

临汾市人为源一次 PM_{2.5} 排放特征及钢铁、焦化等重点行业管控对策

王璟煦^{1,2)}, 杜谨宏²⁾, 续 鹏²⁾, 马京华²⁾, 营 娜²⁾, 薛志钢²⁾✉

1) 河北工程大学地球科学与工程学院, 邯郸 056038 2) 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012
✉通信作者, E-mail: xuezg@craes.org.cn

摘 要 基于现场调研、市直部门数据获取以及统计年鉴获取活动水平数据建立了 2020 年临汾市 1 km×1 km 人为源一次 PM_{2.5} 排放清单, 研究该市一次 PM_{2.5} 排放结构、空间分布及不确定性. 通过与卫星遥感数据、中国多尺度排放清单模型 (MEIC) 和中国高分辨率碳与大气污染物排放数据库 (CHRED 3.0A) 研究结果对比分析, 阐述该排放清单的可靠性和全面性. 结果表明, 临汾市 PM_{2.5} 的人为源一次排放总量约为 26375.7 t, 其中, 道路扬尘源、钢铁和焦化排放占比最大, 分别为 33.5%、16.1% 和 10.1%; 各区县排放构成差异化明显, 其中侯马市工艺过程源占比约 90%, 吉县化石燃料固定燃烧源占比约 70%, 蒲县生物质燃烧源占比约 15%, 大宁县扬尘源约 93%, 翼城县移动源约 13%; 临汾市钢铁和焦化行业共排放 PM_{2.5} 6916.9 t, 占总排放量的 26.2%, 曲沃县和襄汾县占比最大, 分别为 69.1% 和 20.81%, 其中钢铁行业污染物排放主要来自烧结工艺, 焦化行业主要来自焦炉烟囱; 临汾市 PM_{2.5} 排放集中在临汾盆地内 7 个区县, 且排放强度要远高于两侧山区地形的区县, 西部区县的排放强度低于临汾东部区县, 其中曲沃县、侯马市及襄汾县一次 PM_{2.5} 排放量位居前 3; 各类排放源不确定性结果处于 -27.1% ~ 34.5% 之间. 排放总量上, 本文 PM_{2.5} 排放量与 MEIC 和 CHRED 3.0A 差别不大 (MEIC: 30905 t; CHRED 3.0A: 19604.3 t; 本研究: 26375.7 t); 空间分布上, 与遥感反演浓度具有较高一致性, 高值均集中于临汾盆地. 作为临汾一次 PM_{2.5} 排放的重要来源, 钢铁、焦化行业应进一步加强有组织和无组织排放监控, 从源头和末端对污染物的排放进行精细化管控.

关键词 PM_{2.5}; 排放特征; 钢铁; 焦化; 管控对策

分类号 X51

Characteristics of PM_{2.5} emissions from anthropogenic sources in Linfen City and suggestions for controlling key industries such as steel and coking

WANG Jingxu^{1,2)}, DU Jinhong²⁾, XU Peng²⁾, MA Jinghua²⁾, YING Na²⁾, XUE Zhigang²⁾✉

1) School of Earth Science and Engineering, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China
2) State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China
✉Corresponding author, E-mail: xuezg@craes.org.cn

ABSTRACT This work explored the emission structure, spatial distribution, and uncertainty of the primary PM_{2.5} emission inventory of 1 km × 1 km anthropogenic sources in Linfen City in 2020 by field research, data acquisition from the municipal departments, and obtaining of activity level data from the statistical yearbook. The reliability and comprehensiveness of the emission inventory were elaborated by comparison and analysis of the results with satellite remote sensing data, China Multiscale Emission Inventory Model (MEIC), and China High-Resolution Carbon and Air Pollutant Emission Database (CHRED 3.0A). The findings reveal that the total primary emissions of anthropogenic sources of PM_{2.5} in Linfen City are about 26375.7 t, of which road dust sources and iron and steel

sources have the largest proportion, 33.5% and 16.1%, respectively. The emission composition of the districts and counties is significantly differentiated, among which approximately 90% come from Houma City process sources, approximately 70% from Jixian County fossil fuel stationary combustion sources, approximately 15% from Pu County biomass combustion sources, approximately 93% from Daining County dust sources, and approximately 13% from Yicheng County mobile sources. The iron, steel, and coking industries in Linfen City emit a total of 6916.9 t of PM_{2.5}, with the largest shares for Quwo County (69.1%) and Xiangfen County (20.81%), where the main sources of pollution in the iron and steel industry come from the sintering and converter processes and those in the coking industry mainly come from the stacks of the coke ovens. The PM_{2.5} emissions in Linfen City are concentrated in seven districts and counties in the Linfen Basin, and the emission intensity is much higher than the districts and counties with mountainous terrain on both sides, and that in the western districts and counties is lower than that in the eastern districts and counties of Linfen, among which the top 3 by PM_{2.5} emissions are Quwo County, Houma City, and Xiangfen County; the uncertainty results of different emission sources are between -27.1% and 34.5%. For the total amount of emissions, the PM_{2.5} emissions in this paper do not differ much from them (MEIC: 30905t; CHRED 3.0A: 19604.3 t; this study: 23498 t); for the spatial distribution, there is a high degree of consistency with the concentration of the remotely sensed inversions, and the high values are concentrated in the Linfen Basin. The iron, steel, and coking industries should further boost the management and monitoring of organized/unorganized emissions and control pollutant emissions from the source and the end.

KEY WORDS PM_{2.5}; emission inventory; emission characteristics; iron and steel; coking; spatial distribution

自 2013 年《大气污染防治行动计划》发布以来,我国城市环境空气中的细颗粒物(PM_{2.5}, 空气动力直径小于 2.5 μm 的颗粒物)污染状况显著改善,空气质量显著提升. 2013 年~2019 年,全国 74 个重点城市年均 PM_{2.5} 浓度下降了 47.2%;然而,PM_{2.5} 年均质量浓度仍然超出二级浓度标准,PM_{2.5} 污染问题仍然突出^[1]. 其中,京津冀及周边地区和汾渭平原超标严重,年均质量浓度超出二级标准 25.7%、31.4%,而临汾市 2020 年 PM_{2.5} 年均质量浓度达到 51.4 μg·m⁻³,超过二级标准 45.7%. PM_{2.5} 除了对空气能见度^[2-4]、全球气候变化^[5-6]等产生影响外,还对人体健康产生巨大危害^[7-11].

汾渭平原已成为中国污染最严重的地区之一,2018 年被中国生态环境部列为重点控制区. 汾渭平原是典型的煤炭资源型地区,煤炭在能源消费中的占比接近 80%,煤炭消耗量约占全国 1/10. 临汾市作为汾渭平原的重要组成部分,其煤炭消耗量为 3808.4 万吨,占汾渭平原约 9%. 多年来产业结构以煤焦化、钢铁等重工业为主,能源结构以煤为主,高耗能、高排放企业带来了大量污染物排放,导致大气污染严重^[12]. 据生态环境部公布的全国空气质量状况^[13]显示,2018~2021 年临汾市空气质量在汾渭平原,乃至在全国 168 个重点城市中排名倒数. 因此,开展临汾市人为源一次 PM_{2.5} 排放特征研究具有十分重要的意义.

