

# 2030年京津冀及周边城市群PM<sub>2.5</sub>污染控制路径

束 韞, 李海生\*, 张文杰, 王洪昌, 田 刚, 朱金伟, 于 瑞, 杨添棋, 龙红艳

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

**摘要:** 近年来, 我国大气污染物减排效果明显, 空气质量也随之大幅改善. 然而, 部分重点区域如京津冀及周边城市群 (“2+26”城市)PM<sub>2.5</sub> 年均浓度依然较高, 远超 GB 3095—2012《环境空气质量标准》二级标准限值 (35 μg/m<sup>3</sup>). 为实现该目标值, 利用京津冀温室气体-空气污染物协同控制综合评估模型 (greenhouse gas-air pollution interactions and synergies, GAINS-JJJ), 模拟预测了2030年不同政策情景下区域空气质量改善情况, 分别量化了结构调整与末端控制 (BAT) 政策对不同污染物减排的贡献, 为 “2+26” 城市制定空气质量改善路径提供参考. 结果表明: ①2017—2030年, 由于一系列结构调整政策, 如煤改清洁能源、淘汰落后产能 (如钢铁、水泥、焦化等)、氮肥减量施用和高挥发有机溶剂替代等措施的实施, 以及末端控制政策, 如钢铁、水泥与焦化等行业超低排放改造, 重型柴油车与非道路移动机械尾气排放标准升级, 标准化规模养殖与测土配方施肥技术等技术的推广, “2+26” 城市的 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度值达到 34 μg/m<sup>3</sup>, 实现了 “美丽中国” 的目标要求. ②2030年结构调整情景下, 一次 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub> 与 NMVOCs (非甲烷类挥发性有机物) 的排放相比 2017年分别下降了 31%、44%、31%、5% 和 11%; 结构调整+末端控制情景下, 各项污染物的排放量减排比例分别达到 75%、69%、77%、32% 与 52%. ③末端控制政策对一次 PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub> 和 NMVOCs 减排的贡献要大于结构调整政策的贡献; 而针对 SO<sub>2</sub> 的减排, 结构调整政策则发挥了较大的作用. 研究显示, 在 2030年之前, “2+26” 城市的末端控制政策仍具有较大的污染减排潜力, 而针对 SO<sub>2</sub> 的控制则应将重点从过去的末端减排转向前端的结构性调整措施上.

**关键词:** 细颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>) 污染; “2+26” 城市; 情景分析; 减排潜力; 模拟分析

中图分类号: X24

文章编号: 1001-6929(2023)03-0439-10

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2022.11.15

## PM<sub>2.5</sub> Pollution Control Pathways in Beijing-Tianjin-Hebei and Surrounding Urban Areas in 2030

SHU Yun, LI Haisheng\*, ZHANG Wenjie, WANG Hongchang, TIAN Gang, ZHU Jinwei, YU Rui, YANG Tianqi, LONG Hongyan

State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

**Abstract:** In recent years, air pollutant emissions in China have reduced significantly, and the air quality has improved. However, annual average PM<sub>2.5</sub> concentrations in some key regions such as the ‘2+26’ Cities in Beijing-Tianjin-Hebei and surrounding areas are still relatively high, far exceeding the national standard II for ambient air quality of 35 μg/m<sup>3</sup>. To attain the target, the greenhouse gas and air pollution interactions and synergies model adapted to the ‘2+26’ Cities (GAINS-JJJ) model was applied to simulate and predict regional air quality under different policy scenarios in 2030, and contributions of structural adjustments and end-of-pipe controls (BAT) policies to the emission reduction. The results showed that: (1) Due to the structural adjustment policies, such as ‘coal to clean energy’, elimination of outdated production capacity (such as steel, cement, coking, etc.), reduction of nitrogen fertilizer application and substitution of high volatile organic solvents, and the end-of-pipe control policies, such as ultra-low emission standard transformation of steel, cement and coking industries, strengthened emission standards of heavy diesel vehicles and non-road machinery, and promotion of standardized large-scale breeding, soil testing technologies, the average annual concentration of PM<sub>2.5</sub> in the ‘2+26’ Cities will reach 34 μg/m<sup>3</sup>, achieving the

收稿日期: 2022-08-20 修订日期: 2022-10-18

作者简介: 束韞(1983-), 男, 新疆乌鲁木齐人, 副研究员, 博士, 主要从事大气污染控制技术与政策研究, shuyun@craes.org.cn.

\* 责任作者, 李海生(1964-), 男, 河北玉田人, 研究员, 博士, 主要从事能源与环境政策、环境管理、环境影响评价等研究, lihs@craes.org.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目 (No.2017YFC0213000); 大气重污染成因与治理攻关项目 (No.DQGG0107, DQGG0209)

Supported by National Key Research and Development Program of China (No.2017YFC0213000); National Research Program for Key Issues in Air Pollution Control, China (No.DQGG0107, DQGG0209)

goal of ‘beautiful China’. (2) Due to structural adjustment, the emissions of  $PM_{2.5}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$  and NMVOCs in 2030 will be reduced by 31%, 44%, 31%, 5% and 11%, respectively, compared with 2017, and they will be further reduced by 75%, 69%, 77%, 32% and 52%, respectively, due to end-of-pipe controls. (3) The contribution of the end-of-pipe controls to the emission reductions of primary  $PM_{2.5}$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$  and NMVOCs is greater than that of the structural adjustments. For  $SO_2$  emission reduction, structural adjustments has played a greater role. Research demonstrated that the control of  $SO_2$  before 2030 should shift the focus from the end-of-pipe measures to the structural adjustment measures.

