相比于PM_{10}和SO_2，由于当前钢铁行业并未大规模增设脱硝设备，虽然NO_X仍呈现下降趋势，但其月均下降比率较低。由此可见，自2015年中国新建标准执行以来，钢铁行业主要工序节点排放浓度逐步降低，排放水平持续下降。



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

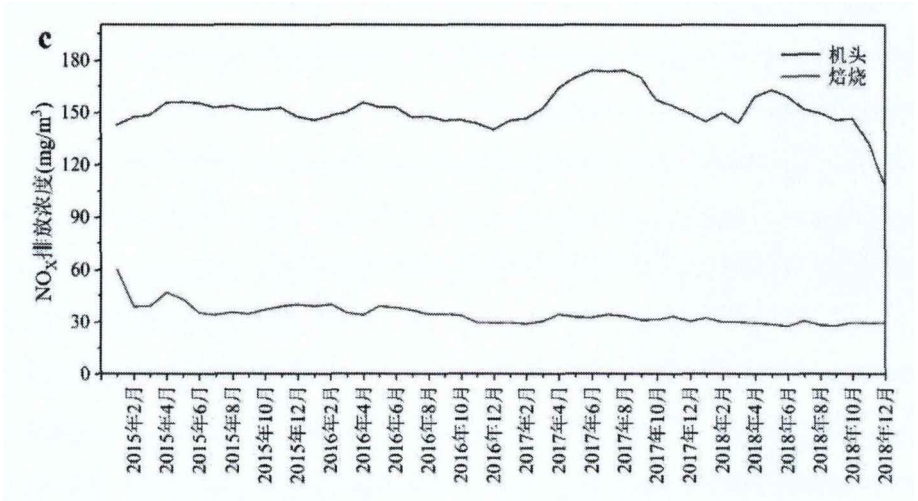


图 4-4 中国钢铁烧结机头、烧结机尾、球团焙烧各污染物月浓度均值变化

从城市尺度来看，《京津冀及周边地区 2017-2018 年秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》规定，在秋冬季期间（2017.10-2018.3），“2+26”城市的钢铁企业需要采取错峰限停产的要求。此外，“2+26”城市也是《蓝天保卫战三年行动计划》重点关注的地区。从表 4-1 可以看出，在 2017.10-2018.3 期间，“2+26”城市钢铁企业执行了严格的大气污染控制措施（错峰生产、停产、限产、减排等），部分钢铁企业完成了烧结机头超低改造工作，进一步降低了排放浓度，而其他区域城市并不受秋冬季应急减排政策的影响。因此，“2+26”城市（实施应急减排）主要工序污染物浓度下降率幅度整体强于其他区域（未实施应急减排）秋冬季下降率。

表 4-1 秋冬季钢铁主要工序污染物浓度下降率（%）

下降率	2015.10-2016.3		2016.10-2017.3		2017.10-2018.3	
	“2+26”区域	其他区域	“2+26”区域	其他区域	“2+26”区域	其他区域
烧结机头 PM_{10}	-1.43	-4.24	-2.54	-1.96	-7.10	-1.96
烧结机头 SO_2	-0.30	-0.79	-0.35	-0.27	-1.42	-2.16
烧结机头 NO_X	-0.79	1.04	1.22	-0.46	-2.48	0.20
烧结机尾 PM_{10}	-0.51	-9.11	-7.15	0.52	-7.10	-5.38
球团焙烧 PM_{10}	-7.41	-1.60	-4.16	-2.15	-3.29	-4.72
球团焙烧 SO_2	-7.51	-1.38	1.13	-3.46	-1.86	1.87
球团焙烧 NO_X	-0.46	-1.71	0.31	1.17	-2.99	-0.11
三项污染物总平均	-2.63	-2.54	-1.65	-0.94	-3.75	-1.75

不同时期的“2+26”城市钢铁排放污染物浓度下降率幅度对比来看，2017.10-2018.3 月下降幅度最大，2015.10-2016.3 次之，2016.10-2017.3 最小。这主要是由

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

于在2017.10-2018.3期间，受秋冬季应急影响，部分企业开始或已经完成了超低改造工作；2015.10-2016.3月期间，受2015年执行的国家新建标准限值和河北地方标准等影响，部分钢铁企业开展并完成环保改造；2016.10-2017.3月期间，政策执行相对稳定，企业排放污染物浓度下降率波动不大。

4.4 中国钢铁行业主要工序大气污染物排放达标分析

（1）2015-2018年烧结机头烟气小时达标率分析

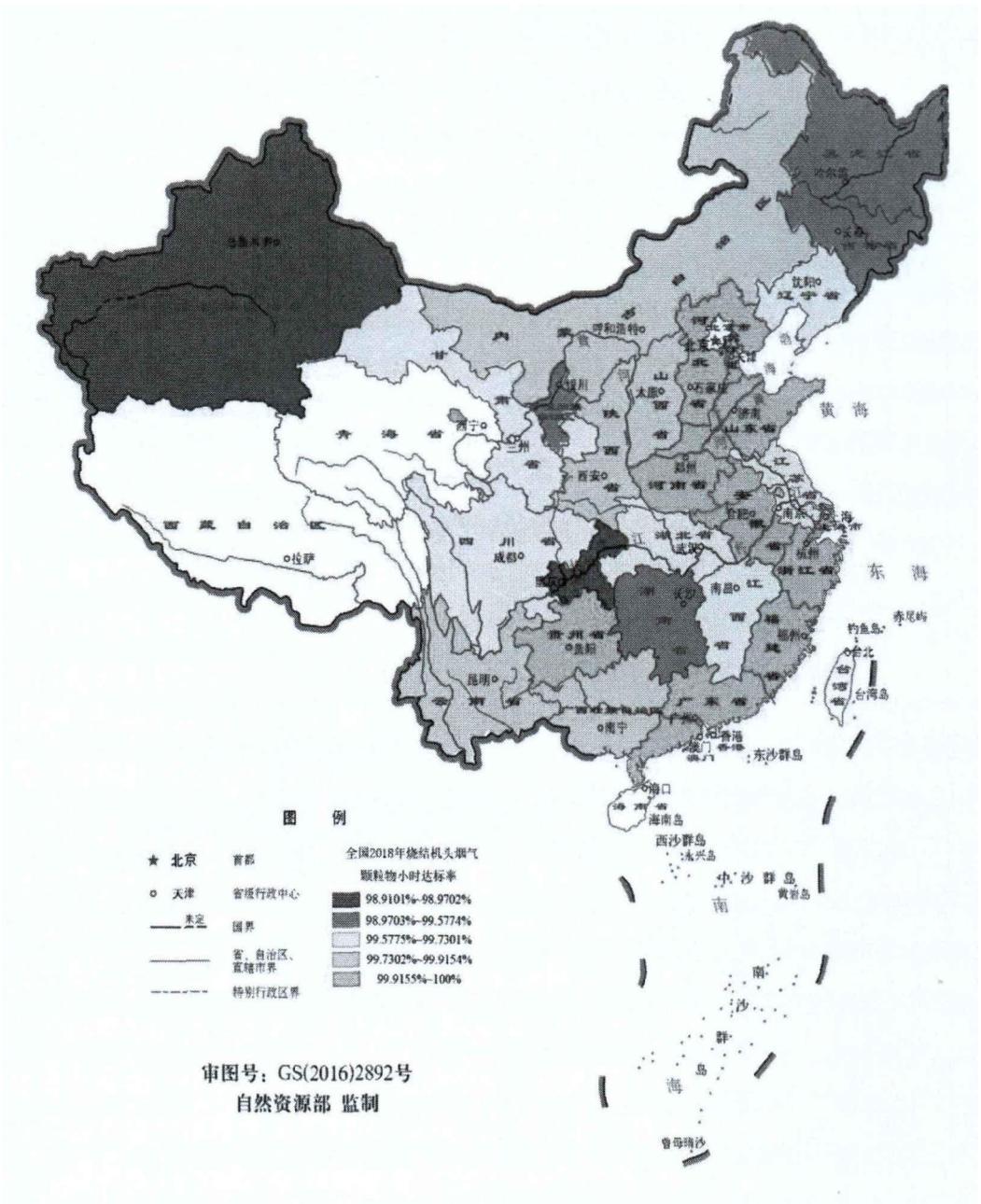
根据新建排放限值考核，中国2015年钢铁行业烧结机头烟气排口全年PM_{10}、SO_2和NO_X的平均小时浓度达标率分别为96.20%、97.74%和98.69%。整体而言，由于NO_X排放标准限值（300mg/m^3）较高，2015年中国烧结机头NO_X达标率最大。从不同省份，PM_{10}小时达标率最高的是天津，达标率为99.98%；小时达标率最低的是重庆，达标率为33.40%。SO_2小时达标率最高的是天津，达标率为99.96%；小时达标率最低的是四川，达标率为67.47%，主要由于重庆市等地区铁矿石、燃料煤等有较高的含硫率（根据环境统计数据，2015年重庆市钢铁行业燃料煤平均含硫量达0.92%，远高于中国均值水平0.68%）。NO_X小时达标率最高的是浙江、黑龙江以及广西，小时达标率为100%；小时达标率最低的是陕西，达标率为92.56%（见附表6）。

中国2016年钢铁行业烧结机头烟气排口全年PM_{10}、SO_2和NO_X的平均小时浓度达标率分别为99.18%、99.65%和99.69%。2016年，烧结机头烟气PM_{10}小时达标率最高的是天津、福建、重庆和河南，达标率为100%；小时达标率最低的是贵州，达标率为90.09%。SO_2小时达标率最高的是上海，达标率为100%；小时达标率最低的是贵州，达标率为82.80%，主要是与贵州地区原料和燃料较高的含硫率相关。NO_X小时达标率最高的是浙江、黑龙江、宁夏以及湖南，达标率为100%；小时达标率最低的是新疆，达标率为98.61%（见附表7），主要与新疆地区污染物控制水平较低，控制力度较小相关。

中国2017年钢铁行业烧结机头烟气排口全年PM_{10}、SO_2和NO_X的平均小时浓度达标率分别为99.82%、99.85%和99.71%。2017年，烧结机头烟气PM_{10}小时达标率最高的是天津、黑龙江、河南以及湖南，达标率为100%；小时达标率最低的是四川，达标率为97.22%。SO_2小时达标率最高的是黑龙江、甘肃和河南，达标率为100%；小时达标率最低的是重庆，达标率为87.99%。NO_X小时达标率最高的是天津、上海、甘肃以及河南，达标率为100%；小时达标率最低的是新疆，达标率为89.91%（见附表8）。主要由于新疆、四川和重庆等地污染控制力度较小，生产原料（如铁矿石）和燃料质量含硫分，含灰分较高。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中国 2018 年钢铁行业烧结机头烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是河南、湖南，达标率为 100%；小时达标率最低的是重庆，达标率为 98.91%。SO_2 小时达标率最高的是天津、上海、河南和新疆，达标率为 100%；小时达标率最低的是广西，达标率为 98.72%。NO_X 小时达标率最高的是上海、甘肃、河南、吉林、内蒙古以及新疆，达标率为 100%（见图 4-5），小时达标率最低的是广西，达标率为 97.56%（见附表 9）。说明未来要进一步加强对广西、重庆等西部地区污染物排放控制力度，改善西部等地区大气污染现状。



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



图 4-5 中国 2018 年烧结机头各污染物小时达标率分省统计图

（2）2015-2018 年烧结机尾烟气小时达标率分析

根据新建排放限值考核，中国 2015 年烧结机尾烟气排口 PM_{10} 的平均小时浓度达标率为 96.18%。烧结机尾烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是甘肃、湖北以及福建，达标率为 100%；小时达标率最低的是内蒙古，达标率为 36.82%（见附表 6）。

中国 2016 年烧结机尾烟气排口 PM_{10} 的平均小时浓度达标率为 99.75%。烧结机尾烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是湖北、内蒙古、福建、安徽以及广东，达标率为 100%；小时达标率最低的是甘肃，达标率为 87.30%（见附表 7）。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中国 2017 年烧结机尾烟气排口 PM_{10} 的平均小时浓度达标率为 99.83%。烧结机尾烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是福建、安徽、江西、广东、辽宁以及内蒙古，达标率为 100%；小时达标率最低的是四川，达标率为 50.65%（见附表 8）。

中国 2018 年烧结机尾烟气排口 PM_{10} 的平均小时浓度达标率为 99.81%。烧结机尾烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是天津、福建、安徽、江西、湖北以及河南，达标率为 100%；小时达标率最低的是吉林，达标率为 98.08%，见图 4-6（见附表 9）。



图 4-6 中国 2018 年烧结机尾烟气 PM_{10} 小时达标率分省统计图

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（3）2015-2018 年球团焙烧烟气小时达标率分析

根据新建排放限值考核，中国 2015 年球团焙烧烟气排口全年 PM_{10}、SO_2 和 NO_X 的平均小时浓度达标率分别为 98.96%、96.92%和 99.61%。球团焙烧烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是天津、重庆、安徽以及新疆、吉林，达标率为 100%；小时达标率最低的是山西，达标率为 58.02%。SO_2 小时达标率最高的是天津，达标率为 99.98%；小时达标率最低的是新疆，达标率为 50%。NO_X 小时达标率最高的是天津、重庆、山西、江西、甘肃、安徽以及新疆，达标率为 100%；小时达标率最低的是吉林，达标率为 94.89%（见附表 6）。

中国 2016 年球团焙烧烟气排口全年 PM_{10}、SO_2 和 NO_X 的平均小时浓度达标率分别为 99.73%、99.65%和 99.95%。2016 年，球团焙烧烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是天津、河南、安徽、江西以及山东，达标率为 100%；小时达标率最低的是黑龙江，达标率为 90.79%。SO_2 小时达标率最高的是云南，达标率为 99.99%；小时达标率最低的是新疆，达标率为 92.64%。NO_X 小时达标率最高的是天津、江西、河南、甘肃、安徽以及新疆，达标率为 100%；小时达标率最低的是吉林，达标率为 99.67%（见附表 7）。

中国 2017 年球团焙烧烟气排口全年 PM_{10}、SO_2 和 NO_X 的平均小时浓度达标率分别为 99.96%、99.95%和 99.99%。2017 年，球团焙烧烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是天津、安徽、江西、辽宁以及黑龙江，达标率为 100%；小时达标率最低的是甘肃，达标率为 99.48%。SO_2 小时达标率最高的是天津，达标率为 100%；小时达标率最低的是甘肃，达标率为 99.44%。NO_X 小时达标率最高的是天津、河南、山东、新疆、江西、黑龙江、甘肃以及河北，达标率为 100%；小时达标率最低的是辽宁，达标率为 99.85%（见附表 8）。

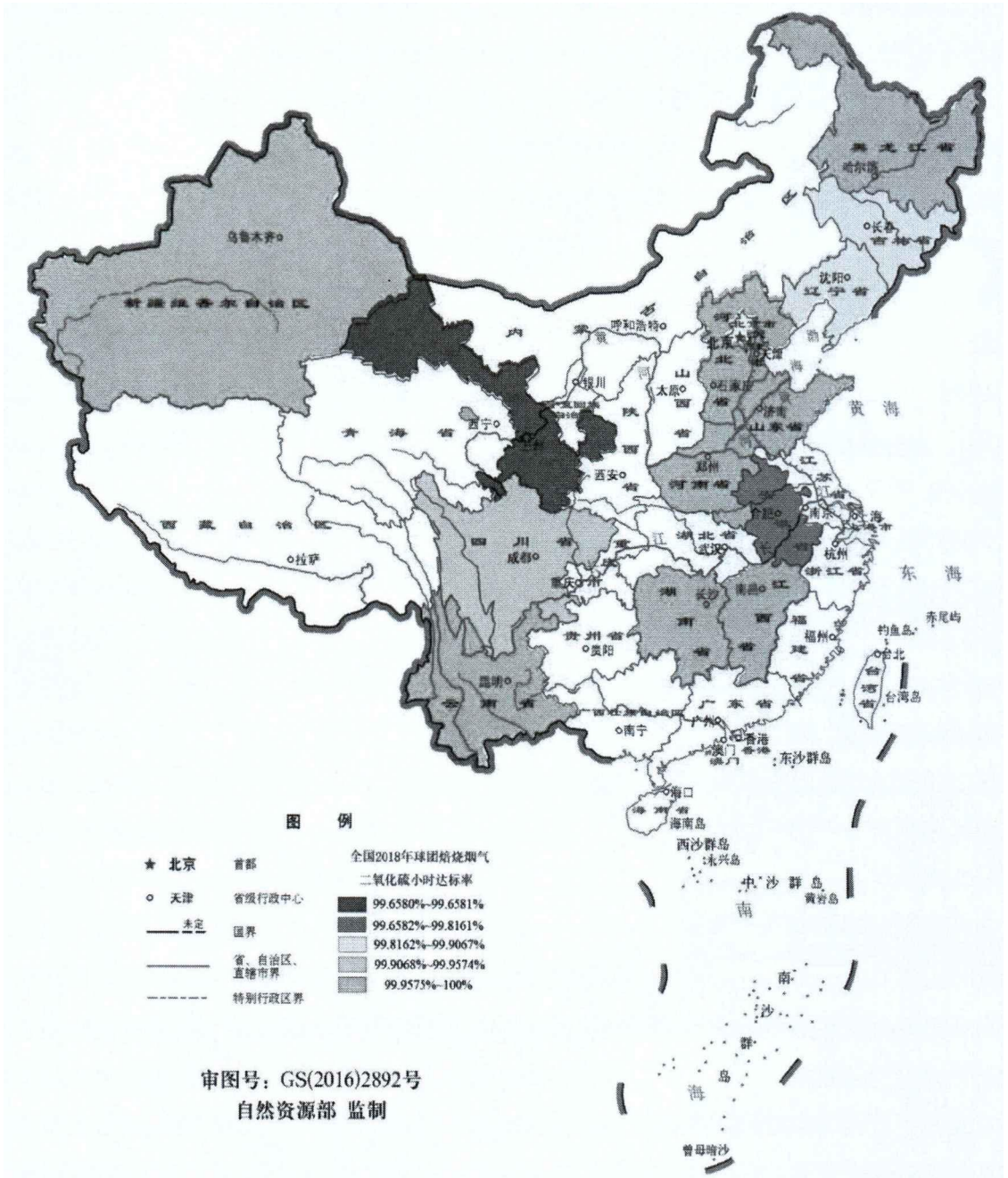
中国 2018 年球团焙烧烟气排口全年 PM_{10}、SO_2 和 NO_X 的平均小时浓度达标率分别为 99.97%、99.98%和 99.99%；2018 年，球团焙烧烟气 PM_{10} 小时达标率最高的是天津、安徽、辽宁、山东、江西、四川以及新疆，达标率为 100%；小时达标率最低的是黑龙江，达标率为 99.16%。SO_2 小时达标率最高的是天津、山东、新疆、云南、河南、黑龙江以及河南，达标率为 100%；小时达标率最低的是甘肃，达标率为 99.66%。NO_X 小时达标率最高的是天津、山东、湖南、四川、吉林、安徽以及河北，达标率为 100%；小时达标率最低的是辽宁，达标率为 99.80%（见附表 9），见图 4-7。

综合上述分析，河北、山东和天津等东部地区近年来污染控制水平逐步提高，大气污染状况较好；相反，新疆、广西和四川等西部地区由于控制力度较弱，重点工序（烧结、球团等）达标情况较差，未来应进一步加强对西部地区的管控。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



图 4-7 中国 2018 年球团焙烧各污染物达标率分省统计图

4.5 中国重点区域钢铁行业主要工序大气污染物排放达标分析

2018 年，中国发布了《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》，因此本研究超低达标分析的基准年为 2018 年。全国及重点地区 2018 年钢铁行业烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气排口的污染物平均小时浓度达标率，按照超低排

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

放限值考核情况见附表10。全国及各省、重点地区达标率情况（见附表10）。

中国2018年钢铁行业按照超低排放限值考核的平均小时浓度达标率，烧结机头烟气排口PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为35.03%、39.36%和6.09%，因此未来超低改造要重点加强对NO_X排放控制力度；烧结机尾PM_{10}的小时浓度达标率为70.99%；球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为48.48%、39.75%和82.10%。

2018年，“2+26”城钢铁行业按照超低排放限值考核的小时浓度达标率，烧结机头烟气排口PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为47.81%、51.44%和9.40%；烧结机尾PM_{10}的小时浓度达标率为96.57%；球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为63.07%、50.89%和97.17%。

2018年，汾渭平原钢铁行业按照超低排放限值考核的小时浓度达标率，烧结机头烟气排口PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为32.55%、41.11%和7.41%。

2018年，长三角地区钢铁行业按照超低排放限值考核的小时浓度达标率，烧结机头烟气排口PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为41.38%、47.23%和5.83%；烧结机尾PM_{10}的小时浓度达标率为63.99%；球团焙烧PM_{10}、SO_2和NO_X的小时浓度达标率分别为24.59%、19.87%和99.02%。

从重点区域烧结、球团工序达标情况看，三个区域烧结机尾整体达标情况较好，烧结机头NO_X达标情况较差，表明超低改造要重点加强对钢铁行业烧结机头NO_X排放控制。对比三个重点区域排放现状，汾渭平原整体达标情况较差，主要由于汾渭平原在2018年打赢蓝天保卫战三年作战计划中首次被纳入大气污染防治重点区域，相较于“2+26”区域和长三角地区，汾渭平原仍然有较大的减排空间。而环保部在《京津冀及周边地区2017年大气污染防治工作方案》[193]中提出将“2+26”城市作为《大气污染防治行动计划》重点管控对象，在长期管控下，2018年“2+26”区域整体达标情况较好。

4.6 小结

本研究收集整理了2015-2018年共计1012个烧结机头、烧结机尾、球团焙烧CEMS排口，分析了2015-2018年排口浓度年均、月均变化，评估了新建排放标准、超低排放标准下的钢铁达标率情况，主要结论如下：

（1）2015-2018年，中国主要工序大气污染物年均排放浓度、月均排放浓度基本保持下降趋势，与中国钢铁粗钢产量呈现相反的特征。截止到2018年12月底，烧结机尾PM_{10}、球团焙烧PM_{10}和球团焙烧NO_X月均浓度达到了超低标准。烧结机头排放NO_X、球团焙烧排放SO_2达标率较低，应重点对烧结机头脱硝设施、球

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

团焙烧脱硫设施进行改造。

（2）按照新建排放限值考核，中国 2015-2018 年钢铁行业烟气排口（烧结机头、烧结机尾、球团焙烧）的各污染物小时浓度平均达标小时数较高，达标率较好，且达标率总体呈逐年上升趋势。此外，东部地区各项污染物整体达标率要高于全国其他地区。

（3）在“2+26”城市、汾渭平原、长三角等重点地区，钢铁行业超低排放改造进展较快，2018 年已经有一部分小时数能满足超低排放限值考核，且达标率总体高于全国平均水平。秋冬季期间（2017.10-2018.3），“2+26”城市（实施应急减排）主要工序污染物浓度下降率幅度整体强于其他区域（未实施应急减排）秋冬季下降率。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5 中国钢铁大气排放清单模型研究

2012年中国针对钢铁行业发布了多项污染物控制标准（GB28662，GB28664，GB16171，GB28663，GB28665），推动了中国钢铁行业环保设施升级、污染物减排等工作；受经济下行等因素影响，2015年中国粗钢产量首次下降（8.04亿t），2015年1月1日起，现有钢铁企业执行新建标准，标准比2012年加严，进一步推动钢铁行业排放浓度降低；2018年5月，《钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）》要求钢铁行业开始执行超低排放标准，部分钢铁企业开始超低改造，钢铁行业进入超低改造阶段。这些因素均造成2012、2015和2018年中国钢铁企业污染物排放因子水平、活动水平发生了较大变化。因此，亟须建立一套能代表2012年（历史情景）、2015年（标准执行情景）、2018年（现状情景）和未来年的中国钢铁活动水平、排放水平的高分辨率大气排放清单，提高人为源排放清单的精度，降低空气质量模拟的不确定性，并为中国钢铁行业污染减排及环境空气影响预测提供基础数据、科学依据。

基于此，本章分别介绍了钢铁排放清单模型系统、2012年钢铁大气排放清单、2015年钢铁大气排放清单、2018年钢铁大气排放清单和未来年（超低改造情景、产业结构调整情景）钢铁排放清单等。现有研究中关于高分辨率排放清单，从时空角度，网格大小主要在1km×1km或2km×2km等维度[194-196]，从时间维度，可以表征日度/月度排放量时序变化情况。本研究排放清单研究成果，空间维度精确到具体企业经纬度，精确到单个点源，实现高空间分辨率。从时间维度，本研究应用CEMS数据基于小时维度，核算各个月份以及全年排放清单，实现高时间分辨率。本研究开发的中国尺度高分辨率钢铁大气排放清单包括了企业的主要工序、活动水平、排放因子、空间位置、技术及规模等。本文基于CEMS数据计算了2015年和2018年钢铁行业主要工序主要污染物排放因子（SO_2、NO_X和PM_{10}），这为定量计算中国钢铁企业大气污染物提供了一种新的方法，对摸清中国钢铁企业大气排放底数具有重大意义。

5.1 中国钢铁行业排放清单模型系统

针对目前钢铁行业大气污染物清单编制和管理过程中存在的问题和需求，本研究基于中国污染源排放在线监测（CEMS）数据和环统数据，通过数据清洗、算法设计、系统开发等，开发了一套快速更新中国钢铁大气排放清单的方法，建立基于工艺的中国钢铁行业排放清单管理系统，实现了钢铁行业不同口径大气排放数据的统一管理，为自下而上编制2012、2015和2018年以及未来年中国钢铁行业

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

大气污染源排放清单提供软件基础。

5.1.1 清单计算生成流程设计

本研究数据来自中国污染源排放在线监测（CEMS）和环统等资料，具体工艺流程为焦炉、烧结、球团、高炉、转炉、电炉和轧钢等，污染因子为 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 等。研究区域包括中国各个省、直辖市及自治区（香港、澳门以及台湾省暂不考虑）。

由于原始数据的来源、格式、质量、字段均存在较大差异，原始数据无法直接用于钢铁排放清单的编制。针对上述问题，本研究设计了系统开发的技术方案：（1）通过对不同口径排放数据（异构数据源）的调研和分析，提出排放清单数据的清洗处理方法、设计排放清单标准数据结构，并完成数据预处理；（2）根据标准数据结构，构建排放数据库，再经过数据库端算法开发，完成排放清单数据库的构建，为中国钢铁行业大气排放清单管理系统开发提供数据支撑；（3）基于排放清单数据库开发数据引擎和接口，实现清单数据的管理、运算和清单生成，构建数据管理模块、清单输出模块和可视化模块；（4）结合用户管理与权限分配功能开发，完成排放清单管理系统的开发工作，实现数据发布及数据接口功能。

清单数据计算流程见图 5-1。在综合考虑在线监测法、污染源调查法、排放因子法等方法优缺点的基础上，该系统首先以钢铁企业在线监测装置的长期浓度数据为基础，内置钢铁行业不同工艺排放参数的取值范围和统计指标，建立一套数据质量控制系统（质量保证/质量控制），对不同口径原始数据（CEMS 和环统）开展海量数据处理优化，剔除相关异常值；其次，系统根据环境统计数据、排放因子库、环境保护设施数据等，采用排放因子法计算，得到基于环境统计数据的钢铁行业大气排放数据表；最后，系统采用优选方案，对最终的清单结果进行优化整合。优选方案逻辑为：系统优先考虑污染源在线监测数据，其次采用排放因子法对无在线监测的企业进行补充计算[12,197,198]。

系统具体功能模块包括：排放数据管理模块、数据检验提取模块、排放清单生成模块、可视化模块等。其中排放数据管理模块、数据检验提取模块、排放清单生成模块等采用 C/S 架构，便于线下操作；可视化模块采用了 B/S 架构，便于线上展示。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

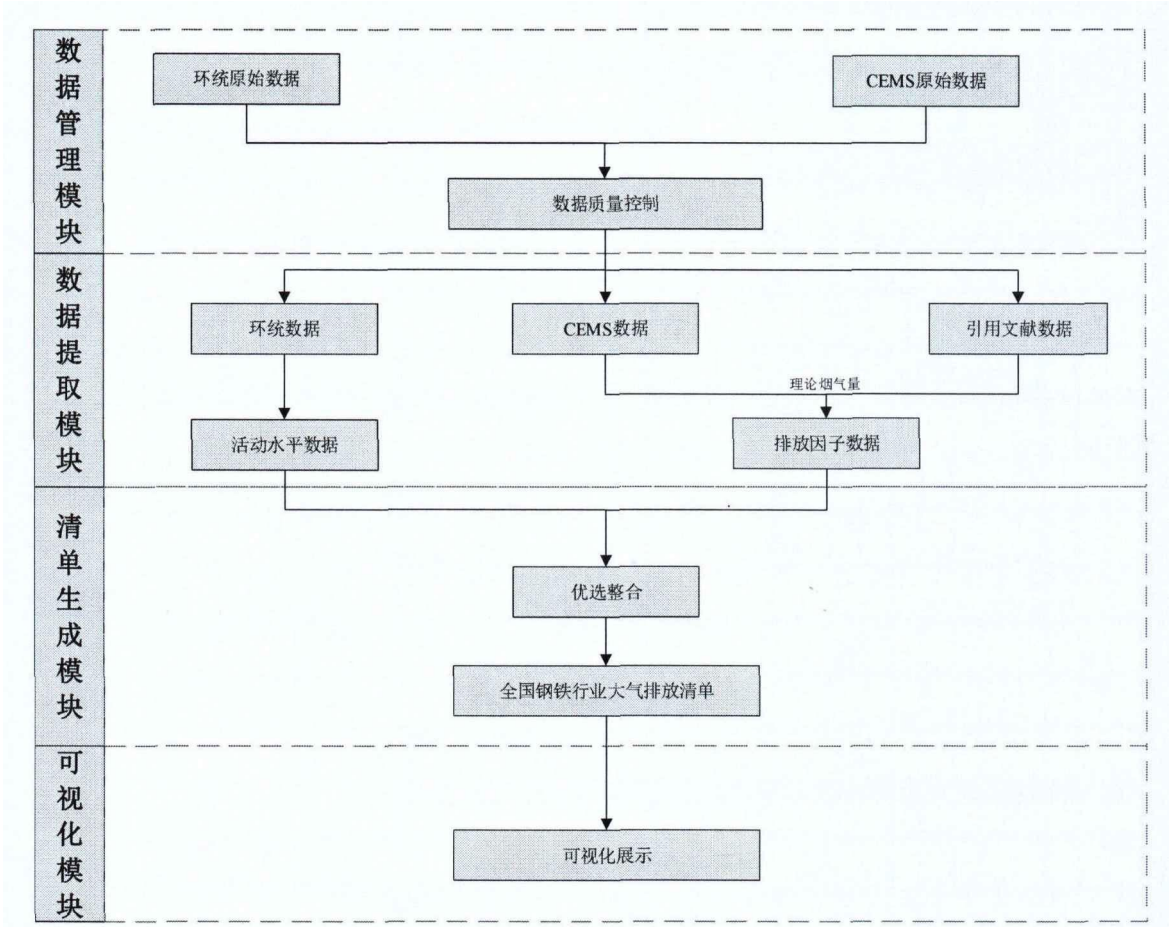


图 5-1 清单计算生成流程

5.1.2 排放数据管理模块

排放数据管理模块，主要包括环统原始数据总览模块、CEMS 原始数据总览模块、环评原始数据总览模块、环评数据录入模块、环保设施数据总览模块等。

在原始数据总览模块中，用户可对导入的环统、环评、CEMS、环保设施等原始数据进行总览、查询、维护。在环评数据录入模块中，用户可录入、更新钢铁环评报告书中的排放数据信息等。而环评录入模块具体字段包括：环评企业名称、建设状态、报告书编号、污染源排口编号、污染源排口名称、污染物浓度、污染物排放量、烟囱参数、产能产量、工序名称和环保设施等，见图 5-2。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

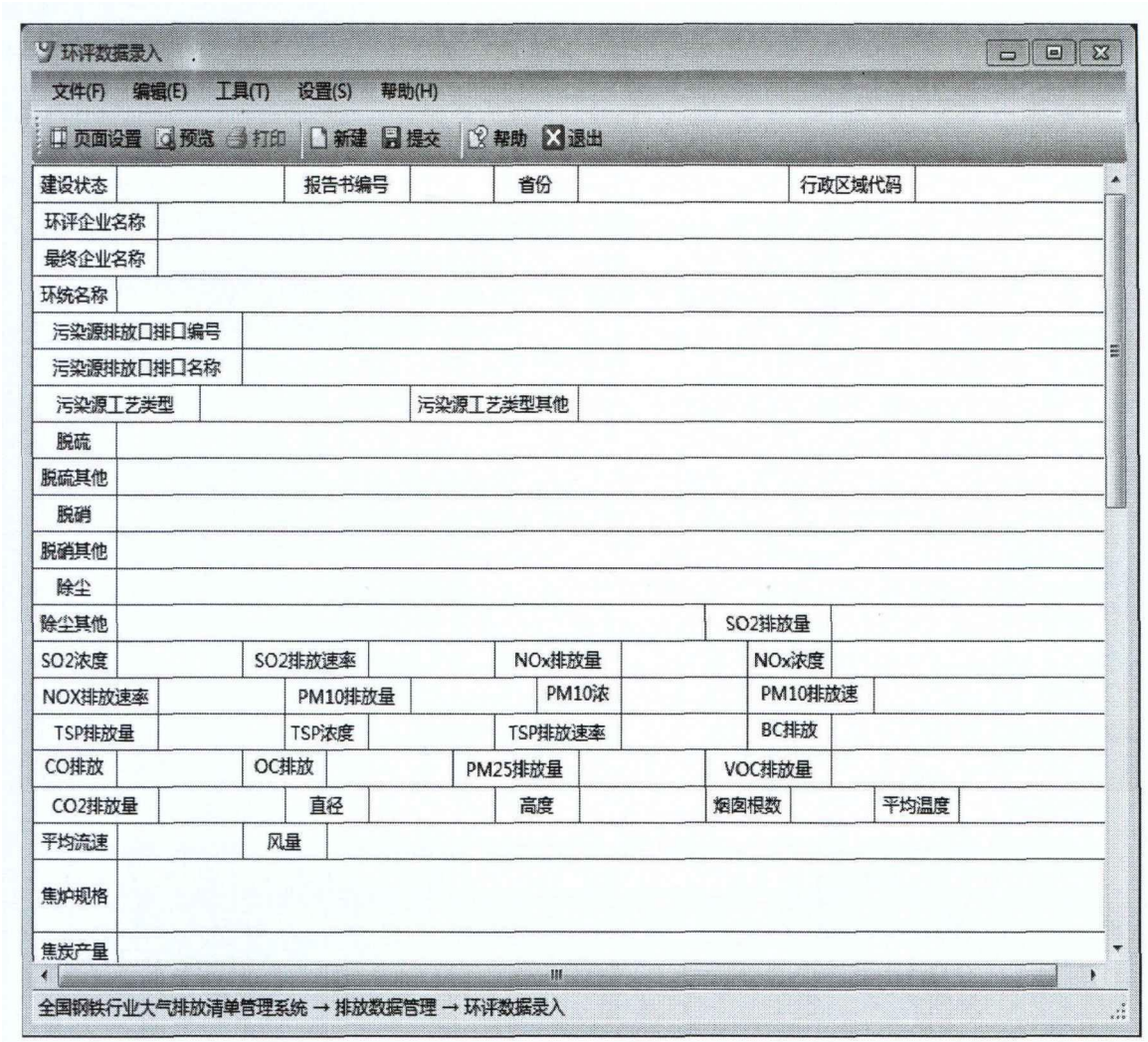


图 5-2 环评数据录入模块

5.1.3 数据检验提取模块

数据检验提取模块，包括：排放因子维护模块、环统原始数据检验模块、CEMS原始数据检验模块、环评原始数据检验模块、环保设施数据检验模块和数据提取（第一步计算）模块 6 大模块，见图 5-3。环统排放运算模型参数（排放因子）维护模块：可更新、修正排放因子参数信息；环统、CEMS 等原始数据检验模块：可更新、修正钢铁原始排放信息（环统、CEMS 等）；环保设施数据检验模块：可更新、修正钢铁企业中环保设施信息（脱硫、脱硝、除尘等）；数据提取（第一步计算）模块：其功能是在完成对排放因子参数维护以及与对原始数据检验后，提取所有相关数据，为下一步的清单生成做准备。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

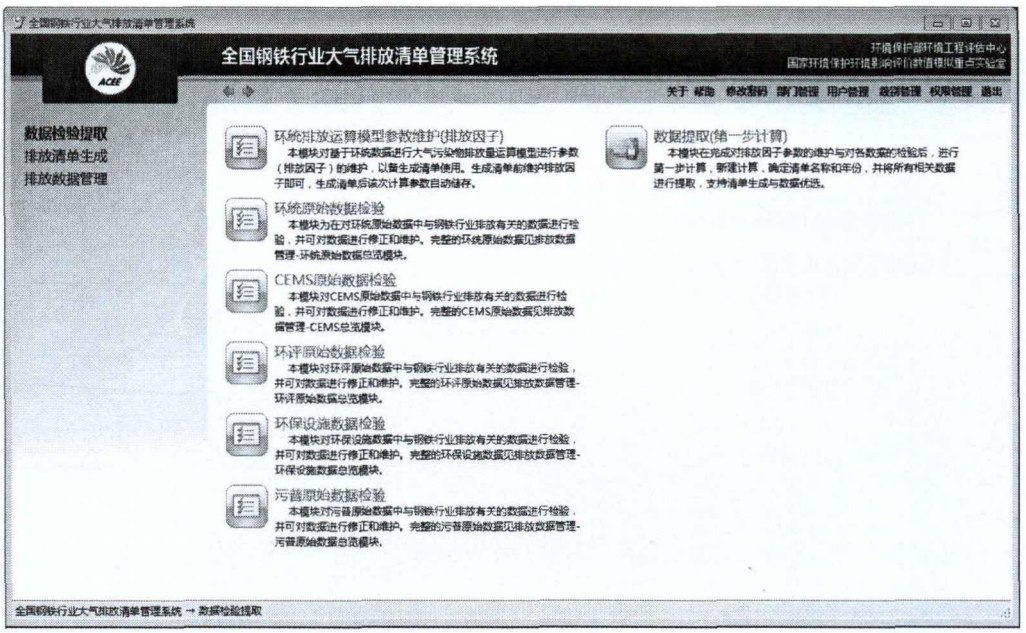


图 5-3 数据检验提取模块

5.1.4 排放清单生成模块

用户在完成第一步计算（数据提取）的基础上，开展清单数据的优选与生成，以企业为单位，对不同口径数据进行优选工作（剔除重复的排放口信息、质量较差的数据等），利用优选后的数据编制计算企业不同工序的最终排放量，并按用户需求，输出不同年份不同区域的钢铁企业名称、排口编号、工序、工艺、脱硫设备和污染物排放量等数据，见图 5-4。



图 5-4 清单数据优选模块

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.1.5 可视化模块

可视化模块具备数据可视化输出功能。用户可根据地理位置或者企业名称来查询钢铁企业的环统、CEMS 等相关信息，具体可查询企业的名称、经纬度、地址、清单排放量、环评报告书、环统信息和在线监测信息等，并对排放污染物、清单年份、地理尺度（省、市、网格等）的数据进行多方式输出，见图 5-5。



图 5-5 中国钢铁企业分布可视化查询

5.2 基于工序的中国高分辨率钢铁行业大气排放清单模型

以 2012、2015 和 2018 年的环保部环境统计数据为活动水平基础，从生产工艺入手，分别建立了基于排放标准的排放因子库（2012 年）、基于 CEMS 的排放因子库（2015 和 2018 年），按照自下而上的方法，建立了 2012 年（历史情景）、2015 年（标准执行情景）、2018 年（现状情景）中国高时空分辨率钢铁排放清单，清单包括 9 种污染物（SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、CO、VOCs、BC、OC、EC）。

5.2.1 活动水平

活动水平数据主要来源为 2012、2015 和 2018 年生态环境部环境统计数据（原始数据未公开），研究区域包括中国大陆 29 个省、自治区及直辖市（香港、澳门、台湾、西藏地区暂不考虑）。2018 年钢铁企业分布情况见图 5-6，2012 和 2015 年钢铁企业分布情况见附图 1 和附图 2。从图中可以看出，河北、江苏、山东、辽宁等省份钢铁企业较为集中，呈现出“北重南轻”和“东多西少”的特点。从产量来看，1000 万 t 粗钢产量以下的钢铁企业数量较多。从流程来看，长流程钢铁企业数量较多。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