国外源排放清单研究较早,如 USEPA(美国环境保护局)建立的国家排放清单 NEI^[14-26]等. 我国自 20 世纪 80 年代末至 90 年代开始排放源清单的

研究,主要集中在温室气体^[27-29]、SO₂^[30-31]、NO_x^[32-33]和 VOCs^[34-37]的排放清单,而关于 PM_{2.5} 的排放清单起步较晚. 在全国尺度,文献[38-41]利用排放因子法计算了我国不同年份的颗粒物排放源清单,并分析了大气污染物的源排放量及排放特征. 文献[42-45]分别建立了水泥工业、钢铁工业和我国燃煤电厂大气颗粒物排放清单,并分析了我国不同行业大气污染物排放量及排放特征. 在城市群及省域尺度,文献[46-48]估算了不同地区,如京津冀地区、珠江三角洲、广东省的颗粒物排放清单,并分析了不同城市群大气污染物排放特征. 城市尺度较以上尺度研究污染源更精细,空间分布更准确,郭文凯等^[49]、陈国磊等^[50]和吴雪伟等^[51]分别建立了兰州市、承德市和长春市餐饮源 PM_{2.5} 排放清单,并分析了不同城市大气污染物排放特征. 这些研究为 PM_{2.5} 排放清单的编制提供了理论支撑,然而,临汾市的 PM_{2.5} 排放清单的研究文献报到的还较少.

本研究基于临汾市人为源一次 PM_{2.5} 排放清单,分析了临汾市人为源一次 PM_{2.5} 排放组成、结构、空间分布及不确定性;并通过与国内相关研究结果的对比分析,阐述本研究排放清单的合理性,为临汾市大气污染防治提供数据支撑,基于排放特征分析,提出临汾市钢铁、焦化等重点行业管控对策.

1 数据与方法

1.1 研究范围

该研究以 2020 年为基准年,研究区域为山西

省临汾市及其所辖的尧都区、霍州市、侯马市襄汾县、洪洞县等 1 区 2 市 14 县. 排放源类型有化石燃料固定燃烧源(包括电力供热、工业锅炉、民用锅炉和民用燃料)、工艺过程源(钢铁、焦化、水泥、石油化工、铸造、石灰、砖瓦和其他工业)、移动源(道路移动和非道路移动)、生物质燃烧源(生物质炉灶、生物质锅炉和生物质开放燃烧)、扬尘源(土壤扬尘、道路扬尘、施工扬尘和堆场扬尘)和餐饮源等.

1.2 活动水平获取

化石燃料固定燃烧源活动水平通过调研及企业填报获取, 其中电厂 23 家, 锅炉约 300 个, 其中民用能源以临汾市生活民用散煤调研数据为主, 并结合临汾市统计数据; 工艺过程源活动水平由企业填报获取, 其中钢铁 12 家、焦化 19 家, 以及石油化工、水泥等其余行业约 1100 家; 移动源的活动水平数据(机动车保有量及年平均行驶里程)以临汾市公安局交警支队车管所调研数据为主, 并结合部分调研数据、清单编制技术手册和指南推荐值. 扬尘源活动水平根据《城市扬尘源排放清单编制技术指南》获取; 生物质燃烧源活动水平由企业填报获取, 约 70 个生物质锅炉; 餐饮源活动水平通过调研获取.

1.3 排放量计算

采用排放因子法和物料衡算法对临汾市人为源一次 $PM_{2.5}$ 排放量进行估算, 计算公式:

$$E_{ij} = \sum_{j=1}^m A_{ij} \times EF_j \times (1 - \eta_{PM_{2.5}}),$$

$$E = B \times H_{ar} \times (1 - \theta) \times f_{PM_{2.5}} \times (1 - \eta_{PM_{2.5}}) \quad (1)$$

式中: E_{ij} 为 i 地区 j 排放源的排放量, t; A_{ij} 为 i 地区 j 排放源的活动水平, 单位与排放源种类相关; m 为排放源总数; EF_j 为 j 排放源的排放系数, 单位与排放源种类相关; B 为排放源对应的燃料消耗量, t; H_{ar} 为平均燃煤收到基灰分, %; θ 为灰分进入底灰的比例, %; $f_{PM_{2.5}}$ 为排放源产生的总颗粒物中 $PM_{2.5}$ 所占比例, %; $\eta_{PM_{2.5}}$ 为污染控制技术对 $PM_{2.5}$ 的去除效率, %.

1.4 空间分配

面源^[52]的代用参数为土地利用类型、人口分布、道路路网, 结合 GIS 工具, 得到汾河平原的土地类型、人口分布及道路数据. 土地利用类型、人口分布、道路路网数据来自于北京大学地理数据平台 (<https://geodata.pku.edu.cn/>).

按照近地面浓度的空间分辨率, 设置分辨率

1 km×1 km 的分配网格. 点源排放数据直接定位在分配网格上, 面源排放数据按照排放情况进行分配, 具体见表 1 所示. 餐饮源采用人口数量进行分配; 道路移动源、道路扬尘源按照道路长度分配, 非道路移动源中农业机械按照耕地分配, 工程机械按照土地利用类型中工交建设用地分配; 土壤扬尘和生物质开放燃烧按照土地利用类型中耕地分配; 民用燃烧源和生物质炉灶分别按照农村住宅区及农村居民点分配.

基于 Google Earth 遥感影像解译, 结合临汾市散煤“双代”情况现场调研, 去除民用散煤替代区域, 得到 2020 年民用散煤的农村住宅空间分布图, 开展民用散煤排放源空间分配. 综合以上数据和方法, 得出 2020 年临汾市市民用散煤分布.

1.5 不确定性分析

本研究采用蒙特卡洛模拟对排放清单不确定性进行分析, 根据前期研究^[53-56], 对于活动水平和排放因子等样本数量有限的数, 采用专家判断方法和 TRACE-P 清单经验数值法确定不确定性^[57-59]. 不确定性的传递使用 MatLab 软件, 在 95% 置信区间内通过 10000 次蒙特卡洛模拟输出清单不确定性.

2 人为源一次 $PM_{2.5}$ 排放特征

2.1 排放量及其排放构成

2020 年, 临汾市 $PM_{2.5}$ 的人为源排放总量约为 26375.7 t, 其中工艺过程源、扬尘源、化石燃料固定燃烧源、移动源、生物质燃烧源、餐饮源 $PM_{2.5}$ 的人为源排放量分别约 9689.9、9632.5、4873.5、1175.5、814.4、89.9 t. 工艺过程源、扬尘源、化石燃料固定燃烧源为 $PM_{2.5}$ 的主要排放源, 其排放贡献率分别达 36.7%、36.5%、18.9%, 移动源和生物质燃烧源贡献率也分别达 4.5% 和 3.1%. 工艺过程源中, 钢铁和焦化贡献率较大(16.1%、10.1%), 临汾市是中国重要的钢铁生产基地之一, 拥有多家大型钢铁及焦化企业, 生产过程会产生大量的污染物, 一直面临着环保压力. 扬尘源中, 道路扬尘贡献率最大, 为 33.5%. 化石燃料固定燃烧源中, 民用散煤贡献率最大(14.1%), 主要因为部分居民仍采用散煤燃烧取暖, 临汾市约 24% 散煤仍用于取暖. 移动源中道路移动源排放的 $PM_{2.5}$ 较多, 主要与机动车量占比较大有关, 工程机械、农业机械等排放相对较少.