**Keywords:**  $PM_{2.5}$  pollution; ‘2+26’ cities; scenario analysis; reduction potential; simulation analysis

随着我国城镇化进程的快速推进, 诸多经济、社会和生态环境等问题接踵而来, 大气污染尤为严重<sup>[1-2]</sup>. 细颗粒物 ( $PM_{2.5}$ ) 是大气污染的主要来源<sup>[3-4]</sup>. 《中国生态环境状况公报》显示, 2017 年我国 338 个地级及以上城市  $PM_{2.5}$  年均浓度为  $43 \mu g/m^3$ , 超过 GB 3095—2012 《环境空气质量标准》二级标准限值 ( $35 \mu g/m^3$ ) 的城市占比高达 70.7%, 京津冀及周边城市群 (“2+26” 城市, 包括北京市、天津市及其周边 26 个污染传输通道城市) 的  $PM_{2.5}$  年均浓度更是高达  $64 \mu g/m^3$ , 是我国空气污染最严重的地区之一<sup>[5]</sup>.

为缓解严重的空气污染状况, 我国在大气污染防治方面相继实施了一系列重大措施, 包括结构调整 (如落后产能淘汰、居民煤改清洁能源、新能源汽车推广等) 与末端控制 (如电力超低排放与工业行业提标改造、移动源排放管控等) 政策<sup>[6-7]</sup>. 经过努力, 2020 年我国  $PM_{2.5}$  年均浓度相比 2017 年下降了 20%<sup>[8]</sup>, 改善明显. 然而, “2+26” 城市的  $PM_{2.5}$  年均浓度仍为  $51 \mu g/m^3$ <sup>[9]</sup>, 几乎是 GB 3095—2012 二级标准限值的 1.5 倍. 另外, 生态环境部近期提出力争到 2030 年底前, 我国所有地级及以上城市基本实现  $PM_{2.5}$  年均浓度达到 GB 3095—2012 二级标准<sup>[10]</sup>. 因此, 分析 “2+26” 城市未来空气质量改善路径, 对我国实现空气质量根本性改善意义重大.

针对预测未来污染减排方面, 目前已在多个尺度 (如全球<sup>[11]</sup>、地区<sup>[12]</sup>、国家<sup>[13-14]</sup> 和省级<sup>[15]</sup> 等) 进行了大量研究. 例如, Wang 等<sup>[14]</sup> 模拟评估了未来污染减排措施对我国  $PM_{2.5}$  浓度的影响; Madaniyazi 等<sup>[16]</sup> 预测了 2030 年我国东部地区  $PM_{2.5}$  年均浓度的变化趋势, 并分析了潜在的健康影响; Cai 等<sup>[15]</sup> 根据《大气污染防治行动计划》设计了京津冀地区 2020 年污染减排情景, 并分析了末端控制政策对  $PM_{2.5}$  浓度降低的贡献. 然而, 上述全球与国家尺度研究通常是基于国家层面的污染防治政策进行情景设计, 并未反映不同地区的特定政策, 同时缺少针对不同类型政策 (如结构调整、末端控制政策) 的贡献分析. 另外, 受限于模型框架设计, 大部分研究的区域范围局限于地区、国

家、省级等, 缺少针对城市群尺度的模拟预测研究.

该研究利用与国际应用分析研究所 (IIASA) 科研人员合作开发的京津冀温室气体-空气污染物协同控制综合评估模型 (GAINS-JJJ)<sup>[17]</sup>, 通过综合考虑京津冀及周边地区发布的一系列结构调整与末端控制政策, 设计了 3 种 2030 年排放情景: 基准情景、结构调整情景和结构调整+末端控制情景. 通过对比分析, 量化了不同情景下整个区域及不同城市的污染物 (一次  $PM_{2.5}$ 、 $SO_2$ 、 $NO_x$ 、 $NH_3$  和 VOCs) 减排效果与  $PM_{2.5}$  浓度改善情况, 并分别探讨了结构调整与末端控制政策对污染物减排量的贡献, 以期京津冀及周边城市群大气污染防治政策制定提供支撑.

## 1 方法与数据

### 1.1 研究区域

研究区域为京津冀及周边地区 “2+26” 城市, 包括北京市、天津市、河北省的石家庄市、唐山市、保定市、廊坊市、沧州市、衡水市、邯郸市和邢台市, 山西省的太原市、阳泉市、长治市和晋城市, 山东省的济南市、淄博市、聊城市、德州市、滨州市、济宁市和菏泽市, 河南省的郑州市、新乡市、鹤壁市、安阳市、焦作市、濮阳市和开封市这 28 个城市 (见图 1).