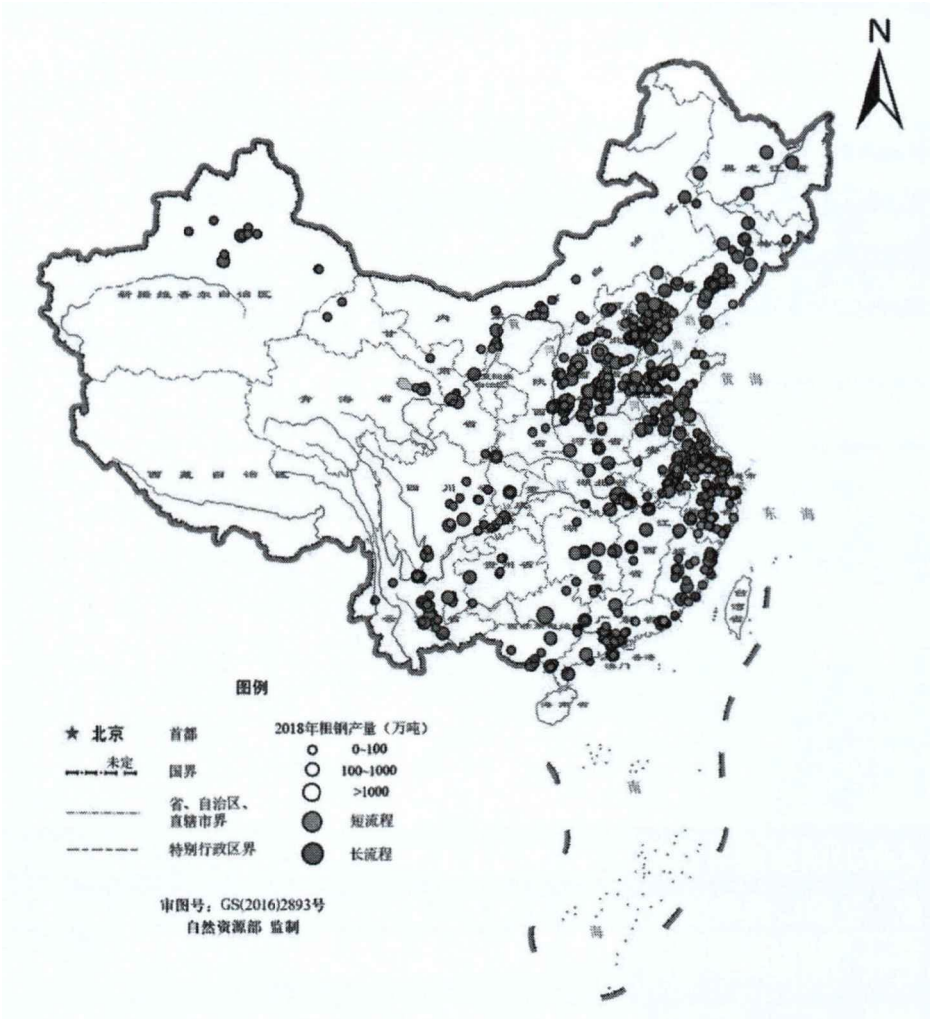


图 5-6 2018 年中国钢铁企业分布图

2012 年粗钢产量小于 100 万 t（小型）的钢铁企业数量为 865 家，粗钢总产量为 5650.134 万 t；粗钢产量 100 万 t-1000 万 t（中型）的钢铁企业的企业数量为 187 家，粗钢总产量为 52610.505 万 t；粗钢产量大于 1000 万 t（大型）的钢铁企业数为 6 家，粗钢总产量为 8753.697 万 t。2015 年粗钢产量小于 100 万 t 的钢铁企业数为 734 家，粗钢总产量为 4588.910 万 t；粗钢产量 100 万 t-1000 万 t 的钢铁企业数为 193 家，粗钢总产量为 56192.978 万 t；粗钢产量大于 1000 万 t 的钢铁企业数为 10 家，粗钢总产量为 13863.511 万 t。2018 年粗钢产量小于 100 万 t 的钢铁企业数为 769 家，粗钢总产量为 4565.704 万 t；粗钢产量 100 万 t-1000 万 t 的钢铁企业数为 217 家，粗钢总产量为 71275.371 万 t；粗钢产量大于 1000 万 t 的钢铁企业数为 10 家，粗钢总产量为 13648.841 万 t。

截止 2018 年，本研究共涉及中国 996 家钢铁企业，纳入分析的钢铁企业粗钢产量为 8.95 亿 t，占全国粗钢产量的 96.43%（中国粗钢产量来源于国家统计局）；涉及的工艺包括焦炉、烧结、球团、高炉、转炉、电炉、热轧和冷轧等。本研究基于中国钢铁行业特性，设置中国钢铁企业铁钢产量比为 1：1（即每 t 生铁消耗产生

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

1t 粗钢产量），并结合环统粗钢产量数据，折算中国转炉钢、电炉钢产量，最终计算中国转炉钢、电炉钢比例约为 10.12：1。

企业位置信息来源生态环境部的环境统计数据等，为保证空间信息的准确性，采用地址坐标识别技术（Baidu Map API）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。

根据中国各省粗钢月产量信息，建立各省钢铁行业排放月变化廓线（时间谱）$T_{i,m}$。（由于 CEMS 烟气量存在不确定性，因此不考虑在线监测数据信息，分工序建立钢铁排放源的月变化廓线（时间谱）），见公式（5-1）。

$$T_{i,m}=\frac{F_{i,m}}{\sum_{m=1}^{12}F_{i,m}} \quad i=1,2,\cdots,12 \qquad \text{公式（5-1）}$$

式中 $T_{i,m}$——该省时间谱；

F——该省当月的粗钢产量；

i, m——代表省和月份。

5.2.2 基于排放标准的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子（2012 年）

由于 2012 年中国对 CEMS 数据的数据传输、考核、管理等没有严格的规定，CEMS 数据质量存在着不确定性，可靠性较差。因此，本研究排放因子计算不采用 2012 年钢铁企业的 CEMS 数据。

SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子主要根据不同工序排放标准来分级，以体现出 2012 年不同环保水平、不同管理水平的钢铁企业排放差异。同时，为提高清单的精确性，依据产品产量、设备规模、环保治理设施，将各工序污染源进行分级，不同规模不同工艺的理论烟气量（见附表 11）。

（1）污染源分级

烧结机头、球团焙烧按照有无脱硫脱硝设施进行分级，烧结其他污染源、高炉、转炉、电炉按照设备规模进行分级，球团其他污染源及焦化按照产能规模进行分级。规模较大、产能较高、治理技术较好的污染源归为一级，规模相对较小、产能较低、治理技术较差的污染源归为三级，其余污染源归为二级。各工序污染源分级结果见表 5-1。2012 年，钢铁设备规模分级标准参考产业结构调整指导目录（2011 年本），钢铁烧结机、球团脱硫信息来自《关于公布全国燃煤机组脱硫脱硝设施等重点大气污染减排工程的公告（环保部公告 2013 年第 24 号）》，涉及钢铁烧结机脱硫设施 389 台，烧结机总面积 6.32 万平方米，钢铁球团脱硫设施 44 台，球团年生产能力 1461 万 t。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 5-1 不同规模不同工艺的污染物排放因子（kg/t）

工序	工艺	分级	分级标准	SO_2	NO_X	PM_{10}
焦化	备煤	1 级	产能≥100 万 t/a	-	-	0.009
		2 级	100 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	-	-	0.018
		3 级	60 万 t/a＞产能	-	-	0.030
	装煤	1 级	产能≥100 万 t/a	0.039	-	0.017
		2 级	100 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	0.052	-	0.026
		3 级	60 万 t/a＞产能	0.079	-	0.053
	推焦	1 级	每组产能≥100 万 t/a	0.050	-	0.050
		2 级	100 万 t/a＞每组产能≥60 万 t/a	0.081	-	0.081
		3 级	每组产能＜60 万 t/a	0.162	-	0.162
	焦炉烟囱	1 级	每组产能≥100 万 t/a	0.294	0.736	0.022
		2 级	100 万 t/a＞每组产能≥60 万 t/a	1.549	0.774	0.023
		3 级	每组产能＜60 万 t/a	1.549	0.774	0.023
	熄焦（干法）	1 级	干熄焦炉≥100t/h	0.093	-	0.046
		2 级	100 万 t/a＞干熄焦炉≥60 万 t/a	0.093	-	0.046
		3 级	干熄焦炉＜60 万 t/a	0.093	-	0.046
球团	焙烧	1 级	有脱硫（干法）	0.550	0.825	0.110
		1 级	有脱硫（湿法）	0.613	0.719	0.123
		2 级	无脱硫	1.981	0.990	0.165
	整粒	1 级	产能≥120 万 t/a	-	-	0.058
		2 级	120 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	-	-	0.101
		3 级	60 万 t/a＞产能	-	-	0.156
	配料	1 级	产能≥120 万 t/a	-	-	0.327
		2 级	120 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	-	-	0.566
		3 级	60 万 t/a＞产能	-	-	0.906
烧结	燃料破碎	1 级	规格≥180m^2	-	-	0.001
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	-	-	0.002
		3 级	90m^2＞规格	-	-	0.004
	配料	1 级	规格≥180m^2	-	-	0.011
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	-	-	0.017
		3 级	90m^2＞规格	-	-	0.032
	机头	1 级	有脱硫、有脱硝（干法）	0.244	0.407	0.054
		1 级	有脱硫、有脱硝（湿法）	0.272	0.453	0.060
		2 级	有脱硫、无脱硝（干法）	0.549	1.372	0.137
		2 级	有脱硫、无脱硝（湿法）	0.611	1.527	0.153
		3 级	无脱硫	1.646	1.372	0.219
	机尾	1 级	规格≥180m^2	-	-	0.066
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	-	-	0.106

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 5-1 不同规模不同工艺的污染物排放因子（kg/t）

工序	工艺	分级	分级标准	SO_2	NO_X	PM_{10}
烧结	整粒及成品筛分	1 级	规格≥180m²	-	-	0.022
		2 级	180m²＞规格≥90m²	-	-	0.035
		3 级	90m²＞规格	-	-	0.044
高炉	矿槽	1 级	规格≥1200m³	-	-	0.035
		2 级	1200m³＞规格≥400m³	-	-	0.086
		3 级	400m³＞规格	-	-	0.172
	热风炉	1 级	规格≥1200m³	0.025	0.190	0.013
		2 级	1200m³＞规格≥400m³	0.031	0.236	0.016
		3 级	400m³＞规格	0.040	0.300	0.020
	出铁场	1 级	规格≥1200m³	-	-	0.029
		2 级	1200m³＞规格≥400m³	-	-	0.049
		3 级	400m³＞规格	-	-	0.121
电炉	出钢+第四孔	1 级	规格≥100t	-	-	0.179
		2 级	100t＞规格≥30t	-	-	0.270
		3 级	30t＞规格	-	-	0.703
	加热炉	1 级		0.024	0.130	0.004
转炉	铁水预处理	1 级	规格≥100t	-	-	0.015
		2 级	100t＞规格≥30t	-	-	0.022
		3 级	30t＞规格	-	-	0.037
	转炉一次	1 级	规格≥100t	-	-	0.063
		2 级	100t＞规格≥30t	-	-	0.066
		3 级	30t＞规格	-	-	0.058
	转炉二次	1 级	规格≥100t	-	-	0.029
		2 级	100t＞规格≥30t	-	-	0.040
		3 级	30t＞规格	-	-	0.091
	地下料仓	1 级	规格≥100t	-	-	0.010
		2 级	100t＞规格≥30t	-	-	0.013
		3 级	30t＞规格	-	-	0.024

（2）排放因子库建立

根据浓度、排气量和设备规模对应的产量数据，计算各工序不同规模污染物的排放因子。其中，浓度值选自相关国标（GB 28662-2012、GB 28663-2012、GB 28664-2012、GB 28665-2012、GB 16171-2012）中的现有、新建和特排限值，三级对应“现有”浓度限值，二级对应“新建”浓度限值，一级对应“特排”浓度限值；不同规模的风量采用企业的调研及类比数据，并根据烟气出口工况温度，折算各规模标况下的出口风量。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.2.3 基于 CEMS 的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子（2015 和 2018 年）

CEMS 数据主要来源为生态环境部生态环境执法局的 CEMS 数据库。截止 2018 年年底，中国钢铁行业的 CEMS 数据覆盖了 433 个钢铁企业的 3999 个排口。钢铁不同工序 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放因子，主要是基于 CEMS 数据来计算各省的排放因子，见表 5-2，表 5-3，表 5-4。2015 年基于 CEMS 排放因子见附表 12，附表 13，附表 14。

表 5-2 2018 年基于 CEMS 在线监测的烧结、球团的污染物排放因子（kg/t）

省（市）	排放因子						
	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	0.03	0.014	0.228	-	-	-	-
贵州	0.069	0.045	0.535	0.024	-	-	-
福建	0.029	0.098	0.503	0.013	0.036	0.236	0.047
河北	0.033	0.105	0.403	0.006	0.024	0.098	0.051
天津	0.027	0.109	0.461	0.007	0.009	0.061	0.122
浙江	0.037	0.111	0.362	0.007	0.015	0.083	0.035
山东	0.018	0.116	0.529	0.007	0.016	0.079	0.112
山西	0.037	0.126	0.358	0.01	0.018	0.137	0.028
安徽	0.034	0.138	0.492	0.007	0.038	0.155	0.027
陕西	0.05	0.138	0.5	0.004	0.023	0.108	0.11
黑龙江	0.035	0.141	0.331	0.01	0.053	0.168	0.025
江苏	0.037	0.143	0.477	0.008	0.032	0.097	0.036
河南	0.045	0.155	0.485	0.01	0.033	0.15	0.095
吉林	0.043	0.162	0.384	0.02	0.028	0.206	0.138
广东	0.049	0.164	0.494	0.018	0.020	0.006	0.349
云南	0.061	0.167	0.51	0.016	0.036	0.125	0.294
甘肃	0.059	0.168	0.337	0.015	0.023	0.225	0.057
江西	0.062	0.173	0.532	0.011	0.051	0.165	0.071
辽宁	0.053	0.196	0.429	0.01	0.024	0.175	0.15
湖南	0.059	0.2	0.415	0.017	0.054	0.077	0.252
湖北	0.046	0.216	0.541	0.014	0.043	0.268	0.252
新疆	0.034	0.23	0.359	0.009	0.043	0.192	0.164
重庆	0.058	0.266	0.394	-	-	-	-
四川	0.059	0.276	0.398	0.014	0.066	0.211	0.16
内蒙古	0.053	0.287	0.396	0.015	-	-	-
广西	0.063	0.679	0.554	-	0.045	0.141	0.124
全国	0.039	0.153	0.435	0.009	0.028	0.122	0.083

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 5-3 2018 年基于 CEMS 在线监测的焦化、出铁场、热风炉的污染物排放因子（kg/t）

省（市）	排放因子						
	焦化			出铁场	热风炉		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	-	-	-	-	-	-	-
贵州	-	-	-	-	-	-	-
福建	-	-	-	0.026	-	-	-
河北	0.012	0.021	0.225	0.013	0.006	0.023	0.013
天津	-	-	-	0.014	0.002	0.057	0.06
浙江	0.019	0.044	0.515	0.017	-	-	-
山东	0.02	0.041	0.445	0.017	0.009	0.063	0.013
山西	0.02	0.042	0.295	0.018	0.005	0.028	0.031
安徽	-	-	-	0.022	-	-	-
陕西	-	-	-	-	0.006	0.069	0.05
黑龙江	-	-	-	0.015	-	-	-
江苏	0.014	0.028	0.328	0.016	0.007	0.054	0.055
河南	0.014	0.009	0.14	0.021	0.011	0.039	-
吉林	0.023	0.029	0.479	0.022	-	-	-
广东	0.004	0.014	0.162	0.009	-	-	-
云南	-	-	-	0.033	0.009	0.029	0.035
甘肃	0.012	0.055	0.027	0.017	-	-	-
江西	0.016	0.043	0.318	0.024	-	-	-
辽宁	0.027	0.033	0.335	0.02	-	-	-
湖南	0.009	0.015	0.025	0.033	-	-	-
湖北	-	-	-	-	0.008	0.037	0.007
新疆	0.026	0.077	0.724	0.014	0.006	0.04	0.037
重庆	-	-	-	-	0.003	0.032	0.099
四川	0.036	0.079	0.355	0.028	-	-	-
内蒙古	0.022	0.048	0.518	0.019	-	-	-
广西	0.011	0.072	0.404	-	0.014	0.065	0.023
中国	0.018	0.036	0.319	0.017	0.006	0.04	0.037

2014 年 8 月，生态环境部发布了《关于 2014 年上半年污染源自动监控数据传输有效率考核工作的通报》（http://www.envsc.cn/details/index/391），其中附件《钢铁行业应实施自动监控系统的主要大气污染源点位清单》明确规定了焦炉烟囱、烧结机头、烧结机尾、球团焙烧、高炉出铁场、转炉二次以及电炉应安装 CEMS，应监测的污染物为 SO_2、NO_X 和 PM_{10}。通过分析 CEMS 数据库发现，除了上述工序，一些钢铁企业还在电炉、轧钢热处理炉和高炉热风炉等工序安装了 CEMS。因此，SO_2、NO_X 和 PM_{10} 的 CEMS 排放因子综合考虑了焦炉烟囱、烧结机头、烧结机尾、

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

球团焙烧、高炉出铁场、高炉热风炉、转炉二次、电炉以及轧钢热处理炉工序。

表 5-4 2018 年基于 CEMS 在线监测的转炉二次、电炉、热轧的污染物排放因子（kg/t）

省（市）	排放因子				
	转炉二次	电炉	热轧		
	PM_{10}	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	-	-	-	-	-
贵州	-	0.011	-	-	-
福建	0.016	0.003	-	-	-
河北	0.008	0.004	0.005	0.044	0.063
天津	0.007	0.006	0.005	0.005	0.118
浙江	-	-	-	-	-
山东	0.011	-	0.006	0.012	0.105
山西	0.009		0.005	0.053	0.135
安徽	0.012	-	-	-	-
陕西	-		0.007	0.039	0.173
黑龙江	-		0.002	0.012	0.128
江苏	0.006	0.002	0.002	0.045	0.069
河南	0.013	0.009	0.013	0.075	0.072
吉林	0.013	-	-	-	-
广东	-	-	-	-	-
云南	0.018	-	-	-	-
甘肃		0.017	-	-	-
江西	0.013	-	-	-	-
辽宁	0.015	-	-	-	-
湖南	-	0.013	-	-	-
湖北	-	0.009	-	-	-
新疆	0.01	0.017	0.007	0.046	0.028
重庆	-	-	-	-	-
四川	0.013	-	-	-	-
内蒙古	-	-	-	-	-
广西	-	-	-	-	-
中国	0.01	0.01	0.005	0.03	0.104

根据经过质量控制的 CEMS 数据（参考《国家监控企业污染源自动监测数据有效性审核办法》、《国家重点监控企业污染源自动监测设备监督考核规程》、《固定污染源烟气（SO_2、NO_X 和 PM）排放连续监测技术规范》（HJ 75-2017）等），计算出中国每个安装 CEMS 设备的焦炉、烧结机头、烧结机尾、球团焙烧、高炉热风炉、高炉出铁场、转炉二次、电炉和轧钢热处理炉的 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 年均浓度，再根据各个工序的理论烟气量，计算每个 CEMS 排口排放因子，并获得每个省的平均排放因子。缺少 CEMS 数据的省份的污染物排放因子用全国平均数据代替。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

按照国家要求，不需要安装 CEMS 设备的其他工序排口（例如烧结破碎、配料等），根据国家排放标准的新建标准取浓度值（GB 28662-2012、GB 28663-2012、GB 28664-2012、GB 28665-2012、GB 16171-2012 等），其中河北、山东是根据当地省份执行的地方排放标准取浓度值。根据理论烟气量和各省浓度值，折算各省其他工序排口的排放因子，见公式（5-2）。结果见表 5-5（2015 年标准折算排放因子同表 5-5），图 5-7，图 5-8，图 5-9，图 5-10，图 5-11 和图 5-12。

$$EF_{n,s,i,r} = C_{n,s,i,r} V_i$$

$$C_{AVG,s,m} = \sum_h C_{s,m,h} \Big/ Oph_m \qquad \text{公式（5-2）}$$

式中 EF——排放因子，g/kg 产品；

C_{AVG}——排放浓度统计均值，mg/m^3；

V——理论烟气量，m^3/t 产品；

s——不同污染物；

i——不同工序；

r——不同排放源；

n——不同省份；

m——不同排口；

h——第 h 个运行小时；

Oph——纳入分析的监测小时数。

表 5-5 2018 年分工序污染物标准折算排放因子（kg/t）

工序	工艺	标准	排放因子		
			SO_2	NO_X	PM_{10}
烧结	燃料破碎	全国	-	-	0.039
		山东	-	-	0.026
		河北	-	-	0.039
	配料	全国	-	-	0.033
		山东	-	-	0.022
		河北	-	-	0.033
	整粒及成品筛分	全国	-	-	0.015
		山东	-	-	0.01
		河北	-	-	0.015

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 5-5 2018 年分工序污染物标准折算排放因子（kg/t）

工序	工艺	标准	排放因子	工序	工艺
			SO_2	NO_X	PM_{10}
高炉	矿槽	全国	-	-	0.081
		山东	-	-	0.065
		河北	-	-	0.081
转炉	铁水预处理	全国	-	-	0.01
		山东	-	-	0.01
		河北	-	-	0.01
	转炉一次	全国	-	-	0.003
		山东	-	-	0.003
		河北	-	-	0.003
	地下料仓	全国	-	-	0.01
		山东	-	-	0.01
		河北	-	-	0.01
电炉	出钢	全国	-	-	0.022
		山东	-	-	0.022
		河北	-	-	0.022
焦化	备煤	全国	-	-	0.02
	装煤	山东	0.036	-	0.018
	推焦	河北	0.0345	-	0.035
	熄焦（干法）	全国	0.075	-	0.038
球团	整粒	山东	-	-	0.015
		河北	-	-	0.01
	配料	全国	-	-	0.015
		山东	-	-	0.033
		河北	-	-	0.022
		全国	-	-	0.033

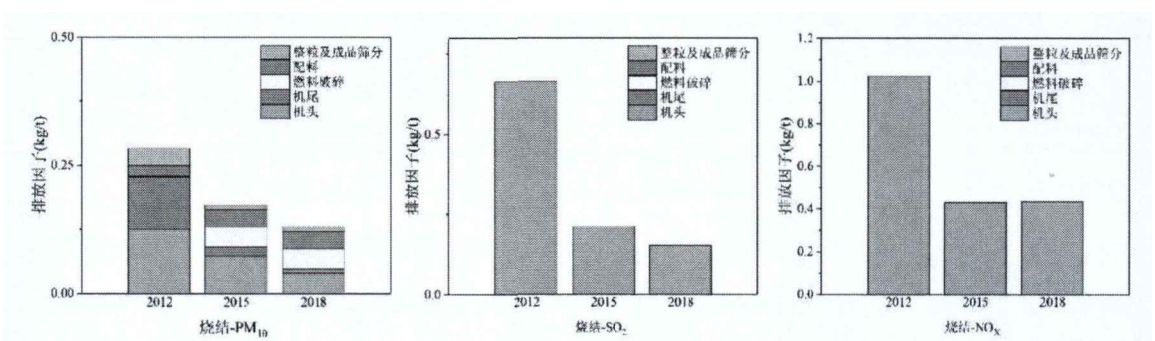


图 5-7 2012、2015 和 2018 年钢铁烧结工序排放因子对比

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

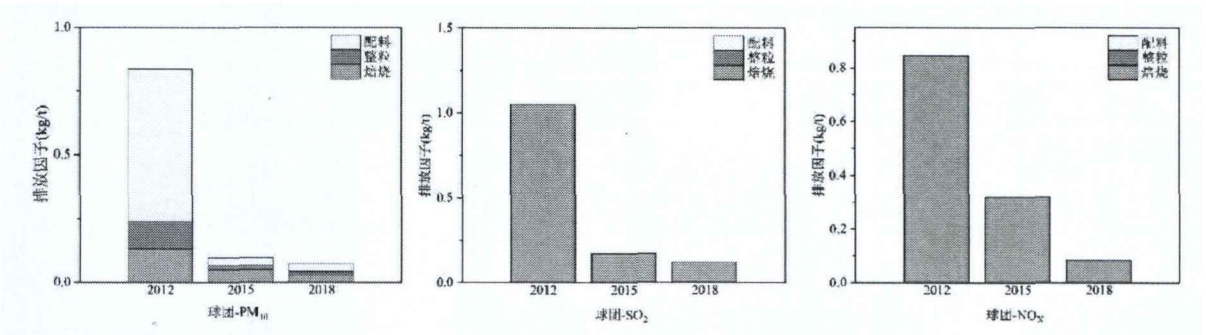


图 5-8 2012、2015 和 2018 年钢铁球团工序排放因子对比

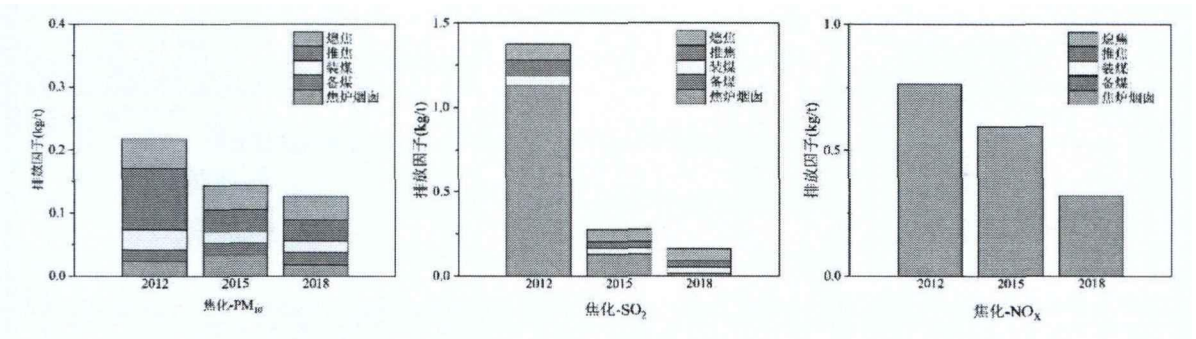


图 5-9 2012、2015 和 2018 年钢铁焦化工序排放因子对比

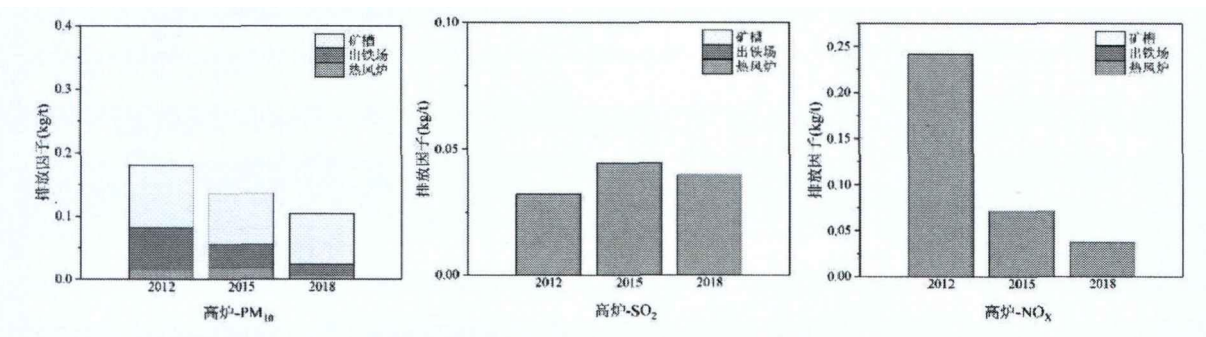


图 5-10 2012、2015 和 2018 年钢铁高炉工序排放因子对比

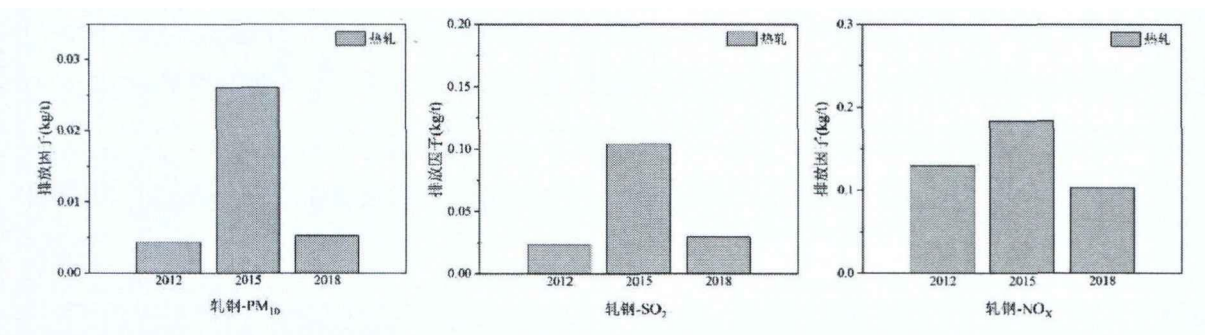


图 5-11 2012、2015 和 2018 年钢铁轧钢工序排放因子对比

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

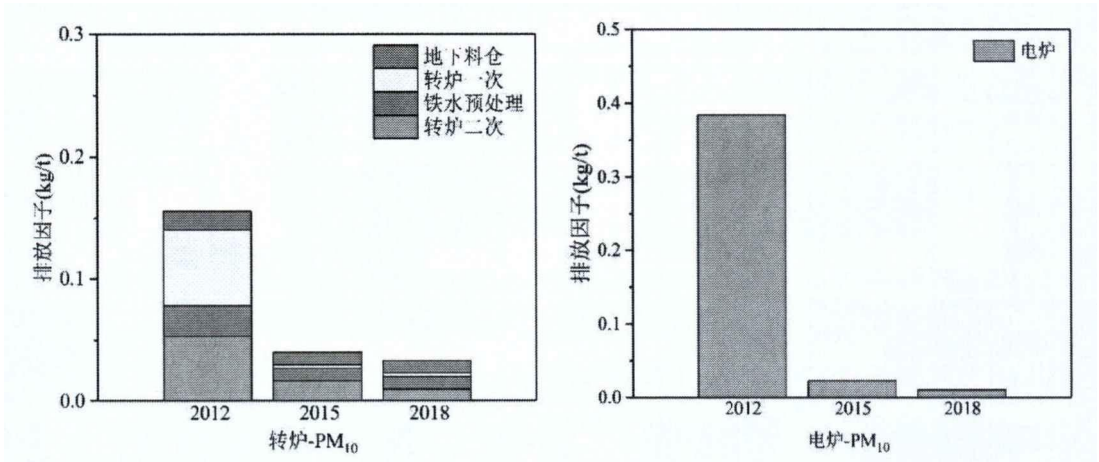


图 5-12 2012、2015 和 2018 年钢铁转炉、电炉工序排放因子对比

通过对比图表中 2012 年、2015 年和 2018 年各主要工序节点排放因子，发现三种污染物排放因子整体呈现下降趋势，这表明标准政策的加严能有效促进中国钢铁行业排放水平下降。针对不同的工序，政策管控下的减排效果不同。例如，2015-2018 年间，电炉、轧钢和焦化工序的三种污染物排放因子平均下降的幅度最大，分别为 78.59%，64.94% 和 59.99%。一方面是由于近年来电炉钢生产的逐步增多，对电炉生产工序的控制逐步加强；另一方面，中国对轧钢和焦化工序的管控力度也逐步加严，相比于现有企业排放标准，自 2015 年起中国新建企业排放标准对轧钢和焦化工序加严 29.21%和 42.5%，2019 年超低排放标准限值进一步紧缩 50.00%和 58.89%。

此外，针对不同区域排放因子数据进行区分，结果发现其排放水平也存在差异。以烧结机头工序为例，2018 年广西、四川和贵州等西部欠发达地区烧结机头三种污染物排放因子整体高于其他地区，这主要与该地区排放控制水平较低，燃料质量较差等原因相关。另外，从 2015 年到 2018 年排放因子的下降百分比看，各个省份呈现明显差异，特别对于山东省和河北省等重点控制区域，其 2018 年烧结机头 PM_{10} 排放因子比 2015 年分别下降 81.49%和 48.31%，远高于全国均值水平 45.32%。主要原因在于近年来中国对山东省和河北省等地区的重点管控。

5.2.4 其他污染物排放因子

其他污染物指 BC、OC、EC、VOCs 和 CO。$PM_{2.5}$ 的排放量主要根据 PM_{10} 的排放量以及 PM_{10} 中 $PM_{2.5}$ 的质量百分含量计算，PM_{10} 中 $PM_{2.5}$ 的质量百分含量来源于文献调研，见表 5-6。通过国内外文献及参考资料调研[3,130,131,186,199,200]，综合国内外的研究成果，获取钢铁行业各工序特征污染物排放因子（BC、OC、EC、VOCs 和 CO）。相关排放因子见表 5-7。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 5-6 $PM_{2.5}$ 占 PM_{10} 比例[172,186]（%）

焦化		烧结		球团	高炉		转炉		电炉	轧钢
干熄焦	30.46	机头	56.07		出铁场	62.94	倒灌及预处理	45.06		
筛分机转运、备煤	37.78	机尾	51.11	43.37	高炉矿槽	15.27	转炉二次烟气	56.68	74.14	62.51
装煤及推焦	40.97	配料	36.62		其他	62.51	转炉一次烟气	71.43		
焦炉烟囱	40.97	成品整粒	38.63		-	-	地下料仓	71.43		

表 5-7 2012、2015 和 2018 年不同工艺产污环节的污染物排放因子[3,130,131,186,199,200]（kg/t，BC、OC、EC 为 $PM_{2.5}$ 中的百分含量%）

污染物		VOCs	CO	BC	OC	EC
焦化	2012 年	2.96	1.6	30	35	-
	2015 年	2.96	1.6	30	35	-
	2018 年	2.96	1.6	30	35	-
烧结	2012 年	0.25	22	1	2.2	0.4
	2015 年	0.25	16	1	2.2	0.4
	2018 年	0.25	16	1	2.2	0.4
球团	2012 年	0.25	0.064	1	2.2	0.4
	2015 年	0.25	0.064	1	2.2	0.4
	2018 年	0.25	0.064	1	2.2	0.4
高炉	2012 年	-	22.3	10	6.2	0.8
	2015 年	-	15.29	10	6.2	0.8
	2018 年	-	15.29	10	6.2	0.8
转炉	2012 年	0.06	35.2	1.175	8.8	0.7
	2015 年	0.06	8.75	1.175	8.8	0.7
	2018 年	0.06	8.75	1.175	8.8	0.7
电炉	2012 年	0.1	9	14.19	8.8	0.7
	2015 年	0.06	9	14.19	8.8	0.7
	2018 年	0.06	9	14.19	8.8	0.7
热轧	2012 年	0.3	1.28	1.175	8.8	0.7
	2015 年	0.3	1.28	1.175	8.8	0.7
	2018 年	0.3	1.28	1.175	8.8	0.7
冷轧	2012 年	0.062	-	-	-	-
	2015 年	0.062	-	-	-	-
	2018 年	0.062	-	-	-	-

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.2.5 排放量计算

根据 2012、2015 和 2018 年环统数据的活动水平和对应年的排放因子，按照自下而上的方法，根据公式（5-3），分别计算 2012、2015 和 2018 年中国钢铁企业各工序污染物的排放量。

通过排放因子库各工序环节污染物排放因子，结合焦化、烧结、高炉、转炉、电炉和轧钢等工序的产量、规模等信息，按照自下而上的方法，计算得到各家企业各工序污染源的排放信息。就清单建立方法，受研究尺度的需求和精度的影响，估算方式也有所差异，既有从单个排放源或排放企业排放量表征着手的“自下而上”的方式，也有从某一类源或行业统计数据着手的“自上而下”的方式。“自上而下”方式，基本可以把握清单的总体状况，但精度不高。由于本研究直接涉及具体的控制措施、政策和技术，清单要求的精度更高，因而采用“自下而上”的清单和核算方式。排放量计算基本公式如下：

$$E_s = \sum_r \sum_n AC_i EF_{n,s,i,r} \qquad \text{公式（5-3）}$$

式中 E——排放量，t/a ；

EF——排放因子，g/kg 产品；

AC——环境统计产品产量，t/a；

s——不同污染物；

i——不同工序；

r——不同排放源；

n——不同省份。

5.2.6 中国钢铁行业大气污染物排放分析

（1）年变化分析

2012 年中国钢铁行业共排放 SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、VOCs、CO、BC、OC、和 EC 分别为 158.66 万 t、184.26 万 t、68.20 万 t、33.86 万 t、81.79 万 t、5756.56 万 t、1.08 万 t、1.59 万 t 和 0.17 万 t。2015 年中国钢铁行业共排放 SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、VOCs、CO、BC、OC 和 EC 分别为 37.48 万 t、72.05 万 t、33.48 万 t、15.03 万 t、84.29 万 t、3478.85 万 t、0.64 万 t、0.83 万 t 和 0.08 万 t。2018 年中国钢铁行业共排放 SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、VOCs、CO、BC、OC 和 EC 分别为 29.02 万 t、66.57 万 t、28.73 万 t、11.69 万 t、89.21 万 t、4057.49 万 t、0.45 万 t、0.61 万 t 和 0.06 万 t。

从图 5-13 可以看出，2012、2015 和 2018 年 SO_2、NO_X 和 PM（PM_{10}、$PM_{2.5}$、

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

BC、OC、EC）排放量逐年降低（原因是中国环保政策逐年加严，造成常规污染物排放因子下降），尤其是2015年钢铁新建排放标准执行后，中国钢铁企业大气污染物减排力度（脱硫除尘等）加强，安装脱硫设施的钢铁烧结机面积由2.9万平方米增加到13.8万平方米，安装率由19%增加到88%。2012、2015和2018年VOCs排放量逐年上升（未有特别的控制）。与2012年相比，2015年CO排放量下降；与2015年相比，2018年CO排放量上升，主要由于2018年活动水平大幅上升。

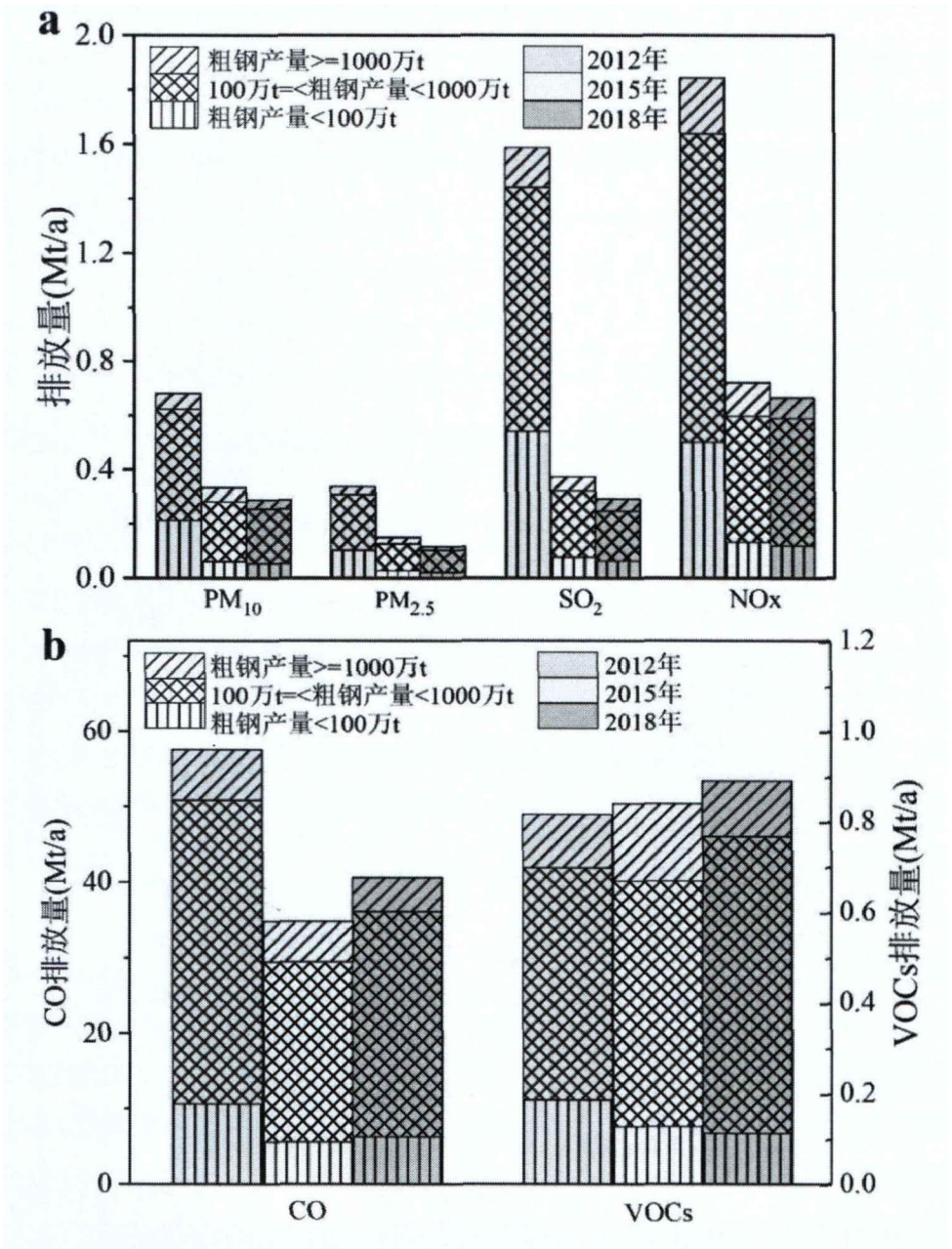


图5-13 2012、2015和2018年中国钢铁行业各污染物排放量

粗钢产量100-1000万t（中型）的钢铁企业各项大气污染物排放总量最大，其次是粗钢产量小于100万t（小型）的钢铁企业，粗钢产量100-1000万t（大型）的钢铁企业排放量最小。截止2018年底，中型钢铁企业总量大，这主要是与他们