临汾市 19 个区县 $PM_{2.5}$ 排放量及其排放构成见图 1. 洪洞县为临汾市 $PM_{2.5}$ 排放量最高的区县, 其次为襄汾县和尧都区, 经济技术开发区 $PM_{2.5}$ 排

表 1 大气污染源排放清单空间分配参数

Table 1 Spatial allocation parameters of atmospheric pollution source emission inventory

Primary source classification	Secondary source classification	Source type	Allocation indicators
Fixed combustion source of fossil fuels	Electric heating	Point source	Latitude and longitude
	Industrial boiler	Point source	Latitude and longitude
	Civil boilers	Point source	Latitude and longitude
	Civil combustion	Nonpoint source	Rural residential areas
Process source	Steel	Point source	Latitude and longitude
	Coking	Point source	Latitude and longitude
	Petrochemical and Chemical Industry	Point source	Latitude and longitude
	Cement	Point source	Latitude and longitude
	Other industries	Point source	Latitude and longitude
Mobile source	On-road sources	Nonpoint source	Road length
	Non-road sources	Nonpoint source	Construction land/arable land for industrial and commercial purposes
Fugitive dust source	Dust from the storage yard	Point source	Latitude and longitude
	Construction dust	Point source	Latitude and longitude
	Soil dust	Nonpoint source	Cultivated land, wasteland, and bare land
	Road dust	Nonpoint source	Road length
Biomass combustion source	Biomass boiler	Point source	Latitude and longitude
	Biomass stove	Nonpoint source	Rural settlement
	Open combustion of biomass	Nonpoint source	Cultivated land
Other emission sources	Restaurant	Nonpoint source	Population density

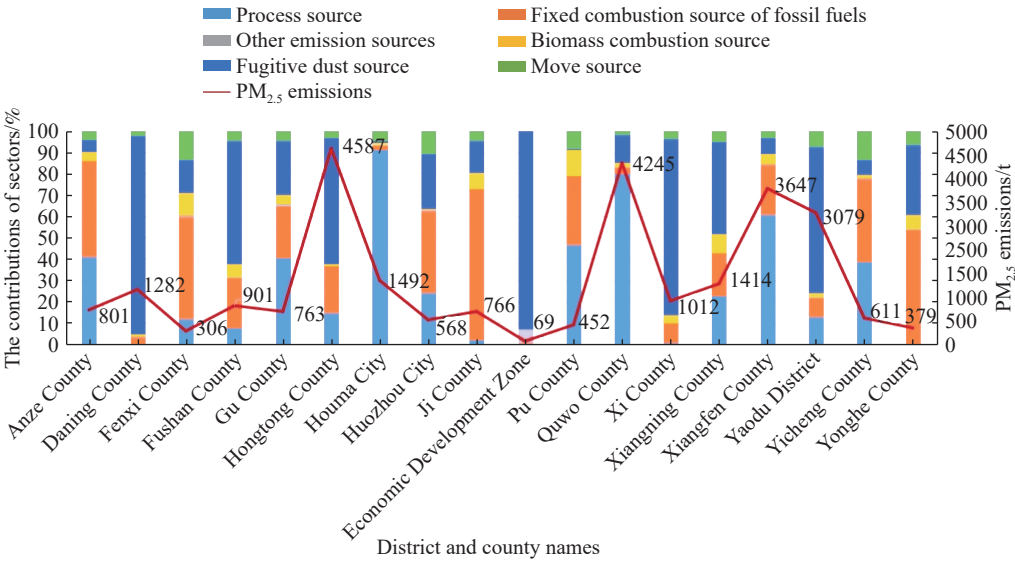


图 1 临汾市区县 PM_{2.5} 排放量及其排放构成

Fig.1 PM_{2.5} emissions and their composition in districts and counties of Linfen City

放量最低. 这是由于洪洞县扬尘源活动水平较高, 同时 PM_{2.5} 扬尘源排放系数远高于化石燃料固定

燃烧源和工艺过程源, 因此扬尘源在 PM_{2.5} 中具有明显优势, 使得洪洞县 PM_{2.5} 排放量较高. 永和县、

翼城县、吉县等排放低值区县,化石燃料固定燃烧源对各区县贡献最大,同时尚有部分居民仍采用燃煤取暖,导致扬尘源排放因子反而低于化石燃料固定燃烧源.

各区县 $PM_{2.5}$ 的排放源构成不同. 古县、侯马市、蒲县、曲沃县、襄汾县工艺过程源占比最高,尤其侯马市,工艺过程源占比最高(接近 90%),其中涉及焦化企业、水泥企业及其他工业行业企业三家,该焦化企业 $PM_{2.5}$ 排放总量为 989.4 t, 占全市焦化行业的 $PM_{2.5}$ 排放 37%. 安泽县、汾西县、霍州市、吉县、翼城县、永和县化石燃料固定燃烧源占比最高,其中吉县可高达 71%. 主要由于吉县地处吕梁山脉西麓,海拔最高可达 1820 m, 复杂的山势地形导致多数居民仍采用燃煤方式取暖. 汾西县和永和县的化石燃料固定燃烧源占比也在 50% 左右,贡献明显高于其他区县. 其余 6 个区县扬尘源占比均最高,尤其大宁县,扬尘源占比最高(超过 90%). 侯马市第二贡献源为移动源; 大宁

县、浮山县、洪洞县、蒲县、隰县、襄汾县、尧都区第二贡献源为化石燃料固定燃烧源,其中蒲县占比最高(32.5%). 汾西县、古县、吉县、霍州市、曲沃县、永和县第二贡献源为扬尘源,其中永和县占比最高(32.5%). 其余区县 $PM_{2.5}$ 排放第 2 贡献源为工艺过程源,安泽县占比最高(40.7%). 生物质燃烧源和其他排放源占比较低,分别低于 12% 和 0.8%.

2.2 主要贡献源

表 2 为临汾市 19 个 $PM_{2.5}$ 二级排放源贡献排名. 排名前 2 位为扬尘源和工艺过程源的子源,道路扬尘与钢铁居于前两位,两者排放量之和占 $PM_{2.5}$ 排放总量的 49.6%, 其中道路扬尘占比高达 33.5%; 钢铁次之,排放量占 $PM_{2.5}$ 排放总量的 16.1%, 工艺过程源中钢铁和焦化的排放量最高,山西省的钢铁和焦化产量一直在全国排名中稳居前五,钢铁及焦化生产和使用造成的污染物排放也非常严重,钢铁和焦化 $PM_{2.5}$ 排放量在排放总量中占比 26.2%. 化石燃料固定燃烧源的子源,民用燃烧排

表 2 $PM_{2.5}$ 排放不同源类贡献排名

Table 2 Ranking of contributions of $PM_{2.5}$ emission sources

Primary source	Secondary source	$PM_{2.5}$ emissions/t	Secondary source contribution rate/%
Process source	Petrochemical industry	0.2	0.001
Fixed combustion source of fossil fuels	Civil boilers	13.7	0.1
Fugitive dust source	Soil dust	14.9	0.1
Fugitive dust source	Dust from the storage yard	31.8	0.1
Fixed combustion source of fossil fuels	Industrial boiler	56.8	0.2
Other emission sources	Restaurant	89.9	0.3
Process source	Brick and tile	107.4	0.4
Process source	Cement	165.7	0.6
Biomass combustion source	Biomass stove	237.1	0.9
Biomass combustion source	Biomass boiler	255.6	1.0
Biomass combustion source	Open combustion of biomass	321.7	1.2
Mobile source	Nonroad sources	338.1	1.3
Process source	Lime	475.3	1.8
Fugitive dust source	Construction dust	742.7	2.8
Process source	Casting	791.6	3.0
Mobile source	On-road sources	837.5	3.2
Fixed combustion source of fossil fuels	Electric heating	1181.1	4.5
Process source	Other industries	1232.9	4.7
Process source	Coking	2675.2	10.1
Fixed combustion source of fossil fuels	Civil combustion	3721.9	14.1
Process source	Steel	4241.7	16.1
Fugitive dust source	Road dust	8843.1	33.5

放量占 PM_{2.5} 排放总量的 14.1%, 其中冬季取暖的燃煤 PM_{2.5} 排放量最多, 为化石燃料固定燃烧源的主要贡献源, 是除道路扬尘源外的最大排放子源。虽然现在我国加大煤炭燃烧治理力度, 提倡使用新能源, 但以煤炭为主的能源结构短期内无法得到根本改变, 因此其排放仍是今后关注的重点。