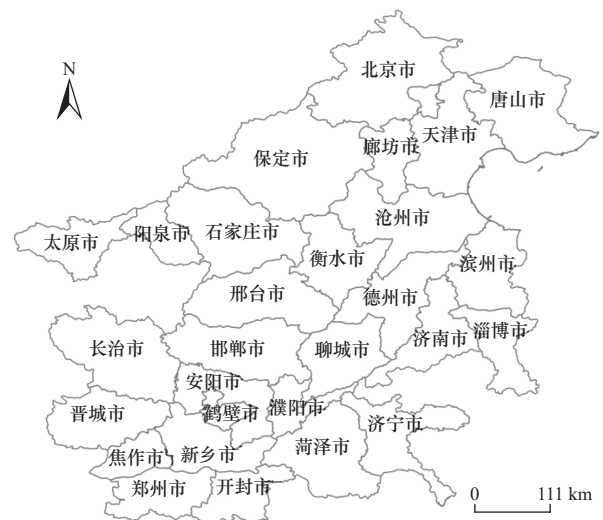


图 1 研究区域示意

Fig.1 Overview of the study domain

### 1.2 评估模型与数据来源

温室气体-空气污染物协同控制综合评估模型(GAINS)主要用于评估温室气体减缓潜力、空气污染物减排潜力以及政策之间的相互作用<sup>[18]</sup>。该模型描述了从人类生产生活到相关环境影响的大气污染路径,汇集了关于未来经济活动、能源与农业发展、污染排放控制与成本、大气传输扩散等信息。另外,该模型还可以量化PM<sub>2.5</sub>、地面O<sub>3</sub>等对人类健康构成的威胁以及对生态系统造成损害的风险,并计算《京都议定书》中包括CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、HFCs、PFCs和SF<sub>6</sub>这6种温室气体的排放量。用户可以下载、修改并上传多种模型参数,如活动水平、成本参数、经济预测及技术特征等,以产生用户自定义的排放情景,供决策者参考。为研究京津冀及周边城市群未来空气质量改善路径,开发了京津冀温室气体-空气污染物协同控制综合评估模型(GAINS-JJJ)。模型研究区域涵盖京津冀及周边地区28个污染传输通道城市,依据本地大气污染物排放清单<sup>[19]</sup>、《中国城市统计年鉴(2019年)》<sup>[20]</sup>、《中国能源统计年鉴(2018年)》<sup>[21]</sup>和实地调研数据等更新了城市层面的活动水平基础数据。采用排放因子法估算基准年下各城市不同部门的大气污染物排放量[见式(1)]。具体来说,利用收集到的数据对模型参数(如燃料类型、能源消耗量、工业产品产量以及大气污染控制技术的普及率或脱除率等)进行校准。例如,模型数据库中“2+26”城市的主要工业产品产量和能源消费量(如煤炭开采量、玻璃、粗钢、生铁、球团矿、烧结矿、焦炭、水泥、孰料和纸板等)主要根据文献[22-23]的数据进行了更新。

$$E_p = \sum_k \sum_m A_k \times ef_{k,m,p} \times \chi_{k,m,p} \quad (1)$$

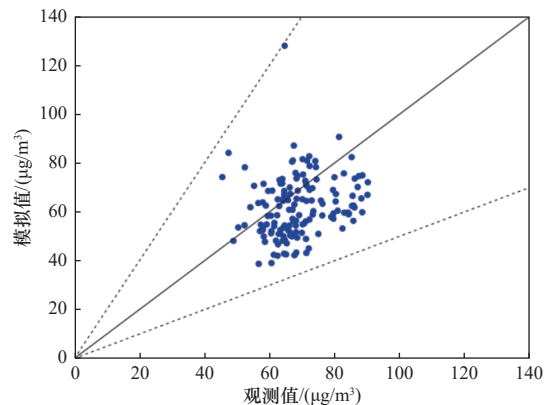
式中: $k$ 、 $m$ 和 $p$ 分别为活动类型、污染减排措施和污染物; $E_p$ 为污染物 $p$ (如一次PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>和VOCs等)的排放量,10<sup>3</sup> t/a; $A_k$ 为活动类型 $k$ 的活动水平数据,t/a(以产品计); $ef_{k,m,p}$ 为采用污染控制措施 $m$ 后活动类型 $k$ 中污染物 $p$ 的排放系数,g/t(以产品计); $\chi_{k,m,p}$ 为污染减排措施 $m$ 对活动类型 $k$ 中污染物 $p$ 在当地的普及率,%。

“2+26”城市PM<sub>2.5</sub>年均浓度采用GAINS-JJJ简化形式的源-受体关系系数进行估算,该系数基于空间分辨率为0.5°×0.5°的欧洲大气污染物长距离传输监测与评估模型(EMEP)<sup>[24]</sup>以及空间分辨率为12 km×12 km的多尺度空气质量模型(CMAQ)<sup>[15,25]</sup>,采用内插法完成不同尺度网格的合并计算。每个受体

点的PM<sub>2.5</sub>浓度采用式(2)进行计算<sup>[26]</sup>,不难发现式(2)仅描述了由人为活动引起的一次PM<sub>2.5</sub>排放和二次无机气溶胶形成的PM<sub>2.5</sub>浓度,由此可能低估了PM<sub>2.5</sub>的总体水平。尽管如此,依据28个城市的PM<sub>2.5</sub>国控站点数据对模拟结果进行了验证(见图2),总体上,观测值与模拟值的一致性较好,相关系数为0.49,归一化平均偏差为-9.87%,均方根误差为15.56。

$$PM_{2.5}(j) = \delta_{PM_{2.5}}(j) + \sum \pi_i^j E_{PM_{2.5,i}} + \sum \alpha_i^j E_{NH_{3,i}} + \sum v_i^j E_{NO_{x,i}} + \sum \sigma_i^j E_{SO_{2,i}} + \sum \gamma_i^j E_{VOCs_i} E_{naturei} \quad (2)$$

式中:PM<sub>2.5</sub>( $j$ )为受体点 $j$ 的PM<sub>2.5</sub>年均浓度,μg/m<sup>3</sup>; $\pi_i^j$ 、 $\alpha_i^j$ 、 $v_i^j$ 、 $\sigma_i^j$ 、 $\gamma_i^j$ 与 $\theta_i^j$ 分别为从源网格 $i$ 到受体点 $j$ 的一次PM<sub>2.5</sub>、NH<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub>、VOCs与自然源的传输矩阵系数; $E_{PM_{2.5,i}}$ 、 $E_{NH_{3,i}}$ 、 $E_{NO_{x,i}}$ 、 $E_{SO_{2,i}}$ 、 $E_{VOCs_i}$ 与 $E_{naturei}$ 分别代表源网格中一次PM<sub>2.5</sub>、NH<sub>3</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub>、VOCs与天然源的排放量; $\delta_{PM_{2.5}}(j)$ 为基于源-受体计算得到的受体点 $j$ 的PM<sub>2.5</sub>常数,代表EMEP模式模拟中的边界条件和非线性贡献<sup>[24]</sup>。



注:实线对应1:1,上虚线对应1:2,下虚线对应2:1。

图2 2017年“2+26”城市PM<sub>2.5</sub>模拟值与观测值的对比验证

Fig.2 Comparison verification of PM<sub>2.5</sub> simulated values and observed values in the ‘2+26’ Cities in 2017

### 1.3 情景设计

以2017年作为基准年,并利用基准年的排放状况设计了2030年京津冀及周边地区“2+26”城市的3种未来排放情景,即基准情景、结构调整情景和结构调整+末端控制情景。基于相同的社会经济发展预测<sup>[12]</sup>,这3种情景分别考虑了不同的大气污染防治政策措施。基准情景假设只有现行的污染控制政策得到实施,包括《国家环境保护“十二五”规划》<sup>[27]</sup>与《大气污染防治行动计划》<sup>[28]</sup>。结构调整情景是在基准情