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

的粗钢产量有关系，值得注意的是，小型钢铁企业的数量最多（769 家），但产量最小（4566 万 t），但是小型钢铁企业排放量高于大型钢铁企业，大型企业数量少（10 家）但产量高（13649 万 t），另外，本研究发现，就 2018 年情景而言，大型企业多分布于河北、山东和江苏等管控严格的东部、北部地区；而小型企业 27.15%的粗钢产量均来自于四川、重庆和甘肃等欠发达的西南、西北部地区，这说明小型钢铁企业存在部分高耗能、高排放、高污染、低产能的落后企业，增加了小型企业排放绩效水平。进一步表明，钢铁企业大型化、严管控可进一步推动中国钢铁行业大气污染物减排。

（2）空间分析

2018 年中国各省（直辖市）钢铁企业排放和空间分布情况见图 5-14 和图 5-15，2012 和 2015 年中国各省（直辖市）钢铁企业排放和空间分布情况见附图 3 和附图 4。可以看出，历年来河北省是中国钢铁企业各项大气污染物排放最高的省份，这与河北省粗钢产能产量大、企业数量多是吻合的。截止 2018 年年底，SO_2 排放量较大的 3 个省份是河北、辽宁和江苏，其排放量（全国占比）分别为 5.14 万 t（17.69%）、3.00 万 t（10.32%）和 2.95 万 t（10.17%）；NO_X 排放量较大的 3 个省份是河北、江苏和山东，其排放量分别为 13.40 万 t（20.13%）、7.55 万 t（11.34%）和 7.15 万 t（10.75%）；PM_{10} 排放量较大的 3 个省份是河北、江苏和辽宁，其排放量分别为 5.44 万 t（18.94%）、3.15 万 t（10.96%）和 2.68 万 t（9.33%）。这主要与河北、江苏、山东和辽宁较高的活动水平相关（占中国粗钢产量的 53.13%）。河北省各项大气污染物排放总量占比最高，平均达 20.51%，这与河北省粗钢产量大（占全国总产量的 25.01%）、企业数量多（占企业总数的 20.78%）的现状相吻合。另外，唐山和邯郸是河北省主要钢铁生产地和污染物排放源，其粗钢产量占比达 71.49%，污染物排放占比达 68.65%；日照和莱芜是山东省主要钢铁生产地和污染物排放源，其粗钢产量占比达 50.23%，污染物排放占比达 55.30%；苏州和南京是江苏省主要钢铁生产地和污染物排放源，其粗钢产量占比达 50.05%，污染物排放占比达 52.94%；鞍山和营口是辽宁省主要钢铁生产地和污染物排放源，其粗钢产量占比达 54.72%，污染物排放占比达 56.80%。由此，应重点关注河北、山东和辽宁等产能密集分布区域、重点排放区域，优化产业布局，进一步淘汰落后产能，大幅降低污染排放。

2012 年，中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放绩效值分别为 2.45、2.73 和 1.04kg/t。SO_2 排放绩效值较大的省份是甘肃（5.02kg/t）、重庆（3.57kg/t），NO_X 排放绩效值较大的省份是甘肃（3.77kg/t）、重庆（3.38kg/t），PM_{10} 排放绩效值较大的省份是甘肃（1.82kg/t）、四川（1.56kg/t）（见附表 15）。2015 年，中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放绩效值分别为 0.62、1.02 和 0.49kg/t。SO_2 排放绩效值较大的省份是四川（1.94kg/t）和新疆（1.35kg/t），NO_X 排放绩效值较大的省份是

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

甘肃（1.98kg/t）和四川（1.69kg/t），PM_{10} 排放绩效值较大的省份是四川（1.02kg/t）、贵州（0.62kg/t）（见附表 16）。2018 年，中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放绩效值分别为 0.42、0.93 和 0.41kg/t。SO_2 排放绩效值较大的省份是宁夏（1.93kg/t）和内蒙古（1.20kg/t），NO_X 排放绩效值较大的省份是宁夏（5.41kg/t）和内蒙古（1.53kg/t），PM_{10} 排放绩效值较大的省份是宁夏（1.77kg/t）和内蒙古（0.89kg/t）（见附表 17）。这主要由于我国近年来对河北、山东、辽宁等重点钢铁生产区域的管理控制水平加强，尤其是在河北和山东是实施更为严格的地方排放标准，有效降低了排放强度水平。相反，甘肃、内蒙古、宁夏等省份大气污染控制水平较差，污染物排放绩效值较大，进一步说明未来中国钢铁行业大气污染减排应重点关注西部等欠发达地区，加大管控力度，降低西部地区排放强度水平。

从图 5-14 可知，河北、江苏、山东等钢铁产能大省，排放大气污染物总量大，但排放绩效控制较好。甘肃、内蒙古、宁夏等省份污染物排放绩效值较大，这主要是相关省份大气污染控制水平较差，说明未来中国钢铁行业的大气污染减排，应关注西部等欠发达地区。2012 和 2015 年气污染物排放绩效值（见附图 5 和附图 6）。

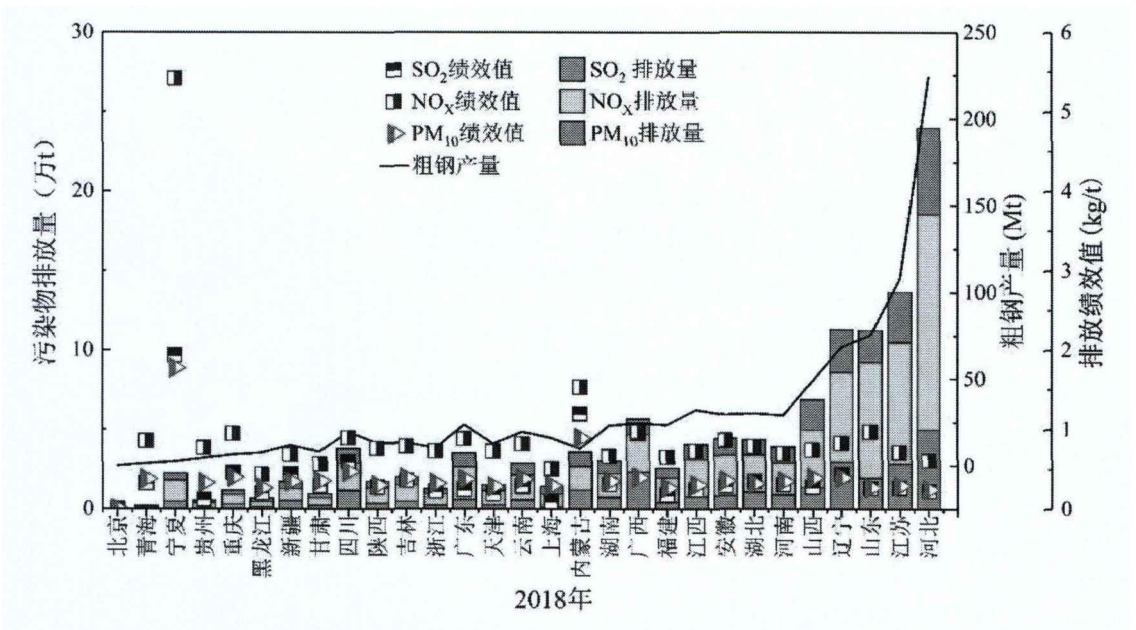


图 5-14 2018 年中国钢铁行业大气污染物排放绩效值

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



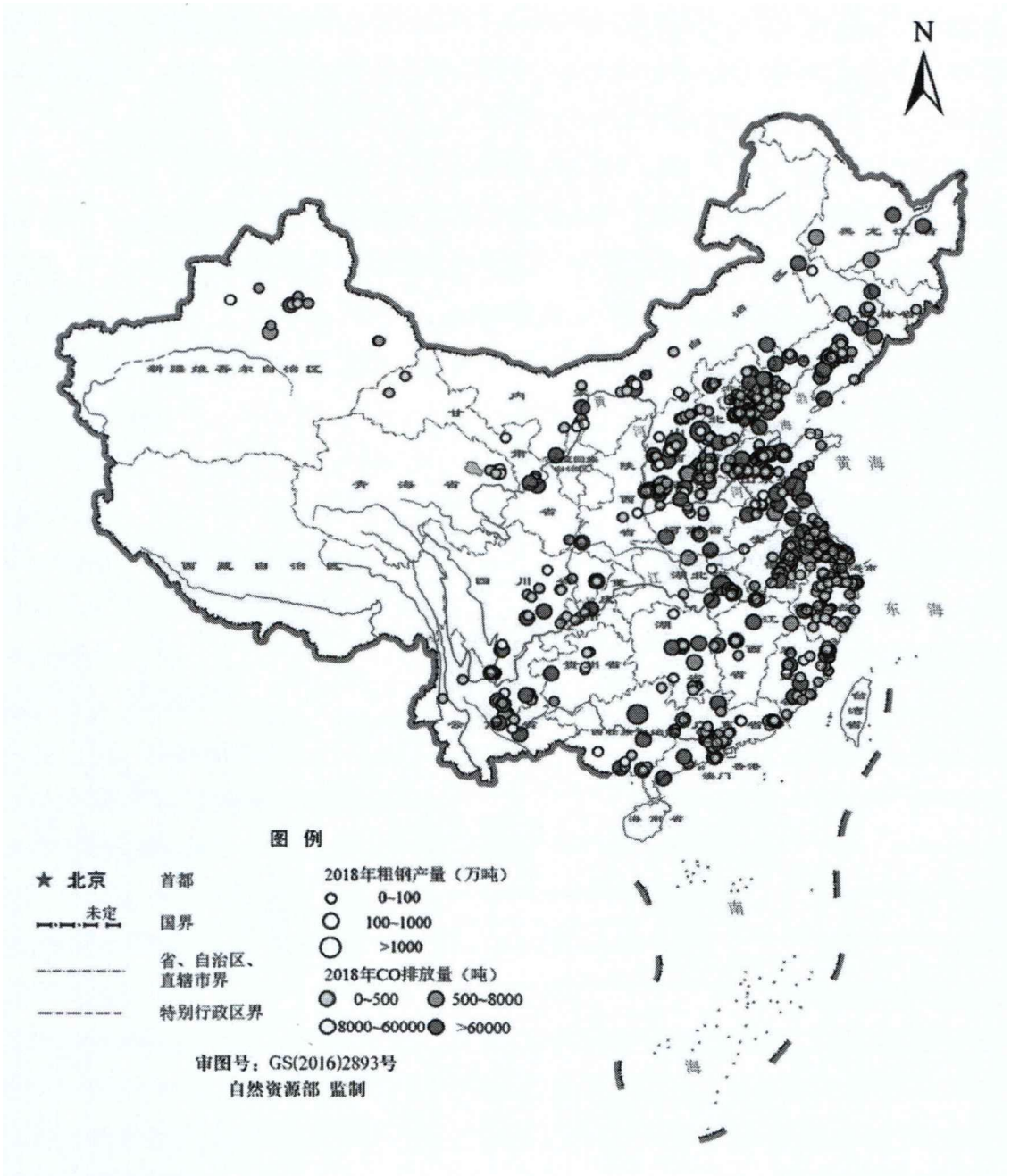
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



图 5-15 2018 年钢铁企业各污染物排放空间分布情况

另外，本研究计算了 2012 年、2015 年和 2018 年中国钢铁行业各个省份单位面积排放强度。2012 年中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 单位面积污染物排放强度分别是 0.25、0.33 和 0.11 kg/（10^4t·km^2）。SO_2 单位面积污染物排放强度最大的省份是天津，其次是上海。NO_X 单位面积污染物排放强度较大的省份是上海（3.34kg/（10^4t·km^2））和天津（1.88kg/（10^4t·km^2））。PM_{10} 单位面积污染物排放强度较大的省份是上海（0.83 kg/（10^4t·km^2））和天津（0.68kg/（10^4t·km^2））（见附表 18）。2015 年中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 单位面积污染物排放强度分别是 0.06、0.15 和 0.06kg/（10^4t·km^2）。SO_2 单位面积污染物排放强度最大的省份是上海，其

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

次是天津，上海单位面积污染物排放强度水平约为中国平均水平的 9.36 倍。NO_X 单位面积污染物排放强度较大的省份是上海（1.94kg/（10^4t·km^2））和天津（0.79kg/（10^4t·km^2））。PM_{10} 单位面积污染物排放强度较大的省份是上海（0.64kg/（10^4t·km^2））和天津（0.35kg/（10^4t·km^2））。一方面由于上海和天津等钢铁产量大，大气污染物排放总量大，另一方面由于钢铁厂分布密集，占地面积小，最终导致单位面积污染物排放强度相对高。因此优化和调整钢铁产业布局，特别针对单位面积排放强度较大的省市（上海、天津等），鼓励产能搬迁和置换，引导发展先进水平的电炉企业，有利于减缓京津冀和长江三角洲等地区的雾霾（见附表 19）。

2018 年中国钢铁行业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 单位面积污染物排放强度分别是 0.04、0.12 和 0.05 kg/（10^4t·km^2）。SO_2 单位面积污染物排放强度最大的省份是宁夏，其次是天津，宁夏单位面积污染物排放强度水平约为中国平均水平的 8.04 倍。NO_X 单位面积污染物排放强度较大的省份是宁夏（0.82 kg/（10^4t·km ^{2}））和上海（0.81 kg/（10^4t·km^2））。PM_{10} 单位面积污染物排放强度较大的省份是上海（0.47 kg/（10^4t·km^2））和宁夏（0.27 kg/（10^4t·km^2））。一方面由于宁夏排放强度大，污染控制措施覆盖率较低，所造成单位面积的排放强度较大，另一方面又因为上海占地面积小，最终导致单位面积污染物排放强度相对高（见附表 20）。

（3）各工序分析

2012 年，从各工序排放上，SO_2、NO_X、PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 主要的污染源来自烧结工艺，分别为 110.29 万 t、139.09 万 t、31.24 万 t 和 16.25 万 t，分别占总排放量的 69.52%、75.48%、45.81%和 47.99%。CO 主要的污染源来自高炉、烧结和转炉工艺，分别为 1460.94 万 t、1994.05 万 t 和 2175.54 万 t，占工艺总排放量的 25.38%、34.64%和 37.79%。VOCs 主要的污染源来自烧结和焦化工艺，分别为 22.66 万 t 和 34.19 万 t，分别占总排放量的 27.70%、41.81%。BC 主要的污染源来自高炉和焦化工艺，分别为 0.32 万 t、0.25 万 t，分别占总排放量的 30.62%、23.11%。OC 主要的污染源来自转炉和烧结工艺，分别为 0.45 万 t、0.36 万 t，分别占总排放量的 28.18%、22.48%。EC 主要的污染源来自烧结和转炉工艺，分别为 0.065 万 t 和 0.036 万 t，分别占总排放量的 39.30%、21.55%，具体见附图 7。

2015 年，从各工序排放上，SO_2、NO_X、PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 主要的污染源来自烧结工艺，分别为 22.64 万 t、45.68 万 t、17.33 万 t 和 8.10 万 t，分别占总排放量的 60.40%、63.39%、51.75%和 53.88%。CO 主要的污染源来自烧结和高炉工艺，分别为 1622.12 万 t 和 1113.76 万 t，占工艺总排放量的 46.63%、32.02%。VOCs 主要的污染源来自焦化和烧结工艺，分别为 34.56 万 t 和 25.35 万 t，分别占总排放量的 41.01%和 30.07%。BC 主要的污染源来自高炉和焦化工艺，分别为 0.33 万 t 和 0.19 万 t，分别占总排放量的 51.06%和 29.61%。OC 主要的污染源来自焦化和高炉

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

工艺，分别为 0.22 万 t 和 0.20 万 t，分别占总排放量的 26.60%和 24.38%。EC 主要的污染源来自烧结和高炉工艺，分别为 0.032 万 t 和 0.026 万 t，分别占总排放量的 41.48%和 33.52%，具体见附图 8。

2018 年，从各工序排放上，SO_2、NO_X、PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 主要的污染源来自烧结工艺，分别为 18.82 万 t、52.40 万 t、15.00 万 t 和 6.59 万 t，分别占总排放量的 64.84%、78.72%、52.21% 和 56.40%。CO 主要的污染源来自烧结和高炉工艺，分别为 1869.11 万 t 和 1293.07 万 t，占工艺总排放量的 46.07%和 31.87%。VOCs 主要的污染源来自烧结和焦化工艺，分别为 29.20 万 t 和 27.12 万 t，分别占总排放量的 32.74%和 30.40%；BC 主要的污染源来自高炉和焦化工艺，分别为 0.22 万 t 和 0.13 万 t，分别占总排放量的 49.53%和 28.53%。OC 主要的污染源来自焦化和烧结工艺，分别为 0.151 万 t 和 0.145 万 t，分别占总排放量的 24.68%和 23.77%。EC 主要的污染源来自烧结和高炉工艺，分别为 0.026 万 t 和 0.018 万 t，分别占总排放量的 44.28%和 30.09%。从历年结果来看，焦化、烧结、球团和高炉四个铁前工序是中国钢铁行业大气污染物主要排放环节（图 5-16 和附表 21）。由于我国目前仍然以长流程企业为主，因此烧结、球团、焦化和高炉四个铁前工序仍是中国钢铁行业大气污染物主要排放环节，未来应进一步加强对铁前工序污染物控制力度，加快长流程企业向短流程企业的转型，扩大电炉炼钢使用范围，从源头降低污染物排放。其中，从历年排放水平看，烧结生产工序的主要污染物排放占比均超过 50%，是钢铁行业的主要排放源，因此未来应重点关注烧结工序大气污染排放治理，将有效促进钢铁行业排放总量减排。

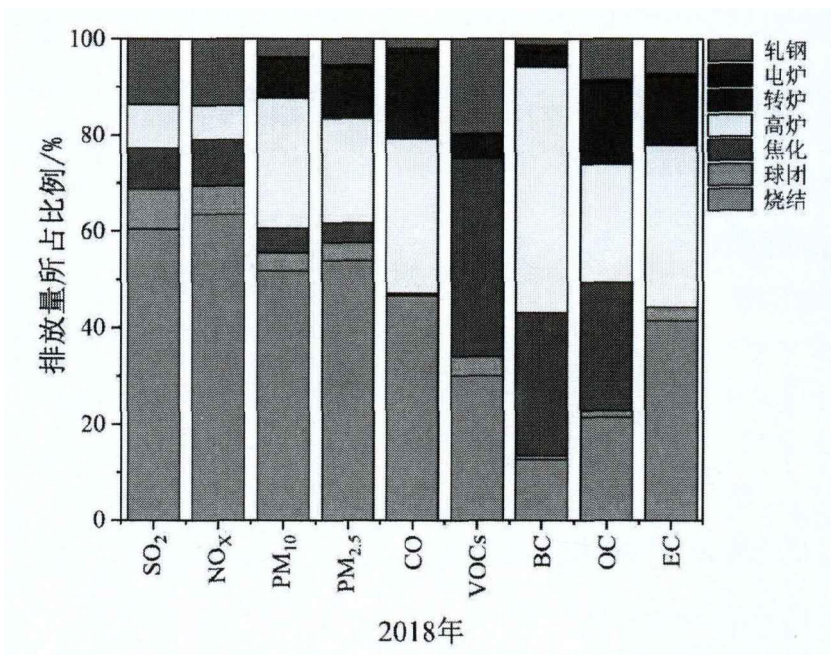


图 5-16 2018 年中国钢铁不同工艺污染物排放量比例

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（4）时间谱分析

根据式 3-2 以及中国 2012、2015 和 2018 年各个月的粗钢产量，编制了中国钢铁排放清单时间廓线（时间谱）。图 5-17 结果显示，2012 年和 2015 年 1 月份钢铁行业排放均存在高峰（2018 年 1 月份由于秋冬季应急，钢铁产量较低），2012、2015 和 2018 年 2 月份均存在低谷。潜在原因为：一般钢铁企业在年底设备大修，年初 1 月份满负荷生产（钢铁企业一般有追求开门红的传统），导致产量激增，2 月份天数比其他月份要少。2012、2015 和 2018 年中国月度粗钢产量占比（见附表 22）。

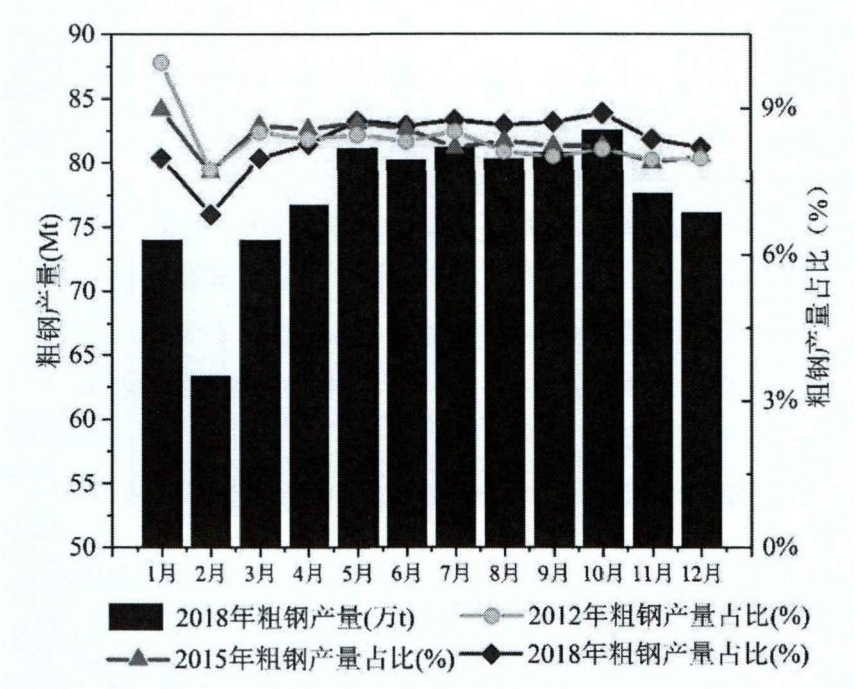


图 5-17 中国 2012、2015 和 2018 年月度粗钢产量占比

5.3 未来年中国钢铁行业大气排放清单模型建立

以 2018 年中国钢铁环境统计数据为基础，从生产工序入手，基于发达国家钢铁产业结构现状，设计两种假设情景：（1）情景 I，假设中国钢铁行业未来产量（活动水平）与 2018 年现状不变，但各工序全面达到了超低标准；（2）情景 II，假设中国步入发达国家钢铁行业结构情景（电炉钢占比上升，转炉钢占比下降），粗钢产量下降，各工序全面达到了超低标准。预测两种情景下未来中国钢铁行业大气污染物排放量，为钢铁行业供给侧改革、化解产能等提供基础数据支持。

5.3.1 排放量计算

（1）未来情景 I

根据 2018 年钢铁排放清单的现状活动水平、以及超低排放标准折算的排放因

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

子，按照自下而上的方法，计算情景 I 中国钢铁企业各工序污染物的排放量。

（2）未来情景 II

2010 年，发达国家钢铁比为 0.3327-0.7451，中国铁钢比为 0.9440，除中国外的世界平均铁钢比为 0.5734。英国、法国、美国等先期工业化国家，粗钢消费量峰期（1960-1980 年）达 400-500kg·（人$^{-1}$·a^{-1}），后平台期（1980 年之后）呈缓慢下降态势，目前消费量已降至约 200kg·（人$^{-1}$·a^{-1}）。

中国 1998-2015 年累计粗钢产量约 80 亿 t，按废钢循环动态平衡的观念，钢铁产品约 10-20 年转化为废钢，根据 17 年折旧计算（1998-2015 年），由此产生的废钢量将达到 4.7 亿 t/a，按照 50%的废钢回收利用率，可利用废钢约 2.35 亿 t/a。

根据美国等发达国家钢铁工业产业生命周期，本研究预测未来中国步入发达国家后，粗钢年产量会趋于稳定，但钢铁产业结构和生产工艺将发生较大变化，产业结构由产品同质化、低端化升级到产品专业化、品牌化，生产工艺由长流程高炉转炉炼钢为主升级到短流程电炉炼钢为主。基于发达国家粗钢消费量现状，假设未来中国人均粗钢消费量约 300kg·（人$^{-1}$·a^{-1}），人口为 14 亿人，需年产粗钢 4.2 亿 t，其中转炉钢、电炉钢产量均为 2.1 亿 t（长流程、短流程产量各占 50%），年可利用废钢 2.35 亿 t 可满足炼钢需求。

假设未来中国钢铁行业产业结构调整情况下，各工序排放水平均达到超低标准，钢铁行业大气污染物排放量计算公式（5-4）如下：

$$Q_r = E_a \times \mathrm{F}_{a,r} + E_b \times \mathrm{F}_{b,r} \qquad \text{公式（5-4）}$$

式中 Q_r——未来中国钢铁行业污染物 r 排放量（t）；

E_a——未来中国转炉钢产量（t）；

$F_{a,r}$——钢铁行业转炉钢的超低绩效值指标，即每 t 钢 SO_2 排放量 0.235kg、每 t 钢 NO_X 排放量 0.361kg 以及每 t 钢 PM_{10} 排放量 0.189kg；

E_a——未来中国电炉钢产量（t）；

$F_{b,r}$——电炉钢的超低绩效值指标，即每 t 钢 PM_{10} 排放量为 0.007kg。

5.3.2 未来年中国钢铁企业大气污染物排放分析

（1）情景 I 预测

假设中国钢铁保持 2018 年的粗钢产量不变，全面实现超低排放，基于此情景，中国钢铁企业 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放量分别为 19.15 万 t、29.36 万 t 和 15.49 万 t。与 2018 年现状情景相比，SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放量分别减少 34.02%、55.89% 和 46.08%。说明加强钢铁行业污染控制，降低污染排放浓度，可大幅降低污染物排放水平，进一步改善空气质量水平。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

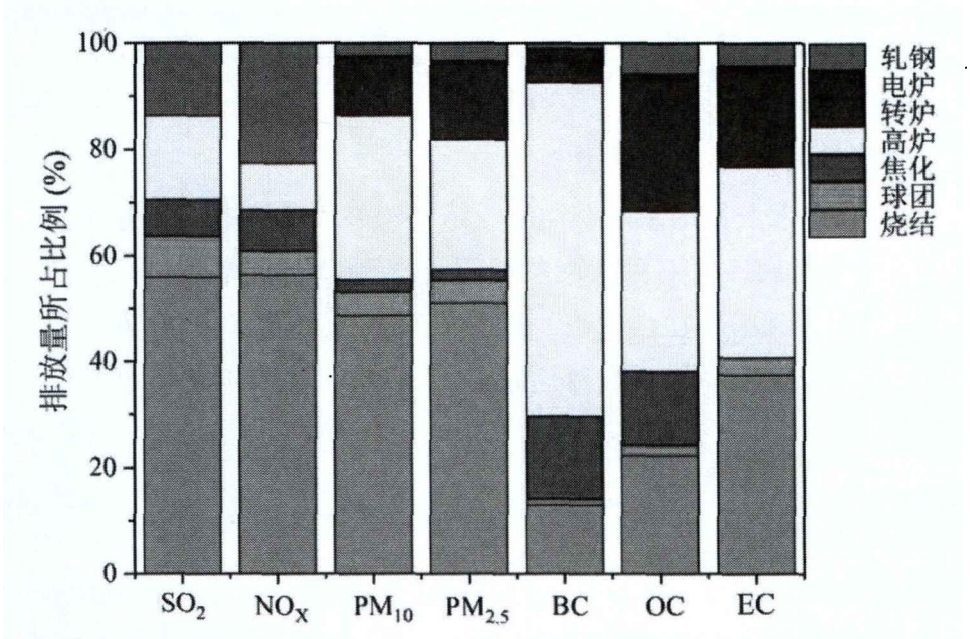


图 5-18 中国各省（直辖市）钢铁企业排放情况

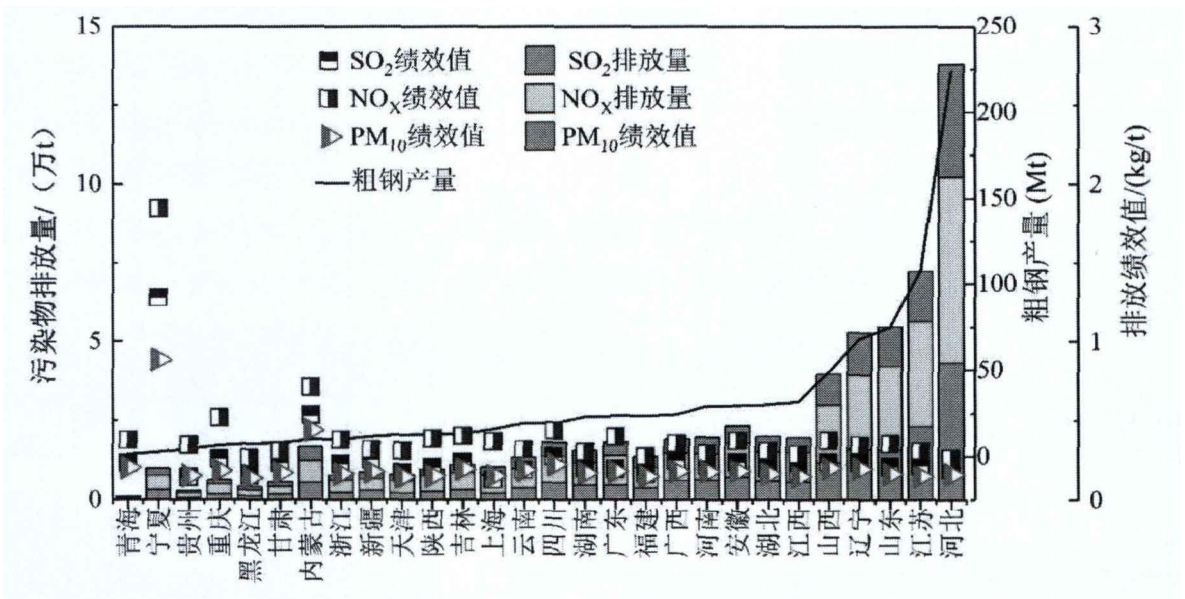


图 5-19 中国各省（直辖市）钢铁企业排放绩效

从各工序排放上，SO_2、NO_X、PM_{10}和$PM_{2.5}$主要的污染源来自烧结工艺，分别为 10.70 万 t、16.53 万 t、7.53 万 t 和 3.52 万 t，分别占总排放量的 55.87%、56.29%、48.62%和 50.96%，具体见图 5-18 和附表 23。中国各省（直辖市）钢铁企业排放和空间分布情况（附表 24 和图 5-19），结果显示 SO_2 排放量较大的 3 个省份是河北、江苏和辽宁，排放量（全国占比）分别为 4.33 万 t（22.59%）、2.32 万 t（12.10%）和 1.58 万 t（8.28%）。NO_X 排放量较大的 3 个省份是河北、江苏和山东，排放量分别为 5.90 万 t（20.11%）、3.32 万 t（11.30%）和 2.66 万 t（9.04%）。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

PM_{10}排放量较大的3个省份是河北、江苏和辽宁，排放量分别为3.57万t(23.07%)、1.61万t（10.36%）和1.34万t（8.65%）。主要由于河北、江苏、山东和辽宁粗钢产量大，产业密集。

（2）情景II预测

假设中国步入发达国家，钢铁产业结构调整（电炉钢比例提高），电炉钢和转炉钢分别为2.1和2.1亿t，并全面实现超低排放。基于此情景，中国钢铁企业SO_2、NO_X和PM_{10}排放量分别为4.94万t、7.58万t和4.11万t。与2018年现状情景相比，SO_2、NO_X和PM_{10}排放量分别减少82.98%、88.61%和85.69%。

5.4 与现有钢铁清单区别

本研究对比分析了2篇现有研究中计算的2012和2015年中国尺度排放清单。结果发现，在本文拟建的钢铁清单中，钢铁行业SO_2和PM_{10}排放量总体小于其他清单对应年份的排放量，主要原因在于本研究2012和2015年排放清单烧结机SO_2和PM_{10}排放因子整体小于现有钢铁排放清单因子，见图5-20。从图中结果可见，就本研究2012年、2015年和2018年PM_{10}、SO_2和NO_X排放呈现逐年下降趋势，表明自从2012年现有标准执行，到2015年新建标准执行以及到2018年现有情景，我国钢铁行业污染物排放下降明显，大气污染控制效果显著。除此以外，与本研究结果相比，现有研究[3,5]排放量核算结果较高，主要与清单核算方法相关，且排放因子多引用过去的、固定的数据。而2012年钢铁行业NO_X排放量大于其他文献2012年排放量，主要原因在于本研究2012年排放清单烧结机NO_X排放因子整体大于现有钢铁排放清单因子。

本文拟建的钢铁清单充分考虑了主要工序的各个产污节点的排放因子，并结合了2015和2018年CEMS排放因子数据，数据更准确可靠，本研究中的排放量可反映于标准加严和超低改造等政策导致的排放因子变化。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

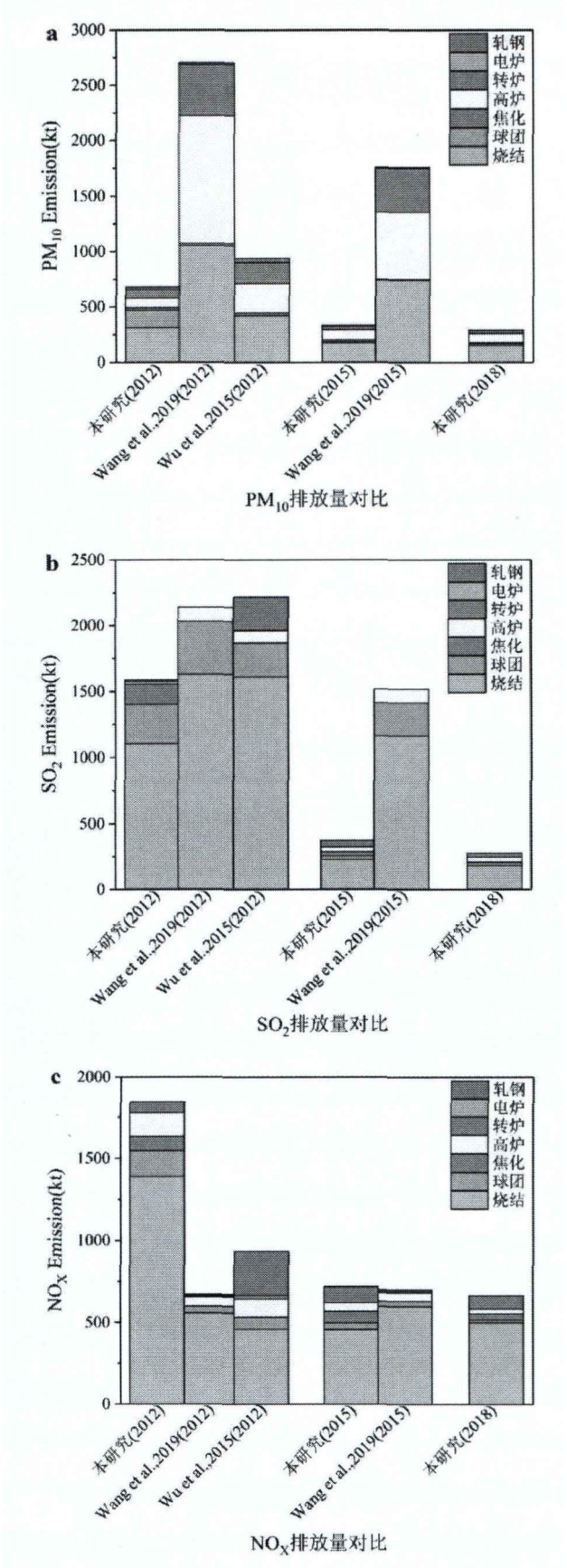


图 5-20 本文研究与现有研究不同工序排放量对比

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.5 钢铁排放清单的不确定性分析

现有对于不确定分析研究大多数采用蒙特卡罗方法，其优点在于使用灵活、容易实现。相比解析方法，蒙特卡罗方法不存在数据分布类型和模型复杂性的限制，适用于任意数据分布类型、任意形式的排放源清单估算模型的不确定性传递过程。此外，蒙特卡罗方法可通过大量足够的模拟样本，精确量化模型输出的分布特征。因此，蒙特卡洛的方法被广泛的运用到工业源清单的不确定分析中，如火电[56,201-204]、钢铁[5]和水泥[204]等。

因此本研究使用蒙特卡罗方法来证实中国钢铁厂排放清单计算的可靠性。蒙特卡罗方法通过产生随机数，表征相关运算参数（例如：活动水平和排放因子）的概率分布，并求解不同参数取值下对应的排放量，获取排放量的分布，以进一步确定其不确定性区间。参照 Tang 等[139]和 Zhao 等[202]提出的方法，分别针对 2012、2015 和 2018 年的清单，在蒙特卡罗框架下进行了 10000 次模拟实验，求解了排放量的钢铁排放量的 95%置信区间。

对于 2012 年清单，不确定性主要来自活动水平和排放因子，假设工序的活动水平服从变异系数（标准差除以平均值）为 5%的正态分布，排放因子服从 CV 为 20%的正态分布[137]。在各自概率分布下，模拟 10000 次，得到排放量 95%的置信区间。

对于 2015 和 2018 年钢铁排放清单，第一，不确定性来自于 CEMS 小时浓度的高频波动，本文基于单个工序的不同污染物的小时浓度值，拟合相应的每月浓度的概率分布，对于没有 CEMS 的工序，采用 bootstrap 方法，从相同省份的相同工序的 CEMS 小时浓度中做有放回的等概率抽取[139]。第二，由于技术、原料和工序工况的异质性，使用理论烟气量可能导致不确定性，因此，本文假设理论烟气量服从变异系数为 5%的正态分布。第三，不确定性来自于工序的活动水平，假设其服从变异系数为 5%的正态分布[202]。采用蒙特卡罗方法对 CEMS 浓度、理论烟气量和活动水平在单个工序的月维度基础上，依照各自的概率分布，随机生成数值，并进行了 10000 次模拟，估计了钢铁污染物排放量的不确定度范围。

分析结果表明，本文核算的中国钢铁排放清单结果是相对稳定的，2012、2015 和 2018 年排放清单总量的 95%置信区间分别为±28.72%，±1.51%和±1.81%。同时，已有文献中基于传统排放因子的火电排放清单的不确定性范围在（-22%，-38%）[56,203]，钢铁排放清单不确定性范围在（-5%，-71%）[5]，结果表明基于 CEMS 的清单计算方法，大幅降低了钢铁排放清单不确定性。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

5.6 钢铁排放清单的校验

在5.5节中利用蒙特卡洛模拟，对本研究中钢铁行业大气污染物排放清单编制中的误差来源进行定量分析。本小节引入排放源清单的横向比较、趋势校验和空气质量检测数据，采用多重维度的相互独立的数据，交叉验证本研究排放清单的可靠性[205]。

采用排放源清单横向比较的方法，比较本研究钢铁排放清单和现有文献研究的结果[3,5]。对比结果显示，排放量总量低于现有研究中的排放量，但污染排放在不同区域和工序中的分布趋势一致，证明本研究结果的可靠性和真实性。其中，本研究中的排放量较低，主要原因在于采用的排放因子较小，具体分析见5.4节。

采用趋势比较的方法，比较钢铁行业大气污染排放量的年度变化趋势。我国逐渐加强钢铁行的污染物控制，2012年钢铁行业现有标准执行，2015年钢铁行业新建标准执行，2018年“蓝天保卫战”重点管控钢铁等高耗能行业的排放。同时，钢铁行业2012年、2015年和2018年PM_{10}、SO_2和NO_X排放呈现逐年下降趋势，与我国的环境管控方向相符合，加严的政策导致污染物逐年下降。因此，本研究中排放量的年度变化趋势合理。