2.3 空间分布

基于不同污染源及其排放特征, 采取不同的空间分配方案, 使用 ArcGIS 软件对临汾市 PM_{2.5} 污染源排放清单进行网格化处理, 空间分辨率为 1 km×1 km。其中, 具备详细地理信息的点源, 根据其经纬度信息, 将其污染物排放量自下而上识别到每个网格中并进行汇总。面源根据不同的分配权重, 将 PM_{2.5} 排放量自上而下分配到每个网格中。临汾市 PM_{2.5} 排放空间分布见图 2。

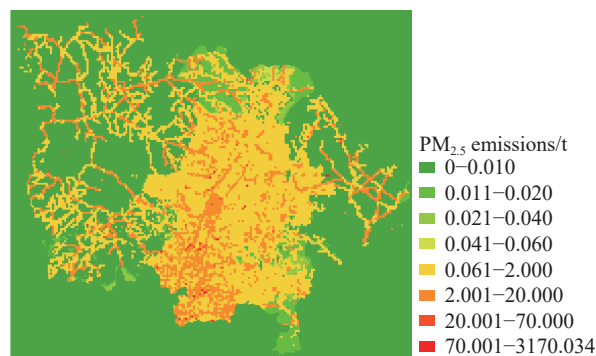


图2 临汾市 PM_{2.5} 排放 1 km×1 km 网格特征

Fig.2 1 km × 1 km of PM_{2.5} emissions in Linfen City spatial distribution characteristics

由图 2 可以看出, 临汾市的 PM_{2.5} 排放空间分布呈一定的规律性, 其中临汾盆地内 7 个区县的排放强度要远高于两侧山区地形的区县, 西部区县的排放强度低于临汾东部区县。有研究发现汾渭平原 PM_{2.5} 浓度由汾河和渭河的冲积平原以及洛阳盆地向四周丘陵和山地逐渐递减^[60]。与之相类似, 临汾 PM_{2.5} 浓度空间分布特征亦与地形表现出较明显的关系。

临汾市 PM_{2.5} 贡献最大的二级源分别为道路扬尘、民用燃烧、焦化与钢铁, 焦化、钢铁按照经纬度分配, 民用燃烧按照农村住宅区分配, 道路扬尘按照道路网分配。临汾的 PM_{2.5} 排放具有明显的道路网特征, 排放集中于临汾盆地内 8 个区县, 其中排放高值区出现在曲沃市、侯马县、尧都区及襄汾县, 并且在汾河沿岸仍出现零散的排放高值点, 其中侯马市工业结构依旧单一, 煤炭、电力行业占主导地位的产业格局仍未改变, 规上工业企

业自主创新不足, 核心技术受限, 转型升级缓慢, 导致化石燃料固定燃烧源贡献较大; 曲沃县煤炭焦化产业和初级加工行业虽然污染严重、经济效益不高, 但由于其规模庞大, 因此仍在当地经济中占有很大比重, 导致其工业过程源占比略多; 尧都区与襄汾县情况相似, 煤炭资源优势, 交通发达, 扬尘源占比较大。

2.4 不确定性分析

在建立大气污染源排放清单过程中, 由于在活动水平数据收集以及排放系数选取上均存在随机误差, 会使清单计算结果产生一定的不确定性^[61]。因此, 排放清单的不确定性分析对于清单应用具有非常重要的意义。通过对清单不确定性进行定量研究, 能够了解清单结果的可靠性, 从而为清单的更新和改进以及可信度的提高提供有力依据。

利用蒙特卡洛模拟方法将输入数据的不确定性传递到清单计算结果进行不确定性分析, 得到临汾市 PM_{2.5} 整体不确定性为 -27.1% ~ 34.5%, 与其他研究结果差异不大^[53,62]。

2.5 与其他研究结果比较

为了进一步验证本排放清单的可靠性和可信度, 本研究将估算结果与中国多尺度排放清单模型 (MEIC)^[63]2020 年和中国高分辨率碳与大气污染物排放数据库 (CHRED 3.0A)^[40]2018 年的估算结果对比。在排放总量上, PM_{2.5} 排放与其差别不大 (MEIC: 30905 t; CHRED 3.0A: 19604 t; 本研究: 26376 t), 处于不确定性范围之内。PM_{2.5} 部分来自扬尘源, 本研究在计算土壤扬尘源的排放量时运用了卫星遥感数据, 一定程度避免了采用自下而上的调查法获取土壤扬尘活动水平等方法受人为主观因素的干扰, 进一步提高了清单的客观性和准确性。

PM_{2.5} 遥感浓度高值区出现在临汾盆地内的侯马市、曲沃县、襄汾县、尧都区及洪洞县。PM_{2.5} 的网格化清单排放与遥感反演浓度在空间分布上呈现较高的一致性, 排放集中于临汾盆地, 排放高值均出现在曲沃和侯马县等区县, PM_{2.5} 受点源影响最小, 路网特征最为明显, 清单分布与遥感分布相似度最高。

3 钢铁、焦化等重点行业 PM_{2.5} 排放特征及管控对策

3.1 钢铁、焦化行业 PM_{2.5} 排放构成

2020 年临汾市钢铁和焦化行业共排放 PM_{2.5} 6916.9 t。2013 年临汾市钢铁焦化行业污染物排放涉及浮山县、侯马市、曲沃县、襄汾县、尧都区、

翼城县、安泽县等 10 个区县。曲沃县、襄汾县、侯马市、尧都区、翼城县、浮山县含有钢铁行业, $\text{PM}_{2.5}$ 的人为源排放量分别约 2931.19、882.58、194.74、147.84、45.48 和 39.85 t。曲沃县钢铁行业对临汾市钢铁 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量的贡献最高 (69.1%); 其次为襄汾县钢铁行业对临汾市钢铁 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献为 20.81%。侯马市、襄汾县、曲沃县、洪洞县、古县、安泽县、乡宁县含有焦化行业, $\text{PM}_{2.5}$ 的人为源排放量分别约 989.43、508.27、316.65、283.30、232.28、225.85 和 119.42 t。侯马市焦化行业对临汾市焦化 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量的贡献最高 (37%); 其次为襄汾县焦化行业对临汾市焦化 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献为 19%。分析可知, 2020 年临汾市钢铁焦化行业 $\text{PM}_{2.5}$ 排放主要集中在曲沃县、襄汾县和侯马市, 对比临汾钢铁焦化行业分布情况分析, 发现曲沃县、襄汾县和侯马市恰为钢铁焦化行业分布较多的城市, 可知该三市仍有较大减排空间。

从各工序排放量角度分析, 2020 年临汾市钢铁行业共排放 $\text{PM}_{2.5}$ 4241.7 t。其中烧结、转炉、高炉、球团工艺的 $\text{PM}_{2.5}$ 人为源排放量分别约 1997.7、1364.2、781.5、98.4 t, 钢铁行业 $\text{PM}_{2.5}$ 主要的污染源来自烧结和转炉工艺, 分别占钢铁行业 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量的 47.1% 和 32.2%, 高炉和球团工艺仅占 20.7%。现有生产企业全部集中在平川区县中的尧都区、襄汾县和曲沃县, 因此下一步企业深度治理和部分落后装备产能置换是解决钢铁大气污染问题的关键。2020 年临汾市焦化行业共排放 $\text{PM}_{2.5}$ 2675.2 t, 焦化行业 $\text{PM}_{2.5}$ 污染源主要来自焦炉烟囱。因此, 平川区县焦炉装备水平落后、污染源分布在建成区周边区县, 且排放量占比突出是未来集中淘汰关停和升级改造的重点区域。