景的基础上,进一步考虑了《打赢蓝天保卫战三年行动计划》中颁布的能源、产业与交通结构调整政策措施<sup>[29]</sup>,该计划将从2018年起逐步实施.其中,产业结构调整政策主要通过活动水平的变化来反映[见式(3)];能源结构调整政策主要通过活动水平和能源效率的变化来体现[以居民煤改清洁能源政策为例,见式(4)~(6)];交通结构调整政策主要通过排放因子和活动水平的变化来体现.在此基础上,结构调整+末端控制情景进一步考虑实施最佳可行技术(BAT),包括水泥、焦化与锅炉进一步推动超低排放改造,实施更加严格的机动车排放标准与汽柴油质量标准,以及积极推进含VOCs原辅材料和产品的源头替代等.不同情景定义见表1.

$$\Delta A = A_{BL} \times \frac{\Delta Ca}{Ca_{2017}} \quad (3)$$

$$\Delta A_{Coal}^{Res} = \Delta N_{House} \times U_{Coal} \quad (4)$$

$$\Delta A_{Ele}^{Res} = \frac{\Delta A_{Coal}^{Res} \times \text{Eff}_{Coal}^{Res} \times R_{Coal-Ele}}{\text{Eff}_{Ele}^{Res}} \quad (5)$$

$$\Delta A_{Coal}^{PP} = \frac{\Delta A_{Ele}^{Res}}{\text{Eff}_{Coal}^{PP} \times (1 - \text{Eff}_{Loss})} \quad (6)$$

式中: $\Delta A$ 为由于政策变化带来活动水平的变化量,t/a(以产品计)或PJ/a; $A_{BL}$ 为基准年活动水平,t/a(以产品计)或PJ/a; $\Delta Ca$ 为产能变化量,t/a(以产品计); $Ca_{2017}$ 为基准年(2017年)的总产能,t/a(以产品计),数据主要来自省级统计年鉴<sup>[21]</sup>; $\Delta A_{Coal}^{Res}$ 为政策变化带来的民用燃煤变化量,PJ/a; $\Delta A_{Ele}^{Res}$ 为政策变化带来的民用电力变化量,PJ/a; $\Delta A_{Coal}^{PP}$ 为政策变化带来的电力部门煤炭使用变化量,PJ/a; $\Delta N_{House}$ 为政策影响下居民人数的变化量<sup>[26]</sup>,capital; $U_{coal}$ 为居民户均耗煤量<sup>[30]</sup>,PJ/capital; $\text{Eff}_{Coal}^{Res}$ 为民用燃煤效率,%; $\text{Eff}_{Coal}^{PP}$ 为燃煤电厂发电效率,%; $\text{Eff}_{Loss}$ 为电网电耗,%; $R_{Coal-Ele}$ 为煤电改替代比例,%.

表1 情景描述与目的

Table 1 Description and purpose of scenarios

情景名称	情景描述	情景目的
基准情景	《国家环境保护“十二五”规划》;《大气污染防治行动计划》	经济持续发展情况下环境政策维持现状
结构调整情景	《国家环境保护“十二五”规划》;《大气污染防治行动计划》;逐步淘汰工业行业落后产能(如严禁新增钢铁、焦化、电解铝、铸造、水泥和平板玻璃等产能,累计关停300×10 <sup>4</sup> kW以上落后煤电机组);居民全面实施煤改清洁能源政策(如城区、农村地区清洁取暖率分别达到95%、50%);推广新能源车(如新能源汽车销售占比在25%以上)	在基准情景基础上考虑结构调整政策带来的环境效益
结构调整+末端控制情景	《国家环境保护“十二五”规划》;《大气污染防治行动计划》;逐步淘汰工业行业落后产能(如严禁新增钢铁、焦化、电解铝、铸造、水泥和平板玻璃等产能,累计关停300×10 <sup>4</sup> kW以上落后煤电机组);居民全面实施煤改清洁能源政策(如城区、农村地区清洁取暖率分别达到95%、50%);推广新能源车(如新能源汽车销售占比在25%以上);水泥、焦化与锅炉进一步推动超低排放改造(如T/CCAS 022—2022《水泥工业大气污染物超低排放标准》颗粒物浓度<10 mg/m <sup>3</sup> ,SO <sub>2</sub> 浓度<50 mg/m <sup>3</sup> ,NO <sub>x</sub> 浓度<100 mg/m <sup>3</sup> );实施更加严格的机动车排放标准与汽柴油质量标准(如重型柴油车实施国VI标准、非道路移动机械实施国IV标准);积极推进含VOCs原辅材料和产品的源头替代	在结构调整情景基础上考虑末端控制最佳可行技术(BAT)带来的环境效益

## 2 结果与讨论

### 2.1 未来污染物排放变化趋势

图3为2017年与2030年3种情景下“2+26”城市不同行业主要大气污染物排放量的变化情况.在基准年(2017年),“2+26”城市的一次PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>和NMVOCs(非甲烷类挥发性有机物)的排放总量分别为974×10<sup>3</sup>、1 037×10<sup>3</sup>、3 041×10<sup>3</sup>、1 290×10<sup>3</sup>和3 081×10<sup>3</sup> t.通过与文献结果比较,发现本研究中的大气污染物排放量和文献[19]的结果一致性较好,但略低于文献[22-23],这可能是由于该研究校准基础数据只考虑了本地规模以上企业活动水平的原因.在基准情景下,到2030年一次PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>的

排放量出现小幅下降,NH<sub>3</sub>和NMVOCs的排放量反而有所上升,这是由于农业以及溶剂源的活动水平逐年升高,而现行污染防治措施力度不足<sup>[6]</sup>造成的.在结构调整情景下,各项污染物排放量明显下降,到2030年一次PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>与NMVOCs的排放量相比2017年分别下降了31%、44%、31%、5%和11%.其中,一次PM<sub>2.5</sub>与SO<sub>2</sub>的减排主要来自居民部门,这主要归功于煤改清洁能源政策的有力实施<sup>[31]</sup>;NO<sub>x</sub>的减排则主要来自工业燃烧与工业过程部门,这主要得益于淘汰落后产业产能(如钢铁、水泥、焦化等)政策的实施;NH<sub>3</sub>与NMVOCs的减排主要来自农业与溶剂使用部门,主要是氮肥减量施用与高挥发