采用空气质量数据验证的方法，基于本研究的排放清单，利用CAMx模型进行大气污染扩散模拟，将模拟值与真实的空气质量站点的数据进行对。结果显示，模型模拟的浓度值和空气站点的监测数据，相关性较高，空间分布趋势一致，具体结果分析见6.2节。证明本研究中钢铁清单具有较高的时空精度。

5.7 小结

本章开发了一套快速更新中国钢铁大气排放清单的方法，建立了基于工艺的中国钢铁行业排放清单管理系统，并采用该系统自下而上编制了中国2012、2015和2018年钢铁大气排放清单，预测了未来不同情景下的中国钢铁大气排放量情况，得到如下结论：

（1）2012-2018年，钢铁行业排放的SO_2、NO_X和PM（PM_{10}、$PM_{2.5}$、BC、OC和EC）排放量逐年降低，VOCs排放量逐年上升。与2012年相比，2015年CO排放量下降；与2015年相比，2018年CO排放量反而上升（主要原因是活动水平上升），未来钢铁行业污染物减排需要加大关注VOCs、CO等特征污染物排放。

（2）从区域分布来看，河北省钢铁企业数量以及大气污染物排放量均排全国首位。从各省排放绩效来看，西部欠发达地区的省份污染物排放绩效值较大，东部发达地区钢铁企业超低改造工作已取得部分进展。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（3）从工序来看，焦化、烧结、球团和高炉四个铁前工序是中国钢铁行业常规大气污染物（SO_2、NO_X和PM_{10}）主要排放环节；CO主要来自烧结和高炉工序；VOCs主要来自焦化、烧结和轧钢工序。

（4）从清单排放量计算结果来看，2012、2015和2018年排放清单的排放量整体上小于已有研究结果。从不确定性分析结果来看，基于CEMS的清单计算方法，大幅降低了钢铁排放清单的不确定性。从未来情景分析结果来看，在中国钢铁步入发达国家产业结构（电炉钢比例提高）、且排放全面达到超低水平情景下，大气污染物排放量相比于2018年大幅度降低，是本研究所有情景中的最优情景。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

6 中国钢铁行业大气环境影响分析研究

第 2 章文献综述结果显示，现有研究缺少关于中国钢铁行业对各省、重点区域的空气质量贡献程度分析，无法为钢铁行业大气环境管理、钢铁企业布局和应急减排等提供依据。

针对上述问题，本章利用第 5 章建立的中国高时空分辨率钢铁行业大气排放清单，与清华大学的 MEIC 清单相结合，编制网格化清单，并利用 CAMx 模型定量评估不同情景下钢铁行业大气排放对全国或重点区域的环境影响。

6.1 模型参数

本章进行气象模拟所选用的是新一代中尺度气象模型 WRF（Weather Research and Forecasting Model）V3.8，采用完全可压缩的非静力方程。其中，水平方向采用 Arakawa C 格点方案，垂直方向采用地形跟随质量坐标；选取的中心经纬度为（35°N，102°E），垂直共分为 31 层，最高层为 50hpa。主要模拟参数及嵌套网格设置见表 6-1。WRF 模型中地形和地表类型数据来源于美国地质调查局 USGS 全球数据，其中数字高程数据选用 SRTM3，精度约为 90m。

表 6-1 WRF 模式参数设置

模式	设置	说明
WRF	水平网格	144×144
	网格距	36 km
	垂直分层	31
	云微物理方案	WSM 5 - class scheme
	表面层方案	Monin - Obukhov scheme
	陆面方案	Unified Noah land-surface model
	边界层方案	YSU scheme
	积云参数化方案	Kain - Fritsch scheme
	短波辐射方案	Goddard scheme
	长波辐射方案	RRTM short wave scheme
	模拟时间	2012、2015 和 2018 年 1 月、4 月、7 月和 10 月

钢铁行业大气污染模拟，采用的是区域空气质量模型 CAMx。CAMx 在中国大气环境领域应用较广，是 ENVIRON 公司开发的基于“一个大气”理念的三维欧拉数值模型（开源系统），属于第三代空气质量模型。CAMx 可基于 MM5（第五代中尺度模式）、WRF 等气象场，读取源前处理模型（SMOKE 等）的数据，可较好模拟大气污染物的扩散、沉降和光化学反应等过程，具有臭氧源分配技术（OSAT）、

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

PM 源分配技术（PSAT）等功能。其中，PSAT 除能对一次 PM 进行示踪外，还可以通过追踪二次 PM 的化学变化过程，对二次 PM 进行源贡献分析。OSAT 可针对不同地区、不同种类的污染源排放臭氧前体物（NO_X、VOCs 等）进行示踪，定量分析臭氧的来源贡献。

因此，CAMx 模型能够很好同时模拟多种污染物及多尺度的大气污染预报，并追踪示踪物质，快速、准确地模拟出示踪物质对目标区域的污染物贡献。因此本研究选择使用 CAMx 模拟中国钢铁行业污染物排放影响。因此本研究选择使用 CAMx 模拟中国钢铁行业污染物排放影响。本次模拟所选取的时间段为 2012、2015 和 2018 年的 1 月、4 月、7 月、10 月，模拟区域覆盖整个中国地区，模式网格水平分辨率为 36km，模拟参数设置见表 6-2。

表 6-2 CAMx 模式参数设置

模式	设置	说明
CAMx	水平网格	144×144
	网格距	36km
	排放源	MEIC2016
	气相化学机理	CB05
	气相化学算法	EBI
	气溶胶模式	AERO5/CF Scheme
	水平平流方案	PPM
	垂直扩散方案	标准 K 理论
	干沉降参数化方案	WESELY89

6.2 模型验证

根据《环境空气质量模型遴选工作指南（试行）》表明，对于区域欧拉网格模型，以标准化平均偏差（NMB）和标准化平均误差（NME）以及相关系数（R）为评价依据来判断模型的准确性。按模拟的 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 等污染物给出对应的评价标准，不同污染物模拟准确性的评价标准如下：

SO_2：-40%<NMB<50%，NME<80%，R^2>0.3；

NO_2：-40%<NMB<50%，NME<80%，R^2>0.3；

$PM_{2.5}$：-50%<NMB<80%，NME<150%，R^2>0.3。

其中 R^2 主要用于衡量两个变量之间的线性相关程度；另外还有平均百分比偏差（FB），用于定量分析模型模拟平均值与验证案例监测平均值的一致性，当模型低估或高估两倍时，FB 会超出[-67%，+67%]的范围。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

本研究分别选取了2018年上海、南京、唐山、邯郸以及临汾（均为《蓝天保卫战三年行动计划》强调的三个重要区域，即“2+26”城市、汾渭平原、长三角地区的典型钢铁城市）的环境空气质量监测数据做验证，如表6-3所示。

表6-3 2018年上海、南京、唐山、邯郸、临汾的环境空气质量监测数据

城市	评价指标	$PM_{2.5}$	PM_{10}	SO_2	NO_2
上海		0.8	0.68	0.49	0.63
南京		0.81	0.76	0.26	0.43
唐山	R	0.69	0.62	0.61	0.49
邯郸		0.73	0.67	0.72	0.54
临汾		0.74	0.63	0.84	0.58
上海		0.34	-0.19	1.22	0.42
南京		0.29	-0.28	0.99	0.18
唐山	FB	0.36	-0.09	0.7	0.17
邯郸		0.02	-0.48	0.39	-0.19
临汾		-0.31	-0.75	-0.05	0.06
上海		0.41	-0.17	3.13	0.53
南京		0.34	-0.24	1.95	0.2
唐山	NMB	0.44	-0.09	1.08	0.18
邯郸		0.02	-0.38	0.49	-0.17
临汾		-0.27	-0.55	-0.05	0.06
上海		0.63	0.46	3.14	0.63
南京		0.59	0.41	2	0.42
唐山	NME	0.44	-0.09	1.08	0.18
邯郸		0.02	-0.38	0.49	-0.17
临汾		-0.27	-0.55	-0.05	0.06
上海		33.4	62.43	10.35	39.68
南京		49.1	95.86	10.4	50.4
唐山	Mean_obs	53.5	95.84	27.68	50.45
邯郸		64.4	131.8	24.22	59.48
临汾		67.5	118.8	48.47	35.84
上海		47	51.58	42.75	60.53
南京		65.6	72.53	30.62	60.64
唐山	Mean_sim	76.9	87.46	57.48	59.54
邯郸		65.9	81.13	36.06	49.36
临汾		49.5	53.77	46.02	37.92

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

验证指标如上表所示，其中南京 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的模拟结果与观测值之间的相关系数 R 方达到了 0.81，模拟效果最好。SO_2 和 NO_2 模拟效果略差，主要原因可能是模拟采用的清单为 MEIC2016，而实际 2018 年 SO_2 和 NO_X 的排放情况相对于清单更低，导致模拟出现高估的情况。唐山、邯郸、上海、临汾站点也出现类似的高估情况，总体对 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 模拟效果较好。

6.3 2012 年（历史情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析

6.3.1 2012 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析

中国钢铁行业对各省份 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 13.73%、9.50%和 4.13%，说明 2012 年钢铁行业对区域污染物浓度贡献最大的是 SO_2，2012 年钢铁行业脱硫空间较大，具体信息见表 6-4。

表 6-4 历史情景下中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
北京	16.67	7.10	3.83
天津	29.84	15.34	8.59
上海	11.62	11.11	6.05
重庆	2.62	3.92	1.75
河北	33.42	23.59	9.93
吉林	8.21	4.53	3.31
黑龙江	10.77	4.52	3.34
辽宁	29.68	16.79	7.7
内蒙古	8.71	7.65	4.97
山西	9.01	12.35	4.37
陕西	2.48	1.83	1.7
河南	11.59	7.67	3.23
西藏	0.25	0	0.23
甘肃	22.07	11.15	5.44
青海	15.08	5.79	3.89
宁夏	0.71	0.49	1.45
新疆	16.9	10.9	6.63
山东	12	8.64	3.59
安徽	14.69	7.24	3.01
湖北	21.28	19.91	5.22
湖南	9.81	9.85	3.2
江苏	24.78	11.9	6.02
浙江	9.44	5.32	3.15

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-4 历史情景下中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
江西	24.33	15.62	4.53
福建	15.58	11.5	4.17
广东	5.69	3.5	2.47
广西	13.05	13.16	3.21
贵州	2.65	5.13	1.68
四川	5.6	5.1	2.07
海南	11.3	10.68	3.31
云南	25.83	22.21	5.83
全国平均	13.73	9.5	4.13

从各省份主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对河北、天津、辽宁等省（市）主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的省（市）为河北、天津、辽宁，分别为 33.42%、29.84%和 29.68%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的省（市）为河北、云南、湖北，分别为 23.59%、22.21%和 19.91%；排放 $PM_{2.5}$ 对区域大气污染贡献比例较高的省（市）为河北、天津和辽宁，分别为 9.93%、8.59%和 7.70%。从 2012 年中国钢铁行业排放情况分析，河北、辽宁排放量占据全国前二，排放体量大，企业数量多，与之对应的大气污染物浓度贡献比例较高，模型模拟结果也验证了河北、辽宁的大气污染物浓度较高。此外，由于天津位于京津冀地区，受河北钢铁企业传输影响较大，因此模型模拟该地区大气污染物浓度较高。

此外，图 6-1 为 2012 年（历史情景下）中国钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度分布情况，钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度与 2012 年中国钢铁排放清单分布较为一致，京津冀及周边地区（“2+26”）、汾渭平原、长三角等年均贡献浓度较高（粗钢占比大），北京虽然没有大型钢铁企业，但中国钢铁行业排放对北京大气污染物年均浓度贡献较高（SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例分别为 16.67%、7.10%和 3.83%），说明北京受到了区域钢铁企业大气污染物传输影响。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

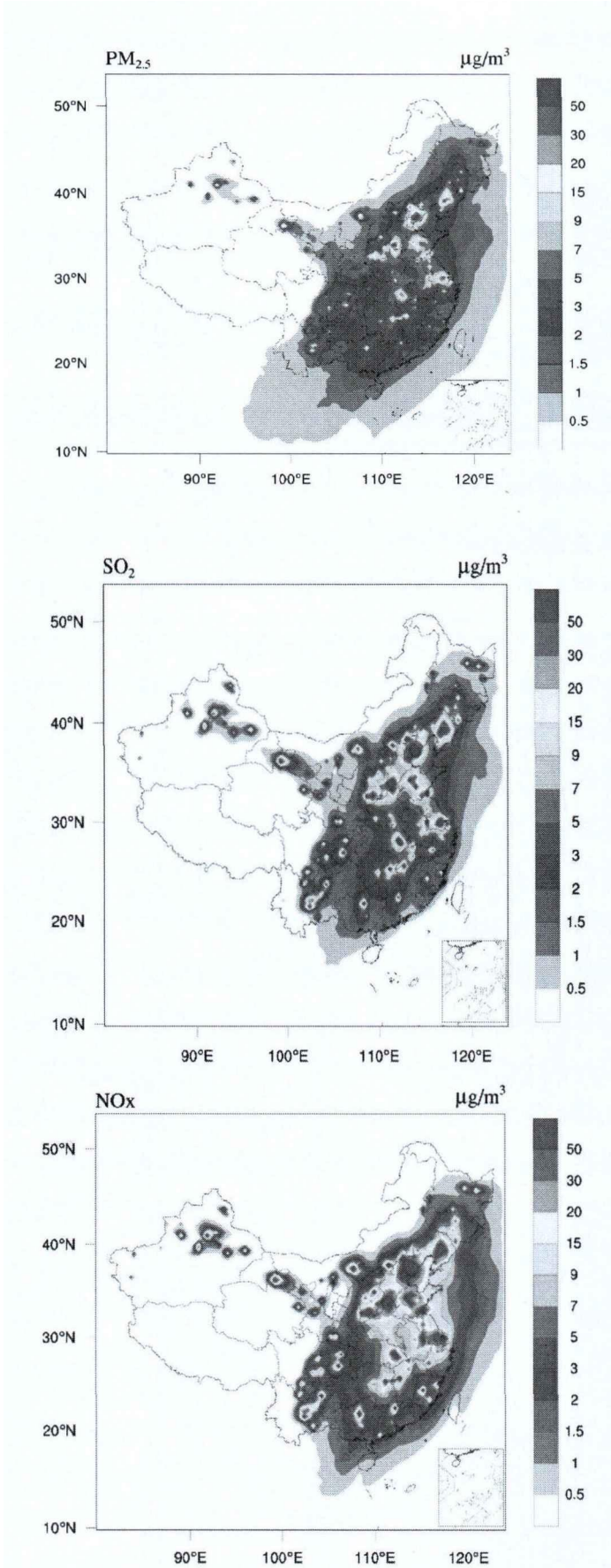


图 6-1 2012 年中国钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

6.3.2 2012年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析

（1）2012年中国钢铁行业排放对“2+26”城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对唐山、邯郸和安阳等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业冬季排放SO_2、NO_X和$PM_{2.5}$对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，SO_2贡献比例分别为56.65%、40.62%和29.65%，NO_X贡献比例分别为46.43%、36.66%和24.20%，$PM_{2.5}$贡献比例分别为20.11%、9.04%和5.54%，具体信息见表6-5。

表6-5 历史情景下中国钢铁企业排放对“2+26”城市主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
北京	1.42	6.35	8.47	19.70	4.16	8.03
天津	4.54	9.95	20.06	29.59	11.99	14.90
石家庄	1.08	4.00	2.87	5.01	3.13	3.33
唐山	20.11	27.10	56.65	59.52	46.43	46.44
廊坊	2.50	8.05	12.82	23.48	8.72	11.74
保定	0.75	4.16	3.70	7.76	3.71	4.21
沧州	1.94	5.44	9.73	12.38	8.05	8.37
衡水	1.15	4.49	6.11	8.17	6.57	6.22
邢台	4.76	13.24	24.28	38.12	21.99	28.83
邯郸	9.04	20.36	40.62	52.47	36.66	42.13
太原	4.34	7.15	7.11	10.22	17.96	18.76
阳泉	1.20	3.49	1.60	2.61	4.72	3.50
长治	3.15	7.44	11.75	19.16	14.52	18.40
晋城	3.12	6.63	12.37	18.00	14.66	16.33
济南	4.09	8.81	23.61	26.09	15.23	16.16
淄博	3.48	6.32	12.34	12.25	12.33	10.95
济宁	0.96	3.96	4.43	4.73	5.19	2.82
德州	1.18	4.86	5.79	10.18	6.31	7.32
聊城	1.03	4.43	4.34	6.54	4.91	4.72
滨州	2.01	4.88	9.06	8.17	8.89	7.57
菏泽	0.81	3.97	4.81	6.01	5.33	3.21
郑州	0.95	2.73	4.52	5.19	3.89	3.08
开封	1.05	3.85	6.20	7.59	5.74	4.46
安阳	5.54	12.52	29.65	39.11	24.20	27.73
鹤壁	4.60	10.19	23.61	31.62	19.69	22.60
新乡	1.73	5.24	9.33	12.83	8.52	8.95
焦作	1.81	5.18	8.66	12.49	8.31	8.28
濮阳	1.38	5.17	9.24	12.31	8.36	7.93
区域最高	20.11	27.10	56.65	59.52	46.43	46.44

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸、安阳，分别为59.52%、52.47%和39.11%，NO_X排放对区域大气污染贡献比例较高的城为唐山、邯郸、邢台，分别为46.44%、42.13%和28.83%，$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸、邢台，分别为27.10%、20.36%和13.24%。

2012年，中国钢铁行业对“2+26”区域污染物浓度贡献较大的是SO_2和NO_X，因此，中国需加强钢铁企业对SO_2和NO_X等前体污染物的控制；钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在唐山、邯郸和安阳为中心的区域，这是因为唐山（占河北省总产量49.71%）、邯郸（占河北省23.91%）和安阳（占河南省总产量53.95%）粗钢产量占比大。

（2）2012年中国钢铁行业排放对汾渭平原城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对临汾等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和洛阳，分别为12.10%、7.25%和5.92%，NO_X排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁、晋中，分别为19.35%、11.86%和10.08%，$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中、吕梁，分别为4.00%、2.40%和1.94%，具体信息见表6-6。

表6-6 历史情景下中国钢铁企业排放对汾渭平原各城市主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
吕梁	1.94	7.32	7.25	15.61	11.86	21.02
晋中	2.4	5.23	3.98	6.06	10.08	10.69
临汾	4	9.09	12.1	21.28	19.35	25.06
运城	1.21	4.18	4.1	8.54	8.12	8.58
洛阳	1.24	3.19	5.92	5.95	5.72	3.78
三门峡	1.2	4.22	4.9	8.09	7.83	6.58
西安	0.33	1.94	0.53	1.4	1.12	0.89
宝鸡	0.53	2.72	1.27	1.69	1.72	0.33
渭南	0.45	2.9	1.28	3.09	2.63	2.36
咸阳	0.36	2.16	0.65	1.67	1.33	0.99
铜川	0.57	4.13	1.55	4.13	3.34	4.08
区域最高	4	9.09	12.1	21.28	19.35	25.06

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁、运城，分别为21.28%、15.61%和8.54%，NO_X排放对区域大气污染贡献比

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

例较高的城市为临汾、吕梁、晋中，分别为25.06%、21.02%和10.69%，$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为9.09%、7.32%和5.23%。2012年，中国钢铁行业对汾渭平原区域污染物浓度贡献较大的是SO_2、NO_X，因此中国需加强对钢铁企业SO_2、NO_X等前体污染物的控制；钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在临汾、吕梁为中心的区域。

（3）2012年中国钢铁行业排放对长三角城市大气环境影响分析

中国钢铁行业的夏季SO_2排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为衢州、南通和连云港，分别为54.98%、40.01%和34.22%，NO_X排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为衢州、连云港、南通，分别为30.46%、22.42%和18.60%，$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为衢州、南通和南京，分别为18.62%、11.60%和9.60%，具体信息见表6-7。

表6-7 历史情景下中国钢铁企业排放对长三角各城市主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
上海	5.52	7.84	16.94	10.81	15.84	11.04
南京	5.48	9.6	34.69	34.03	16.07	16.17
无锡	6.1	7.34	33.9	25.84	15.24	9.76
徐州	1.14	4.6	9.26	10.03	5.67	3.8
常州	3.87	8.46	23.54	26.06	10.75	10.61
苏州	4.77	3.14	24.34	7.69	12.35	4.11
南通	4.58	11.6	42.5	40.01	20.51	18.6
连云港	2.87	7.82	26.09	34.22	19.07	22.42
淮安	2.28	7.09	25.04	27.73	12.82	12.05
盐城	1.09	4.61	10.14	13.15	7.62	6.76
扬州	1.37	5.3	11.54	15.98	7.39	7.77
镇江	1.19	5.64	7.71	15.83	4.97	7.48
泰州	1.01	5.62	8.48	17.54	5.91	8.71
宿迁	1.17	5.09	10.83	13.45	8.34	5.81
杭州	2.96	4.52	14.57	11.19	9.25	6.55
宁波	2.82	1.75	11.73	1.6	9.14	0.45
嘉兴	2.77	2.4	11.87	4.33	7.59	2.92
湖州	2.69	2.52	17.83	6.34	9.24	3.37
绍兴	2.21	1.62	12.06	3.31	7.8	1.92
金华	1.38	2.19	7.55	4.84	5.58	2.43
舟山	2.46	1.55	13.74	1.7	12.35	0.67
台州	1.65	1.46	9.05	1.69	7	0.35
温州	1.39	1.17	7.56	0.92	6.1	0.34
衢州	3.68	18.62	34.77	54.98	16.39	30.46
丽水	1.33	1.83	9.2	3.47	6.62	0.97

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-7 历史情景下中国钢铁企业排放对长三角主要大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
合肥	0.9	2.87	9.68	8.18	6.56	3.41
芜湖	2.94	5.16	23.52	23.01	13.17	9.72
蚌埠	0.64	4.14	7.26	10.89	5.56	4.38
淮南	0.47	3.31	4.7	7.19	3.52	2.05
马鞍山	4.33	6.57	29.65	25.41	17.02	14.15
淮北	0.71	3.97	5.79	6.47	4.26	2
铜陵	1.94	5.04	16.96	18.86	9.45	9.04
安庆	0.96	3.5	12.49	12.08	8.22	4.11
黄山	0.96	2.33	12.55	11.14	8.8	5.63
阜阳	0.44	3.73	5.52	9.38	3.93	2.3
宿州	0.65	4.28	6.12	8.88	4.47	2.58
滁州	2.04	6.43	22.61	26.92	10.83	12.44
六安	0.55	3.64	6.33	10.08	4.33	2.96
宣城	1.92	3.44	20.34	15.14	10.49	5.18
池州	1.48	3.61	15.74	13.36	9.23	5.33
亳州	0.6	3.73	5.45	7.99	4.83	2.13
区域最高	6.1	18.62	42.5	54.98	20.51	30.46

中国钢铁行业的冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为南通、衢州和南京，分别为 42.50%、34.77%和 34.69%，NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为南通、连云港和马鞍山，分别为 20.51%、19.07%和 17.02%，$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为无锡、上海和南京，分别为 6.10%、5.52%和 5.48%。

2012 年，中国钢铁行业对长三角区域污染物浓度贡献较大的是 SO_2 和 NO_X，因此需加强对钢铁企业 SO_2 和 NO_X 等前体污染物的控制；钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在衢州、南通和南京等为中心的区域。

对比三个区域，“2+26”区域由于钢铁企业密集，粗钢产量大，作为中国钢铁企业的主要聚集区，钢铁行业排放对“2+26”区域的贡献占比较大，长三角区域和汾渭平原次之。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

6.4 2015 年（标准执行情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析

6.4.1 2015 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析

中国钢铁行业对各省份 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 3.71%、3.84%和 1.90%，说明 2015 年钢铁行业对区域污染物浓度贡献最大的是 NO_X，见表 6-8。与 2012 年（SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 13.73%、9.50%和 4.13%）相比，2015 年钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值大幅度降低（分别减少了 10.02%、5.66%和 2.23%），说明排放标准加严情况下，钢铁行业大气污染控制力度加强，污染物排放水平下降。从各省份主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对河北、辽宁等省份主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业排放 SO_2 对区域大气污染贡献比例较高的省份为河北、安徽和辽宁，分别为 8.80%、8.01%和 7.75%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为湖北、河北和广西，分别为 10.78%、9.88%和 7.88%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为河北、上海和江苏，分别为 4.07%、3.93%和 3.50%。

表 6-8 标准执行情景下中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
北京	3.42	2.25	1.59
天津	4.46	5.29	3.08
上海	4.50	6.06	3.93
重庆	0.53	0.84	0.59
河北	8.80	9.88	4.07
吉林	2.32	1.66	1.43
黑龙江	1.34	0.89	0.91
辽宁	7.75	5.64	3.32
内蒙古	2.60	3.14	2.32
山西	2.85	4.11	2.21
陕西	0.52	0.76	0.60
河南	2.92	3.01	1.68
西藏	0.27	0.00	0.25
甘肃	2.76	5.99	1.48
青海	2.70	2.18	1.20
宁夏	0.15	0.27	0.44
新疆	6.86	2.70	2.69
山东	2.82	3.54	1.99
安徽	8.01	5.67	2.28
湖北	6.70	10.78	2.75

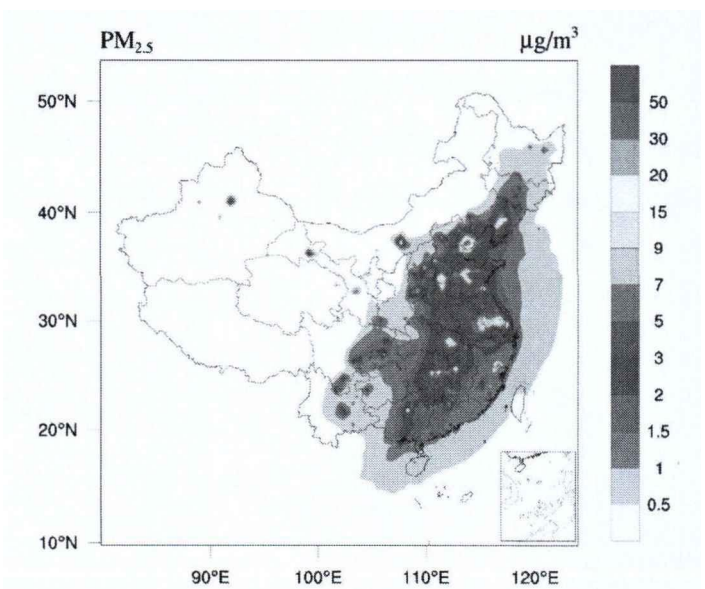
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-8 标准执行情景下中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
湖南	3.07	3.96	1.74
江苏	7.62	6.72	3.50
浙江	4.19	2.74	2.08
江西	7.67	7.32	2.71
福建	5.16	4.84	2.04
广东	1.62	1.34	1.46
广西	5.45	7.88	2.24
贵州	1.05	1.95	0.72
四川	2.30	1.60	0.76
海南	2.35	2.17	1.53
云南	2.33	3.80	1.19
全国平均	3.71	3.84	1.90

图 6-2 为 2015 年（标准执行情景下）中国钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度分布情况，钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度与 2015 年中国钢铁排放清单分布较为一致，京津冀及周边地区（“2+26”）、汾渭平原和长三角等年均贡献浓度较高（粗钢占比大）。2015 年中国钢铁行业排放对北京大气污染物年均浓度贡献 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 3.42%、2.25%和 1.59%，与 2012 年相比，2015 年钢铁行业对北京的 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例分别减少了 13.25%、4.85%和 2.24%。

与 2012 年相比，2015 年钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体大幅度降低，其中 SO_2 降幅最大，这主要是由于 2015 年中国钢铁新建排放标准执行后，钢铁企业加强大气污染物减排力度。安装脱硫设施的钢铁烧结机面积由 2.9 万平方米增加到 13.8 万平方米，安装率由 19%增加到 88%，促使脱硫比例增高。



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

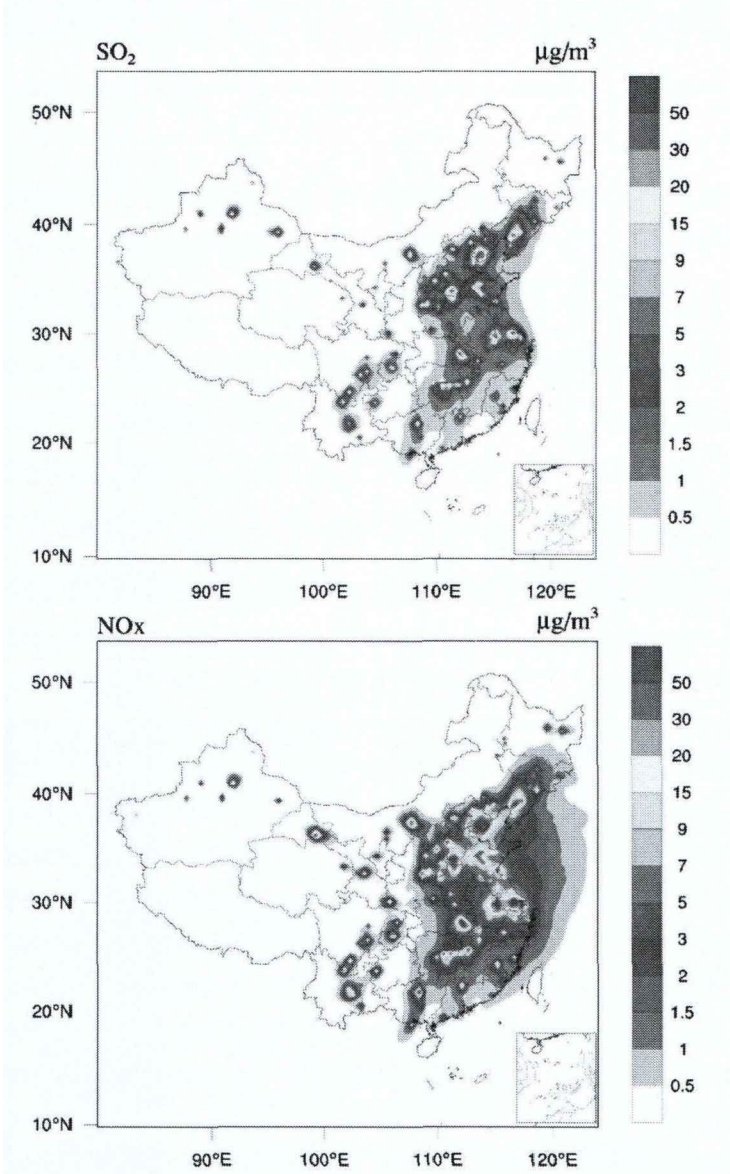


图 6-2 2015 年中国钢铁行业大气污染物排放年均贡献浓度

6.4.2 2015 年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析

（1）2015 年中国钢铁行业排放对“2+26”城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对唐山、邯郸和安阳等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业冬季排放 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，SO_2 贡献比例分别为 18.90%、15.29%和 9.34%，NO_X 贡献比例分别为 23.52%、19.74%和 12.48%，$PM_{2.5}$ 贡献比例分别为 8.60%、4.20%和 3.15%，具体信息见表 6-9。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 6-9 标准执行情景下中国钢铁企业排放对“2+26”城市主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
北京	0.6	2.61	1.63	4.88	1.42	3.6
天津	1.54	3.6	2.66	4.48	3.73	5.08
石家庄	0.99	2.39	1.88	2.7	2.72	2.68
唐山	8.6	11.36	18.9	20.13	23.52	23.16
廊坊	1.07	3.35	2.5	4.93	3.51	5.27
保定	0.36	1.97	0.74	1.59	1.42	1.34
沧州	0.69	2.42	1.51	2.34	2.65	2.5
衡水	0.53	2.04	1.21	1.45	2.3	1.26
邢台	1.71	4.59	5.65	10.06	9.53	13.59
邯郸	4.2	7.86	15.29	19.8	19.74	22.42
太原	3.14	4.11	4.6	5.89	7.72	7.69
阳泉	0.87	1.74	0.72	0.85	2.22	1.81
长治	1.3	2.43	2.25	2.98	4.39	3.81
晋城	1.54	2.72	2.65	3.6	5.1	4.9
济南	2.01	4.14	4.67	5.73	6.45	6.99
淄博	1.65	2.79	3.16	2.78	4.64	3.65
济宁	0.57	1.77	1.09	0.87	2.05	0.85
德州	0.65	2.37	1.5	2.27	2.77	2.34
聊城	0.78	2.18	1.6	1.55	2.83	1.75
滨州	1.17	2.4	2.44	2.27	3.98	3.03
菏泽	0.51	1.89	1.19	1.11	2.09	0.36
郑州	0.54	1.23	1.04	0.65	1.46	0.37
开封	0.65	1.79	1.51	1.18	2.34	0.54
安阳	3.15	5.76	9.34	12.14	12.48	13.81
鹤壁	2.4	4.07	6.77	7.91	8.79	8.44
新乡	0.93	1.99	2.32	1.75	3.4	1.15
焦作	0.96	2.02	2.11	2.06	3.15	1.44
濮阳	0.93	2.37	2.86	2.71	4.41	2.34
区域最高	8.6	11.36	18.9	20.13	23.52	23.16

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 20.13%、19.80%和 12.14%，NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 23.16%、22.42%和 13.81%，$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 11.36%、7.86%和 5.76%。

与 2012 年相比，2015 年钢铁行业对“2+26”区域 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体大幅度降低，且 SO_2 降幅较明显。中国钢铁行业对“2+26”区域污染物浓度贡献最大的是 NO_X，因此需加强对钢铁企业 NO_X 这类前体污染物

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在唐山、邯郸和安阳为中心的区域，这是因为唐山（占河北省总产量48.51%）、邯郸（占河北省19.78%）和安阳（占河南省总产量64.59%）粗钢产量占比大。

（2）2015年中国钢铁行业排放对汾渭平原城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对临汾市等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中冬季SO_2排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为2.55%、2.25%和2.18%；NO_X排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为5.27%、4.68%和3.98%；$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为晋中、临汾和吕梁，分别为1.64%、1.57%和1.37%，具体信息见表6-10。

表6-10 标准执行情景下中国钢铁企业排放对汾渭平原各城市大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
吕梁	1.37	3.13	2.25	4.87	5.27	9.56
晋中	1.64	2.65	2.18	2.98	3.98	4.14
临汾	1.57	3.02	2.55	4.66	4.68	5.38
运城	0.49	1.28	0.6	0.97	1.95	0.79
洛阳	0.66	1.44	1.3	1.07	1.84	0.86
三门峡	0.52	1.39	0.72	0.86	1.91	0.36
西安	0.2	0.39	0.13	0.12	0.36	0.1
宝鸡	0.35	0.64	0.34	0.24	0.72	0.11
渭南	0.26	0.6	0.24	0.22	0.75	0
咸阳	0.21	0.41	0.15	0.12	0.43	0.07
铜川	0.36	0.73	0.36	0.19	1.19	0
区域最高	1.64	3.13	2.55	4.87	5.27	9.56

中国钢铁行业的夏季SO_2排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为4.87%、4.66%和2.98%；NO_X排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为9.56%、5.38%和4.14%；$PM_{2.5}$排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为3.13%、3.02%和2.65%。

2015年，中国钢铁行业对汾渭平原区域污染物浓度贡献较大的是NO_X，因此需加强对钢铁企业NO_X这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在临汾和吕梁为中心的区域。

（3）2015年中国钢铁行业排放对长三角城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对南通、衢州和连云港等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中冬季SO_2排放对区域大气

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

污染贡献比例较高的城市为马鞍山、宁波和衢州，分别为 29.58%、20.68%和20.39%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和南京，分别为 20.2%、13.07%和 11.39%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和衢州，分别为 5.01%、3.37%和 2.99%，具体信息见表 6-11。

表 6-11 标准执行情景下中国钢铁企业排放对长三角主要大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
上海	0.60	6.16	5.92	5.70	8.30	7.87
南京	1.54	6.92	15.62	16.83	11.39	11.81
无锡	2.70	4.54	8.02	7.86	7.37	6.89
徐州	0.65	2.23	1.73	1.99	2.34	1.77
常州	2.23	5.06	7.50	9.24	6.68	7.66
苏州	2.05	2.50	4.64	2.82	4.84	3.10
南通	3.37	6.75	17.08	17.22	13.07	12.33
连云港	1.22	5.21	4.58	8.15	5.78	10.24
淮安	1.27	3.86	6.55	8.39	6.15	6.03
盐城	0.81	2.81	2.91	2.52	3.78	1.99
扬州	1.22	3.18	4.59	5.20	4.82	4.51
镇江	1.29	3.42	4.11	5.03	4.40	4.68
泰州	1.14	3.24	4.04	4.47	4.58	4.24
宿迁	0.68	2.65	2.58	3.33	3.23	2.16
杭州	1.53	2.70	5.77	5.55	3.57	2.57
宁波	2.98	7.73	20.68	35.64	9.61	12.40
嘉兴	1.32	2.06	2.54	1.70	3.17	1.91
湖州	1.22	2.19	3.70	2.53	3.69	2.41
绍兴	1.13	1.58	3.37	1.40	3.06	0.92
金华	0.88	1.83	2.10	1.44	2.40	0.98
舟山	1.74	3.30	9.04	11.62	6.86	4.45
台州	0.94	1.49	2.67	1.24	3.02	0.30
温州	0.78	1.00	1.87	0.44	2.23	0.24
淮北	0.47	1.92	1.27	1.37	1.72	0.62
马鞍山	5.01	9.29	29.58	33.89	20.20	21.49
衢州	2.99	5.59	20.39	21.95	9.34	9.73
丽水	0.87	1.49	2.76	1.74	3.12	1.11
合肥	0.59	2.36	2.73	4.88	2.68	3.70
芜湖	2.19	4.09	13.01	13.63	9.78	9.03
蚌埠	0.56	2.49	2.24	3.91	2.64	2.19
铜陵	1.13	2.86	7.86	10.59	5.39	6.05
安庆	0.72	2.52	4.18	5.87	4.03	3.59
黄山	0.72	2.01	4.10	3.98	4.50	2.18
阜阳	0.37	2.04	1.42	2.58	1.54	0.58

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-11 标准执行情景下中国钢铁企业排放对长三角主要大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
宿州	0.48	2.15	1.44	2.11	1.81	0.81
滁州	1.71	4.70	9.01	12.04	7.25	8.77
六安	0.44	2.35	1.92	4.35	1.91	2.63
宣城	1.33	2.62	7.99	6.29	6.38	4.13
池州	1.04	2.74	7.56	9.83	5.62	6.06
亳州	0.44	2.01	1.31	1.66	1.81	0.22
区域最高	5.01	9.29	29.58	35.64	20.20	21.49

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 35.64%、33.89%和 21.95%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、宁波和南通，分别为 21.49%、12.40%和 12.33%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、宁波和南京，分别为 9.29%、7.73%和 6.92%。

2015 年，中国钢铁行业对长三角区域污染物浓度贡献较大的是 SO_2 和 NO_X，需加强钢铁企业 SO_2 和 NO_X 等前体物控制；钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在衢州、南通和马鞍山等为中心的区域。应重点关注该部分区域污染物控制。

6.5 2018 年（现状情景下）中国钢铁行业大气环境影响分析

6.5.1 2018 年中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析

中国钢铁行业对各省份 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 2.85%、3.37%和 1.54%，说明 2018 年钢铁行业对区域污染物浓度贡献最大的是 NO_X。与 2015 年（SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 3.71%、3.84%和 1.90%）相比，2018 年钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别减少了 0.86%、0.47%和 0.36%，具体信息见表 6-12。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 6-12 现状情景下中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
北京	2.17	1.66	1.25
天津	3.10	4.25	2.17
上海	2.07	2.74	2.72
重庆	0.41	1.07	0.63
河北	5.31	6.93	2.80
吉林	2.36	1.93	1.45
黑龙江	1.10	0.72	0.76
辽宁	6.67	5.88	2.99
内蒙古	4.18	3.56	1.95
山西	1.73	4.25	1.69
陕西	0.52	0.77	0.65
河南	1.96	2.21	1.30
西藏	0.04	0.00	0.11
甘肃	1.83	1.67	1.11
青海	2.40	2.46	1.15
宁夏	0.89	1.97	1.04
新疆	4.62	3.31	2.33
山东	1.83	3.14	1.44
安徽	5.26	4.10	1.71
湖北	4.30	7.05	1.94
湖南	1.92	3.23	1.48
江苏	5.98	5.12	2.68
浙江	1.77	1.80	1.41
江西	4.84	7.38	2.09
福建	3.32	5.01	1.73
广东	1.26	1.58	1.15
广西	10.32	8.30	1.94
贵州	0.43	2.01	0.72
四川	1.68	1.80	0.77
海南	1.69	2.90	1.19
云南	2.39	5.64	1.48
全国平均	2.85	3.37	1.54