3.2 钢铁行业管控对策

临汾市现有在产钢铁企业 7 家, 其中长流程钢铁企业 6 家, 1 家独立轧钢企业。钢铁企业中 180 m^2 以下烧结机 2 台, 1200 m^3 以下高炉 5 座, 100 t 以下电炉 4 台, 4 条球团生产线中的 3 条为球团竖炉。按照山西省《山西省钢铁企业限制类工艺装备升级改造实施方案》, 要求 1200 m^3 以下高炉、100 t 以下转炉 (电炉)、50 t 以下合金电炉逐步实施产能置换。临汾市襄汾县部分钢铁企业转炉均需要实施产能置换。《重污染天气消除攻坚行动方案》中的优化调整产业结构和布局要求逐步推进步进式烧结机、球团竖炉、独立烧结 (球团) 和独立热轧等淘汰退出; 临汾市中独立轧钢企业需要淘汰退出, 以及部分钢铁企业球团竖炉工序也是淘汰重点

工序。以上结构减排措施约减少 $\text{PM}_{2.5}$ 排放 1900 t。

加强有组织排放治理和精细化监管, 有组织排放治理应加强对湿式电除尘器、半干法脱硫设施等设施的监管。监管滤袋和滤料使用情况, 包括烧结机机尾、焦炉、高炉出铁场、转炉等含尘废气。检查除尘技术, 如折叠滤筒, 确保其符合要求。同时, 加强新型滤材的使用, 如聚四氟乙烯微孔覆膜滤料和超细纤维面层梯度滤料。在处理含磨琢性较强的粉尘时, 需要考虑是否使用超细纤维面层针刺/水刺滤料。此外, 应加强对电炉烟气的监管, 包括是否采用炉内排烟+密闭罩+屋顶罩的捕集方式以及烟气急冷+高效袋式除尘技术。对含湿废气中的烧结混料环节, 应加强监管, 确保采用高效湿式除尘器。同样, 需要加强对轧钢车间精轧机和钢渣热闷废气除尘器的监管。最后, 固定源监测监控方面, 应加强对烟气排放连续监测系统 (CEMS) 和分布式控制系统 (DCS) 的日常维护和抽查, 确保 CEMS 稳定运行, 从而使企业和环保部门能够及时准确地了解企业的排放情况。

进一步加强无组织排放治理与精细化监控, 需要采取以下措施。首先, 建立无组织排放源清单, 确保治理设施主要性能参数和监控设施安装位置的准确性。明确储存和输送设施的工艺参数、储存面积、封闭方式以及存放物料种类^[64]。同时, 明确各排放源对应的生产工艺环节、治理和监控设施情况等信息。其次, 根据产尘点的情况和扬尘污染的特点, 根据实际情况选择合适的技术措施, 如封 (密) 闭、收尘和抑尘等。针对物料封闭, 对开放性扬尘面源或线源, 如原料堆场和皮带通廊, 以及易扬尘作业工段, 如破碎和筛分, 应采取整体封闭或半封闭+橡胶软帘密封的方式。对高炉出铁场的铁沟和渣沟, 应加盖封闭。对烧结机环冷机、高炉矿槽和炼钢车间等, 应进行整体封闭。在收尘方面, 固定或连续作业的产尘点应优先采用收尘技术。在不影响生产和安全的前提下, 应尽量提高收尘罩的密闭性。移动卸料尘源可以采用移动通风槽等收尘技术。在设计各产尘点收尘罩的风量时, 应遵循“应收尽收”的原则。每个收尘罩罩面风速应大于 $1.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。收尘系统应与生产工艺设备同步运转, 确保收尘点无肉眼可视粉尘外逸。在抑尘方面, 对间歇式和非固定的产尘点, 可以采用干雾等抑尘技术。雾滴直径应小于 $30 \mu\text{m}$ 。抑尘作业需要快速精准联动, 响应时间应小于 5 s。喷雾需明显覆盖扬尘区域。长期堆放的物料可以使用加湿和覆盖等抑尘技术, 以控制物料表面的风蚀扬尘。此

外,还需要加强对无组织排放过程的监控. 监控记录无组织排放源相关生产设备的启停数据. 对无法监控设备启停数据的情况,需要安装具备自动抓拍扬尘功能的视频监控装置,对作业和扬尘过程进行监控记录. 同时,加强治理设施的运行状态监控,监控记录风机、干雾抑尘装置、车辆清洗装置等无组织排放治理设施的启停状态和运行参数. 此外,还应加强厂区环境空气质量监测点的运行维护,确保其正常运转.

3.3 焦化行业管控对策

全市现有及新建焦炉 24 座,其中炭化室高炉 4.3 m 焦炉有 16 座,占全市焦炉数的 67%,总产能 1110 万吨,占全市所有产能的 59.5%. 可见炭化室高度 4.3 m 焦炉数量占比较大,整体装备水平较低,按照山西省人民政府印发的《山西省“十四五”节能减排实施方案》要求 2023 年底前全面关停 4.3 m 焦炉以及不达超低排放标准的其他焦炉,临汾在 2023 年底前完成 4.3 m 焦炉关停淘汰. 以上结构减排措施约减少 PM_{2.5} 排放 867 t. 现有炭化室 5.5 m 及以上焦化企业尽管也采用了“SDS 干法脱硫+布袋除尘+中低温 SCR 脱硝”或“钙基干法脱硫+布袋除尘+中低温 SCR 脱硝”治理技术,但是由于设计处理能力有限,无法稳定完成焦炉烟囱在基准氧含量(干基容积百分数)为 8% 的条件下,颗粒物排放质量浓度能达到 5 mg·m⁻³ 标准要求;除此之外,现有炭化室 5.5 m 及以上焦化企业装煤、推焦和干熄焦废气治理仅采用高效覆膜袋式除尘器,也无法满足高质量发展意见中装煤、推焦、干熄焦颗粒物排放质量浓度不高于 10 mg·m⁻³ 的标准. 因此,应全面提升现有焦化企业治理水平.

为进一步加强有组织排放监督管理. 应在基准氧含量(干基容积百分数)为 8% 的条件下采取以下措施,新建企业焦炉烟囱烟气中的颗粒物排放质量浓度应控制在不超过 10 mg·m⁻³. 对于粗苯管式炉等燃用焦炉煤气设施,颗粒物排放质量浓度也应控制在 10 mg·m⁻³ 以下. 同时,在装煤和推焦废气中,颗粒物排放质量浓度也应保持在 10 mg·m⁻³ 以下. 对于精煤破碎、焦炭破碎、筛分和转运过程,颗粒物排放质量浓度应控制在 10 mg·m⁻³ 以下. 此外,对硫铵结晶干燥过程,颗粒物排放质量浓度也应不高于 10 mg·m⁻³. 对于已有的常规机焦炉,应实施干法熄焦改造,确保干法熄焦装置的利用率达到 90% 以上. 现有企业的干法熄焦装置颗粒物排放质量浓度应控制在 10 mg·m⁻³ 以下. 对于热回收焦炉湿熄焦装置和常规机焦炉备用湿熄焦装

置,应实施节水型熄焦工艺改造,并采用高效抑尘设施,如双层折流板等,以控制颗粒物排放^[65].

为进一步加强无组织排放精细化管控,需要全面加强物料储存、输送和生产工艺过程的无组织排放控制,以及厂区及周边环境的综合整治. 在确保安全生产的前提下,采取有效措施,如密闭、封闭等. 有效提高废气收集率,确保产尘点和生产设施无可见烟粉尘外溢、无异味和无积尘. 对于物料储存和输送,煤和焦炭应采用密闭料仓或封闭料棚等方式进行储存,料棚内应设有喷雾抑尘装置,确保无死角全覆盖. 对于焦粉、除尘灰、石灰、脱硫灰等粉状物料,应采用气力输送设备或罐车等方式进行密闭输送,确保装卸和输送过程中无灰尘逸散. 物料输送的落料点应配备集气罩和除尘设施. 对于液氮和氨水的储存、卸载、输送和制备等过程,应进行密闭处理,并采取氨泄漏检测措施. 厂区应保持无裸露地面,除绿化带外的区域应进行硬化处理,禁止散状物料露天堆放. 焦炉操作平台、车间外部等周边道路应无明显积尘. 生产设施和管线应定期清理,确保物见本色.