有机溶剂替代等措施的贡献. 在结构调整+末端控制情景下, 由于结构性政策与最佳可行技术的实施, 一次 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub> 与 NMVOCs 的排放量进一步下降, 相比 2017 年其减排比例分别达到 75%、69%、77%、32% 与 52%. 其中, 一次 PM<sub>2.5</sub> 与 SO<sub>2</sub> 的减排主要发生在工业过程、工业燃烧、燃料转换以及电力部门, 具体措施包括钢铁、水泥与焦化等行业超低排放

改造, 以及电力行业的深度治理; NO<sub>x</sub> 的减排主要来自针对重型柴油车与非道路移动机械尾气排放标准的升级, 如重型柴油车实施国 VI 标准、非道路移动机械实施国 IV 标准<sup>[7]</sup>; NH<sub>3</sub> 与 NMVOCs 的减排同样来自农业与溶剂使用部门, 具体措施包括推行标准化规模养殖与测土配方施肥技术<sup>[32]</sup>, 以及低 VOCs 含量溶剂使用<sup>[33]</sup> 等.

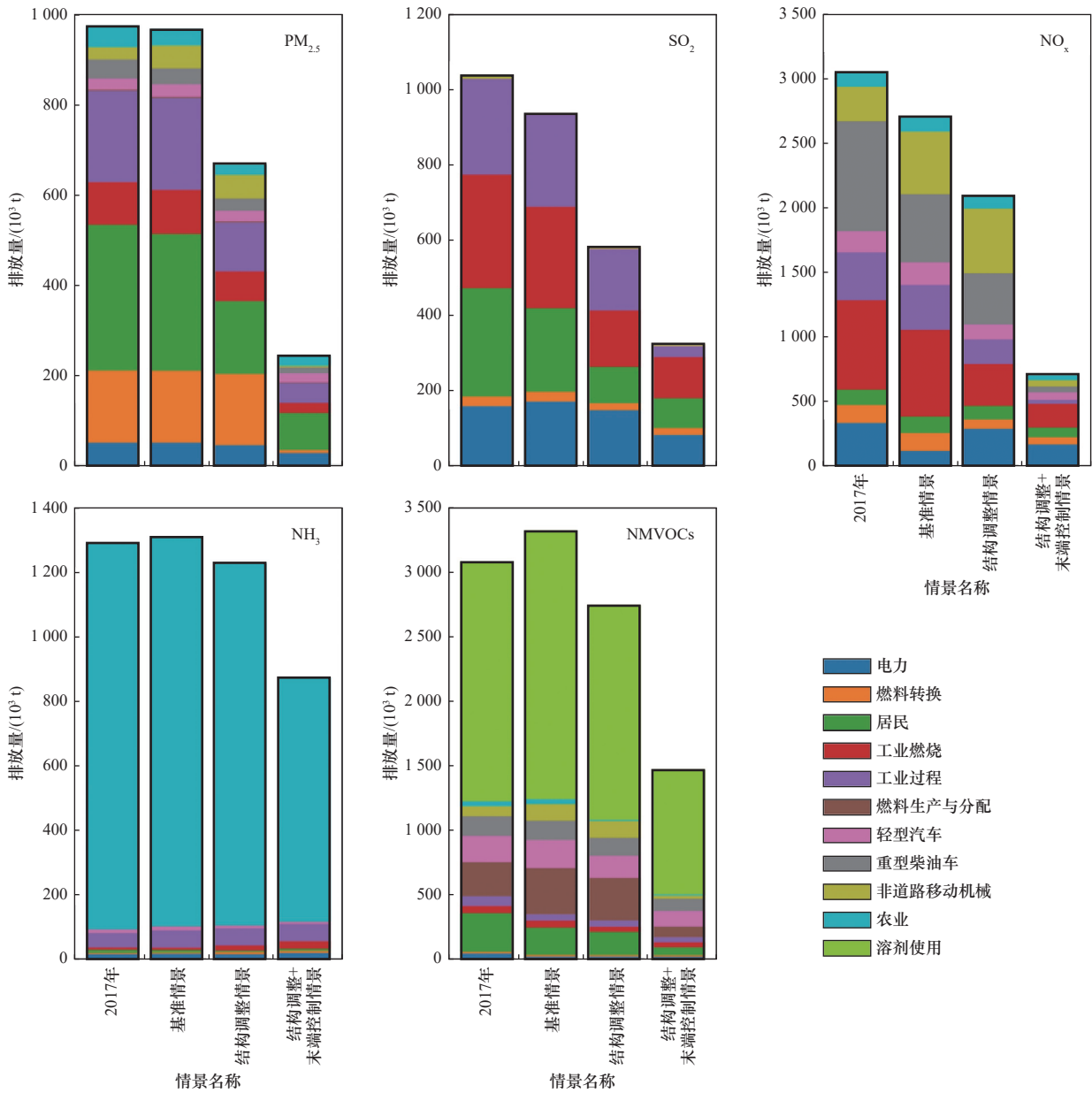


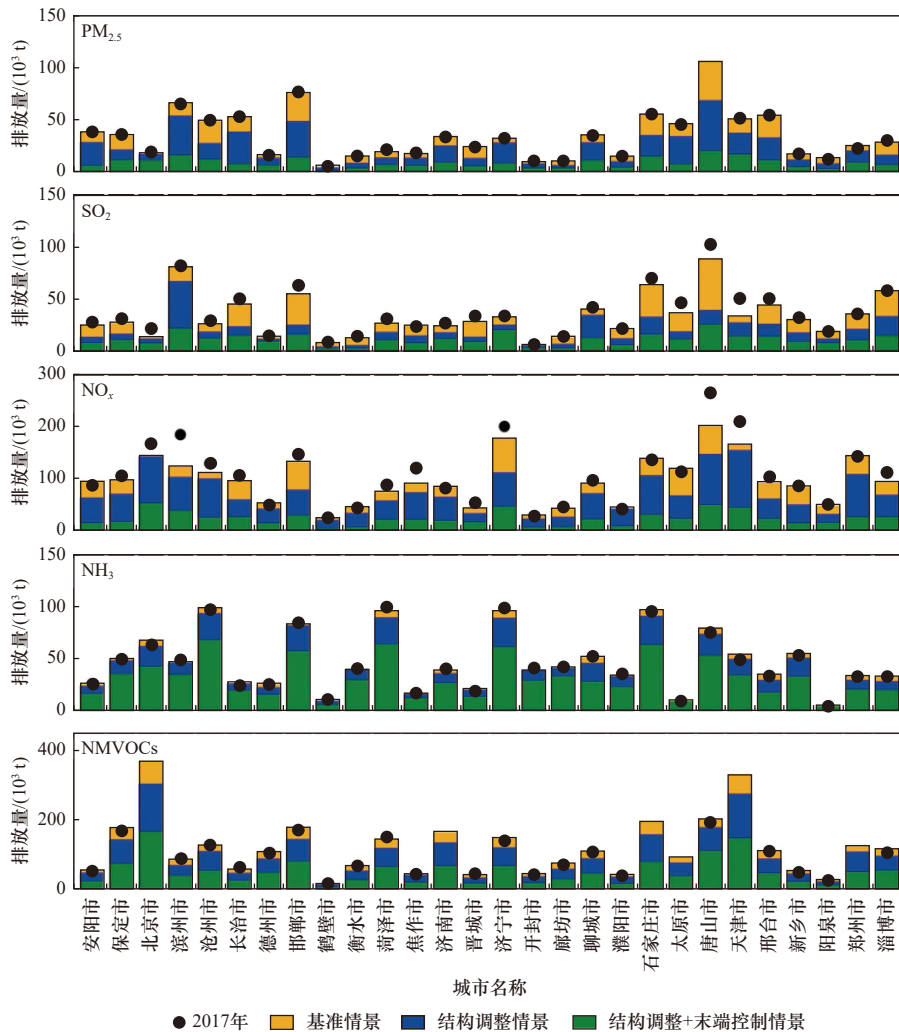
图3 2017年与2030年3种情景下“2+26”城市不同行业主要大气污染物排放量的分布情况  
Fig.3 Sectoral emissions of major air pollutants in the ‘2+26’ Cities for 2017 and three scenarios in 2030

图4为2017年与2030年3种情景下“2+26”城市主要大气污染物排放量情况. 从图4不难发现, 由于人口状况、经济发展水平以及工业结构的差异<sup>[20]</sup>, 不同城市之间的污染物排放水平差异显著. 一般而言,

能源消耗量较大的城市, 如唐山市、滨州市、邯郸市、天津市和石家庄市, 大气污染物排放量相对较高. 2017年, 唐山市是“2+26”城市中排放量占比最高的城市, 其一次 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、和 NO<sub>x</sub> 排放量分别占区域

总排放量的12%、10%和9%;济宁市是我国重要的农产品基地,其 $\text{NH}_3$ 排放量占比最大,占区域总排放量的8%,其次是菏泽市(占7%)和沧州市(占7%);由于大量的机动车保有量以及石油化工行业<sup>[22]</sup>,北京市和天津市的NMVOC排放量较高,主要来自移动源与溶剂使用.另外,从图4还可以发现,相比于2017年,不同情景下的污染物减排量在不同城市存在明显差异.以一次 $\text{PM}_{2.5}$ 为例,第二产业以重工业