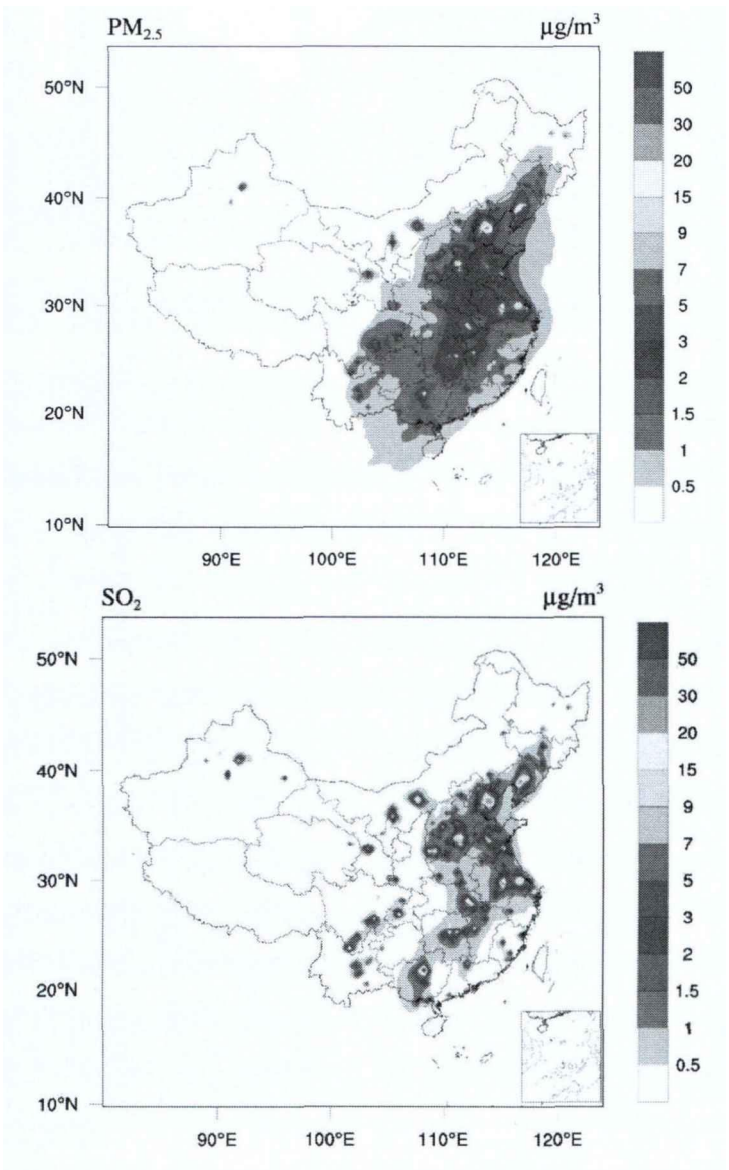
从各省份主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对河北、辽宁等省份主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为广西、辽宁和江苏，分别为 10.32%、6.67%和 5.98%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为广西、江西和湖北，分别为 8.30%、7.38%和 7.05%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为辽宁、河北和

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

上海，分别为 2.99%、2.80%和 2.72%。

从分布情况来看，钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度与 2018 年中国钢铁排放清单分布较为一致，京津冀及周边地区（“2+26”）年均贡献浓度较高。2018 年中国钢铁行业排放对北京大气污染物年均浓度贡献 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 2.17%、1.66%和 1.25%。

与 2015 年相比，2018 年钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体下降，各项污染物贡献比例降幅不大，见图 6-3。



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

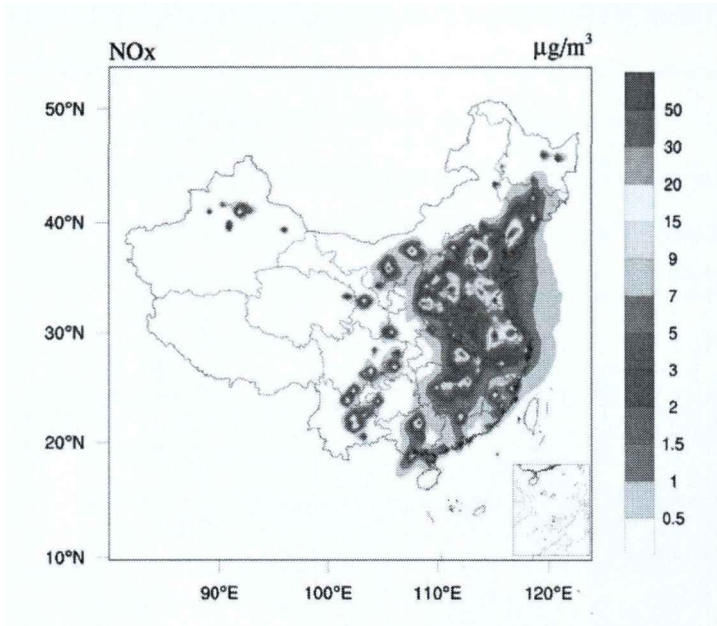


图 6-3 2018 年中国钢铁行业大气污染物排放年均贡献浓度图

6.5.2 2018 年中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析

（1）2018 年中国钢铁行业排放对“2+26”城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对唐山、邯郸和安阳等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，具体信息见表 6-13。其中钢铁企业的冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 9.12%、8.00%和 5.10%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，贡献比例分别为 14.31%和 11.12%和 7.29%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和太原，分别为 4.74%、2.25%和 1.85%

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 12.73%、11.71%和 9.42%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 16.92%、14.40%和 10.41%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 8.36%、5.27%和 4.42%。与 2015 年相比，2018 年钢铁行业对“2+26”区域 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体有一定幅度降低。2018 年，中国钢铁行业对“2+26”区域污染物浓度贡献最大的是 NO_X，因此需加强对钢铁企业 NO_X 这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在唐山、邯郸和安阳为中心的区域，这是因为唐山（占河北省总产量 52.84%）、邯郸（占河北省 18.65%）和安阳（占河南省总产量 49.94%）粗钢产量占比大。另外，2018 年全国 169 个重点城市空气质量排名中，唐山为倒数第 4 位，邯郸、安阳并列倒数第 5 位，说明未来应着重控制该部分城市的钢铁行业，加严排放控制水平，制

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

定区域产能调控方案，提出区域产能控制目标和布局调整措施，有效控制该地区的钢铁大气污染排放贡献。

表 6-13 现状情景下中国钢铁企业排放对“2+26”城市主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
北京	0.35	1.56	0.9	2.88	0.82	2.22
天津	0.79	2.5	1.46	3.36	2.18	4.42
石家庄	1.34	2.67	2.87	4.13	4.5	5.44
唐山	4.74	8.36	9.12	11.71	14.31	16.92
廊坊	0.5	2.25	1.22	3.29	1.66	4.01
保定	0.22	1.34	0.43	1.19	0.84	1.08
沧州	0.37	1.63	0.76	2.06	1.47	3.15
衡水	0.38	1.37	0.86	1.19	1.77	1.42
邢台	0.75	3.06	2.38	7.12	3.9	8.59
邯郸	2.25	5.27	8	12.73	11.12	14.4
太原	1.85	3.25	2.11	3.44	6.36	8.13
阳泉	0.48	1.22	0.31	0.55	1.4	1.32
长治	0.95	1.97	1.6	2.6	4.23	4.68
晋城	0.88	2.07	1.27	2.43	4.23	5.66
济南	0.47	1.87	0.8	2.16	1.98	3.48
淄博	0.76	2	1.51	2.25	3	3.72
济宁	0.33	1.37	0.62	0.8	1.49	0.75
德州	0.33	1.5	0.73	1.98	1.68	3.19
聊城	0.42	1.26	0.85	1.2	2.02	2.08
滨州	0.49	1.79	0.97	1.79	2.06	3.13
菏泽	0.32	1.06	0.72	1.06	1.49	0.71
郑州	0.37	0.81	0.67	0.68	1.16	0.56
开封	0.4	1.11	0.86	1.15	1.56	0.81
安阳	1.71	4.42	5.1	9.42	7.29	10.41
鹤壁	1.31	2.92	3.82	6.12	5.57	6.55
新乡	0.56	1.28	1.35	1.44	2.33	1.26
焦作	0.59	1.33	1.12	1.41	2.44	1.33
濮阳	0.53	1.25	1.64	1.77	2.73	1.57
区域最高	4.74	8.36	9.12	12.73	14.31	16.92

（2）2018 年中国钢铁行业排放对汾渭平原城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对临汾市等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分别为 1.41%、1.07%和 0.98%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 4.96%、4.64%和 3.42%，$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

别为 1.03%、1.03%和 0.86%，具体信息见表 6-14。

表 6-14 现状情景下中国钢铁企业排放对汾渭平原各城市大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
吕梁	0.86	2.45	0.98	2.68	4.64	10.22
晋中	1.03	2.04	1.07	1.78	3.42	4.24
临汾	1.03	2.66	1.41	3.50	4.96	7.96
运城	0.44	1.38	0.48	1.45	2.37	2.71
洛阳	0.46	0.97	0.76	0.78	1.69	1.01
三门峡	0.45	1.41	0.58	1.26	2.23	1.87
西安	0.17	0.46	0.12	0.17	0.41	0.18
宝鸡	0.25	0.72	0.25	0.34	0.68	0.18
渭南	0.21	0.74	0.20	0.39	0.77	0.27
咸阳	0.18	0.48	0.14	0.19	0.51	0.13
铜川	0.32	0.84	0.37	0.40	1.55	0.16
区域最高	1.03	2.66	1.41	3.50	4.96	10.22

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 3.50%、2.68%和 1.78%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为 10.22%、7.96%和 4.24%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 2.66%、2.45%和 2.04%。

2018 年，中国钢铁行业对汾渭平原区域污染物浓度贡献较大的是 NO_X，因此，需加强对钢铁企业 NO_X 这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在临汾和吕梁为中心的区域。

（3）2018 年中国钢铁行业排放对长三角城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对马鞍山等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和芜湖，分别为 15.92%、10.25%和 8.10%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和芜湖，分别为 12.20%、8.08%和 7.47%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、上海和宁波，分别为 3.16%、2.35%和 2.14%，具体信息见表 6-15。

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 16.57%、16.10%和 11.12%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、宁波和衢州，分别为 12.65%、11.98%和 10.69%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 8.54%、6.05%和 5.71%。2018 年，中国钢铁行业对长三角区域污染物浓度贡献较

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

大的是 SO_2 和 NO_X，因此需加强对 SO_2 和 NO_X 等前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在马鞍山等为中心的区域。

表 6-15 现状情景下中国钢铁企业排放对长三角各城市大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
上海	2.35	3.86	2.86	1.94	3.79	2.56
南京	1.95	4.49	8.00	9.45	5.50	6.78
无锡	2.03	2.64	7.27	4.73	6.15	3.71
徐州	0.33	1.94	1.00	2.34	1.30	1.86
常州	1.53	3.57	6.39	6.77	5.24	5.36
苏州	1.55	1.21	3.60	0.89	3.73	0.99
南通	1.82	4.37	10.25	9.91	8.08	7.18
连云港	0.68	3.66	3.48	7.55	5.25	10.62
淮安	0.62	2.74	3.96	6.57	3.78	5.15
盐城	0.49	2.13	1.71	3.35	2.30	3.00
扬州	0.89	3.05	4.31	6.73	4.40	5.59
镇江	0.95	3.25	4.34	6.76	3.74	5.21
泰州	0.73	3.07	3.72	7.07	3.22	5.24
宿迁	0.44	2.23	2.28	3.93	2.48	2.89
杭州	0.75	0.70	1.43	0.56	1.78	0.53
宁波	2.14	8.54	7.17	16.57	7.05	11.98
嘉兴	1.04	0.96	1.69	0.65	2.15	0.69
湖州	1.00	0.84	2.67	0.72	2.92	0.68
绍兴	0.84	0.60	1.67	0.35	2.05	0.40
金华	0.62	0.82	1.21	0.75	1.66	0.78
舟山	1.23	1.25	3.83	3.72	4.44	2.36
台州	0.70	0.43	1.54	0.40	1.98	0.27
温州	0.57	0.42	1.05	0.17	1.38	0.18
衢州	1.46	5.71	5.78	11.12	5.32	10.69
丽水	0.61	0.77	1.58	0.93	1.96	0.67
合肥	0.34	1.18	1.48	2.43	1.69	2.07
芜湖	1.61	2.52	8.10	6.67	7.47	6.22
蚌埠	0.25	2.08	1.07	4.82	1.29	3.93
淮南	0.20	1.46	0.69	2.73	0.87	1.84
马鞍山	3.16	6.05	15.92	16.10	12.20	12.65
淮北	0.31	1.91	1.20	3.20	1.28	2.19
六安	0.26	1.23	1.09	2.37	1.32	1.56
宣城	0.96	1.26	4.42	2.65	4.49	2.05
铜陵	0.87	1.87	4.98	6.16	4.22	4.06
安庆	0.55	1.42	3.09	3.76	3.21	2.20
黄山	0.53	1.03	2.20	2.32	2.74	1.75
阜阳	0.20	1.24	0.77	2.43	1.04	1.21
宿州	0.25	1.99	0.84	3.41	1.05	2.19

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-15 现状情景下中国钢铁企业排放对长三角主要大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
滁州	0.80	3.54	4.45	8.29	3.35	6.26
池州	0.81	1.84	5.11	6.62	4.41	4.63
亳州	0.26	1.42	0.74	2.19	1.20	1.08
区域最高	3.16	8.54	15.92	16.57	12.20	12.65

6.6 未来年（情景 I 下）中国钢铁行业大气环境影响分析

6.6.1 未来年情景 I 中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析

中国钢铁行业对各省份 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 1.88%、1.63%和 0.74%，说明未来年钢铁行业对区域污染物浓度贡献最大的是 SO_2。与 2018 年（SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 2.72%、3.21%和 1.53%）相比，未来年（情景 I）钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别减少了 0.84%、1.58%和 0.79%。从各省份主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对河北和江苏等省份主要大气污染物浓度贡献比例较大，其中钢铁企业 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为江苏、河北和安徽，分别为 4.72%、4.58%和 4.11%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为广西、江西和河北，分别为 3.60%、3.50%和 3.27%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为河北、辽宁和江苏，分别为 1.61%、1.49%和 1.29%，具体信息见表 6-16。

表 6-16 未来年情景 I 中国钢铁企业排放对各省市主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
北京	1.83	0.87	0.55
天津	2.70	1.89	1.15
上海	1.82	1.89	1.24
重庆	0.22	0.63	0.26
河北	4.58	3.27	1.61
吉林	1.47	1.11	0.66
黑龙江	0.75	0.50	0.36
辽宁	3.54	2.58	1.49
内蒙古	2.01	1.65	1.00
山西	1.48	2.41	0.83
陕西	0.40	0.43	0.30
河南	1.48	1.06	0.58
西藏	0.03	0.00	0.05
甘肃	1.30	1.01	0.53

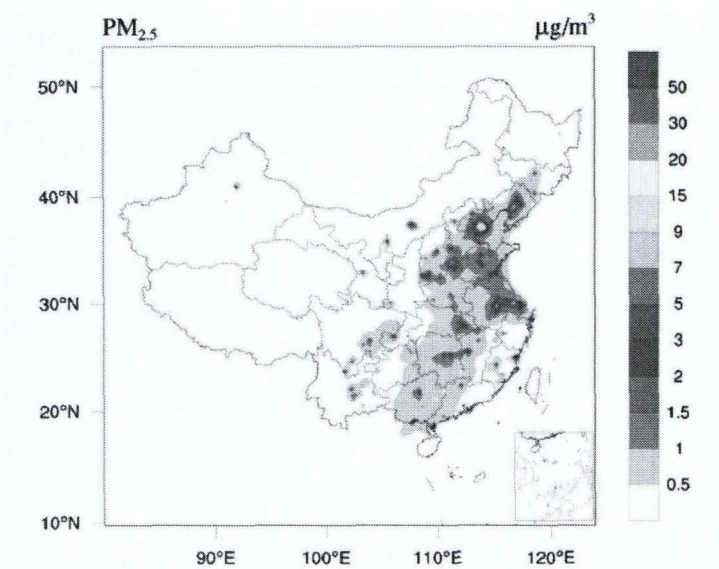
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-16 未来年情景 I 中国钢铁企业排放对各省市主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
青海	1.74	1.14	0.63
宁夏	0.59	0.69	0.48
新疆	2.71	1.56	1.28
山东	1.42	1.34	0.68
安徽	4.11	2.06	0.73
湖北	2.41	3.06	0.92
湖南	1.24	1.64	0.64
江苏	4.72	2.47	1.29
浙江	1.50	1.02	0.55
江西	3.48	3.50	0.94
福建	3.04	2.39	0.94
广东	0.86	0.80	0.53
广西	2.84	3.60	0.87
贵州	0.32	1.06	0.31
四川	0.81	0.96	0.34
海南	1.33	1.70	0.60
云南	1.60	2.29	0.73
全国平均	1.88	1.63	0.74

图 6-4 为未来年（情景 I）中国钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度分布情况，钢铁行业排放大气污染物年均贡献浓度与未来年中国钢铁排放清单分布较为一致，京津冀及周边地区（“2+26”）年均贡献浓度较高。未来年，中国钢铁行业排放对北京大气污染物年均浓度贡献 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 1.83%、0.87%和 0.55%。

与 2018 年相比，未来年（情景 I）钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体下降，绝对值不高，但降幅较为明显。



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

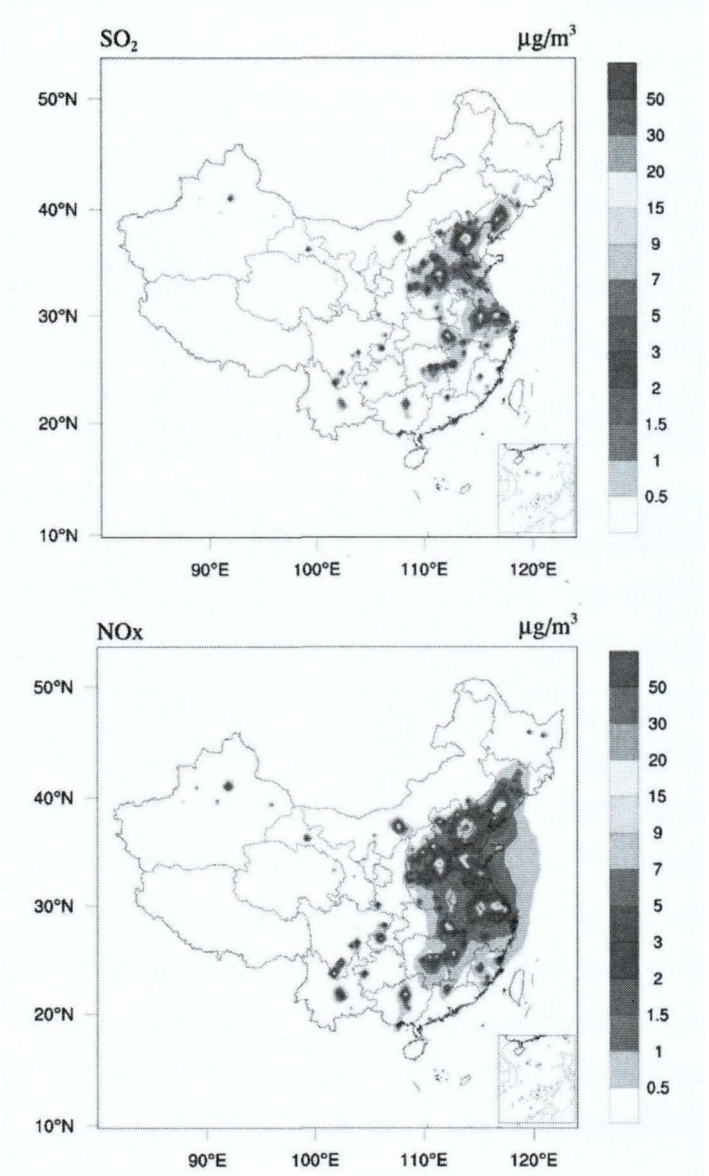


图 6-4 未来年情景 I 中国钢铁行业大气污染物排放年均贡献浓度

6.6.2 未来年情景 I 中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析

（1）未来年情景 I 中国钢铁行业排放对“2+26”城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对唐山、邯郸和安阳等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中，钢铁企业冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 8.42%、5.87%和 4.04%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 7.02%、5.03%和 3.87%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 3.33%、1.45%和 1.01%，具体信息见表 6-17。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 6-17 未来年情景 I 中国钢铁企业排放对“2+26”城市大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
北京	0.20	0.98	0.78	2.47	0.39	1.09
天津	0.47	1.57	1.25	2.92	0.95	2.00
石家庄	0.91	1.73	2.68	3.81	1.90	2.30
唐山	3.33	5.62	8.42	10.87	7.02	8.26
廊坊	0.29	1.31	1.03	2.77	0.72	1.78
保定	0.12	0.67	0.36	0.96	0.40	0.61
沧州	0.20	1.05	0.64	1.71	0.66	1.46
衡水	0.21	0.72	0.73	0.93	0.79	0.74
邢台	0.45	1.85	1.86	5.43	1.78	4.04
邯郸	1.45	3.36	5.87	9.52	5.03	6.80
太原	1.00	1.71	1.95	3.15	3.87	5.05
阳泉	0.23	0.67	0.27	0.45	0.75	0.69
长治	0.49	1.05	1.25	2.01	2.12	2.52
晋城	0.47	1.11	1.04	2.00	2.15	2.79
济南	0.25	1.14	0.67	1.71	0.87	1.62
淄博	0.46	1.22	1.27	1.72	1.16	1.39
济宁	0.15	0.71	0.49	0.58	0.66	0.33
德州	0.18	0.95	0.61	1.58	0.74	1.55
聊城	0.23	0.77	0.69	0.95	0.87	1.00
滨州	0.26	1.11	0.82	1.41	0.84	1.26
菏泽	0.15	0.65	0.57	0.74	0.69	0.41
郑州	0.17	0.42	0.52	0.47	0.51	0.24
开封	0.19	0.59	0.67	0.81	0.72	0.45
安阳	1.01	2.54	4.04	7.61	3.43	5.17
鹤壁	0.75	1.65	2.96	4.70	2.53	3.08
新乡	0.28	0.65	1.05	1.06	1.06	0.65
焦作	0.29	0.66	0.89	1.07	1.11	0.62
濮阳	0.29	0.70	1.29	1.34	1.26	0.85
区域最高	3.33	5.62	8.42	10.87	7.02	8.26

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 10.87%、9.52%和 7.61%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 8.26%、6.80%和 5.17%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 5.62%、3.36%和 2.54%。

与 2018 年相比，未来年情景 I 钢铁行业对“2+26”区域 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体有一定幅度降低，见表 6-18。在未来年（情景 I）中，中国钢铁行业对“2+26”区域污染物浓度贡献较大的是 SO_2 和 NO_X，因此需加强对钢铁企业 NO_X 这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

献比例较高的区域主要集中在唐山、邯郸和安阳为中心的区域。

（2）未来年情景 I 中国钢铁行业排放对汾渭平原城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对临汾市等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，具体信息见表 6-18。其中，冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分别为 1.13%、0.96%和 0.83%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 2.66%、2.50%和 2.01%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分别为 0.54%、0.54%和 0.38%。

表 6-18 未来年情景 I 中国钢铁企业排放对汾渭平原各城市大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
吕梁	0.38	1.38	0.83	2.21	2.50	6.04
晋中	0.54	1.09	0.96	1.57	2.01	2.51
临汾	0.54	1.52	1.13	2.76	2.66	4.48
运城	0.21	0.79	0.39	1.11	1.07	1.32
洛阳	0.21	0.50	0.61	0.59	0.73	0.36
三门峡	0.20	0.76	0.48	0.95	0.99	0.91
西安	0.06	0.26	0.09	0.13	0.21	0.06
宝鸡	0.08	0.40	0.17	0.29	0.37	0.12
渭南	0.08	0.43	0.15	0.27	0.39	0.22
咸阳	0.06	0.27	0.11	0.14	0.26	0.07
铜川	0.11	0.47	0.28	0.27	0.79	0.24
区域最高	0.54	1.52	1.13	2.76	2.66	6.04

其中，冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中、吕梁，分别为 1.13%、0.96%和 0.83%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁、晋中，分别为 2.66%、2.50%和 2.01%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中、吕梁，分别为 0.54%、0.54%和 0.38%。

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献较高的城市为临汾、吕梁和运城，分别为 2.76%、2.21%和 1.57%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为 6.04%、4.48%和 2.51%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 1.52%、1.38%和 1.09%。在未来年（情景 I）中，中国钢铁行业对汾渭平原区域污染物浓度贡献较大的是 NO_X，因此需加强对钢铁企业 NO_X 这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在临汾、吕梁为中心的区域。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（3）未来年情景 I 中国钢铁行业排放对长三角城市大气环境影响分析

各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对马鞍山等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大，具体信息见表 6-19。其中，冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和芜湖，分别为 12.54%、8.11%和 6.67%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、宁波和南通，分别为 6.06%、3.93%和 3.79%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、无锡和南京，分别为 1.63%、1.02%和 0.99%。

表 6-19 未来年中国钢铁企业排放对长三角各城市大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
上海	0.95	1.95	2.48	1.82	2.56	2.04
南京	0.99	2.33	6.46	7.53	3.11	3.69
无锡	1.02	1.46	5.71	3.75	2.82	1.78
徐州	0.13	0.98	0.76	1.74	0.57	0.86
常州	0.74	1.97	5.03	5.38	2.39	2.51
苏州	0.71	0.61	2.84	0.77	1.82	0.67
南通	0.85	2.40	8.11	8.06	3.79	3.60
连云港	0.30	2.14	2.56	5.57	2.10	4.25
淮安	0.24	1.43	2.76	4.67	1.62	2.35
盐城	0.15	1.17	1.30	2.76	1.07	1.61
扬州	0.37	1.63	3.27	5.31	1.88	2.58
镇江	0.41	1.77	3.42	5.46	1.65	2.51
泰州	0.27	1.69	2.97	5.79	1.50	2.69
宿迁	0.18	1.09	1.72	2.93	1.10	1.50
杭州	0.26	0.38	1.12	0.47	0.92	0.30
宁波	0.79	4.78	6.33	15.25	3.93	6.78
嘉兴	0.40	0.53	1.35	0.56	1.14	0.43
湖州	0.36	0.44	2.09	0.61	1.43	0.42
绍兴	0.28	0.33	1.33	0.32	1.09	0.26
金华	0.17	0.45	0.95	0.66	0.90	0.47
舟山	0.44	0.54	3.22	3.40	2.45	1.23
台州	0.22	0.22	1.23	0.36	1.15	0.15
温州	0.18	0.22	0.84	0.16	0.83	0.07
衢州	0.60	3.19	5.13	10.16	2.92	6.01
丽水	0.17	0.47	1.25	0.82	1.15	0.37
合肥	0.11	0.48	1.13	1.93	0.84	1.04
芜湖	0.79	1.34	6.67	5.82	3.52	2.87
蚌埠	0.08	0.87	0.79	3.73	0.63	2.38

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-19 未来年中国钢铁企业排放对长三角主要大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
淮南	0.06	0.61	0.51	2.11	0.43	1.10
马鞍山	1.63	3.22	12.54	12.73	6.06	6.17
淮北	0.12	0.98	0.88	2.32	0.57	1.06
铜陵	0.38	1.01	3.92	4.79	2.10	2.20
安庆	0.18	0.68	2.37	2.63	1.59	1.16
黄山	0.15	0.57	1.73	1.85	1.47	0.98
阜阳	0.06	0.54	0.56	1.84	0.50	0.83
宿州	0.09	0.96	0.62	2.55	0.49	1.29
滁州	0.35	1.75	3.57	6.59	1.85	3.44
六安	0.07	0.51	0.80	1.85	0.66	0.89
宣城	0.39	0.60	3.65	2.21	2.17	1.12
池州	0.34	1.00	3.99	5.04	2.18	2.31
亳州	0.09	0.72	0.56	1.59	0.57	0.67
区域最高	1.63	4.78	12.54	15.25	6.06	6.78

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 15.25%、12.73%和 10.16%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 6.78%、6.17%和 6.01%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 4.78%、3.22%和 3.19%。在未来年（情景 I）中，中国钢铁行业对长三角区域污染物浓度贡献较大的是 SO_2，因此需加强对钢铁企业 SO_2 这类前体污染物的控制。此外，钢铁行业大气污染物浓度贡献比例较高的区域主要集中在马鞍山等为中心的区域。

6.7 未来年（情景 II 下）中国钢铁行业大气环境影响分析

6.7.1 未来年情景 II 中国钢铁行业排放对各省大气环境影响分析

中国钢铁行业对各省份 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 0.31%、0.22%和 0.02%，说明未来年（情景 II）钢铁行业对区域污染物浓度贡献最大的是 SO_2。与 2018 年（SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 2.72%、3.21%、1.53%）相比，未来年（情景 II）钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别减少了 2.41%、2.99%和 1.51%，具体信息见表 6-20。

从各省份主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对河北、江苏和广西等省份主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中钢铁企业 SO_2 排放对区域大

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

气污染贡献比例较高的省份为广西、辽宁和江苏，分别为 1.95%、1.20%和 1.08%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为广西、江西和湖北，分别为 1.09%、1.00%和 0.89%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的省份为广西、辽宁和河北，分别为 0.15%、0.14%和 0.14%。

表 6-20 未来年情景 II 中国钢铁企业排放对各省主要大气污染物年均浓度贡献比（%）

省（市）	SO_2	NO_X	$PM_{2.5}$
北京	0.38	0.22	0.05
天津	0.54	0.52	0.10
上海	0.37	0.33	0.08
重庆	0.07	0.13	0.04
河北	0.95	0.86	0.14
吉林	0.41	0.24	0.08
黑龙江	0.19	0.10	0.05
辽宁	1.20	0.73	0.14
内蒙古	0.75	0.44	0.12
山西	0.30	0.52	0.08
陕西	0.10	0.10	0.06
河南	0.34	0.27	0.07
西藏	0.01	0.00	0.02
甘肃	0.32	0.21	0.07
青海	0.42	0.29	0.07
宁夏	0.15	0.23	0.07
新疆	0.82	0.39	0.10
山东	0.32	0.39	0.07
安徽	0.94	0.52	0.07
湖北	0.76	0.89	0.11
湖南	0.33	0.41	0.10
江苏	1.08	0.63	0.12
浙江	0.31	0.23	0.06
江西	0.87	1.00	0.11
福建	0.59	0.64	0.10
广东	0.22	0.20	0.07
广西	1.95	1.09	0.15
贵州	0.08	0.27	0.06
四川	0.30	0.23	0.06
海南	0.29	0.39	0.08
云南	0.43	0.68	0.12
全国平均	0.31	0.22	0.02

未来年（情景 II）中国钢铁行业排放对北京大气污染物年均浓度贡献 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值分别为 0.38%、0.22%和 0.05%。与所有预测情景相比，未来年（情景 II）钢铁行业对各省 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

献比例平均值最低，未来年（情景 II）模拟的年均贡献浓度如图 6-5 所示。

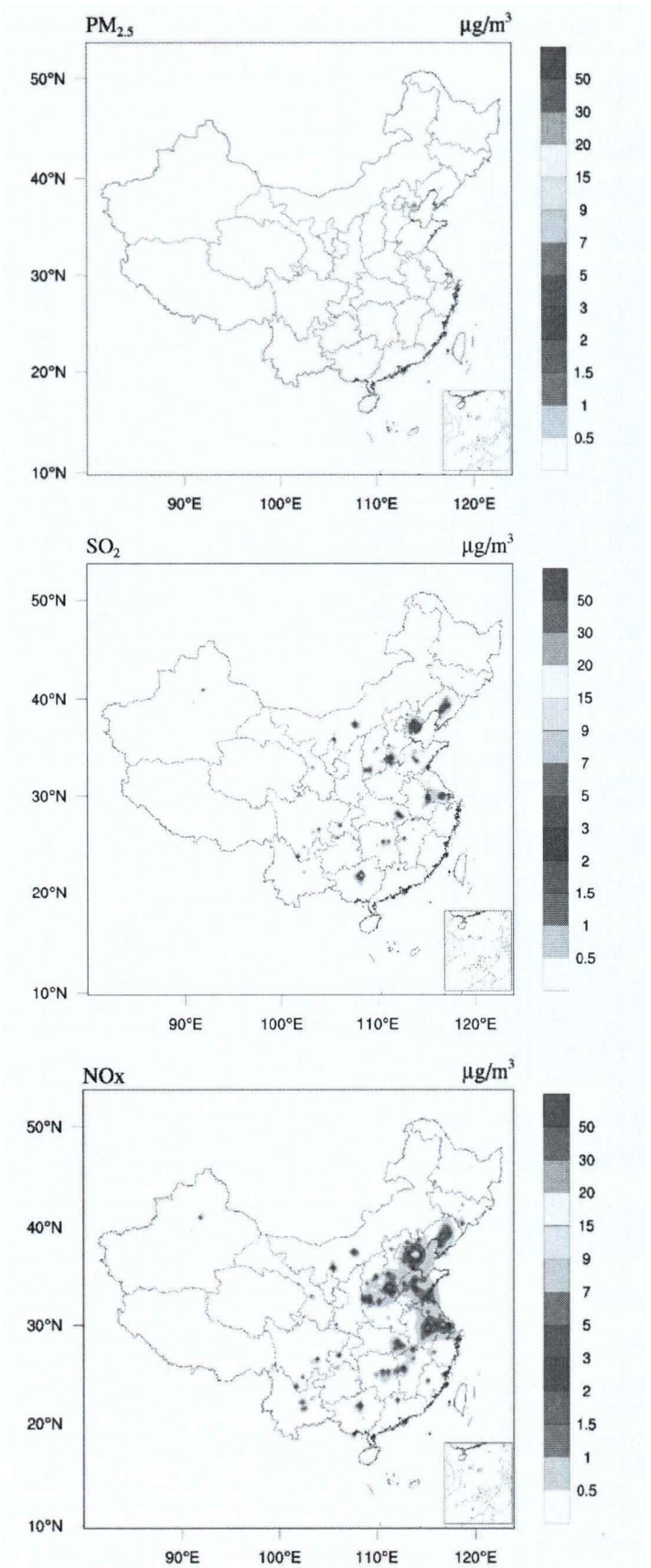


图 6-5 未来年情景 II 中国钢铁行业大气污染物排放年均贡献浓度

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

6.7.2 未来年情景 II 中国钢铁行业排放对重点区域大气环境影响分析

（1）未来年情景 II 中国钢铁行业排放对“2+26”城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对唐山、邯郸、安阳等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中，钢铁企业冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 1.68%、1.45%和 0.91%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 1.89%、1.39%和 0.90%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和石家庄，分别为 0.25%、0.10%和 0.08%，具体信息见表 6-21。

表 6-21 未来年情景 II 中国钢铁企业排放对“2+26”各城市大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
北京	0.01	0.10	0.16	0.50	0.10	0.29
天津	0.04	0.16	0.25	0.59	0.26	0.56
石家庄	0.08	0.18	0.50	0.73	0.54	0.66
唐山	0.25	0.47	1.68	2.22	1.89	2.29
廊坊	0.02	0.14	0.21	0.57	0.20	0.51
保定	0.01	0.10	0.07	0.20	0.10	0.16
沧州	0.01	0.14	0.13	0.34	0.17	0.43
衡水	0.01	0.09	0.15	0.20	0.21	0.21
邢台	0.03	0.17	0.40	1.28	0.45	1.09
邯郸	0.10	0.27	1.45	2.43	1.39	1.93
太原	0.06	0.15	0.37	0.60	0.76	1.01
阳泉	0.01	0.10	0.05	0.09	0.17	0.17
长治	0.03	0.14	0.28	0.45	0.51	0.60
晋城	0.03	0.13	0.22	0.42	0.51	0.70
济南	0.01	0.12	0.14	0.37	0.24	0.46
淄博	0.02	0.14	0.26	0.36	0.35	0.40
济宁	0.01	0.12	0.11	0.13	0.18	0.09
德州	0.01	0.11	0.13	0.33	0.20	0.46
聊城	0.01	0.10	0.14	0.20	0.24	0.28
滨州	0.01	0.12	0.17	0.30	0.24	0.38
菏泽	0.01	0.12	0.12	0.17	0.18	0.11
郑州	0.01	0.07	0.11	0.11	0.14	0.07
开封	0.01	0.09	0.15	0.19	0.19	0.12
安阳	0.07	0.21	0.91	1.71	0.90	1.31
鹤壁	0.05	0.17	0.67	1.09	0.68	0.82
新乡	0.02	0.10	0.23	0.24	0.28	0.17
焦作	0.02	0.10	0.19	0.24	0.29	0.17
濮阳	0.02	0.10	0.28	0.29	0.33	0.22
区域最高	0.25	0.47	1.68	2.43	1.89	2.29

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为邯郸、唐山和安阳，分别为 2.43%、2.22%和 1.71%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 2.29%、1.93%和 1.31%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为唐山、邯郸和安阳，分别为 0.47%、0.27%和 0.21%。与所有预测情景相比，未来年（情景 II）钢铁行业对“2+26”区域 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体大幅度幅度降低。未来年，中国钢铁行业对“2+26”区域污染物浓度贡献最低。

（2）未来年情景 II 中国钢铁行业排放对汾渭平原城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对临汾等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中，冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分别为 0.24%、0.18%和 0.17%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和晋中，分别为 0.60%、0.57%和 0.41%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、晋中和吕梁，分别为 0.04%、0.04%和 0.03%，具体信息见表 6-22。

表 6-22 未来年情景 II 中国钢铁企业排放对汾渭平原各城市大气污染物浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
吕梁	0.03	0.18	0.17	0.45	0.57	1.44
晋中	0.03	0.12	0.18	0.31	0.41	0.51
临汾	0.04	0.17	0.24	0.60	0.60	1.00
运城	0.01	0.12	0.08	0.24	0.28	0.36
洛阳	0.01	0.07	0.13	0.13	0.20	0.11
三门峡	0.01	0.13	0.10	0.21	0.26	0.26
西安	0.01	0.05	0.02	0.03	0.05	0.01
宝鸡	0.01	0.09	0.04	0.07	0.09	0.03
渭南	0.01	0.08	0.03	0.07	0.10	0.05
咸阳	0.01	0.06	0.02	0.03	0.07	0.02
铜川	0.01	0.10	0.06	0.06	0.20	0.06
区域最高	0.04	0.18	0.24	0.60	0.60	1.44

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为临汾、吕梁和运城，分别为 0.60%、0.45%和 0.31%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和晋中，分别为 1.44%、1.00%和 0.51%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为吕梁、临汾和三门峡，分别为 0.18%、0.17%和 0.13%。与所有预测情景相比，未来年（情景 II）钢铁行业对汾渭平原 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体大幅度幅度降低。未来年，中国钢铁行业对汾渭平原区域污染物浓度贡献最低。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（3）未来年情景 II 中国钢铁行业排放对长三角城市大气环境影响分析

从各城市主要大气污染物浓度贡献比例来看，中国钢铁行业对马鞍山市等城市主要大气污染物浓度贡献比例较大。其中，冬季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和南京，分别为 3.14%、1.86%和 1.49%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、南通和芜湖，分别为 1.56%、1.00%和 0.93%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为马鞍山、无锡和南京，分别为 0.09%、0.06%和 0.05%，具体信息见表 6-23。