为进一步加强自动监控、过程监控和视频监控设施的运维,需要加强对自动监控设施(CEMS)、污染治理设施安装分布式控制系统(DCS)的维护. 同时,应监控运输车辆进出厂区的情况,并要求至少保存一年以上的自动监控、DCS 监控等数据,以及至少保存半年以上的视频监控数据.

3.4 道路扬尘管控对策

强化道路扬尘污染动态化治理,结合季节特征和路况环境等,制定道路定期冲洗和定时洒水制度,明确城市路段的清扫模式(湿式清扫、机械化清扫)及洒水、冲洗的次数,做到全方位、全时段路面保洁,切实降低道路积尘负荷;按照人工清扫和机械化清扫相结合、地面清扫和空中雾炮降尘除霾相结合的作业方式,实现城区道路清扫保洁全覆盖;加强城市道路低尘机械化湿式清扫作业,加大城市出入口、城乡结合部等重要路段冲洗保洁力度. 提高建成区高压冲洗车、雾炮车和洒水车配备比例,保证道路喷洒和冲洗到位. 严格道路保洁作业标准,实行机械化清扫、精细化保洁、地毯式吸尘、定时段清洗、全方位洒水的“五位一体”作业模式,从源头上防止道路扬尘.

4 结论和建议

4.1 结论

(1)临汾市 PM_{2.5} 的人为源排放总量约为 26375.7t,

工艺过程源、扬尘源、化石燃料固定燃烧源为 $PM_{2.5}$ 的主要排放源, 排放量分别为 9689.9、9632.5、4873.5 t, 共占 $PM_{2.5}$ 排放总量的 92.1%。在工艺过程源中, 钢铁和焦化对总体排放的贡献率占比最大, 分别为 16.1% 和 10.1%; 扬尘源中, 道路扬尘占比最大, 为 33.5%; 化石燃料固定燃烧源中, 民用燃烧占比最大, 为 14.1%。

(2) 从空间分布来看, 临汾盆地内 7 个区县的排放强度要远高于两侧山区地形的区县, 西部区县的排放强度低于临汾东部区县, 其中曲沃县、侯马市及襄汾县 $PM_{2.5}$ 排放量位居前 3。同时利用蒙特卡洛模拟方法对临汾市 2020 年人为源一次 $PM_{2.5}$ 排放清单进行不确定性分析, 结果表明各类排放源不确定性结果处于 -27.1% ~ 34.5% 之间, 与其他研究结果差异不大。

(3) 临汾市钢铁和焦化行业共排放 $PM_{2.5}$ 6916.9 t, 曲沃县、襄汾县、侯马市是主要排放区县, 钢铁焦化总排放量分别为 3247.9、1390.9、1184.1 t。其中钢铁行业 $PM_{2.5}$ 主要的污染源来自烧结和转炉工艺, 分别占钢铁行业 $PM_{2.5}$ 排放量的 47.1% 和 32.2%, 焦化行业 $PM_{2.5}$ 污染源主要来自焦炉烟囱。

4.2 建议

(1) 钢铁行业在有组织排放方面, 针对钢铁企业的工艺装备升级改造要求, 临汾市需要逐步实施产能置换, 淘汰落后的工序和设备。同时, 应加强对排放治理设施的监管, 包括湿式电除尘器、脱硫设施和滤袋等的使用情况, 以及采用新型滤材的推广。对于电炉和烧结等工序, 要确保烟气的捕集和除尘技术的有效运用。在无组织排放方面, 需要建立清单并准确记录各排放源的工艺参数和治理设施情况。根据不同的产尘点特点, 采取封闭、收尘和抑尘等技术措施, 预防和治理无组织排放粉尘污染。此外, 应加强监控设备的安装和运行状态监测, 并增加环境空气质量监测点, 确保及时准确地了解企业的排放情况。

(2) 临汾市现有焦炉中炭化室高度 4.3 m 的数量较多, 装备水平较低, 需要在 2023 年底前全面关停这些焦炉。此外, 现有炭化室 5.5 m 及以上焦化企业的治理技术无法满足排放标准要求, 因此需要提升现有焦化企业的治理水平。进一步加强有组织排放控制指标, 包括 $PM_{2.5}$ 排放浓度的要求, 以及对煤气设施、装煤、推焦废气等的控制。此外, 还需要加强无组织排放控制措施, 包括物料储存、输送和生产工艺过程的控制, 以及厂区和周边环境的整治。最后, 建议加强监测监控设施的建

设, 包括自动监控、过程监控和视频监控设施, 并对相关数据进行保存。

(3) 进一步加大道路扬尘治理力度。应定期冲洗、定时洒水、清扫模式和次数明确, 全面降低道路积尘; 结合人工和机械清扫, 地面和空中除尘; 加强城市道路湿式清扫, 重点冲洗城市出入口和城乡结合部; 提高洒水和冲洗车配备比例; 严格标准, 综合作业模式, 预防道路扬尘。

致谢

感谢团队薛志钢、营娜老师以及宋朕、朱向哲同学给与的支持和帮助。

参考文献

- [1] Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. *China Environmental Quality Report 2011*. Beijing: China Environmental Science Press, 2013
(中华人民共和国环境保护部. 中国环境质量报告 2011. 北京: 中国环境科学出版社, 2013)
- [2] Mu Q, Zhang S Q. An evaluation of the economic loss due to the heavy haze during January 2013 in China. *China Environ Sci*, 2013, 33(11): 2087
(穆泉, 张世秋. 2013 年 1 月中国大面积雾霾事件直接社会经济损失评估. 中国环境科学, 2013, 33(11): 2087)
- [3] Ma Z Q, Zhao X J, Meng W, et al. Comparison of influence of fog and haze on visibility in Beijing. *Res Environ Sci*, 2012, 25(11): 1208
(马志强, 赵秀娟, 孟伟, 等. 雾和霾对北京地区大气能见度影响对比分析. 环境科学研究, 2012, 25(11): 1208)
- [4] Gong S Y, Feng J L. Relationships among relative humidity, PM_{10} concentration and atmospheric visibility in Shanghai. *Res Environ Sci*, 2012, 25(6): 628
(龚识懿, 冯加良. 上海地区大气相对湿度与 PM_{10} 浓度和大气能见度的相关性分析. 环境科学研究, 2012, 25(6): 628)
- [5] Tai A P K, Mickley L J, Jacob D J. Correlations between fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of $PM_{2.5}$ to climate change. *Atmos Environ*, 2010, 44(32): 3976
- [6] Menon S, Hansen J, Nazarenko L, et al. Climate effects of black carbon aerosols in China and India. *Science*, 2002, 297(5590): 2250
- [7] Zhang Q, Jiang X J, Tong D, et al. Transboundary health impacts of transported global air pollution and international trade. *Nature*, 2017, 543(7647): 705
- [8] Yang H B, Zou X D, Wang H Y, et al. Research progress and prospects of $PM_{2.5}$ in the atmospheric environment. *J Meteorol Environ*, 2012, 28(3): 77
(杨洪斌, 邹旭东, 汪宏宇, 等. 大气环境中 $PM_{2.5}$ 的研究进展与展望. 气象与环境学报, 2012, 28(3): 77)
- [9] Bai Z N. *The Effect of Ambient Particulate Matter ($PM_{2.5}/PM_{10}$)*