为主的唐山市(相比于2017年减排比例为44%)与邯郸市(相比于2017年减排比例为42%)等城市在结构调整情景下的减排比例明显高于第三产业较发达的北京市(相比于2017年减排比例为10%)等城市,这说明2030年之前针对产业结构偏重的城市应在结构调整政策上实施更大力度,如进一步淘汰落后产能、优化电力结构以及推动居民煤改清洁能源政策等.



注:图中2017年排放量用黑点标记,不同柱子颜色顶端表示不同情景下的排放量.

图4 2017年与2030年3种情景下“2+26”城市主要空气污染物排放量情况

Fig.4 Emissions of major air pollutants in the ‘2+26’ Cities for 2017 and three scenarios in 2030 by prefectures

## 2.2 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度改善情况

图5为不同情景下京津冀及周边“2+26”城市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分布情况与年均值.2017年,京津冀及周边中部地区(如石家庄市、邢台市和邯郸市)的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度较高,这可能与当地污染物排放量较高有关(见图4).随着结构调整与末端控制政策的相继实施,区

域 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度整体上逐步降低.从图5可以看出,由于一系列结构调整政策,如煤改清洁能源、淘汰落后产业产能(如钢铁、水泥、焦化等)、氮肥减量施用以及高挥发有机溶剂替代等措施的实施,“2+26”城市 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度从2017年的 $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至2030年的 $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .在结构调整+末端控制情景下,进一步实施

钢铁、水泥与焦化等行业超低排放改造, 电力行业的深度治理, 重型柴油车与非道路移动机械尾气排放标准升级 (如重型柴油车实施国VI标准、非道路移动机械实施国IV标准), 标准化规模养殖与测土配方施肥

技术, 以及低 VOCs 含量溶剂使用等技术, “2+26” 城市 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度值达到 34 μg/m<sup>3</sup>, 实现了“美丽中国”的目标要求.