表 6-23 未来年情景 II 中国钢铁企业排放对长三角各城市大气污染物的浓度贡献比（%）

城市	$PM_{2.5}$ 冬季	$PM_{2.5}$ 夏季	SO_2 冬季	SO_2 夏季	NO_X 冬季	NO_X 夏季
上海	0.04	0.11	0.51	0.35	0.46	0.30
南京	0.05	0.17	1.49	1.77	0.70	0.85
无锡	0.06	0.11	1.32	0.84	0.75	0.44
徐州	0.01	0.15	0.17	0.40	0.16	0.23
常州	0.04	0.16	1.16	1.25	0.64	0.66
苏州	0.03	0.04	0.63	0.15	0.45	0.12
南通	0.05	0.21	1.86	1.80	1.00	0.87
连云港	0.01	0.31	0.61	1.31	0.65	1.37
淮安	0.01	0.18	0.70	1.18	0.47	0.66
盐城	0.00	0.15	0.30	0.58	0.30	0.39
扬州	0.01	0.16	0.76	1.23	0.55	0.71
镇江	0.02	0.17	0.77	1.26	0.46	0.66
泰州	0.01	0.17	0.65	1.30	0.41	0.66
宿迁	0.01	0.16	0.40	0.69	0.31	0.40
杭州	0.01	0.05	0.25	0.10	0.23	0.06
宁波	0.04	0.34	1.27	3.23	0.90	1.55
嘉兴	0.01	0.06	0.29	0.11	0.27	0.09
湖州	0.01	0.06	0.46	0.13	0.36	0.09
绍兴	0.01	0.04	0.29	0.08	0.26	0.04
金华	0.00	0.06	0.21	0.13	0.22	0.10
舟山	0.02	0.01	0.67	0.66	0.57	0.27
台州	0.00	0.03	0.27	0.07	0.28	0.04
温州	0.01	0.03	0.18	0.03	0.20	0.02
衢州	0.02	0.22	1.04	2.07	0.68	1.38
丽水	0.00	0.07	0.28	0.17	0.28	0.09
合肥	0.00	0.05	0.26	0.42	0.22	0.27
芜湖	0.04	0.09	1.47	1.21	0.93	0.78
蚌埠	0.00	0.09	0.18	0.85	0.17	0.58
淮南	0.00	0.08	0.12	0.47	0.11	0.27
马鞍山	0.09	0.21	3.14	3.11	1.56	1.64
淮北	0.00	0.14	0.21	0.55	0.16	0.29

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）表 6-23 未来年情景 II 中国钢铁企业排放对长三角大气污染物的浓度贡献比例（%）

城市	$PM_{2.5}$冬季	$PM_{2.5}$夏季	SO_2冬季	SO_2夏季	NO_X冬季	NO_X夏季
铜陵	0.01	0.09	0.88	1.09	0.52	0.52
安庆	0.00	0.09	0.54	0.66	0.41	0.29
黄山	0.00	0.08	0.38	0.39	0.37	0.23
阜阳	0.00	0.08	0.13	0.42	0.14	0.21
宿州	0.00	0.14	0.14	0.58	0.13	0.33
滁州	0.01	0.12	0.82	1.54	0.43	0.80
六安	0.00	0.06	0.19	0.41	0.17	0.22
宣城	0.01	0.06	0.78	0.46	0.55	0.27
池州	0.01	0.10	0.91	1.18	0.55	0.58
亳州	0.00	0.13	0.13	0.36	0.15	0.18
区域最高	0.09	0.34	3.14	3.23	1.56	1.64

中国钢铁行业的夏季 SO_2 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 3.23%、3.11%和 2.07%；NO_X 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、马鞍山和衢州，分别为 1.64%、1.55%和 1.38%；$PM_{2.5}$ 排放对区域大气污染贡献比例较高的城市为宁波、连云港和衢州，分别为 0.34%、0.31%和 0.22%。

与所有预测情景相比，未来年（情景 II）钢铁行业对长三角区域 SO_2、NO_X 和 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献比例平均值总体大幅度幅度降低。未来年，中国钢铁行业对长三角区域污染物浓度贡献最低。

6.8 小结

本研究利用第 5 章的中国钢铁企业排放清单，引入数值模型 CAMx 对不同情景下钢铁行业大气污染对不同地域（全国和重点区域）的环境影响进行分析，得到如下结论：

（1）在不同的情景下（2012、2015、2018 和未来年（2 种情景）），从省级角度，中国钢铁行业排放大气污染物主要影响河北省。从重点区域角度，中国钢铁行业排放大气污染物主要影响“2+26”城市，特别是唐山、邯郸和安阳，这与相关省份、城市的钢铁企业集中、污染物排放量大等因素有关。此外，2012、2015 和 2018 年钢铁排放对区域大气污染物浓度分布与排放清单排放量分布趋势相一致。

（2）2012 年中国钢铁行业对区域大气环境影响最大污染物为 SO_2，浓度贡献比例达到了 13%以上。随着中国钢铁脱硫设备大规模普及，至 2015 年和 2018 年，中国钢铁行业对区域大气环境影响最大污染物为 NO_X，因此 NO_X 存在较大

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

的减排空间。

（3）假设保持现状粗钢产量不变，全面实现超低排放情景下，从省级角度，钢铁行业对区域污染物浓度贡献比例平均值最大为 1.88%。假设电炉钢和转炉钢均为 2.1 亿 t，并全面实现超低排放。从省级角度，钢铁行业对区域污染物浓度贡献比例平均值最大为 0.31%。由此可见，对钢铁企业主要工序进行超低改造，同时提高炉钢和转炉钢的比例，能有效降低钢铁行业对各区域的大气污染贡献。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

7 结论与展望

7.1 结论

钢铁行业是中国大气重污染应急和减排等工作的重要聚焦点。由于2012-2018年间中国钢铁行业政策和标准的影响，其排放浓度水平和排放因子水平在不同时期的差异较大。而现有研究中的钢铁排放因子未考虑具体工序、规模和管理水平等差异，且研究的样本存在数据较少以及时间旧的问题，无法有效反映钢铁行业在2012-2018 年期间由于技术进步和标准加严等因素引起的排放浓度和排放因子变化。从而导致缺乏反映中国不同历史阶段的自下而上的钢铁行业大气排放清单，以及不同情景下钢铁行业大气排放影响评估。因此，本文拟基于中国钢铁行业的最新数据，系统分析中国钢铁行业大气污染物排放特征及其大气环境影响。

对此，本文对钢铁大气排放研究开展了一系列的创新工作，具体包括如下3点。

（1）提出了一个新的基于CEMS的大气排放清单核算方法。本文有机融合污染源排放在线监测（CEMS）数据和环境统计数据，提出了一套新的时（各小时）-空（各排放源）高分辨率钢铁行业大气排放清单核算方法。

（2）编制了一套新的高分辨率钢铁行业大气排放清单。本文自下而上地编制了2012、2015、2018年我国钢铁行业分工序分地区大气污染物排放清单，将企业规模、产量、工序、排放浓度、排放因子、经纬度、烟囱信息（高度、直径、出口温度、出口流速等）和9种污染物排放量（SO_2、NO_X、PM_{10}、$PM_{2.5}$、CO、VOCs、BC、OC和EC）纳入清单编制，为中国空气质量模拟、标准评估等工作提供了数据基础。

（3）建立了基于 CAM_X 模型的钢铁大气污染仿真与管理平台。本文采用扩展综合空气质量模型定量分析和模拟中国钢铁行业不同时间或政策情景（过去情景（2012年）下，新建标准执行情景（2015年）下，现状情景（2018年）以及未来年情景）下钢铁企业大气污染环境影响。

通过实证分析，本文得到以下重要结论：

（1）基于新的排放清单，从不同维度出发深入剖析了中国钢铁排放特征：从时间角度，2015-2018 年中国钢铁主要工序的大气污染物排放浓度的年均和月均值保持下降趋势，与中国钢铁粗钢产量呈现相反的特征；从区域角度，西部欠发达地区的省份污染物排放绩效值较大，因此未来钢铁企业大气污染治理重点应聚焦西部省份；从工序角度，SO_2、NO_X 和 PM_{10} 主要来源于焦化、烧结、球团及高炉4个铁前工序，CO主要来自烧结和高炉工序，VOCs主要来自焦化、烧结和轧钢工序，故加强这些铁前工序大气污染物排放控制技术、提高电炉钢的使用比例，

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

将有效降低钢铁行业大气污染物排放。

（2）基于新的排放清单，对中国 2012 与 2015 钢铁排放标准的达标情况进行了深入的分析。在工序方面，发现 2015-2018 年，中国钢铁行业重点排放源（烧结机头、烧结机尾和球团焙烧）的各污染物小时浓度平均达标小时数较高，达标率较好，且总体呈逐年变好趋势。在地区方面，东部地区整体达标率要高于全国其他地区水平，“2+26”城市、汾渭平原、长三角等重点地区的钢铁行业超低排放改造进展较快，其部分小时数在 2018 年能满足超低排放限值考核水平，且达标率总体高于全国平均水平。在政策方面，秋冬季期间（2017.10-2018.3），“2+26”城市因有效实施应急减排，其主要工序污染物浓度下降幅度总体高于其他未实施应急减排的区域。

（3）基于所构建的钢铁大气污染仿真与管理平台，在不同时间或政策情景下，对中国钢铁大气环境影响进行了评估，发现：2012 年，中国钢铁行业对区域大气环境影响最大污染物为 SO_2，其浓度贡献比例达到了 13%以上；随着脱硫设备在钢铁行业的大规模普及，其 SO_2 对环境的负面影响显著下降，而 NO_X 成为 2015 年和 2018 年影响最大污染物，存在较大的减排空间。

（4）在未来情景方面，中国钢铁若达到步入发达国家产业结构（如电炉钢使用比例提高）且达到超低排放水平，其 SO_2、NO_X 和 PM_{10} 排放量可降至 4.94 万 t、7.58 万 t 和 4.11 万 t，相比 2018 年降低 82.98%，88.61%和 85.69%。因此，对钢铁行业进行产业结构调整（如提高电炉钢比例），全面开展超低改造，能有效降低钢铁大气污染排放。

7.2 建议

本文对中国钢铁行业大气污染物排放特征与其环境影响，开展了一系列的创新研究，得出了一些具有建设性意义的重要结论。但本文仍存在一些不足，是未来研究的主要创新方向：

（1）本文的核算主要基于 CEMS 数据，然而小部分企业未纳入 CEMS 网络中。因此，对这些企业进行深入的调研，全面补充数据基础，是进一步完善中国钢铁大气排放清单的主要方向。

（2）本研究中由于 CEMS 数据库中缺乏对污染物 VOCs、CO 的排放监测数据，故本研究基于现有文献因子对其进行核算。因此，未来研究可针对此类污染物，开展全面的分工序分地区的实地监测工作，以获得最新的相关数据，核算其排放因子及排放量。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

7.3 创新点

本文的主要研究创新工作可以总结为以下三个方面：

（1）构建新的基于 CEMS 数据的高时空分辨率清单核算方法

本文引入 CEMS 等全国范围、各点源水平和各小时频度的实测数据，构建了一个新的基于 CEMS 数据的高时空分辨率清单核算方法。相比于现有方法（采用文献中的排放因子、统一无差别性因子、不变、滞后（2013 年之前）的因子），新方法具有如下 3 个优势：其一，新方法采用实测排放浓度，直接计算排放因子与排放量，规避了间接性参数与假设的使用，以显著提高测算精度；其二，新方法采用点源数据，系统核算了各点源的排放因子及其排放量，以深入剖析不同工序、不同技术的排放差异；其三，新方法引入高频、最新数据，重新更新了最新排放因子及其排放量，以有效把握钢铁排放的动态演化机制，特别是 2012 年与 2015 年新排放标准的实施对钢铁排放的影响。

（2）编制 2012、2015 和 2018 年以及未来年全国全工序钢铁排放清单

本文采用构建的基于 CEMS 数据的钢铁排放清单核算模型，针对中国钢铁排放进行了系统、深入、全面的研究，如下：其一，从多种维度（时间、空间、工序、污染物）方面出发，系统分析了中国 2015-2018 年钢铁行业排放浓度、达标情况、排放情况和改造潜力；其二，建立了基于生产工艺的中国钢铁行业大气污染物排放清单管理系统，自下而上地编制 2012、2015 和 2018 年以及未来年全工序的高分辨率中国钢铁企业大气污染源排放清单。

（3）模拟不同时间或政策情景下大气污染的环境影响

本文采用扩展综合空气质量模型（CAMx）定量分析和模拟不同时间或政策情景（过去情景（2012 年），新建标准执行情景（2015 年），现状情景（2018 年）以及未来年情景（超低情景））下中国钢铁行业大气污染对不同地域（省市/重点区域）的环境影响。

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

参考文献

[1] 郭振中, 许晓丹. 中国控制钢铁产能的政策演进阶段分析[J]. 材料与冶金学报, 2014, 13(02): 108-111.

[2] 赵春丽, 吴铁, 伯鑫, 等. 钢铁行业履行斯德哥尔摩公约对策建议[J]. 环境保护, 2014 (08): 43-45.

[3] Wu X, Zhao L, Zhang Y, et al. Primary air pollutant emissions and future prediction of iron and steel industry in China[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2015, 15(04): 1422-1432.

[4] Wang K, Tian H, Hua S, 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.

[5] Wang X, Lei Y, Yan L, et al. A unit-based emission inventory of SO_2, NO_X and PM for the Chinese iron and steel industry from 2010 to 2015[J]. Science of the Total Environment, 2019, 676:18-30.

[6] 中华人民共和国生态环境部. GB28664-2012. 炼钢工业大气污染物排放标准[S].

[7] 中华人民共和国生态环境部. GB28662-2012. 钢铁烧结,球团工业大气污染物排放标准[S].

[8] 中华人民共和国生态环境部. GB16171-2012. 炼焦化学工业污染物排放标准[S].

[9] 中华人民共和国生态环境部. GB28663-2012. 炼铁工业大气污染物排放标准[S].

[10] 中华人民共和国生态环境部. GB28665-2012. 轧钢工业大气污染物排放标准[S].

[11] Goldberg D L, Lu Z, Streets D G, et al. Enhanced Capabilities of TROPOMI NO_2: Estimating NO_X from north American cities and power plants[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(21): 12594-12601.

[12] 何敏, 王幸锐, 韩丽. 四川省大气固定污染源排放清单及特征[J]. 环境科学学报, 2013, 33(11): 3127-3137.

[13] United Stated Environmental Protection Agency (U.S.EPA).1996. Compilation of air pollutant emission factors (AP-42) Volume1: point and area sources. Research Triangle Park, NC: U.S.EPA.

[14] Eastern Research Group, Inc., 1997. Introduction to the emission inventory improvement program, North Carolina.

[15] United Stated Environmental Protection Agency (U.S.EPA). National emissions inventory (NEI) air pollutant emissions trends data, https://www.epa.gov/ttnchiel/trends/.

[16] Bourtsalas A T, Themelis N J. Major sources of mercury emissions to the atmosphere: The US case[J]. Waste Management, 2019, 85: 90-94.

[17] Velagapudi S, Kumar A, Saripalli M V. Application of the US EPA's risk-screening indicators model and toxic release inventory database to study pollution prevention trends in paper manufacturing industry[J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2017, 36(03): 808-814.

[18] Sun P, Young B, Elgowainy A, et al. Criteria air pollutant and greenhouse gases emissions from US refineries allocated to refinery products[J]. Environmental Science & Technology, 2019.

[19] European Monitoring and Evaluation Program (EMEP). Centre on Emission Inventories and Projections (CEIP), http://www.ceip.at/.

[20] European Environment Agency (EEA), emep/corinair emission inventory guidebook/introduction.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR3/page005.html.

[21] Rosencranz A. The ECE convention of 1979 on long-range transboundary air pollution[J]. American Journal of International Law, 1981, 75(04): 975-982.

[22] Pacyna E, Pacyna J, Pirrone N. European emissions of atmospheric mercury from anthropogenic sources in 1995[J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(17): 2987-2996.

[23] Fontelle J-P. Greenhouse gas emission inventories in Europe CORINAIR 90 and 94[J]. Energy Conversion and Management, 1996, 37(06-08): 783-788.

[24] Salt J E, Moran A. International greenhouse gas inventory systems: a comparison between CORINAIR and IPCC methodologies in the EU[J]. Global Environmental Change, 1997, 7(04): 317-336.

[25] Pacyna E G, Pacyna J M, Fudala J, et al. Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020[J]. Science of the Total Environment, 2006, 370(01): 147-156.

[26] Canpolat B R, Atimtay A T, Munlafalioglu I, et al. Emission factors of cement industry in Turkey[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2002, 138(01-04): 235-252.

[27] Glodek A, Pacyna J M. Mercury emission from coal-fired power plants in Poland[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(35): 5668-5673.

[28] Jacob D J, Crawford J H, Kleb M M, et al. Transport and chemical evolution over the Pacific (TRACE-P) aircraft mission: Design, execution, and first results[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003, 108(D20): 9000.

[29] Streets D, Yarber K, Woo J H, et al. Biomass burning in Asia: Annual and seasonal estimates and atmospheric emissions[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2003, 17(04): 1099-1119

[30] Streets D G, Bond T C, Carmichael G R, et al. An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003, 108(D21).

[31] Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9(14): 5131-5153.

[32] Kurokawa J, Ohara T, Morikawa T, et al. Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in Asia (REAS) version 2[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(21): 11019-11058.

[33] Ohara T, Akimoto H, Kurokawa J-I, et al. An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980–2020[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2007, 7(16): 4419-4444.

[34] Pinprateep W, Pharino C. Emission intensity and abatement cost of fossil fuel power plants in Thailan [J]. Environmental Engineering & Management Journal, 2018, 17(09).

[35] Reddy M S, Venkataraman C. Inventory of aerosol and sulphur dioxide emissions from India: I—Fossil fuel combustion[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(04): 677-697.

[36] Garg A, Shukla P A, Kapshe M. The sectoral trends of multigas emissions inventory of India[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(24): 4608-4620.

[37] Fujita S-I, Ichikawa Y, Kawaratani R K, et al. Preliminary inventory of sulfur dioxide emissions in East Asia[J]. Atmospheric Environment. Part A. General Topics, 1991, 25(07): 1409-1411.

[38] 伯鑫, 甄瑞卿, 屈加豹, 等. 中国钢铁行业大气污染物排放清单管理系统研究[J]. 环境污

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

染与防治, 2017(05): 578-582.

[39] 李佳, 张晓郁, 孙庆宇. 唐山市钢铁行业大气污染物排放清单建立[J].中国环境监测, 2016, 32(05): 30-34.

[40] 宋祖华, 高蓓蕾, 张迪生, 等. 典型钢铁企业汞排放水平及排放特征研究[J]. 环境监测管理与技术, 2017(05): 17-20.

[41] 谢馨, 马光军. 典型钢铁企业烟气中汞排放特征研究[J]. 环境科学与管理, 2017(10): 114-118.

[42] 张洁, 韩军赞. 钢铁行业排放颗粒物粒数浓度排放特征研究[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(12):123-126.

[43] 郭健, 马召坤, 李蕾, 等. 钢铁企业无组织排放特征污染物的监测分析[J]. 中国环境管理, 2016(01): 97-102.

[44] 闫晓淼, 李玉然, 朱廷钰, 等. 钢铁烧结烟气多污染物排放及协同控制概述[J]. 环境工程技术学报, 2015, 5(02): 85-90.

[45] 崔建升, 屈加豹, 伯鑫, 等. 基于在线监测的2015年中国火电排放清单[J]. 中国环境科学, 2018, 38(06): 2062-2074.

[46] 陈必新. 京津冀地区火电行业排放特征及其对空气质量的影响研究[D]. 浙江大学, 2016.

[47] 伯鑫, 王刚, 温柔, 等. 京津冀地区火电企业的大气污染影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(02): 364-373.

[48] 王永红, 薛志钢, 柴发合, 等. 我国水泥工业大气污染物排放量估算[J]. 环境科学研究, 2008, 21(02): 207-212.

[49] 何敏, 陈军辉, 韩丽, 等. 四川省 2008-2014 年水泥行业大气污染物排放清单及时空分布特征[J]. 环境科学学报, 2017, 37(01): 34-43.

[50] 薛亦峰, 曲松, 闫静, 等. 北京市水泥工业大气污染物排放清单及污染特征[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(01): 201-204.

[51] 鲁君, 黄奕玮, 黄成. 典型化工行业有害 VOCs 排放清单及长三角地区应用[J]. 环境科学, 2019, 40(11): 4856-4861.

[52] Streets D G, Hao J, Wu Y, et al. Anthropogenic mercury emissions in China[J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(40): 7789-7806.

[53] Wu Y, Wang S, Streets D G, et al. Trends in anthropogenic mercury emissions in China from 1995 to 2003[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(17): 5312-5318.

[54] 王书肖, 刘敏, 蒋靖坤, 等. 中国非燃煤大气汞排放量估算. 环境科学, 2006: 2401-2406.

[55] Pirrone N, Cinnirella S, Feng X, et al. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010,10(13): 5951-5964.

[56] Liu F, Zhang Q, Tong D, et al. High-resolution inventory of technologies, activities, and emissions of coal-fired power plants in China from 1990 to 2010[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, 15(23): 13299-13317.

[57] Tang X, Zhang Y, Yi H, et al. Development a detailed inventory framework for estimating major pollutants emissions inventory for Yunnan Province, China[J]. Atmospheric Environment, 2012, 57: 116-125.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[58] Xiong T, Jiang W, Gao W. Current status and prediction of major atmospheric emissions from coal-fired power plants in Shandong Province, China[J]. Atmospheric Environment, 2016, 124: 46-52.

[59] Li D, Guo Y, Li Y, et al. Air pollutant emissions from coal-fired power plants[J]. Open Journal of Air Pollution, 2012, 1(02): 37-41.

[60] Fu X, Wang S, Zhao B, et al. Emission inventory of primary pollutants and chemical speciation in 2010 for the Yangtze River Delta region, China[J]. Atmospheric Environment, 2013, 70: 39-50.

[61] Zhou Y, Zhao Y, Mao P, et al. Development of a high-resolution emission inventory and its evaluation and application through air quality modeling for Jiangsu Province, China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(01): 211-233.

[62] 张伟, 张杰, 汪峰, 等. 京津冀工业源大气污染排放空间集聚特征分析[J]. 城市发展研究, 2017, 24(09): 81-87.

[63] Hua S, Tian H, Wang K, et al. Atmospheric emission inventory of hazardous air pollutants from China's cement plants: Temporal trends, spatial variation characteristics and scenario projections[J]. Atmospheric Environment, 2016, 128: 1-9.

[64] Lei Y, Zhang Q, Nielsen C, et al. An inventory of primary air pollutants and CO_2 emissions from cement production in China, 1990–2020[J]. Atmospheric Environment, 2011, 45(1): 147-154.

[65] 蒋春来, 宋晓晖, 钟悦之, 等. 2010-2015 年我国水泥工业 NO_X 排放清单及排放特征[J]. 环境科学, 2018, 39(11): 3-10.

[66] Hylander L D, Herbert R B. Global emission and production of mercury during the pyrometallurgical extraction of nonferrous sulfide ores[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(16): 5971-5977.

[67] 李泽熙, 李飒, 郭远杰, 等. 2017 年中国铜冶炼行业砷污染源大气排放清单[J]. 有色金属(冶炼部分), 2019, (10): 86-90.

[68] 胡新鑫, 王宝庆, 刘博薇, 等. 乌鲁木齐市非金属矿物制品业大气污染物排放清单与时空分布[J]. 化工环保, 2019, 39(1): 106-113.

[69] 吴文景, 常兴, 邢佳, 等. 京津冀地区主要排放源减排对 $PM_{2.5}$ 污染改善贡献评估[J]. 环境科学, 2017, 38(03): 867-875.

[70] 宁大同, 王华聪. 我国大气环境影响评价的进展[J]. 环境科学, 1993, 14(02): 54-57.

[71] 陈辉, 厉青, 王中挺, 等. 利用 MODIS 资料监测京津冀地区近地面 $PM_{2.5}$ 方法研究[J]. 气象与环境学报, 2014, 30(05): 27-37.

[72] 王跃思, 张军科, 王莉莉, 等. 京津冀区域大气霾污染研究意义, 现状及展望[J]. 地球科学进展, 2014, 29(3): 388-396.

[73] 冯银厂, 白志鹏, 朱坦. 大气颗粒物二重源解析技术原理与应用[J]. 环境科学, 2002, 23(12): 106-108.

[74] 戴树桂, 朱坦, 白志鹏. 受体模型在大气颗粒物源解析中的应用和进展[J]. 中国环境科学, 1995, 15(04): 252-257.

[75] 赵伟, 谢文彰, 瞿群, 等. 北部湾经济区产业发展对大气环境的影响研究[J]. 中国环境科学, 2011, 31(增刊): 12-18.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[76] 杨朝旭, 段成龙, 张晶晶, 等. CALPUFF 大气扩散模型研究与应用进展[J]. 广州化工, 2018, 46(03): 20-22.

[77] Wesely M L, Doskey P V, Shannon J. Deposition parameterizations for the industrial source complex (ISC3) model[R]. Argonne National Lab. (ANL), Argonne, IL (United States), 2002.

[78] Scire J S, Robe F R, Fernau M E, et al. A user's guide for the CALMET meteorological model (Version 5); Earth Tech Inc.: Concord, MA, 2000, 37.

[79] 张礼俊. 基于 Model-3/CMAQ 的珠江三角洲区域空气质量模拟与校验研究[D]. 华南理工大学, 2010.

[80] Habermacher F D, Napelenok S L, Akhtar F, et al. Area of influence (AOI) development: Fast generation of receptor-oriented sensitivity fields for use in regional air quality modeling[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(11): 3997-4003.

[81] Appel K W, Gilliland A B, Sarwar G, et al. Evaluation of the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model version 4.5: sensitivities impacting model performance: part I—ozone[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(40): 9603-9615.

[82] Fann N, Baker K, Chan E A, et al. Assessing human health $PM_{2.5}$ and ozone impacts from US oil and natural gas sector emissions in 2025[J]. Envionment Science & Technology, 2018, 52(15): 8095-8103.

[83] Villasenor R, Magdaleno M, Quintanar A, et al. An air quality emission inventory of offshore operations for the exploration and production of petroleum by the Mexican oil industry[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(26): 3713-3729.

[84] Rodriguez M A, Barna M G, Moore T. Regional impacts of oil and gas development on ozone formation in the western United States[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2009, 59(9): 1111-1118.

[85] Harley R A, Cass G R. Modeling the concentrations of gas-phase toxic organic air pollutants: Direct emissions and atmospheric formation[J]. Environmental Science & Technology, 1994, 28(01): 88-98.

[86] Barbon A, Gomes, J. Simulation of atmospheric emissions over Araucaria municipality using the AERMOD model[J]. Engenharia Sanitaria E Ambiental, 2010, 15(02):129-140.

[87] Xu J-W, Martin R V, Henderson B H, et al. Simulation of airborne trace metals in fine particulate matter over North America[J]. Atmospheric Environment, 2019, 214: 116883.

[88] Kommalapati R, Liang Z, Huque Z. Photochemical model simulations of air quality for Houston–Galveston–Brazoria area and analysis of ozone–NOx–hydrocarbon sensitivity[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2016, 13(01): 209-220

[89] Buonocore J J, Dong X, Spengler J D, et al. Using the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model to estimate public health impacts of $PM_{2.5}$ from individual power plants[J]. Environment International, 2014, 68: 200-208.

[90] Karamchandani P, Long Y, Pirovano G, et al. Source-sector contributions to European ozone and fine PM in 2010 using AQMEII modeling data[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017,17(09):5643-5664.

[91] Jiménez P, Parra R, Baldasano J M. Control of ozone precursors in a complex industrial terrain by using multiscale-nested air quality models with fine spatial resolution (1 km^2)[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2005, 55(08): 1085-1099.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[92] Castell N, Mantilla E, Salvador R, et al. Photochemical model evaluation of the surface ozone impact of a power plant in a heavily industrialized area of southwestern Spain[J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91(3): 662-676.

[93] Guo H, Kota S H, Sahu S K, et al. Contributions of local and regional sources to $PM_{2.5}$ and its health effects in north India[J]. Atmospheric Environment, 2019,214:116867.

[94] Abdul-Wahab S A. Impact of fugitive dust emissions from cement plants on nearby communities[J]. Ecological Modelling, 2006, 195(03-04): 338-348.

[95] Chaulya S, Ahmad M, Singh R, et al. Validation of two air quality models for Indian mining conditions[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2003, 82(1): 23-43.

[96] 薛志钢, 柴发合, 段宁, 等. 运用 ISC3 模型模拟电厂脱硫后的大气环境影响[J]. 环境科学研究, 2003, 16(05):62-64.

[97] 薛志钢, 郝吉明, 陈复, 等. 火电厂对城市空气质量的影响模拟[J].环境工程, 2003, 21(06):72-75.

[98] Zhou Y, Levy J I, Hammitt J K, et al. Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF: A case study in Beijing, China[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(6): 815-826.

[99] 赵珂. 北京某燃煤电厂颗粒物的排放特征与环境影响研究[D]. 成都理工大学, 2013.

[100] Shi Z, Li J, Huang L, et al. Source apportionment of fine particulate matter in China in 2013 using a source-oriented chemical transport model[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601: 1476-1487.

[101] Chen Y, Fung J C H, Chen D, et al. Source and exposure apportionments of ambient $PM_{2.5}$ under different synoptic patterns in the Pearl River Delta region[J]. Chemosphere, 2019, 236: 124266.

[102] 蒋靖坤, 郝吉明, 吴烨, 等. 中国燃煤汞排放清单的初步建立[J]. 环境科学, 2005(02): 34-39.

[103] 王定勇. 汞在酸沉降地区陆地生态系统中的分布与行为[D]. 西南农业大学, 2001.

[104] 张乐. 燃煤过程汞排放测试及汞排放量估算研究[D]. 浙江大学, 2007.

[105] 张成, 张雅惠, 王永敏, 等. 重庆市新型干法水泥厂汞排放特征[J]. 环境科学,2017, 38(06):2287-2293.

[106] 王凌青, 卢新卫, 戴丽君, 等. 燃煤电厂周围土壤中 Hg 的空间分析和风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(02): 629-633.

[107] 郑剑铭. 燃煤电站汞排放环境影响与 TAC 对烟气零价汞的吸附机理研究[D]. 浙江大学, 2013.

[108] 王晓浩, 王娟, 王文华. 燃煤烟气中汞排放对周边环境影响[J]. 生态学杂志, 2011, 30(05): 928-932.

[109] Cetin E, Odabasi M, Seyfioglu R. Ambient volatile organic compound (VOC) concentrations around a petrochemical complex and a petroleum refinery[J]. Science of the Total Environment, 2003, 312(01): 103-112.

[110] Kalabokas P, Hatzianestis J, Bartzis J, et al. Atmospheric concentrations of saturated and aromatic hydrocarbons around a Greek oil refinery[J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(14): 2545-2555.

[111] Mo Z, Shao M, Lu S, et al. Process-specific emission characteristics of volatile organic

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

compounds (VOCs) from petrochemical facilities in the Yangtze River Delta, China[J]. Science of the Total Environment, 2015, 533: 422-431.

[112] Liu Y, Shao M, Fu L, et al. Source profiles of volatile organic compounds (VOCs) measured in China: Part I[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(25): 6247-6260.

[113] 邵敏, 赵美萍, 白郁华, 等. 北京地区大气中非甲烷碳氢化合物 (NMHC) 的人为源排放特征研究[J]. 中国环境科学, 1994(01): 6-12.

[114] 张晗, 陈少华, 张娴, 等. 石化污水处理场挥发性污染物分布特征研究[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(07): 23-28.

[115] Wei W, Cheng S, Li G, et al. Characteristics of ozone and ozone precursors (VOCs and NO_X) around a petroleum refinery in Beijing, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(02): 332-342.

[116] 王清. 蒸馏装置停工过程 VOC 浓度监测及排放规律[J]. 安全、健康和环境, 2012, 12(01): 31-34.

[117] 程水源, 李文忠, 魏巍, 等. 炼油厂分季节 VOCs 组成及其臭氧生成潜势分析[J]. 北京工业大学学报, 2013, 39(03): 438-444.

[118] 李勤勤, 张志娟, 李杨, 等. 石油炼化无组织 VOCs 的排放特征及臭氧生成潜力分析[J]. 中国环境科学, 2016, 36(05): 1323-1331.

[119] 刘景锋, 石晓枫, 邓永智. 对油品仓储区大气中 NMHC 特征的监测分析[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(02): 54-55.

[120] 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]. 浙江大学, 2016.

[121] Lee D S, Pacyna J M. An industrial emissions inventory of calcium for Europe[J]. Atmospheric Environment, 1999, 33(11): 1687-1697.

[122] Sugiyama T, Nansai K, Tohno S, et al. Compilation and application of a primary $PM_{2.5}$ emissions inventory with high sectoral resolution in Japan[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(4): 759-768.

[123] Bang H Q, Khue V H N, Tam N T, et al. Air pollution emission inventory and air quality modeling for Can Tho City, Mekong Delta, Vietnam[J]. Air Quality Atmosphere and Health, 2018, 11(1): 35-47.

[124] Alyuz U, Alp K. Emission inventory of primary air pollutants in 2010 from industrial processes in Turkey[J]. Science of the Total Environment, 2014, 488: 369-381.

[125] 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(08): 2554-2560.

[126] 戴逢胜, 秦海旭. 钢铁行业 SO_2 排放量快速核算新方法在全国污染源普查, 环保管理及建设项目环评中的应用[J]. 工程技术(文摘版), 2017(08): 00381-00383.

[127] 喻义勇, 董艳平, 孟磊. 污染源在线监控管理模式探讨[J]. 环境监测管理与技术, 2008, 20(05): 5-8.

[128] 清华大学. 中国多尺度排放清单模型(MEIC) [EB/OL]. http://meicmodel.org/index.

[129] Zheng J, Zhang L, Che W, et al. A highly resolved temporal and spatial air pollutant emission inventory for the Pearl River Delta region, China and its uncertainty assessment[J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(32): 5112-5122.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[130] 段文娇, 郎建垒, 程水源, 等. 京津冀地区钢铁行业污染物排放清单及对 $PM_{2.5}$ 影响[J]. 环境科学, 2018, 4: 1-14.

[131] 雷宇. 中国人为源颗粒物及关键化学组分的排放与控制研究[D]. 北京: 清华大学, 2008.

[132] 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.

[133] Gao C, Gao W, Song K, et al. Spatial and temporal dynamics of air-pollutant emission inventory of steel industry in China: A bottom-up approach[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2019, 143: 184-200.

[134] 杨晓东, 张玲, 姜德旺, 等. 钢铁工业废气及 $PM_{2.5}$ 排放特性与污染控制对策[J]. 工程研究: 跨学科视野中的工程, 2013, 5(03): 240-251.

[135] 赵亚丽, 赵浩宁, 范真真, 等. 烧结机细颗粒物 $PM_{2.5}$ 排放特性[J]. 环境工程学报, 2015(03): 1369-1375.

[136] Wu W, Chang X, Xing J, et al. Assessment of $PM_{2.5}$ pollution mitigation due to emission reduction from main emission sources in the Bejing-Tianjin-Hebei region[J]. Environmental Science, 2017, 38(03): 867-875.

[137] Tian Y-Z, Chen G, Wang H-T, et al. Source regional contributions to $PM_{2.5}$ in a megacity in China using an advanced source regional apportionment method[J]. Chemosphere, 2016, 147: 256-263.

[138] Wang G, Cheng S, Li J, et al. Source apportionment and seasonal variation of $PM_{2.5}$ carbonaceous aerosol in the Beijing-Tianjin-Hebei Region of China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187(3): 143.

[139] Tang L, Qu J, Mi Z, 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.

[140] Karplus V J, Zhang S, Almond D. Quantifying coal power plant responses to tighter SO_2 emissions standards in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018, 115(27): 7004-7009.

[141] De Gouw J A, Parrish D D, Frost G J, et al. Reduced emissions of CO_2, NO_X, and SO_2 from US power plants owing to switch from coal to natural gas with combined cycle technology[J]. Earth's Future, 2014, 2(02): 75-82.

[142] 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.

[143] Zhao Y, Zhang J, Nielsen C P. The effects of recent control policies on trends in emissions of anthropogenic atmospheric pollutants and CO_2 in China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(02): 487-508.

[144] Gulia S, Kumar A, Khare M, et al. Performance evaluation of CALPUFF and AERMOD dispersion models for air quality assessment of an industrial complex[J]. Joural of Scientific & Industrial Research, 2015, 74(05):302-307.

[145] Abdul-Wahab S, Fadlallah S, Al-Rashdi M. Evaluation of the impact of ground-level concentrations of SO_2, NO_X, CO, and PM_{10} emitted from a steel melting plant on Muscat, Oman[J]. Sustainable Cities and Society, 2018, 38: 675-683.

[146] 黄导. 中国钢铁工业环境保护工作面临更大压力[J]. 冶金环境保护, 2004(03): 1-2.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[147] 伯鑫, 徐峻, 杜晓惠, 等. 京津冀地区钢铁企业大气污染影响评估[J]. 中国环境科学, 2017, 37(05): 1684-1692.

[148] Song Y, Zhang M, Cai X. PM_{10} modeling of Beijing in the winter[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(22): 4126-4136.

[149] 温维, 韩力慧, 代进, 等. 唐山夏季 $PM_{2.5}$ 污染特征及来源解析[J]. 北京工业大学学报, 2014(05): 751-758.

[150] 陈国磊, 周颖, 程水源, 等. 承德市大气污染源排放清单及典型行业对 $PM_{2.5}$ 的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4069-4079.

[151] 李珊珊, 程念亮, 徐峻, 等. 2014 年京津冀地区 $PM_{2.5}$ 浓度时空分布及来源模拟[J]. 中国环境科学, 2015, 35(10): 2908-2916.

[152] 张文艺, 翟建平, 李琴. 钢铁工业城市 SO_2 污染分析[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2006, 38(08): 1251-1254.

[153] 陈鹏. 重庆市主城区大气 PM_{10} 来源的二重源解析研究[D]. 西南大学, 2009.

[154] 张洁, 韩军赞. 钢铁企业 $PM_{2.5}$ 排放源谱研究[J]. 节能与环保, 2018(09): 66-67.

[155] 王占山, 李晓倩, 王宗爽, 等. 空气质量模型 CMAQ 的国内外研究现状[J]. 环境科学与技术, 2013 (S1): 386-391.

[156] 宗亚楠, 李王锋, 毛磊, 等. 基于 CAMx 模型的福州市 $PM_{2.5}$ 来源解析[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(S1): 251-256.

[157] 伯鑫. 空气质量模型: 技术、方法及案例研究[M]. 北京: 中国环境出版社, 2018.

[158] Li L, An J Y, Shi Y Y, et al. Source apportionment of surface ozone in the Yangtze River Delta, China in the summer of 2013[J]. Atmospheric Environment, 2016, 144: 194-207.

[159] 薛文博, 付飞, 王金南, 等. 中国 $PM_{2.5}$ 跨区域传输特征数值模拟研究[J]. 中国环境科学, 2014, 34(06): 1361-1368.

[160] 程念亮, 易文杰, 张开太, 等. 2013 年中国硫沉降数值模拟研究[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(04): 38-44.

[161] 沈劲, 王雪松, 李金凤, 等. Models-3/CMAQ 和 CAMx 对珠江三角洲臭氧污染模拟的比较分析[D]. 2011.

[162] 郑丹楠, 王雪松, 谢绍东, 等. 2010 年中国大气氮沉降特征分析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(05): 1089-1097.

[163] 黄晓波, 殷晓鸿, 黄志炯, 等. 不同模式对珠三角地区细颗粒物污染模拟效果对比评估[J]. 环境科学学报, 2016, 36(10): 3505-3514.

[164] 王雪松, 李金龙. 人为源排放 VOCs 对北京地区臭氧生成的贡献[J]. 中国环境科学, 2002, 22(06): 1-10.

[165] 薛文博, 许艳玲, 王金南, 等. 全国火电行业大气污染物排放对空气质量的影响[J]. 中国环境科学, 2016, 36(05): 1281-1288.

[166] 汪辉, 刘强, 王昱, 等. 基于 Model-3/CMAQ 和 CAMx 模式的台州市 $PM_{2.5}$ 数值模拟研究[J]. 环境与可持续发展, 2019, 44(03): 93-96.

[167] 张婷慧, 陈报章, 王瑾, 等. 基于 CAMx 的徐州市 2016 年冬季 $PM_{2.5}$ 污染过程及来源分析[J]. 环境科学学报, 2017, 37(10): 3918-3925.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[168] 薛文博, 王金南, 杨金田, 等. 国内外空气质量模型研究进展[J]. 环境与可持续发展, 2013, 38(03): 14-20.

[169] 王自发, 王威. 区域大气污染预报预警和协同控制[J]. 科学与社会, 2014, 4(02): 31-41.

[170] 马芳, 王丽涛, 潘雪梅. 基于 MM5-Models-3/CMAQ 的中国地区大气污染模拟[J]. 河北工程大学学报自然科学版, 2010, 27(04): 46-51.

[171] 马京华. 钢铁企业典型生产工艺颗粒物排放特征研究[D]. 西南大学, 2009.

[172] 张革. 钢铁企业颗粒物排放特性的研究[D]. 东北大学, 2015.

[173] 汪旭颖, 燕丽, 雷宇. 浅谈我国钢铁行业的颗粒物排放及控制[J]. 环境与可持续发展, 2014, 39(05): 21-25.

[174] 毛峰, 王华聪, 孟庆文. 大型钢铁企业粉尘污染总量控制优化[J]. 环境科学, 1999(04): 101-104.

[175] 陈新良. 钢铁产能过剩分析[J]. 中国经济报告, 2013(04): 66-69.