- on Hospital Admissions for Lower Respiratory Tract Infection: A Case-Crossover Study in Shi Jiazhuan, China [Dissertation]. Shijiazhuang: Hebei Medical University, 2015
(白子娜. 石家庄市大气颗粒物(PM_{2.5}/PM₁₀)对下呼吸道感染住院影响的病例交叉研究[学位论文]. 石家庄: 河北医科大学, 2015)
- [10] Pope Iii C A, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 2002, 287(9): 1132
- [11] Li Y P, Liu H F, Zhou H, et al. Contamination characteristics and health risk assessment of toxic heavy metals in PM_{2.5} in Chengdu. *China Environ Sci*, 2015, 35(7): 2225
(李友平, 刘慧芳, 周洪, 等. 成都市 PM_{2.5} 中有毒重金属污染特征及健康风险评价. 中国环境科学, 2015, 35(7): 2225)
- [12] Xiao Y. Analysis on the impact of soot pollution on urban air quality—a case study of Linfen city. *Sci Technol West China*, 2010, 9(29): 6
(肖扬. 煤烟型污染对城市大气质量影响分析——以临汾市为例. 中国西部科技, 2010, 9(29): 6)
- [13] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. National Air Quality Status [EB/OL]. *Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China* (2021-03-22) [2023-09-15]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/dqhj/qgkqzlk/>
(中华人民共和国生态环境部. 全国空气质量状况[EB/OL]. 中华人民共和国生态环境部 (2021-03-22) [2023-09-15]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/dqhj/qgkqzlk/>)
- [14] USEPA. National emission inventory data (NEI) [EB/OL]. *USEPA* (2015-11-18) [2023-09-15]. <http://www.epa.gov/ttn/chief/net/2008inventory.html>
- [15] Etiope G. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009 [R/OL]. *European Environment Agency* (2009-09) [2023-09-15]. <http://hdl.handle.net/2122/6042>
- [16] European Environment Agency (EEA). COMPERT III—computer program to calculate emissions from road transport: methodology and emission(version 2.1) [R/OL]. *European Environment Agency* (2000-11-21) [2023-09-15]. https://www.eea.europa.eu/publications/Technical_report_No_49
- [17] United States Environmental Protection Agency. Emissions factor uncertainty assessment [R/OL]. *USEPA* (2007-02) [2023-09-15]. <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/emissions-factor-uncertainty-assessment>
- [18] Fontelle J P, Chang J P, Allemand N, et al. Inventory of the greenhouse gas emissions in France during the period 1990—1999 [R/OL]. *Pascal and Francis Bibliographic Database* (2000) [2023-09-15]. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=205391> (Fontelle J P, Chang J P, Allemand N, et al. Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au cours de la période 1990—1999 [R/OL]. *Pascal and Francis Bibliographic Database* (2000) [2023-09-15]. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=205391>)
- [19] 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. *Atmos Chem Phys*, 2013, 13(21): 11019
- [20] Lee D, Lee Y M, Jang K W, et al. Korean national emissions inventory system and 2007 air pollutant emissions. *Asian J Atmos Environ*, 2011, 5(4): 278
- [21] Vongmahadlek C, Pham T B T, Satayopas B, et al. A compilation and development of spatial and temporal profiles of high-resolution emissions inventory over Thailand. *J Air Waste Manag Assoc*, 2009, 59(7): 845
- [22] Weinroth E, Luria M, Ben-Nun A, et al. Air pollution emission inventory survey for Israel. *Isr J Chem*, 2006, 46(1): 59
- [23] Gargava P, Aggarwal A L. Emission inventory for an industrial area of India. *Environ Monit Assess*, 1999, 55(2): 299
- [24] Mohan M J, Dagar L, Gurjar B R. Preparation and validation of gridded emission inventory of criteria air pollutants and identification of emission hotspots for megacity Delhi. *Environ Monit Assess*, 2007, 130(1-3): 323
- [25] Goyal P, Mishra D, Kumar A. Vehicular emission inventory of criteria pollutants in Delhi. *Springer Plus*, 2013, 2(1): 1
- [26] Çetin Ş, Karademir A, Pekey B, et al. Inventory of emissions of primary air pollutants in the city of Kocaeli, Turkey. *Environ Monit Assess*, 2007, 128(1): 165
- [27] Geng Y H, Peng C H, Tian M Z. Energy use and CO₂ emission inventories in the four municipalities of China. *Energy Procedia*, 2011, 5: 370
- [28] Zhang G Q, Ge R B, Lin T, et al. Spatial apportionment of urban greenhouse gas emission inventory and its implications for urban planning: A case study of Xiamen, China. *Ecol Indic*, 2018, 85: 644
- [29] Ma L, Wang J X, Zhang D D, et al. Developing FFCO₂ emission inventory with high spatio-temporal resolution: Methodology and prospects. *Acta Geogr Sin*, 2022, 77(3): 650
(马立, 王璟煦, 张迪迪, 等. 高时空分辨率 FFCO₂ 排放清单的构建方法及研究展望. 地理学报, 2022, 77(3): 650)
- [30] Wang S G, Chen B. Accounting of SO₂ emissions from combustion in industrial boilers. *Energy Procedia*, 2016, 88: 325
- [31] Zhao C, Luo K L. Sulfur, arsenic, fluorine and mercury emissions resulting from coal-washing byproducts: A critical component of China's emission inventory. *Atmos Environ*, 2017, 152: 270
- [32] Kemball-Cook S, Yarwood G, Johnson J, et al. Evaluating NO_x emission inventories for regulatory air quality modeling using satellite and air quality model data. *Atmos Environ*, 2015, 117: 1
- [33] Wang J F, Qiu Y, He S T, et al. Investigating the driving forces of NO_x generation from energy consumption in China. *J Clean Prod*, 2018, 184: 836
- [34] Liang X M, Chen X F, Zhang J N, et al. Reactivity-based industrial volatile organic compounds emission inventory and its implications for ozone control strategies in China. *Atmos Environ*, 2017, 162: 115