### 2.3 不同政策的减排贡献比较

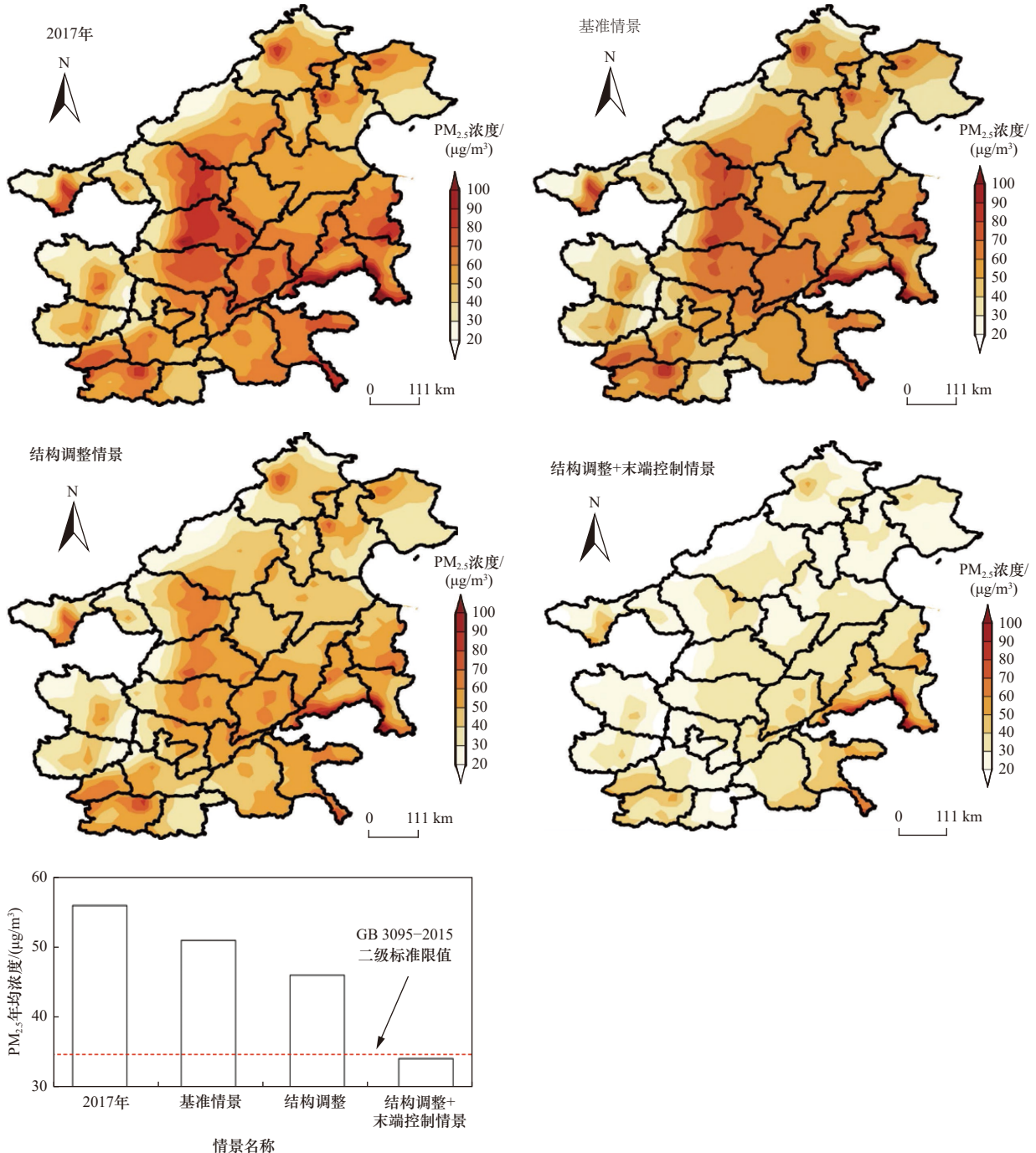


图5 2017年与2030年3种情景下“2+26”城市 PM<sub>2.5</sub> 浓度分布与年均值

Fig.5 Distribution and average annual concentration of PM<sub>2.5</sub> for 2017 and three scenarios in 2030 in the ‘2+26’ Cities

图6为结构调整政策与末端控制政策对不同污染物减排的贡献. 从图6可以看出, 2017—2030年末端控制政策对一次 PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub> 和 NMVOCs 减

排的贡献要大于结构调整政策; 而针对 SO<sub>2</sub> 的减排, 结构调整政策则发挥了较大的作用, 这与文献 [34] 的结果相较一致, 其认为在 2030 年前, 末端控制政策