[176] 冯梅, 陈鹏. 中国钢铁产业产能过剩程度的量化分析与预警[J]. 中国软科学, 2013(05): 110-116.

[177] 王曼, 肖燕. 浅谈我国钢铁行业的产能过剩问题[J]. 北方经贸, 2010(04): 12-13.

[178] 李士琦, 李京社, 朱荣, 等. 我国电炉炼钢发展雏议[C]. 中国金属学会特钢分会, 特钢冶炼学术委员会 2009 年会论文集, 2009.

[179] 傅杰, 朱荣, 李晶. 我国电炉炼钢的发展现状与前景[J]. 冶金管理, 2006(08): 20-23.

[180] 柳克勋, 王林森. 短流程钢铁企业发展循环经济的模式[J]. 再生资源与循环经济, 2010(01): 4-9.

[181] 夏银凤, 苍大强, 宋阳升, 等. 长流程钢铁企业能耗预测模型的开发与验证[C]. 全国冶金自动化信息网 2014 年会论文集, 2014.

[182] 柳克勋, 王林森. 长流程钢铁企业发展循环经济的模式[J]. 再生资源与循环经济, 2009, 2(07): 3-9.

[183] 张夏, 郭占成. 我国钢铁工业能耗与大气污染排放量[J]. 钢铁, 2000, 35(01): 63-68.

[184] Huang Y, Shen H, Chen H, et al. Quantification of global primary emissions of $PM_{2.5}$, PM_{10}, and TSP from combustion and industrial process sources[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(23): 13834-13843.

[185] Guo Y, Gao X, Zhu T, et al. Chemical profiles of PM emitted from the iron and steel industry in northern China[J]. Atmospheric environment, 2017, 150: 187-197.

[186] 贺克斌. 城市大气污染物排放清单编制技术手册 2017[R]. 北京: 清华大学环境学院, 2017.

[187] 中华人民共和国生态环境部. HJ885-2018. 污染源源强核算技术指南 钢铁工业[S].

[188] 中华人民共和国生态环境部. 钢铁企业超低排放改造工作方案（征求意见稿）[Z].

[189] 中华人民共和国生态环境部. HJ885-2018. 污染源源强核算技术指南 钢铁工业[S].

[190] 中华人民共和国生态环境部. H/JT75-2007. 固定污染源烟气排放连续监测技术规范（试行）[S].

[191] Zhang X, Schreifels J. Continuous emission monitoring systems at power plants in China: improving SO_2 emission measurement[J]. Energy Policy, 2011, 39(11): 7432-7438.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[192] 中华人民共和国生态环境部. 关于印发“十二五”主要污染总量减排统计、监测办法的通知[EB/OL]. http://www.gov.cn/gongbao/content/2013/content_2396625.htm

[193] 中华人民共和国生态环境部.《京津冀及周边地区 2017 年大气污染防治工作方案》发布[EB/OL]. http://dqhj.mee.gov.cn/zcfg/201709/t20170915_421697.shtml

[194] 樊守彬, 郭津津, 李雪峰. 区县尺度机动车高分辨率排放清单建立方法及应用[J]. 环境科学, 2018, 39(05):2015-2022.

[195] 毛红梅, 张凯山, 第宝锋, 等. 成都市大气污染物排放清单高分辨率的时空分配[J]. 环境科学学报, 2017, 37(01):23-33.

[196] 陆秋琴, 李玮, 黄光球. 陕西省 VOCs 人为源高分辨率排放清单及时空分布[J]. 福建师范大学学报(自然科学版), 2018, 34(04): 32-43.

[197] Nurrohim A, Sakugawa H. A fuel-based inventory of NO_X and SO_2 emissions from manufacturing industries in Hiroshima Prefecture, Japan[J]. Applied Energy, 2004, 78(04): 355-369.

[198] Fauser P, Illerup J B. Danish emission inventory for solvents used in industries and households[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(34): 7947-7953.

[199] 温杰, 杨佳美, 李蒲, 等. 我国典型钢铁行业主要工艺环节排放颗粒物源成分谱特征[J]. 环境科学, 2018 , 39(11): 4885-4891.

[200] 中华人民共和国生态环境部. 大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南(试行)[EB/OL]. http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201408/t20140828_288364.htm

[201] Zhao Y, Wang S, Nielsen C P, et al. Establishment of a database of emission factors for atmospheric pollutants from Chinese coal-fired power plants[J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(12): 1515-1523.

[202] 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.

[203] Chen L, Sun Y, Wu X, et al. Unit-based emission inventory and uncertainty assessment of coal-fired power plants[J]. Atmospheric environment, 2014, 99: 527-535.

[204] Zhao Y, Zhong H, Zhang J, et al. Evaluating the effects of China's pollution controls on inter-annual trends and uncertainties of atmospheric mercury emissions[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, 15(08): 4317-4337.

[205] 郑君瑜. 区域高分辨率大气排放源清单建立的技术方法与应用[M]. 科学出版社, 2014.

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附录 A

附表 1 1996-2018 年中国粗钢产量统计表（单位：亿 t）

指标	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
钢材	0.86	0.95	1.07	1.21	1.31	1.61	1.93	2.41	3.20	3.78	4.69	5.66
粗钢	1.01	1.09	1.16	1.24	1.29	1.52	1.82	2.22	2.83	3.53	4.19	4.89
生铁	1.05	1.15	1.19	1.25	1.31	1.56	1.71	2.14	2.68	3.44	4.12	4.77
指标	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
钢材	6.05	6.94	8.03	8.86	9.56	10.82	11.25	10.35	10.48	10.46	11.06	
粗钢	5.03	5.72	6.37	6.85	7.24	8.13	8.22	8.04	8.08	8.31	9.28	
生铁	4.78	5.53	5.97	6.41	6.64	7.11	7.14	6.91	7.02	7.14	7.71	

附表 2 钢铁企业主要大气污染物因子

序号	工序	污染物因子
1	烧结（球团）	PM_{10}、SO_2、NO_X、VOCs、CO
2	焦化	PM_{10}、SO_2、NO_X、VOCs、CO
3	炼铁	PM_{10}、SO_2、NO_X、CO
4	炼钢	PM_{10}、VOCs、CO
5	热轧	PM_{10}、SO_2、NO_X、VOCs、CO
	冷轧	VOCs

附表 3 重点区域范围

区域名称	范围
“2+26”城市	北京市，天津市，河北省石家庄、唐山、邯郸、邢台、保定、沧州、廊坊、衡水市以及雄安新区，山西省太原、阳泉、长治、晋城市，山东省济南、淄博、济宁、德州、聊城、滨州、菏泽市，河南省郑州、开封、安阳、鹤壁、新乡、焦作、濮阳市（含河北省定州、辛集市，河南省济源市）
长三角地区	上海市、江苏省、浙江省、安徽省
汾渭平原	山西省晋中、运城、临汾、吕梁市，河南省洛阳、三门峡市，陕西省西安、铜川、宝鸡、咸阳、渭南市以及杨凌示范区（含陕西省西咸新区、韩城市）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附表 4 中国 2018 年钢铁企业在线监测排口数量（单位：个）

省（市）	烧结机头排口	烧结机尾排口	球团焙烧排口	总排口数
天津	13	13	1	27
河北	249	71	84	404
湖南	11	2	4	17
山西	41	5	4	50
内蒙古	15	5	-	20
辽宁	24	5	5	34
吉林	5	6	6	17
黑龙江	2	1	1	4
上海	6	-	-	6
江苏	9	2	-	11
浙江	3	-	-	3
安徽	14	3	2	19
福建	4	1	1	6
江西	20	18	2	40
湖北	16	7	2	25
湖南	11	2	4	17
山东	46	36	7	89
河南	24	24	11	59
广东	10	8	2	20
广西	14	3	-	17
重庆	5	-	1	6
四川	15	14	3	32
贵州	6	3	-	9
云南	17	17	2	36
陕西	5	2	-	7
甘肃	10	8	21	39
青海	2	-	-	2
宁夏	-	-	-	0
新疆	3	1	1	5
中国	589	255	160	1004

附表 5 中国钢铁主要工序大气污染物新建排放标准与超低标准比较（单位：mg/m^3）

标准名称	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
新建钢铁企业排放限值	50	200	300	30	50	200	300
钢铁超低排放指标限值	10	35	50	10	10	35	50

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附表 6 中国 2015 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
中国	96.20	97.74	98.69	96.18	98.96	96.92	99.61
天津	99.98	99.96	100.00	99.33	100.00	99.98	100.00
河北	98.87	99.31	98.52	99.95	99.59	99.44	99.81
山西	90.08	96.96	98.97	-	58.02	94.90	100.00
内蒙古	89.39	82.16	99.84	36.82	-	-	-
辽宁	99.59	99.3	99.98	-	96.86	64.57	98.50
吉林	95.14	93.92	99.9	-	100.00	99.02	94.89
黑龙江	97.9	96.42	100	-	88.04	83.08	96.35
上海	99.87	99.92	99.54	-	-	-	-
江苏	98.05	99.48	99.42	-	-	-	-
浙江	96	98.5	100	-	-	-	-
安徽	99.63	98.74	97.15	98.74	100.00	89.22	100.00
福建	99.77	99.87	99.53	100.00	-	-	-
江西	95.83	99.33	99.68	-	98.73	94.84	100.00
山东	87.75	98.59	99.44	-	99.72	99.77	99.82
河南	99.24	98.79	99.65	98.70	97.73	96.83	99.96
湖北	97.53	98.85	99.67	100.00	-	-	-
湖南	97.52	83.41	99.31	-	-	-	-
广东	75.1	93.06	94.1	-	-	-	-
四川	92.63	67.47	99.99	-	-	-	-
贵州	63.6	78.83	97.96	-	-	-	-
广西	92.76	97.38	100	-	-	-	-
重庆	33.4	88.92	99.78	-	100.00	98.41	100.00
云南	95.04	97.45	94.05	-	94.81	96.02	99.02
陕西	99.33	98.96	92.56	-	-	-	-
甘肃	99.46	99.84	100	100.00	99.66	89.53	100.00
宁夏	97.93	99.54	99.98	-	-	-	-
新疆	74.93	72.04	99.97	50.00	100.00	50.00	100.00

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附表 7 中国 2016 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
中国	99.18	99.65	99.69	99.75	99.73	99.65	99.95
天津	100	99.97	99.97	99.04	100	99.98	100
河北	99.85	99.94	99.94	99.99	99.81	99.94	99.95
山西	94.03	99.36	99.74	-	-	-	-
内蒙古	98.99	99.42	99.92	100.00	-	-	-
辽宁	99.19	99.6	99.97	-	99.20	98.06	99.76
吉林	99.77	99.76	95.66	99.46	99.75	98.83	99.67
黑龙江	95.63	99.66	100	-	90.79	95.59	99.81
上海	99.99	100	99.98	-	-	-	-
江苏	99.75	99.77	99.83	-	-	-	-
浙江	99.9	99.65	100	-	-	-	-
安徽	99.81	99.58	99.77	100.00	100.00	97.52	100.00
福建	100	99.76	99.91	100.00	-	-	-
江西	98.91	99.66	99.95	-	100.00	99.76	100.00
山东	97.91	99.94	99.6	-	100.00	99.91	99.99
河南	100	99.94	99.99	99.70	100.00	99.58	100.00
湖北	99.29	99.76	99.93	100.00	-	-	-
湖南	99.96	99.48	100	-	-	-	-
广东	97.9	99.21	96.15	100.00	-	-	-
广西	91.17	99.84	99.4	-	-	-	-
重庆	100	99.09	99.68	-	-	-	-
四川	99.01	99.43	99.99	-	-	-	-
贵州	90.09	82.8	96.59	-	-	-	-
云南	99.77	99.58	98.81	-	99.08	99.99	99.89
陕西	99.98	99.83	99.26	-	-	-	-
甘肃	96.42	98.77	99.98	87.30	98.71	99.06	100.00
宁夏	99.98	99.85	100	-	-	-	-
新疆	96.77	98.61	86.28	-	99.81	92.64	100.00

附表 8 中国 2017 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
中国	100	99.98	100	99.83	99.96	99.95	99.99
天津	99.92	99.96	99.94	99.96	100.00	100.00%	100.00
河北	99.39	99.89	99.94	99.99	99.97	99.97	100.00
山西	99.89	99.9	99.98	-	-	-	-
内蒙古	99.61	99.8	99.76	100.00	-	-	-
辽宁	99.38	99.91	99.99	100.00	100.00	99.73	99.85
吉林	100	100	99.96	98.34	99.74	99.60	99.99
黑龙江	99.97	99.97	100	-	100.00	99.61	100.00
上海	99.96	99.87	99.19	-	-	-	-
江苏	99.87	99.98	99.99	-	-	-	-
浙江	99.95	99.98	99.99	-	-	-	-
安徽	99.99	99.92	99.98	100.00	100.00	99.78	99.99

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 8 中国 2017 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
福建	99.87	99.94	99.98	100.00	-	-	-
江西	99.87	99.98	99.76	100.00	100.00	99.98	100.00
山东	100	100	100	99.72	100.00	99.99	100.00
河南	99.44	99.92	98.86	99.99	99.99	99.99	100.00
湖北	100	98.76	99.99	-	-	-	-
湖南	99.72	99.76	97.27	-	-	-	-
广东	100	99.98	100	100.00	-	-	-
广西	99.11	99.87	96.5	-	-	-	-
重庆	99.93	87.99	99.95	-	-	-	-
四川	97.22	99.95	99.99	50.65	-	-	-
贵州	97.84	98.3	94.92	-	-	-	-
云南	99.88	99.94	99.93	-	99.84	99.99	99.98
陕西	99.91	99.93	99.72	-	-	-	-
甘肃	99.93	100	100	95.83	99.48	99.44	100.00
宁夏	99.58	99.86	99.98	-	-	-	-
新疆	99.43	99.79	89.91	99.83	99.93	99.98	100.00

附表 9 中国 2018 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
中国	99.88	99.89	99.88	99.81	99.97	99.98	99.99
天津	99.99	100	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00
河北	99.96	99.98	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00
山西	99.92	99.98	99.96	-	-	-	-
内蒙古	99.87	99.82	100	99.92	-	-	-
辽宁	99.6	99.76	99.86	99.64	100.00	99.87	99.80
吉林	99.55	99.94	100	98.08	99.95	99.91	100.00
黑龙江	99.98	99.82	99.95	-	99.16	100.00	99.99
上海	99.99	100	100	-	-	-	-
江苏	99.73	99.98	99.93	99.98	-	-	-
浙江	99.98	99.98	99.99	-	-	-	-
安徽	99.94	99.98	99.99	100.00	100.00	99.82	100.00
福建	99.95	99.98	99.98	100.00	-	-	-
江西	99.65	99.91	99.96	100.00	100.00	99.99	99.99
山东	99.97	99.97	99.82	99.84	100.00	100.00	100.00
河南	100	100	100	100.00	99.99	100.00	99.98
湖北	99.69	99.69	99.56	100.00	-	-	-
湖南	99.55	99.77	99.99	-	99.90	100.00	100.00
广东	99.94	99.97	99.9	99.94	-	-	-
广西	99.88	98.72	97.56	-	-	-	-
重庆	98.91	99.21	99.79	-	-	-	-
四川	99.68	99.46	99.99	99.27	100.00	99.96	100.00
贵州	99.93	99.97	99.22	99.24	-	-	-
云南	99.89	99.84	99.86	99.38	99.94	100.00	99.99
陕西	99.88	99.99	99.19	-	-	-	-

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 9 中国 2018 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照新建排放限值考核）（%）

省（市）	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
甘肃	99.69	99.99	100	98.32	99.44%	99.66	99.91
宁夏	-	-	-	-	-	-	-
新疆	100	100	100	-	100.00%	100.00	99.98

附表 10 中国及重点地区 2018 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照超低排放限值考核）（%）

省（市）及重点地区	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
中国	35.03	39.36	6.09	70.99	48.48	39.75	82.10
天津	56.24	52.75	1.45	95.04	99.97	69.10	50.51
河北	42.72	50.72	9.96	94.85	56.72	48.12	93.26
山西	37.86	40.78	6.84	-	-	-	-
内蒙古	13.27	5.36	2.53	22.77	-	-	-
辽宁	20.68	24.55	4.94	64.05	18.22	10.10	6.01
吉林	28.79	15.42	8.34	26.32	42.69	6.40	80.06
黑龙江	47.94	37.88	15.07	-	2.88	15.75	97.54
上海	62.17	99.65	16.3	-	-	-	-
江苏	28.58	28.48	1.34	39.02	-	-	-
浙江	35.3	52.86	0.72	-	-	-	-
安徽	48.68	50.81	8.53	83.95	24.59	19.87	99.02
福建	51.71	54.59	0.06	50.52	-	-	-
江西	8.88	28.78	0.85	66.98	7.18	19.95	91.78
山东	79.82	44.15	1.36	94.83	81.08	27.99	99.95
河南	30.85	41.11	0.65	67.39	36.78	30.87	69.71
湖北	10.54	22.86	3.73	0.22	-	-	-
湖南	9.33	24.13	5.61	-	32.22	45.50	35.10
广东	1.27	14.33	1.15	36.80	-	-	-
广西	8.46	16.01	4.32	-	-	-	-
重庆	34.79	8.85	5.8	-	-	-	-
四川	7.43	12.81	5.59	41.45	2.66	1.99	98.30
贵州	1.39	89.98	3.92	0.88	-	-	-
云南	2.55	25.25	1.3	37.22	25.12	9.48	1.82
陕西	6.08	25.34	1.17	-	-	-	-
甘肃	3.56	32.74	6.22	43.98	70.12	9.51	92.98
宁夏	-	-	-	-	-	-	-
新疆	56.15	17.92	0.89	-	2.91	15.41	2.76
“2+26”城市	47.81	51.44	9.4	96.57	63.07	50.89	97.17
汾渭平原	32.55	41.11	7.41	-	-	-	-
长三角地区	41.38	47.23	5.83	63.99	24.59	19.87	99.02
粗钢（100 万 t 以下）	35.17	38.2	8.6	78.97	39.94	29.32	54.81
粗钢（100 万-1000 万 t）	34.91	42.21	7.1	67.10	55.35	41.07	87.51
粗钢（1000 万 t 以上）	50.88	41.19	3.91	98.32	5.23	7.27	98.04

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 10 中国及重点地区 2018 年烧结机头、烧结机尾、球团焙烧烟气分省小时浓度达标率分析（按照超低排放限值考核）（%）

省（市）及重点地区	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
烧结产量（90 万 t 以下）	34.75	41.28	7.45	69.87	-	-	-
烧结产量（90 万-180 万 t）	36.41	38.95	8.20	65.01	-	-	-
烧结产量（180 万 t 以上）	41.32	42.92	5.47	84.07	-	-	-
球团产量（60 万 t 以下）	-	-	-	-	43.26	32.06	61.27
球团产量（60 万-120 万 t）	-	-	-	-	48.99	33.44	92.39
球团产量（120 万 t 以上）	-	-	-	-	57.83	48.28	87.08

附表 11 不同规模不同工艺的理论烟气量（单位：Nm^3/t）

工序	工艺	分级	分级标准	烟气量
焦化	备煤	1 级	产能≥100 万 t/a	604
		2 级	100 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	601
		3 级	60 万 t/a＞产能	596.4
	装煤	1 级	产能≥100 万 t/a	556.67
		2 级	100 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	522
		3 级	60 万 t/a＞产能	525.9
	推焦	1 级	每组产能≥100 万 t/a	1670.33
		2 级	100 万 t/a＞每组产能≥60 万 t/a	1624
		3 级	每组产能＜60 万 t/a	1624.1
	焦炉烟囱	1 级	每组产能≥100 万 t/a	1471.33
		2 级	100 万 t/a＞每组产能≥60 万 t/a	1548.67
		3 级	每组产能＜60 万 t/a	1548.67
	熄焦(干法)	1 级	干熄焦炉≥100t/h	928
		2 级	100 万 t/a＞干熄焦炉≥60 万 t/a	928
		3 级	干熄焦炉＜60 万 t/a	928
烧结	燃料破碎	1 级	规格≥180m^2	74.5
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	73.67
		3 级	90m^2＞规格	73.8
	配料	1 级	规格≥180m^2	555
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	557.67
		3 级	90m^2＞规格	639.6
	机头	1 级	有脱硫、有脱硝(干法)	1356.75
		1 级	有脱硫、有脱硝(湿法)	1510.5
		2 级	有脱硫、无脱硝（湿法）	3053.8
		2 级	有脱硫、无脱硝（干法）	2743
		3 级	无脱硫	2743
	机尾	1 级	规格≥180m^2	1329
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	1330.63
		3 级	90m^2＞规格	1337.9
	整粒及成品筛分	1 级	规格≥180m^2	439.2
		2 级	180m^2＞规格≥90m^2	442.75
		3 级	90m^2＞规格	442.8

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 11 不同规模不同工艺的理论烟气量（单位：Nm^3/t）

	工艺	分级	分级标准	烟气量
球团	焙烧	1 级	有脱硫（干法）	2750.75
		1 级	有脱硫（湿法）	3062.5
		2 级	无脱硫	3301
	整粒	1 级	产能≥120 万 t/a	1948
		2 级	120 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	2020
		3 级	60 万 t/a＞产能	1947.88
	配料	1 级	产能≥120 万 t/a	10883.33
		2 级	120 万 t/a＞产能≥60 万 t/a	11318.6
		3 级	60 万 t/a＞产能	11318.75
高炉	矿槽	1 级	规格≥1200m^3	3465
		2 级	1200m^3＞规格≥400m^3	3457.2
		3 级	400m^3＞规格	3444.6
	热风炉	1 级	规格≥1200m^3	1267
		2 级	1200m^3＞规格≥400 m^3	1571
		3 级	400m^3＞规格	2001
	出铁场	1 级	规格≥1200m^3	960
		2 级	1200m^3＞规格≥400m^3	985.2
		3 级	400m^3＞规格	1515.75
转炉	铁水预处理	1 级	规格≥100t	747
		2 级	100t＞规格≥30t	723
		3 级	30t＞规格	746.8
	转炉一次	1 级	规格≥100t	633.6
		2 级	100t＞规格≥30t	660.2
		3 级	30t＞规格	579.5
		1 级	规格≥100t	1451
		2 级	100t＞规格≥30t	1325.67
		3 级	30t＞规格	1812.6
	地下料仓	1 级	规格≥100t	481
		2 级	100t＞规格≥30t	439
		3 级	30t＞规格	472.2
电炉	出钢+第四孔	1 级	规格≥100t	8955.5
		2 级	100t＞规格≥30t	9002.67
		3 级	30t＞规格	14066.8
轧钢	加热炉	1 级		289.33

附表 12 2015 年基于 CEMS 在线监测的烧结、球团的污染物排放因子/$kg \cdot t^{-1}$

省份	排放因子						
	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	0.043	0.092	0.612	-	-	-	-
贵州	0.18	0.509	0.39	-	-	-	-
福建	0.051	0.193	0.457	0.01	-	-	-
河北	0.064	0.182	0.433	0.019	0.042	0.14	0.252
天津	0.04	0.096	0.447	0.014	0.029	0.105	0.209

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 12 2015 年基于 CEMS 在线监测的烧结、球团的污染物排放因子/kg • t^{-1}

省份	排放因子						
	烧结机头			烧结机尾	球团焙烧		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
浙江	0.06	0.372	0.372	-	-	-	-
山东	0.097	0.159	0.393	-	0.046	0.178	0.683
山西	0.089	0.248	0.32	-	0.09	0.128	0.463
安徽	0.057	0.204	0.525	0.027	0.025	0.283	-
陕西	0.056	0.186	0.579	-	-	-	-
黑龙江	-	-	-	-	0.081	0.345	0.428
江苏	0.048	0.166	0.545	-	-	-	-
河南	0.084	0.255	0.433	0.019	0.077	0.218	0.239
四川	0.094	0.551	0.301	-	-	-	-
吉林	0.068	0.361	0.281	-	0.044	0.423	0.567
广东	0.127	0.292	0.458	-	-	-	-
云南	0.062	0.266	0.485	-	0.165	0.243	0.376
甘肃	0.121	-	1.407	0.01	0.07	0.408	-
江西	0.117	0.363	0.459	-	0.046	0.396	-
辽宁	0.066	0.252	0.361	-	0.054	0.295	0.267
湖南	0.084	0.331	0.417	-	-	-	-
湖北	0.066	0.296	0.666	0.031	-	-	-
新疆	0.072	0.495	0.231	0.034	-	1.099	0.297
重庆	-	0.49	0.363	-	0.036	0.173	-
内蒙古	-	-	-	0.05	-	-	-
广西	0.084	0.23	0.363	-	-	-	-
中国	0.071	0.212	0.431	0.02	0.05	0.173	0.32

附表 13 2015 年基于 CEMS 在线监测的焦化、出铁场、热风炉的污染物排放因子/kg • t^{-1}

省份	排放因子						
	焦化			出铁场	热风炉		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	-	-	-	-	-	-	-
贵州	-	-	-	-	-	-	-
福建	-	-	-	-	-	-	-
河北	0.031	0.067	0.632	0.031	-	-	-
天津	-	-	-	0.029	-	-	-
浙江	-	-	-	-	-	-	-
山东	-	-	-	0.023	-	-	-
山西	-	0.11	0.501	-	-	0.096	-
安徽	-	-	-	-	-	-	-
陕西	-	-	-	-	0.008	0.053	-
黑龙江	-	-	-	-	-	-	-
江苏	-	-	-	-	0.028	0.048	-
河南	0.031	0.104	0.681	0.044	0.014	0.046	-
广西	-	-	-	-	-	-	-
吉林	-	-	-	-	-	-	-

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 13 2015 年基于 CEMS 在线监测的焦化、出铁场、热风炉的污染物排放因子 /kg • t^{-1}

省份	排放因子						
	焦化			出铁场	热风炉		
	PM_{10}	SO_2	NO_X	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
广东	-	-	-	-	-	-	-
云南	-	-	-	-	0.019	0.021	-
甘肃	0.029	0.045	-	0.067	-	-	-
江西	0.047	0.352	0.589	0.081	-	-	-
辽宁	-	-	-	0.037	-	-	-
湖南	-	-	-	-	-	-	-
湖北	-	-	-	-	-	-	-
新疆	-	-	-	0.021	0.03	0.034	-
重庆	0.043	0.296	0.565	-	0.009	0.039	0.071
四川	-	-	-	-	-	-	-
中国	0.034	0.134	0.596	0.038	0.017	0.044	0.071

附表 14 2015 年基于 CEMS 在线监测的转炉二次和热轧的污染物排放因子/kg • t^{-1}

省份	排放因子			
	转炉二次	热轧		
	PM_{10}	PM_{10}	SO_2	NO_X
上海	-	-	-	-
贵州	-	-	-	-
福建	-	-	-	-
河北	0.015	0.015	0.07	-
天津	0.017	-	-	-
浙江	-	-	-	-
山东	-	-	-	-
山西	-	-	-	-
安徽	-	-	-	-
陕西	-	-	-	-
黑龙江	-	0.02	0.023	0.137
江苏	-	-	-	-
河南	0.023	-	-	-
广西	-	-	-	-
吉林	-	-	-	-
广东	-	-	-	-
云南	-	-	-	-
甘肃	-	0.043	0.106	-
江西	-	-	-	-
辽宁	-	-	-	-
湖南	-	-	-	-
湖北	-	-	-	-
新疆	0.010	0.038	0.054	-
重庆	-	-	-	-
四川	-	-	-	-
中国	0.017	0.026	0.104	0.184

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附表 15 中国 2012 钢铁行业大气污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万t）	SO_2（排放绩）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩）	$PM_{2.5}$（排放绩）	VOCs（排放绩效）
北京	0.00	11.35（0）	61.91（0）	2.07（0）	1.29（0）	68.48（0）
海南	0.00	1.88（0）	10.24（0）	0.34（0）	0.21（0）	25.82（0）
宁夏	99.68	2458.9（2.47）	2190.3（2.2）	956.72（0.96）	469.63（0.47）	1145.55（1.15）
青海	141.77	3453.62（2.44）	2992.3（2.11）	1692.3（1.19）	871.45（0.61）	1041.27（0.73）
山西	4023.35	96090.83（2.39）	111481.66（2.77）	43484.59（1.08）	21031.18（0.52）	44523.53（1.11）
重庆	476.60	17035.08（3.57）	16126.9（3.38）	4697.88（0.99）	2361.81（0.5）	10984.76（2.3）
贵州	530.62	14599.12（2.75）	17556.14（3.31）	5004.31（0.94）	2578.41（0.49）	7913.07（1.49）
安徽	649.57	15862.24（2.44）	20685.17（3.18）	9232.46（1.42）	4360.35（0.67）	8401.42（1.29）
黑龙江	662.23	16342.44（2.47）	15562.9（2.35）	7052.21（1.06）	3444.18（0.52）	9176.42（1.39）
甘肃	813.10	40855.84（5.02）	30693.16（3.77）	14803.64（1.82）	7650.63（0.94）	15196.25（1.87）
陕西	870.53	19363.91（2.22）	23263.71（2.67）	7972.76（0.92）	3976.36（0.46）	7176.79（0.82）
浙江	1108.75	15977.5（1.44）	20128.72（1.82）	7283.51（0.66）	3597.62（0.32）	16199.84（1.46）
新疆	1130.56	33946.25（3）	34278.78（3.03）	14139.84（1.25）	6850.2（0.61）	19109.2（1.69）
吉林	1174.13	26375.52（2.25）	29307.09（2.5）	13804.43（1.18）	6518.36（0.56）	15382.69（1.31）
四川	1229.15	29283.02（2.38）	37859.26（3.08）	19163.7（1.56）	8949.26（0.73）	16012.76（1.3）
广西	1281.88	25464.95（1.99）	32298.05（2.52）	9574.56（0.75）	4734.04（0.37）	21376.95（1.67）
内蒙古	1325.75	28070.44（2.12）	36910.76（2.78）	14824.34（1.12）	7503.97（0.57）	21007.4（1.58）
天津	1337.60	32610.37（2.44）	29980.7（2.24）	10892.6（0.81）	5658.66（0.42）	9266.33（0.69）
云南	1586.94	49957.83（3.15）	51712.67（3.26）	21022.1（1.32）	10213.09（0.64）	20759.72（1.31）
福建	1392.96	21780.2（1.56）	34915.94（2.51）	12403.52（0.89）	6162.92（0.44）	11550.01（0.83）
上海	1970.91	16010.92（0.81）	41091.5（2.08）	10189.36（0.52）	5431.24（0.28）	30602.91（1.55）
江西	2126.94	55838.28（2.63）	53050.93（2.49）	19853.16（0.93）	10041.72（0.47）	27664.98（1.3）
河南	2160.08	46469.21（2.15）	58293.23（2.7）	22056.75（1.02）	10955.72（0.51）	22191.32（1.03）
湖北	2584.48	61144.78（2.37）	67979.03（2.63）	22720（0.88）	11707.44（0.45）	45504.56（1.76）
辽宁	4893.87	159257.97（3.25）	160204.42（3.27）	57940.38（1.18）	28452.87（0.58）	63840.74（1.3）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 15 中国 2012 年钢铁行业大气污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万t）	SO2（排放绩效）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩效）	$PM_{2.5}$（排放绩效）	VOCs（排放绩效）
山东	5669.44	136121.58（2.4）	165809.13（2.92）	56717（1）	28217.95（0.5）	68207.49（1.2）
江苏	7340.66	141332.13（1.93）	163963.65（2.23）	58902.79（0.8）	30845.83（0.42）	81350.96（1.11）
河北	18269.07	429661.44（2.35）	523260.63（2.86）	196125.03（1.07）	95913.18（0.53）	192631.92（1.05）
合计	67014.34	1586551.71（2.37）	1842585.53（2.75）	682039.42（1.02）	338631.46（0.51）	817909.77（1.22）

附表 16 中国 2015 年各省污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万t）	SO_2（排放绩效）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩效）	$PM_{2.5}$（排放绩效）	VOCs（排放绩效）
青海	122.26	530.85（0.43）	1027.38（0.84）	539.8（0.44）	241.84（0.2）	834.31（0.68）
宁夏	135.574	710.37（0.52）	1399.46（1.03）	694.9（0.51）	308.66（0.23）	1641.79（1.21）
广西	1861.268	11760.89（0.63）	20046.58（1.08）	10311.44（0.55）	4617.14（0.25）	29590.77（1.59）
新疆	702.118	9513.26（1.35）	6192.99（0.88）	3914.97（0.56）	1727.07（0.25）	12232.57（1.74）
贵州	335.981	3025.37（0.9）	3318.98（0.99）	2093.21（0.62）	971.48（0.29）	6369.51（1.9）
重庆	359.93	4470.21（1.24）	4312.86（1.2）	2129.03（0.59）	930.27（0.26）	8071.64（2.24）
黑龙江	397.713	1692.25（0.43）	3390.79（0.85）	1797.59（0.45）	789.71（0.2）	3278.76（0.82）
甘肃	781.231	3953.01（0.51）	15459.63（1.98）	4112.82（0.53）	1935.82（0.25）	15027.57（1.92）
四川	915.68	17747.95（1.94）	15459.53（1.69）	9369.6（1.02）	4118.2（0.45）	26098.99（2.85）
陕西	967.24	3351.19（0.35）	8531.01（0.88）	3439.19（0.36）	1510.67（0.16）	5927.26（0.61）
吉林	1036.64	6995.72（0.67）	9062.14（0.87）	4527.74（0.44）	1994.8（0.19）	15398.41（1.49）
浙江	1168.016	7895.19（0.68）	9699.28（0.83）	4673.45（0.4）	2089.28（0.18）	16235.67（1.39）
广东	1192.71	7008.42（0.59）	11770.12（0.99）	6268.66（0.53）	2867.98（0.24）	17598.59（1.48）
天津	1335.147	3676.95（0.28）	12501.99（0.94）	5623.87（0.42）	2374.07（0.18）	9006.64（0.67）
云南	1409.887	5949.78（0.42）	11206.7（0.79）	5760.91（0.41）	2524.99（0.18）	10312.6（0.73）
上海	1779.593	6356.71（0.36）	21448.47（1.21）	7062.25（0.4）	3021.45（0.17）	28034.46（1.58）
内蒙古	1827.46	7456.15（0.41）	15404.51（0.84）	8231.09（0.45）	3665.74（0.2）	21898.68（1.2）
湖南	1854.639	11947.11（0.64）	17176.17（0.93）	8985.84（0.48）	4007.47（0.22）	23484.07（1.27）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 16 中国 2015 年各省污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万 t）	SO_2（排放绩效）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩效）	$PM_{2.5}$（排放绩效）	VOCs（排放绩效）
福建	1866.046	6521.78（0.35）	13665.03（0.73）	6128.64（0.33）	2709.32（0.15）	13744.73（0.74）
江西	2184.085	15090.3（0.69）	21749.78（1）	12108.28（0.55）	5637.78（0.26）	27419.74（1.26）
安徽	2460.426	14580.28（0.59）	32355.74（1.32）	12187.97（0.5）	5346.35（0.22）	36660.52（1.49）
湖北	2537.396	15064.26（0.59）	31484.68（1.24）	11490.44（0.45）	5062.09（0.2）	43749.91（1.72）
河南	2832.45	13142.91（0.46）	25647.85（0.91）	13843.18（0.49）	6205.49（0.22）	27445.22（0.97）
山西	3612.837	20466.89（0.57）	27458.26（0.76）	18458.98（0.51）	8244.71（0.23）	38408.79（1.06）
辽宁	5476.38	35279.82（0.64）	49403.34（0.9）	28271.68（0.52）	12250.98（0.22）	67802.98（1.24）
山东	6589.661	27498.53（0.42）	63660.07（0.97）	31478.61（0.48）	14452.6（0.22）	78212.25（1.19）
江苏	9028.282	34229.07（0.38）	91197.89（1.01）	37081.99（0.41）	16375.9（0.18）	88084.07（0.98）
河北	19874.749	78868.52（0.4）	176518.68（0.89）	74213.91（0.37）	34355.42（0.17）	170234.62（0.86）
全国	74645.399	374783.73（0.5）	720549.88（0.97）	334800.03（0.45）	150337.3（0.2）	842865.34（1.13）

附表 17 中国 2018 年各省污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万 t）	SO_2（排放绩效）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩效）	$PM_{2.5}$（排放绩效）	VOCs（排放绩效）
安徽	2945.131	9300.1（0.32）	24665.84（0.84）	10417.49（0.35）	4179.91（0.14）	38578.47（1.31）
福建	2355.358	4299.4（0.18）	15270.21（0.65）	6199.99（0.26）	2502.91（0.11）	16474.99（0.7）
甘肃	802.416	2705.6（0.34）	4156.46（0.52）	2825.14（0.35）	1170.42（0.15）	12708.85（1.58）
广东	2349.684	6500.6（0.28）	19880.16（0.85）	8745.88（0.37）	3475.44（0.15）	35060.27（1.49）
广西	2441.8725	24270.97（0.99）	22703.88（0.93）	9619.42（0.39）	3979.68（0.16）	34736.37（1.42）
贵州	450.186	674.03（0.15）	3321.76（0.74）	1487.95（0.33）	616.3（0.14）	5718.09（1.27）
河北	22380.802	51352.27（0.23）	134028.64（0.6）	54422.07（0.24）	22841.84（0.1）	188957.71（0.84）
河南	2900.184	9176.44（0.32）	19773.69（0.68）	10026.74（0.35）	4141.39（0.14）	26463.16（0.91）
黑龙江	748.211	1528.66（0.2）	3217.23（0.43）	1978.61（0.26）	765.9（0.1）	4695.52（0.63）
吉林	1321.796	5156.71（0.39）	9985.18（0.76）	5132.8（0.39）	2093.26（0.16）	18598.65（1.41）
湖北	3000.448	10931.11（0.36）	23137.46（0.77）	9509.91（0.32）	3841.98（0.13）	28355.59（0.95）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 17 中国 2018 年各省污染物排放量（t）及排放绩效值（kg/t）

省(市)	粗钢产量（万 t）	SO_2（排放绩效）	NO_X（排放绩效）	PM_{10}（排放绩效）	$PM_{2.5}$（排放绩效）	VOCs（排放绩效）
湖南	2306.255	7701.8（0.33）	14668.8（0.64）	7993.4（0.35）	3364.51（0.15）	25672.33（1.11）
江苏	10801.186	29515.99（0.27）	75497.7（0.7）	31474.36（0.29）	12368.18（0.11）	97923.3（0.91）
江西	3197.686	8287.35（0.26）	22823.05（0.71）	9560.59（0.3）	4025.57（0.13）	27923.6（0.87）
辽宁	6839.342	29959.42（0.44）	56067.97（0.82）	26809.94（0.39）	11025.74（0.16）	56963.9（0.83）
内蒙古	987.048	11800.5（1.2）	15116.48（1.53）	8798.68（0.89）	3511.54（0.36）	13055.9（1.32）
宁夏	245.892	4754.03（1.93）	13314.53（5.41）	4364.51（1.77）	1866.27（0.76）	8368.49（3.4）
青海	138.08	442.25（0.32）	1181.11（0.86）	518.91（0.38）	215.39（0.16）	1095.29（0.79）
山东	7521.023	20824.1（0.28）	71528.95（0.95）	20116.94（0.27）	8052.12（0.11）	82722.6（1.1）
山西	4900.013	14339.32（0.29）	35486.75（0.72）	18915.51（0.39）	7243.37（0.15）	50530.93（1.03）
云南	1940.299	5507.46（0.28）	15878.59（0.82）	7330.81（0.38）	3129.77（0.16）	13011.44（0.67）
陕西	1293.112	3565.56（0.28）	9840.89（0.76）	3870.8（0.3）	1562.74（0.12）	9159.28（0.71）
上海	1598.644	2257.24（0.14）	7286.21（0.46）	4676.57（0.29）	1797.02（0.11）	26061.65（1.63）
四川	1940.557	11817.26（0.61）	17094.37（0.88）	9101.35（0.47）	3847.54（0.2）	22406.86（1.15）
天津	1266.344	2371.25（0.19）	9201.89（0.73）	3576.1（0.28）	1353.6（0.11）	7578.6（0.6）
新疆	1167.412	5378.79（0.46）	7731.1（0.66）	4008.67（0.34）	1585.61（0.14）	13560.15（1.16）
浙江	1006.726	2499.25（0.25）	7041.3（0.7）	3226.71（0.32）	1277.02（0.13）	13445.88（1.34）
重庆	644.208	3327.47（0.52）	5751.96（0.89）	2565.65（0.4）	1046.27（0.16）	12181.67（1.89）
合计	89489.916	290244.92（0.32）	665652.16（0.74）	287275.53（0.32）	116881.28（0.13）	892101.69（1）