- [35] Wu R R, Bo Y, Li J, et al. Method to establish the emission inventory of anthropogenic volatile organic compounds in China and its application in the period 2008—2012. *Atmos Environ*, 2016, 127: 244
- [36] Zheng J Y, Shao M, Che W W, et al. Speciated VOC emission inventory and spatial patterns of ozone formation potential in the Pearl River Delta, China. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(22): 8580
- [37] Ou J M, Zheng J Y, Li R R, et al. Speciated OVOC and VOC emission inventories and their implications for reactivity-based ozone control strategy in the Pearl River Delta Region, China. *Sci Total Environ*, 2015, 530-531: 393
- [38] Zhang Q, Klimont Z, Streets D G, et al. Model of anthropogenic particulate matter emissions from Chinese sources and estimation of emissions inventory for 2001. *Progress Nat Sci*, 2006, 16(2): 223
(张强, Klimont Z, Streets D G, 等. 中国人源颗粒物排放模型及 2001 年排放清单估算. 自然科学进展, 2006, 16(2): 223)
- [39] Cao G L, Zhang X Y, Gong S L, et al. List of main particulate matter and pollution gas emission sources in China Area. *Chin Sci Bull*, 2011, 56(3): 261
(曹国良, 张小曳, 龚山陵, 等. 中国区域主要颗粒物及污染气体的排放源清单. 科学通报, 2011, 56(3): 261)
- [40] Gao Y, Zhang L, Huang A S, et al. Unveiling the spatial and sectoral characteristics of a high-resolution emission inventory of CO₂ and air pollutants in China. *Sci Total Environ*, 2022, 847: 157623
- [41] Zhang C Y, Wang S X, Zhao Y, et al. Current status and future prospects of anthropogenic particulate matter emissions in China. *Environ Sci*, 2009, 30(7): 1881
(张楚莹, 王书肖, 赵瑜, 等. 中国人源颗粒物排放现状与趋势分析. 环境科学, 2009, 30(7): 1881)
- [42] Bo X, Jia M, Xue X D, et al. Effect of strengthened standards on Chinese ironmaking and steelmaking emissions. *Nat Sustain*, 2021, 4: 811
- [43] Lei Y, He K B, Zhang Q, et al. Technology-based emission inventory of particulate matters(PM) from cement industry. *Environ Sci*, 2008, 29(8): 2366
(雷宇, 贺克斌, 张强, 等. 基于技术的水泥工业大气颗粒物排放清单. 环境科学, 2008, 29(8): 2366)
- [44] Wang X Y, Yan L, Lei Y, et al. Estimation of primary particulate emissions from iron and steel industry in China. *Acta Sci Circumstantiae*, 2016, 36(8): 3033
(汪旭颖, 燕丽, 雷宇, 等. 我国钢铁工业一次颗粒物排放量估算. 环境科学学报, 2016, 36(8): 3033)
- [45] Sun X W, Deng S, Zhu Y, et al. PM_{2.5} emissions reduction potential from coal-fired power plants in China. *Res Environ Sci*, 2016, 29(5): 637
(孙现伟, 邓双, 朱云, 等. 我国燃煤电厂 PM_{2.5} 减排潜力预测与分析. 环境科学研究, 2016, 29(5): 637)
- [46] Qi J, Zheng B, Li M, et al. A high-resolution air pollutants emission inventory in 2013 for the Beijing–Tianjin–Hebei Region, China. *Atmos Environ*, 2017, 170: 156
- [47] Zheng J Y, Zhang L J, Che W W, et al. A highly resolved temporal and spatial air pollutant emission inventory for the Pearl River Delta Region, China and its uncertainty assessment. *Atmos Environ*, 2009, 43(32): 5112
- [48] Zhong Z M, Zheng J Y, Zhu M N, et al. Recent developments of anthropogenic air pollutant emission inventories in Guangdong Province, China. *Sci Total Environ*, 2018, 627: 1080
- [49] Guo W K, Li G Y, Chen B, et al. Establishment of a high-resolution anthropogenic emission inventory and its evaluation using the WRF-Chem model for Lanzhou. *Environ Sci*, 2021, 42(2): 634
(郭文凯, 李光耀, 陈冰, 等. 兰州市高分辨率人为源排放清单建立及在 WRF-Chem 中应用评估. 环境科学, 2021, 42(2): 634)
- [50] Chen G L, Zhou Y, Cheng S Y, et al. Air pollutant emission inventory and impact of typical industries on PM_{2.5} in Chengde. *Environ Sci*, 2016, 37(11): 4069
(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. 环境科学, 2016, 37(11): 4069)
- [51] Wu X W, Chen W W, Wang K, et al. PM_{2.5} and VOCs emission inventories from cooking in Changchun City. *China Environ Sci*, 2018, 38(8): 2882
(吴雪伟, 陈卫卫, 王堃, 等. 长春市餐饮源 PM_{2.5} 和 VOCs 排放清单. 中国环境科学, 2018, 38(8): 2882)
- [52] HE K B. *Technical Manual for Compiling Urban Air Pollutant Emission Inventory*. Beijing: Tsinghua University, 2018
(贺克斌. 城市大气污染源排放清单编制技术手册. 北京: 清华大学, 2018)
- [53] Zhao Y, Nielsen C P, Lei Y, et al. Quantifying the uncertainties of a bottom-up emission inventory of anthropogenic atmospheric pollutants in China. *Atmos Chem Phys*, 2011, 11(5): 2295
- [54] Guan Y N, Chen G Y, Cheng Z J, et al. Air pollutant emissions from strawopen burning: A case study in Tianjin. *Atmos Environ*, 2017, 171: 155
- [55] Hua H, Jiang S Y, Sheng H, et al. A high spatial-temporal resolution emission inventory of multi-type air pollutants for Wuxi city. *J Clean Prod*, 2019, 229: 278
- [56] Wei W, Wang S X, Hao J M. Uncertainty analysis of emission inventory for volatile organic compounds from anthropogenic sources in China. *Environ Sci*, 2011, 32(2): 305
(魏巍, 王书肖, 郝吉明. 中国人源 VOC 排放清单不确定性研究. 环境科学, 2011, 32(2): 305)
- [57] Wu Y Q. *Study on the Establishment of Uncertainty Data Set of Emission Factors and the Method of Inventory Quality Evaluation—A Case Study of Guangdong Province* [Dissertation]. Guangzhou: South China University of Technology, 2020
(巫玉杞. 排放因子不确定性数据集建立与清单质量评估方法研究——以广东省为例[学位论文]. 广州: 华南理工大学, 2020)
- [58] Xu W Y, Fu F, Lü J H, et al. VOCs emission inventory and uncertainty analysis of industry in Qingdao based on Latin

- hypercube sampling and Monte Carlo method. *Environ Sci*, 2021, 42(11): 5180
- (徐琬莹, 付飞, 吕建华, 等. 基于 LHS-MC 青岛市工业源 VOCs 排放清单及不确定性. 环境科学, 2021, 42(11): 5180)
- [59] Wang J C, Huang Z J, Yuan Z B, et al. Development and uncertainty analysis of intermediate volatility organic compounds IVOCs emission inventories from mobile sources in Guangdong Province. *Acta Sci Circumstantiae*, 2022, 42(9): 408
- (王君驰, 黄志炯, 袁自冰, 等. 广东省移动源中等挥发性有机物 (IVOCs) 排放清单及不确定性分析. 环境科学学报, 2022, 42(9): 408)
- [60] Huang X G, Zhao J B, Sun C J, et al. Orographic influences on the spatial distribution of PM_{2.5} on the Fen-Wei Plain. *Environ Sci*, 2021, 42(10): 4582
- (黄小刚, 赵景波, 孙从建, 等. 汾渭平原 PM_{2.5} 空间分布的地形效应. 环境科学, 2021, 42(10): 4582)
- [61] Zhong L J, Zheng J Y, Lei G Q, et al. Quantitative uncertainty analysis in air pollutant emission inventories: Methodology and case study. *Res Environ Sci*, 2007, 20(4): 15
- (钟流举, 郑君瑜, 雷国强, 等. 大气污染物排放源清单不确定性定量分析方法及案例研究. 环境科学研究, 2007, 20(4): 15)
- [62] Liu Y Y, Xing J, Wang S X, et al. Source-specific speciation profiles of PM_{2.5} for heavy metals and their anthropogenic emissions in China. *Environ Pollut*, 2018, 239: 544
- [63] He K. Multi-resolution Emission Inventory for China (MEIC): Model framework and 1990—2010 anthropogenic emissions // *AGU fall Meeting Abstracts*. Washington DC, 2012: A32B-05
- [64] China Association of Environmental Protection Industry. Technical guide for ultra-low emission transformation of iron and steel enterprises [EB/OL]. (2020-01-09) [2023-09-15]. <http://www.caepi.org.cn/epasp/website/webgl/webglController/view?xh=1589850822478106053632>
- (中国环境保护产业协会. 关于印发《钢铁企业超低排放改造技术指南》的通知 [EB/OL]. (2020-01-09) [2023-09-15]. <http://www.caepi.org.cn/epasp/website/webgl/webglController/view?xh=1589850822478106053632>)
- [65] Department of Ecology and Environment of Shanxi Province. Implementation plan for ultra-low emission transformation of coking industry in Shanxi Province [EB/OL]. (2021-04-26) [2023-09-15]. https://sthjt.shanxi.gov.cn/tfwj2/jhf/202112/t20211221_4181519.shtml
- (山西省生态环境厅. 关于印发《山西省焦化行业超低排放改造实施方案》的通知 [EB/OL]. (2021-04-26) [2023-09-15]. https://sthjt.shanxi.gov.cn/tfwj2/jhf/202112/t20211221_4181519.shtml)