附表 18 中国 2012 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
北京	0	0	0
海南	0	0	0
宁夏	0.3715	0.3309	0.1445
青海	0.0350	0.0303	0.0171
重庆	0.4338	0.4106	0.1196
贵州	0.1562	0.1878	0.0535
安徽	0.1756	0.2290	0.1022
黑龙江	0.0545	0.0519	0.0235

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 18 中国 2012 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
甘肃	0.1188	0.0893	0.0430
陕西	0.1082	0.1300	0.0445
湖南	0.1285	0.1436	0.0484
广东	0.1121	0.1444	0.0435
浙江	0.1383	0.1743	0.0631
新疆	0.0183	0.0185	0.0076
吉林	0.1188	0.1320	0.0622
四川	0.0490	0.0634	0.0321
广西	0.0837	0.1062	0.0315
内蒙古	0.0178	0.0234	0.0094
天津	2.0458	1.8808	0.6833
福建	0.1268	0.2033	0.0722
云南	0.0807	0.0836	0.0340
上海	1.3017	3.3407	0.8284
江西	0.1573	0.1494	0.0559
河南	0.1288	0.1616	0.0611
湖北	0.1272	0.1414	0.0473
山西	0.1524	0.1768	0.0690
辽宁	0.2210	0.2223	0.0804
山东	0.1521	0.1852	0.0634
江苏	0.1867	0.2166	0.0778
河北	0.1253	0.1526	0.0572

附表 19 中国 2015 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
北京	0	0	0
海南	0	0	0
青海	0.0062	0.0121	0.0063
宁夏	0.0783	0.1551	0.0768
贵州	0.0511	0.0562	0.0352
重庆	0.1505	0.1456	0.0716
黑龙江	0.0095	0.0188	0.0099
新疆	0.0082	0.0054	0.0034
甘肃	0.0121	0.0468	0.0125
四川	0.0399	0.0348	0.0210
陕西	0.0170	0.0428	0.0175
吉林	0.0354	0.0460	0.0233
浙江	0.0653	0.0797	0.0384
广东	0.0328	0.0551	0.0295
天津	0.2350	0.7888	0.3524
云南	0.0108	0.0203	0.0105

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 19 中国 2015 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
上海	0.5768	1.9388	0.6409
内蒙古	0.0035	0.0071	0.0038
湖南	0.0303	0.0440	0.0180
广西	0.0266	0.0455	0.0232
福建	0.0284	0.0592	0.0268
江西	0.0413	0.0599	0.0329
安徽	0.0424	0.0949	0.0360
湖北	0.0317	0.0667	0.0242
河南	0.0275	0.0545	0.0293
山西	0.0364	0.0485	0.0325
辽宁	0.0435	0.0611	0.0353
山东	0.0266	0.0614	0.0304
江苏	0.0369	0.0980	0.0398
河北	0.0213	0.0474	0.0197

附表 20 中国 2018 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
北京	0	0	0
海南	0	0	0
安徽	0.0207	0.0623	0.0254
福建	0.0144	0.053	0.0214
甘肃	0.0069	0.0133	0.0083
广东	0.0134	0.0491	0.0207
广西	0.0401	0.041	0.0166
贵州	0.0067	0.0437	0.0188
河北	0.0118	0.0323	0.013
河南	0.0182	0.0416	0.0207
黑龙江	0.0044	0.0096	0.0058
湖北	0.0188	0.0422	0.017
湖南	0.0147	0.0312	0.0164
吉林	0.0189	0.0416	0.0205
江苏	0.0253	0.069	0.0283
江西	0.0146	0.0436	0.0179
辽宁	0.0292	0.0562	0.0266
内蒙古	0.0101	0.0129	0.0075
宁夏	0.2912	0.8155	0.2673
青海	0.0046	0.0123	0.0054
山东	0.0163	0.0614	0.0169
山西	0.0176	0.0473	0.0246
陕西	0.0133	0.0371	0.0146
上海	0.1468	0.8098	0.4687
四川	0.0122	0.0184	0.0096
天津	0.1571	0.6098	0.237
新疆	0.0027	0.0042	0.0021
云南	0.0073	0.021	0.0097
浙江	0.021	0.07	0.0308

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 20 中国 2018 年单位面积排放绩效（单位：kg/（10^4t·km^2））

省（市）	SO_2	NO_X	PM_{10}
重庆	0.0558	0.1152	0.0483

附表 21 中国 2012、2015 和 2018 年钢铁不同工艺污染物排放量（单位：万 t）

污染物	年份	烧结	球团	焦化	高炉	转炉	电炉	轧钢	合计
SO_2	2012	110.29	30.16	15.08	1.94	0.00	0.00	1.18	158.65
	2015	22.64	3.10	3.21	3.42	0.00	0.00	5.11	37.48
	2018	18.82	2.53	1.67	3.32	0.00	0.00	2.68	29.02
NO_X	2012	139.09	15.72	8.31	14.70	0.00	0.00	6.44	184.26
	2015	45.68	4.29	6.98	5.17	0.00	0.00	9.94	72.05
	2018	52.40	2.10	2.85	2.58	0.00	0.00	6.63	66.57
PM_{10}	2012	31.24	15.67	2.18	8.92	8.01	1.96	0.21	68.19
	2015	17.33	1.28	1.67	9.10	2.74	0.09	1.28	33.48
	2018	15.00	1.32	1.15	8.16	2.65	0.06	0.38	28.73
$PM_{2.5}$	2012	16.25	6.80	0.83	3.30	5.09	1.46	0.13	33.86
	2015	8.10	0.55	0.63	3.27	1.61	0.06	0.80	15.03
	2018	6.59	0.57	0.43	2.24	1.57	0.04	0.24	11.69
BC	2012	0.16	0.07	0.25	0.33	0.06	0.21	0.00	1.08
	2015	0.08	0.01	0.19	0.33	0.02	0.01	0.01	0.64
	2018	0.07	0.01	0.13	0.22	0.02	0.01	0.00	0.45
OC	2012	0.36	0.15	0.29	0.20	0.45	0.13	0.01	1.59
	2015	0.18	0.01	0.22	0.20	0.14	0.01	0.07	0.83
	2018	0.15	0.01	0.15	0.14	0.14	0.00	0.02	0.61
EC	2012	0.07	0.03	0.00	0.03	0.04	0.01	0.00	0.18
	2015	0.03	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.01	0.08
	2018	0.03	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	0.06
CO	2012	1994.05	0.98	18.48	1460.94	2175.54	46.88	59.68	5756.55
	2015	1622.12	0.86	18.68	1113.76	619.59	34.51	69.32	3478.85
	2018	1869.11	1.17	14.66	1293.07	712.60	72.44	94.44	4057.49
VOCs	2012	22.66	3.85	34.19	0.00	6.18	0.52	14.39	81.79
	2015	25.35	3.37	34.56	0.00	4.25	0.23	16.53	84.29
	2018	29.20	4.57	27.12	0.00	4.89	0.48	22.95	89.21

附表 22 中国 2012、2015 和 2018 年月度粗钢产量占比（产量单位：万 t，占比%）

年份		1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
2012	产量	7183.12	5588.3	6158.1	6057.5	6123.4	6021.3	6169.3	5870.3	5794.6	5909.6	5747.1	5765.6
	占比	9.92	7.72	8.51	8.37	8.46	8.32	8.52	8.11	8.00	8.16	7.94	7.96
2015	产量	7210.2	6172	6948.3	6891	6995.3	6894.6	6583.6	6694.4	6611.8	6612.4	6331.7	6437.2
	占比	8.97	7.68	8.64	8.57	8.70	8.58	8.19	8.33	8.23	8.23	7.88	8.01
2018	产量	7397.8	6332.59	7398	7669.8	8112.7	8019.6	8124.1	8032.6	8084.5	8255.2	7762.1	7612.1

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 22 中国 2012、2015 和 2018 年月度粗钢产量占比（产量单位：万 t，占比%）

年份		1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
2018	占比	7.97	6.82	7.97	8.27	8.74	8.64	8.75	8.66	8.71	8.90	8.36	8.20

附表23 情景I中国钢铁不同工艺污染物排放情况（单位：t）

工序	SO_2	NO_X	PM_{10}	$PM_{2.5}$	BC	OC	EC
烧结	107003.30	165299.30	75312.48	35239.59	352.40	775.27	140.96
球团	14983.74	13379.49	7014.80	3042.32	30.42	66.93	12.17
焦化	13142.66	22773.37	3621.50	1392.52	417.75	487.38	0.00
高炉	30183.11	25848.63	47799.54	16959.33	1695.93	1051.48	135.67
转炉	0.00	0.00	16838.60	9743.65	114.49	857.44	68.21
电炉	0.00	0.00	582.21	431.65	61.25	37.99	3.02
轧钢	26197.19	66339.58	3738.84	2337.15	27.46	205.67	16.36
合计	191510.00	293640.37	154907.98	69146.21	2699.71	3482.16	376.39

附表24 情景I中国各省（直辖市）钢铁企业排放量（t）和排放绩效（kg/t）

省（市）	粗钢量（万 t）	PM_{10} 排放量（排放绩效）	SO_2 排放量（排放绩效）	NO_X 排放量（排放绩效）	$PM_{2.5}$ 排放量（排放绩效）
安徽	2945.13	5323.84（0.18）	6974.04（0.24）	10955.23（0.37）	2399.69（0.08）
福建	2355.36	3504.38（0.15）	3795.19（0.16）	6452.49（0.27）	1622.03（0.07）
湖南	2306.26	3888.19（0.17）	4600.24（0.2）	7008.65（0.3）	1798.03（0.08）
甘肃	802.42	1360.42（0.17）	1865.46（0.23）	2458.94（0.31）	619.57（0.08）
广东	2349.68	4197.25（0.18）	4546.71（0.19）	9362.69（0.4）	1840.97（0.08）
广西	2441.87	4374.2（0.18）	6031.36（0.25）	8695.04（0.36）	1955.42（0.08）
贵州	450.19	682.81（0.15）	637.6（0.14）	1565.1（0.35）	306.79（0.07）
河北	22380.80	35743.43（0.16）	43271.52（0.19）	59039.51（0.26）	15692.1（0.07）
河南	2900.18	5166.9（0.18）	6102.22（0.21）	8447.27（0.29）	2378.82（0.08）
黑龙江	748.21	1023.48（0.14）	1140.52（0.15）	1982.96（0.27）	449.33（0.06）
湖北	3000.45	4879.6（0.16）	5891.17（0.2）	9182.34（0.31）	2202.91（0.07）
吉林	1321.80	2561.74（0.19）	3173.08（0.24）	5303.52（0.4）	1155.93（0.09）
江苏	10801.19	16051.5（0.15）	23163.76（0.21）	33184.43（0.31）	7095.64（0.07）
江西	3197.69	4703.12（0.15）	5681.83（0.18）	9234.03（0.29）	2169.93（0.07）

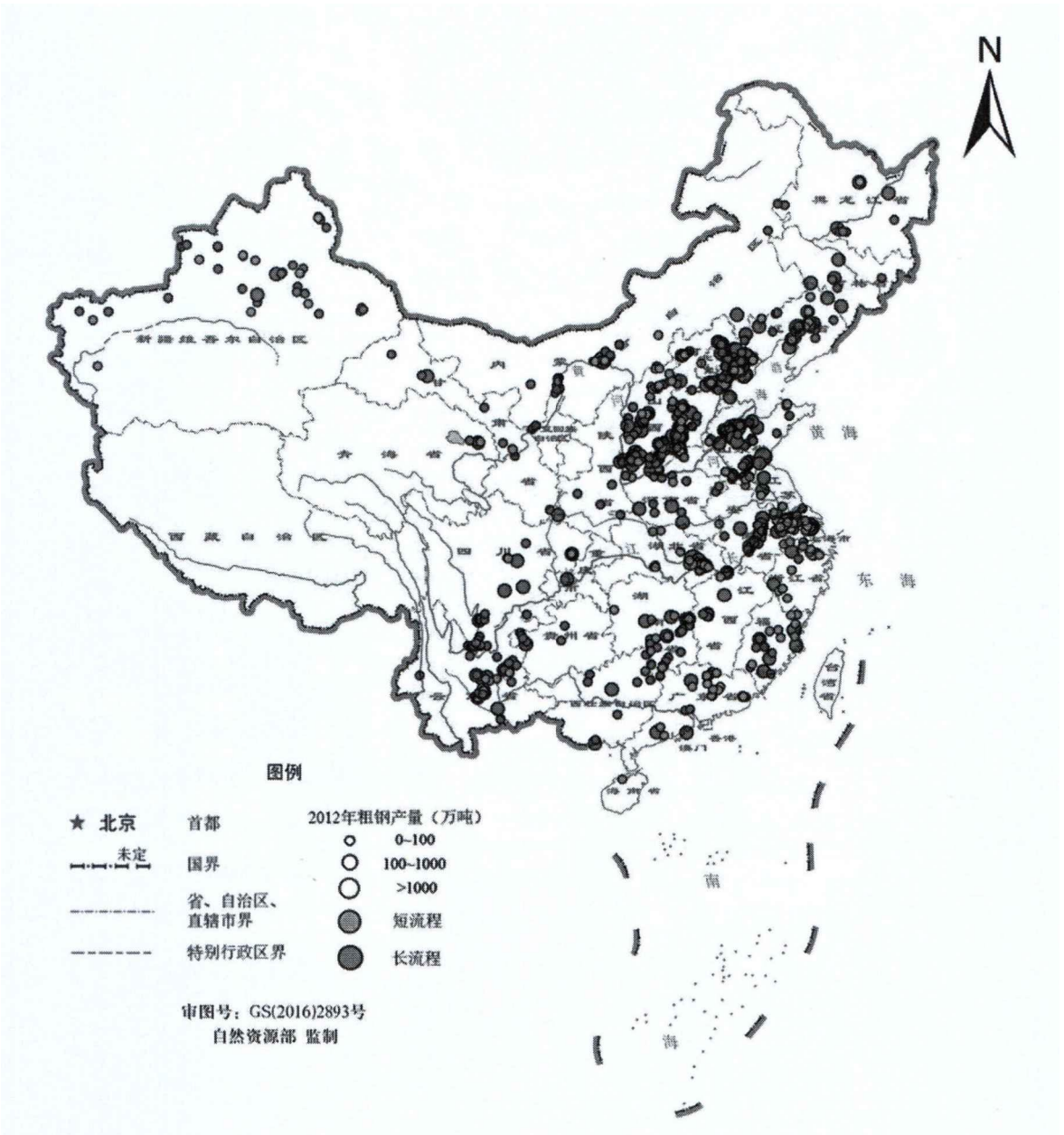
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

（续）附表 24 情景 I 中国各省（直辖市）钢铁企业排放量（t）和排放绩效（kg/t）

省（市）	粗钢产量（万 t）	PM_{10} 排放量（排放绩效）	SO_2 排放量（排放绩效）	NO_X 排放量（排放绩效）	$PM_{2.5}$ 排放量（排放绩效）
四川	1940.56	4320.79（0.22）	5310.3（0.27）	8476.04（0.44）	1981.53（0.1）
天津	1266.34	1835.84（0.14）	2139.35（0.17）	3897.79（0.31）	792.93（0.06）
辽宁	6839.34	13397.92（0.2）	15847.6（0.23）	23537.55（0.34）	6058.03（0.09）
青海	138.08	279.34（0.2）	320.25（0.23）	521.28（0.38）	130.01（0.09）
内蒙古	987.05	4337.71（0.44）	5261.09（0.53）	7026.18（0.71）	1903.81（0.19）
宁夏	245.89	2169.73（0.88）	3140.34（1.28）	4534.36（1.84）	1012.29（0.41）
山东	7521.02	12380.78（0.16）	15723.02（0.21）	26552.28（0.35）	5465.32（0.07）
山西	4900.01	9789.45（0.2）	11614.89（0.24）	18372.31（0.37）	4280.82（0.09）
陕西	1293.11	1950.44（0.15）	2668.07（0.21）	4971.38（0.38）	874.4（0.07）
上海	1598.64	2425.97（0.15）	2052.89（0.13）	5877.19（0.37）	1072.45（0.07）
新疆	1167.41	2076.41（0.18）	2961.57（0.25）	3700.03（0.32）	926.9（0.08）
云南	1940.30	3651.38（0.19）	3649.47（0.19）	6157.82（0.32）	1697.92（0.09）
浙江	1006.73	1645.84（0.16）	2275.29（0.23）	3813.96（0.38）	734.9（0.07）
重庆	644.21	1185.52（0.18）	1671.17（0.26）	3330.03（0.52）	527.72（0.08）
合计	89489.92	154907.98（0.17）	191510（0.21）	293640.37（0.33）	69146.21（0.08）

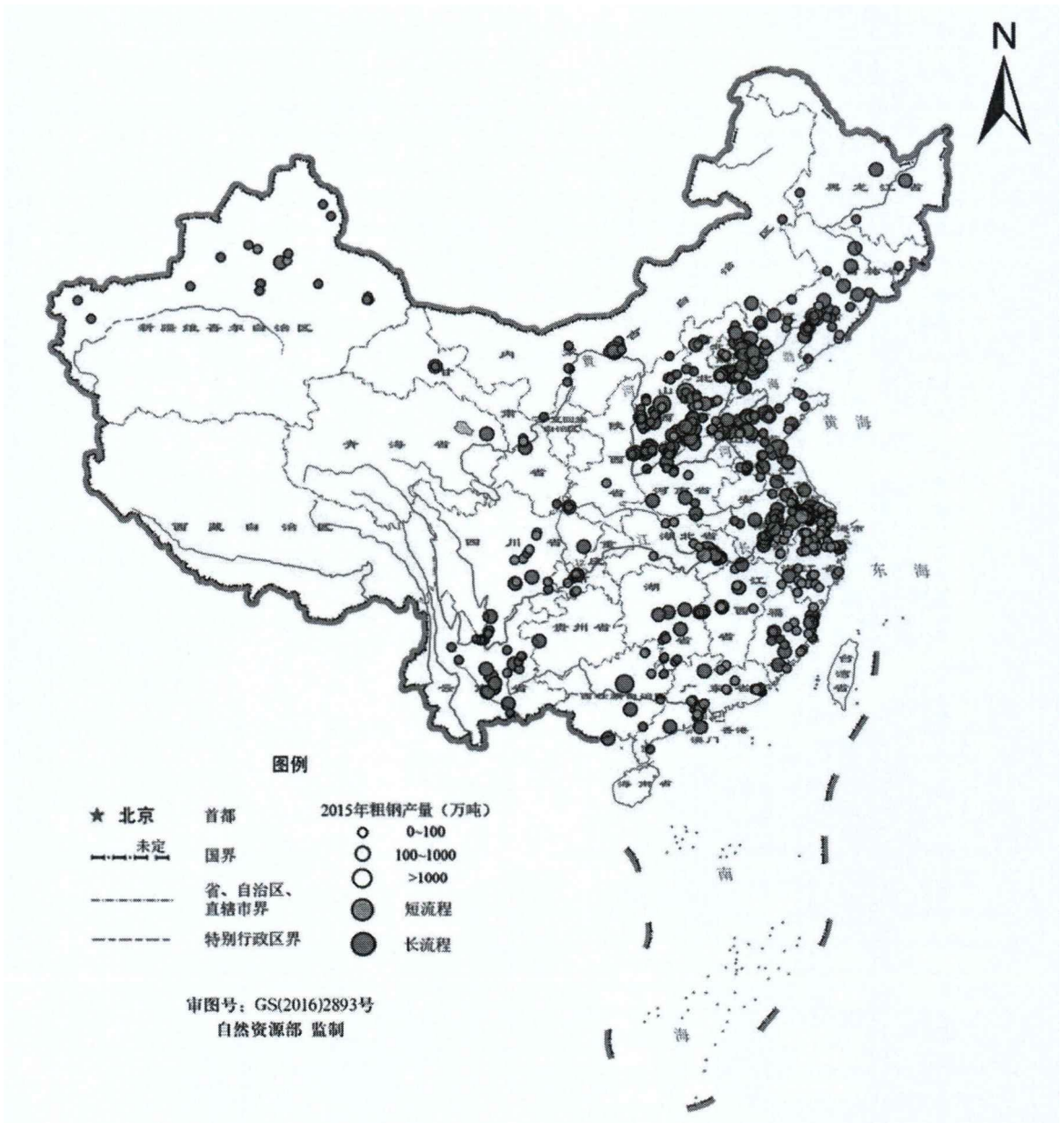
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

附录 B



附图 1 2012 年中国钢铁企业分布图

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



附图 2 2015 年中国钢铁企业分布图

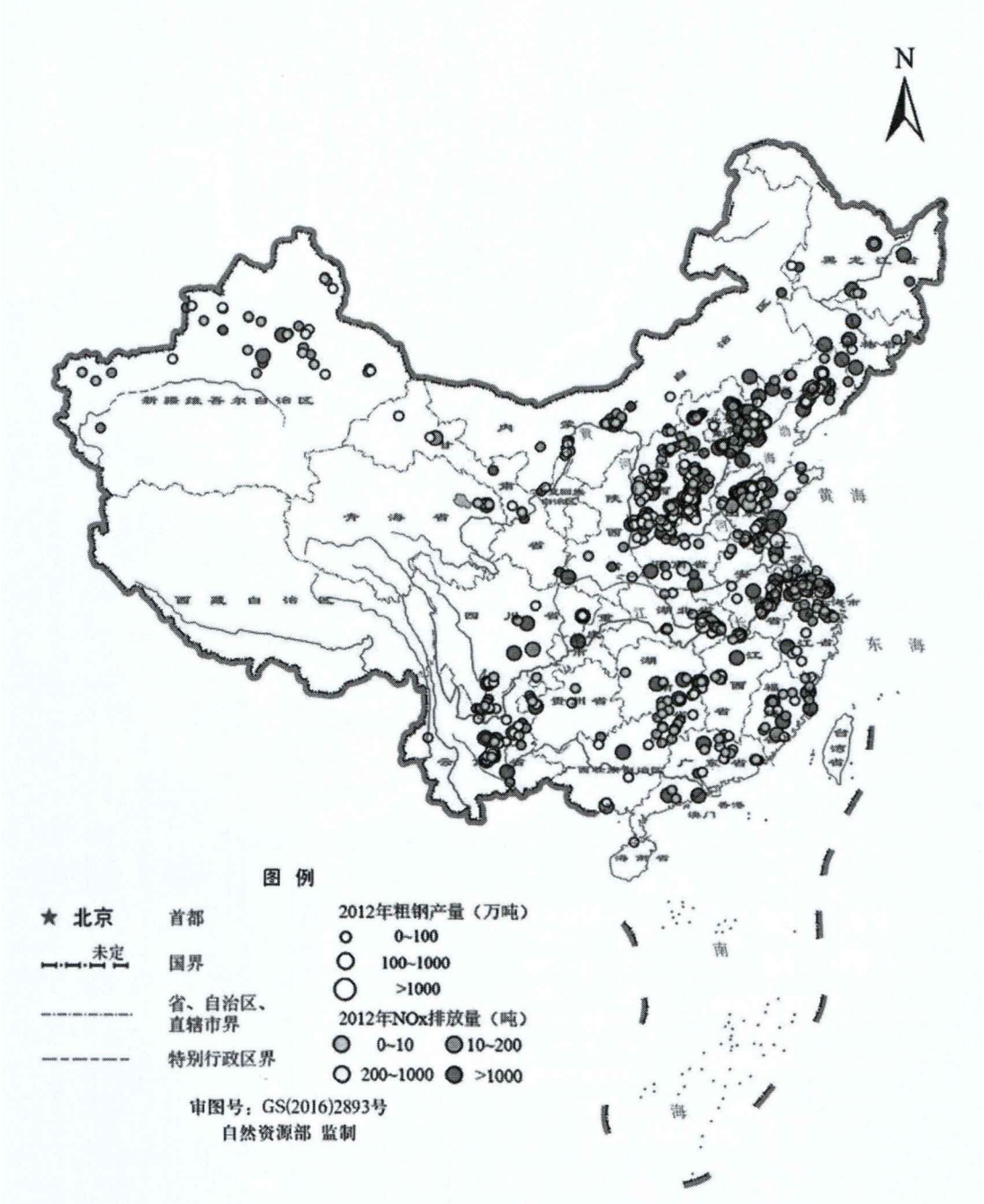
(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



附图 3 2012 年钢铁企业各污染物排放空间分布情况

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

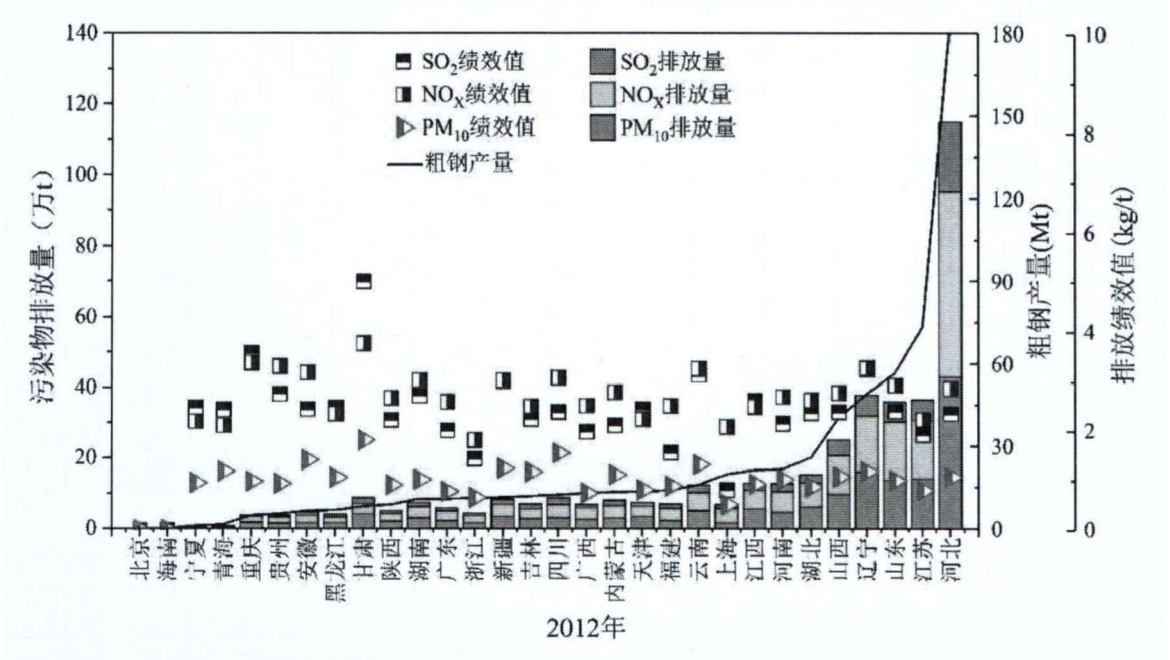


(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

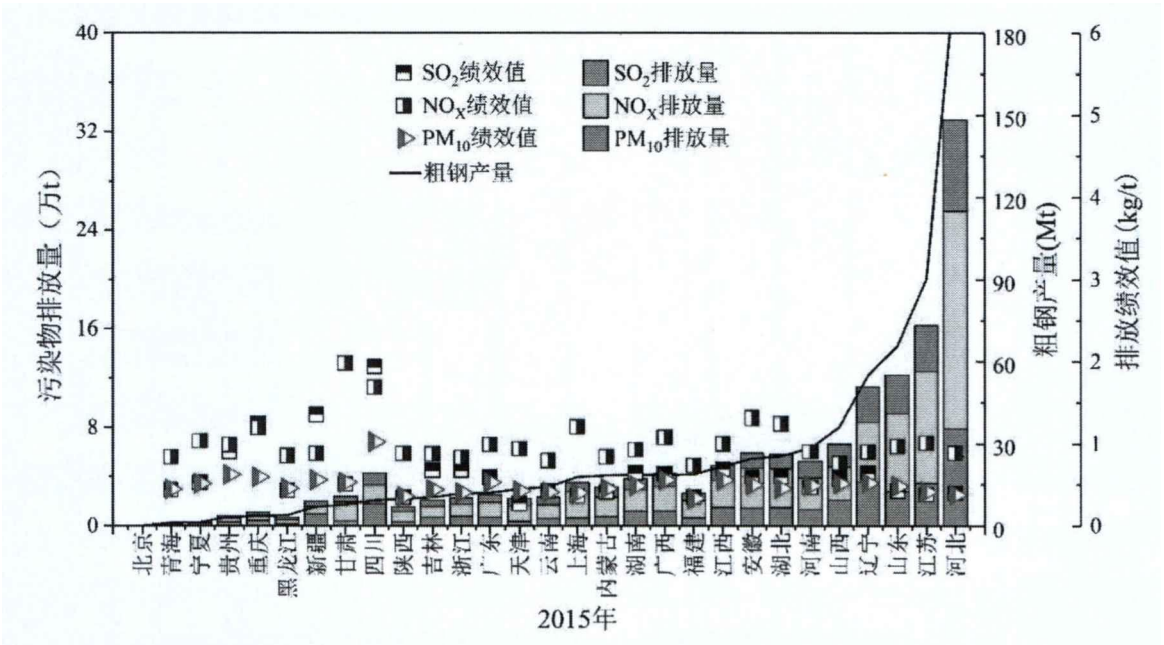


附图 4 2015 年钢铁企业各污染物排放空间分布情况

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

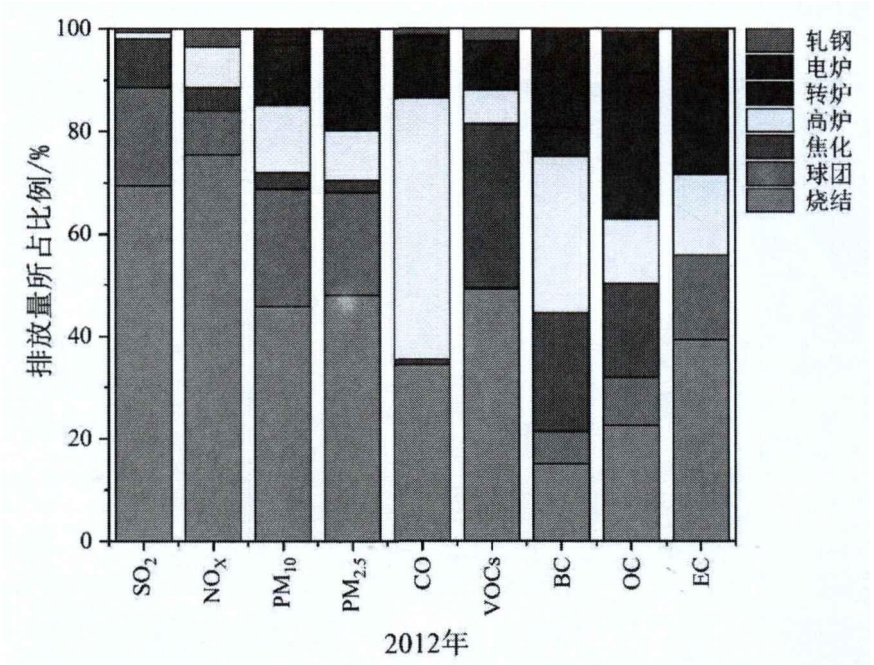


附图 5 2012 年中国钢铁行业大气污染物排放绩效值

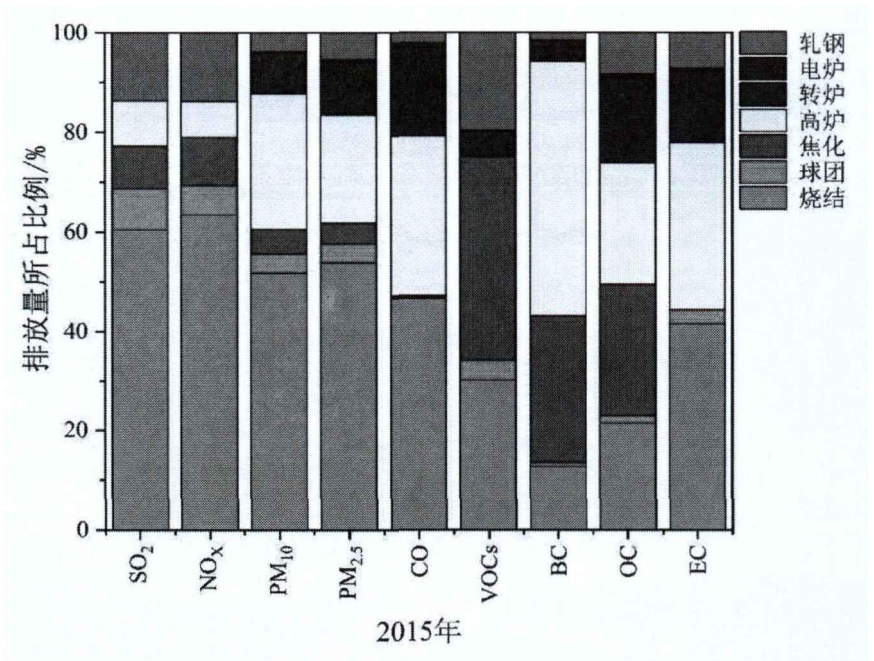


附图 6 2015 年中国钢铁行业大气污染物排放绩效值

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net



附图 7 2012 年中国钢铁不同工艺污染物排放量比例



附图 8 2015 年中国钢铁不同工艺污染物排放量比例

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

作者简历及在学研究成果

一、作者入学前简历

起止年月	学习或工作单位	备注
2002 年 9 月至 2006 年 6 月	南京农业大学，环境科学专业，理学学士学位	
2006 年 9 月至 2009 年 6 月	南开大学，环境科学专业，理学硕士学位	
2009 年 6 月至 2012 年 5 月	北京京诚嘉宇环境科技有限公司，工程师	
2012 年 5 月至今	生态环境部环境工程评估中心，高工	
2015 年 9 月至今	北京科技大学，环境科学与工程专业，攻读博士学位	

二、在学期间从事的科研工作

2016 年作为负责人承担环境模拟与污染控制国家重点联合实验室（清华大学）2016 年度开放课题“中国钢铁行业大气污染物排放及其控制策略分析”。

三、在学期间所获的科研奖励

2018年， 第一届中国环境科学学会青年科学家奖（优秀奖）

四、在学期间发表的论文

第一作者论文：

[1] 伯鑫, 李时蓓, 吴忠祥, 李重阳, 商国栋, 任昊, 周北海. 基于反演模型的焦炉无组织苯并[a]芘排放因子研究[J]. 中国环境科学, 2016, 36(5): 1340-1344.（已发表. EI 检索. 检索号: 20162802580717, 综合影响因子=2.066.）

[2] 伯鑫, 徐峻, 杜晓惠, 郭倩倩, 甄瑞卿, 田军, 蔡博峰, 王龙飞, 马方曙, 周北海. 京津冀地区钢铁企业大气污染影响评估[J]. 中国环境科学, 2017, 37(5): 1684-1692.（已发表. EI 检索. 检索号: 20173404070486, 综合影响因子=2.066.）

[3] 伯鑫, 甄瑞卿, 屈加豹, 赵晓宏, 田军, 张红, 李冬澈, 周北海. 中国钢铁行业大气污染物排放清单管理系统研究[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(5): 578-582.（已发表. CSCD 检索, 综合影响因子=0.818.）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[4] 伯鑫, 田飞, 唐伟, 李洋, 杜晓惠, 雷勋杰, 李时蓓, 赵晓宏, 孙洪涛, 周北海. 重点煤电基地大气污染物扩散对京津冀的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(2): 514-522. （已发表. EI 检索. 检索号: 20192807164528, 综合影响因子=2.066.）

[5] Xin Bo, Xiaoda Xue, Jun Xu, Xiaohui Du, Beihai Zhou, Ling Tang. Aviation's emissions and contribution to the air quality in China[J]. Atmospheric Environment, 2019, 201: 121-131.（已发表. SCI 检索. 检索号: 000459837900013, IF=4.012.）

其他论文：

[1] Ling Tang, Jiabao Qu, Zhifu Mi, Xin Bo, Xiangyu Chang, Laura Diaz Anadon, Shouyang Wang, Xiaoda Xue, Shibei Li, Xin Wang, Xiaohong Zhao. Substantial emission reductions from Chinese power plants after the introduction of ultra-low emissions standards. Nature Energy. 2019, 4(11): 929-938.（已发表. SCI 检索. 检索号: 000496958300013. IF=54.）

[2] Yan Zhang, Xin Bo, Yu Zhao, Chris P. Nielsen. Benefits of current and future policies on emissions of China's coal-fired power sector indicated by continuous emission monitoring[J]. Environmental Pollution, 2019, 251: 415-424. （已发表. SCI 检索. 检索号: 000474329700046. IF= 5.714.）

[3] Tian Zhou, Xin Bo. Characteristics of PCDD/Fs and metals in surface soil around an iron and steel plant in north china plain, Chemosphere, 2019, 216: 413-418.（已发表. SCI 检索. 检索号: 000451494600045. IF= 5.108.）

[4] Kekuan Chu, Zhen Peng, Zhiquan Liu, Lili Lei, Xingxia Kou, Yi Zhang, Xin Bo, Jun Tian. Evaluating the impact of emissions regulations on the emissions reduction during the 2015 China Victory Day parade with an ensemble quare root filter[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2018, 123(8): 4122-4134.（已发表. SCI 检索. 检索号: 000433071200018, IF=3.633.）

[5] Bofeng Cai, Xin Bo, Lixiao Zhang, James K. Boyce, Yanshen Zhang, Yu Lei. Gearing carbon trading towards environmental co-benefits in China: Measurement model and policy implications[J]. Global Environmental Change, 2016, 39: 275-284.（已发表. SCI 检索. 检索号: 000381165100025，IF=10.427.）

[6] Xin Bo, Yinyin Fu, Meng Liu, Feng Ding. New Prediction method for atmospheric environmental impact based on AERSCREEN[J]. Procedia Environmental Sciences, 2011, 10: 1308-1314.（已发表. SCI 检索. 检索号：000312274700061）

[7] 田飞, 伯鑫, 薛晓达, 贾瑜玲, 唐千红, 孙洪涛, 李时蓓. 基于复杂地形—气象场的二噁英污染物沉降研究[J]. 中国环境科学, 2019, 39(04): 1678-1686.（已发表. EI 检索. 检索号: 20193407330810，综合影响因子=2.066.）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

[8] 高爽, 伯鑫, 马岩, 雷团团, 王刚, 李时蓓, 陆朝阳, 毛娜, 郝明亮, 黄向峰. 基于 SOA 转化机制的沧州市重点企业秋冬季大气污染模拟[J]. 环境科学, 2019, (04): 1-13.（已发表. EI 检索. 检索号 20192507080436, 综合影响因子=2.276.）

[9] 阚慧, 伯鑫, 屈加豹, 杨朝旭, 伍鹏程, 田飞, 莫华, 赵晓宏, 周学双. 2015 年海南省火电行业大气环境影响研究[J]. 中国环境科学, 2019, 39(01): 428-439.（已发表. EI 检索. 检索号 20192006920087, 综合影响因子=2.066.）

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

独创性说明

本人郑重声明：所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写的研究成果，也不包含为获得北京科技大学或其他教育机构的学位或证书所使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中做了明确的说明并表示了谢意。

签名：_____ 日期：_____

关于论文使用授权的说明

本人完全了解北京科技大学有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留送交论文的复印件，允许论文被查阅和借阅；学校可以公布论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。

（保密的论文在解密后应遵循此规定）

签名：_____ 导师签名：_____ 日期：_____

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

学位论文数据集

关键词*	密级*	中图分类号*	UDC	论文资助
钢铁行业，大气污染，排放清单，环境影响，扩展综合空气质量模型	公开	X51	504	国家重点研发计划项目子项目（2016YFC0208101）；环境模拟与污染控制国家重点联合实验室开放基金课题（16K01ESPCT）
学位授予单位名称*		**学位授予单位代码***	**学位类别***	**学位级别***
北京科技大学		10008	工学	博士
论文题名*		**并列题名**		**论文语种***
中国钢铁行业大气污染物排放特征及其环境影响研究				汉语
作者姓名*	伯鑫		**学号***	B20150066
培养单位名称*		**培养单位代码***	**培养单位地址**	**邮编**
北京科技大学		10008	北京市海淀区学院路 30 号	100083
学科专业*		**研究方向***	**学制***	**学位授予年***
环境科学与工程		污染源排放清单	3-5 年	2020
论文提交日期*				
导师姓名*	周北海		**职称***	教授
评阅人	**答辩委员会主席***		**答辩委员会成员**	
电子版论文提交格式 文本（√） 图像（ ） 视频（ ） 音频（ ） 多媒体（ ） 其他（ ） **推荐格式：** application/msword；application/pdf				
电子版论文出版（发布）者		**电子版论文出版（发布）地**		**权限声明**
论文总页数*	168			
共 33 项，其中带*为必填数据，为 22 项。				

(C)1994-2022 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net