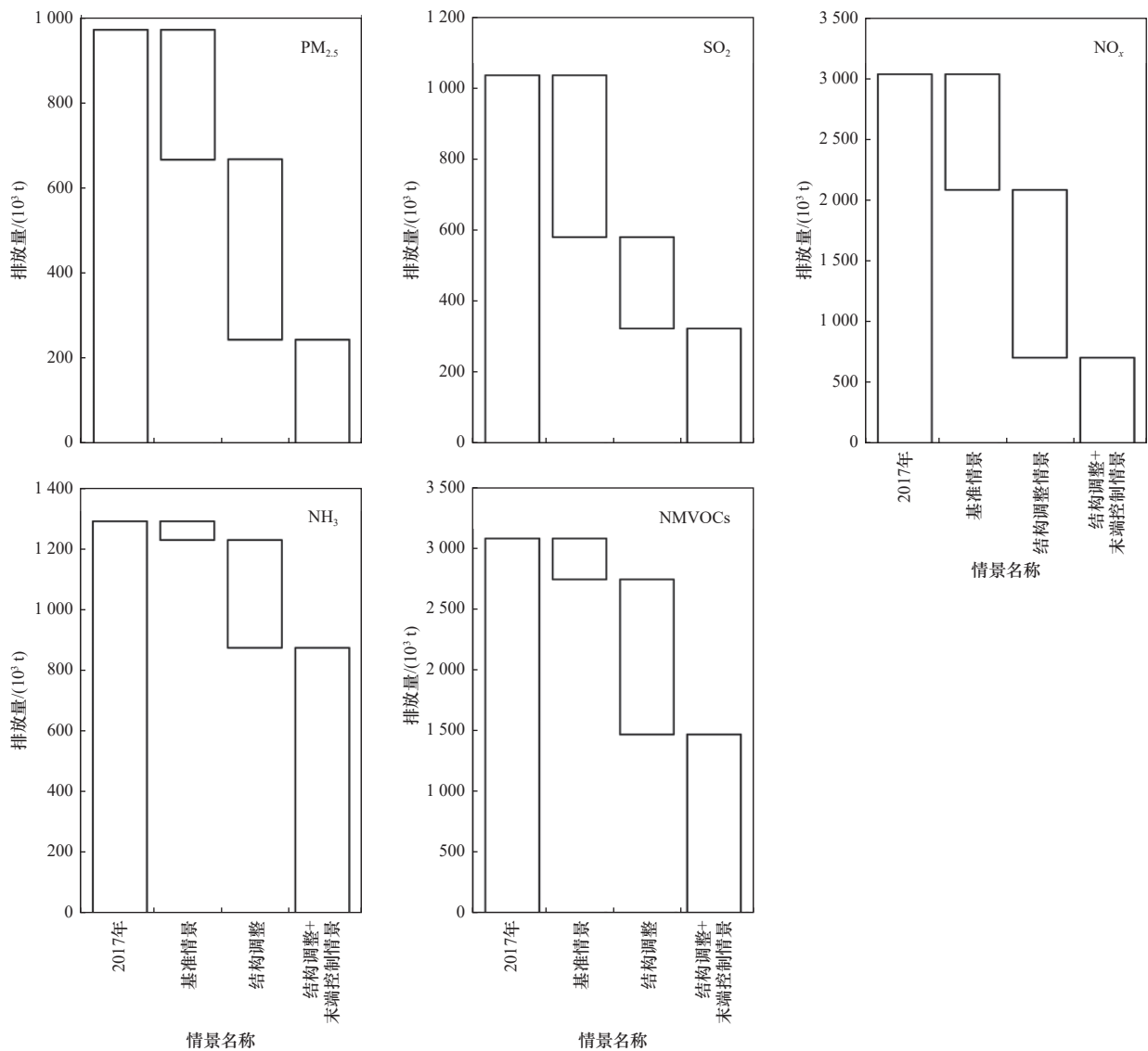


图6 结构调整政策与末端控制政策对不同污染物减排的贡献

Fig.6 Contributions of structural adjustment and end-of-pipe control to emission reductions

仍具有较大的污染减排潜力. 由于  $\text{SO}_2$  已经得到了较好的控制, 如脱硫效率较高的石灰石-石膏法脱硫工艺 (FGD) 目前已在电力<sup>[35]</sup>、钢铁<sup>[36]</sup> 等行业广泛应用, 因此, 2030 年之前针对  $\text{SO}_2$  的控制应将重点从过去的末端减排转向前端的结构性调整措施上.

#### 2.4 研究的不确定性分析

本研究结果的不确定性主要来自以下几个方面. 首先, 由于缺乏针对结构性调整政策措施量化的详细信息, 可能导致低估结构调整政策措施带来的环境效益, 尤其是未来的环境效益. 其次, 末端控制主要考虑了 BAT 技术措施, 如钢铁、水泥的超低排放改造等, 然而, 现实情况下该类最优技术在非电行业的实施存在一定不确定性<sup>[23]</sup>, 由此为本研究结果带来一定的不确定性. 第三, 本研究未充分考虑“2+26”城市未来社

会经济发展变化, 虽然利用了 GAINS 的预测模型<sup>[12]</sup> 对本地区社会发展进行了预测, 但该预测尺度为省级层面, 针对城市尺度未来发展预测存在较大不确定性.

### 3 结论

a) 2017 年, “2+26”城市的一次  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{NH}_3$  和 NMVOCs 的排放总量分别为  $974 \times 10^3$ 、 $1037 \times 10^3$ 、 $3041 \times 10^3$ 、 $1290 \times 10^3$  和  $3081 \times 10^3$  t. 在结构调整情景下, 各项污染物排放量明显下降, 到 2030 年一次  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{NH}_3$  与 NMVOCs 的排放量相比 2017 年分别下降了 31%、44%、31%、5% 和 11%; 在结构调整+末端控制情景下, 一次  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{NH}_3$  与 NMVOCs 的排放量进一步下降, 相比 2017 年减排比例分别达到 75%、69%、77%、32% 和 52%.

b) 在未来  $\text{PM}_{2.5}$  污染控制路径的设计中, 行业层

面应进一步推进区域内钢铁、水泥与焦化等行业超低排放改造以及电力行业的深度治理, 升级重型柴油车与非道路移动机械尾气排放标准, 并推行标准化规模养殖与测土配方施肥技术以及低 VOCs 含量溶剂使用; 针对产业结构偏重的城市应在结构调整政策上实施更大力度, 如进一步淘汰落后产能、优化电力结构以及推动居民煤改清洁能源政策等。

c) 2017—2030 年间, 末端控制政策对一次 PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub> 和 NMVOCs 减排的贡献要大于结构调整政策; 而针对 SO<sub>2</sub> 的减排, 结构调整政策则发挥了较大的作用。因此, 2030 年之前针对 SO<sub>2</sub> 的控制应将重点从过去的末端减排转向前端的结构性调整措施上。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] SOKHI R S, MOUSSIOPOULOS N, BAKLANOV A, et al. Advances in air quality research: current and emerging challenges [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2022, 22(7): 4615-4703.
- [ 2 ] 王文兴, 柴发合, 任阵海, 等. 新中国成立70年来我国大气污染防治历程、成就与经验 [J]. *环境科学研究*, 2019, 32(10): 1621-1635. WANG W X, CHAI F H, REN Z H, et al. Process, achievements and experience of air pollution control in China since the founding of the People's Republic of China 70 years ago [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(10): 1621-1635.
- [ 3 ] HAN B, ZHANG R, YANG W, et al. Heavy haze episodes in Beijing during January 2013: inorganic ion chemistry and source analysis using highly time-resolved measurements from an urban site [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 544: 319-329.
- [ 4 ] 王韵杰, 张少君, 郝吉明. 中国大气污染治理: 进展·挑战·路径 [J]. *环境科学研究*, 2019, 32(10): 1755-1762. WANG Y J, ZHANG S J, HAO J M. Air pollution control in China: progress, challenges and future pathways [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(10): 1755-1762.
- [ 5 ] 生态环境部. 2017中国生态环境状况公报 [R]. 北京: 生态环境部, 2018.
- [ 6 ] ZHANG Q, ZHENG Y X, TONG D, et al. Drivers of improved PM<sub>2.5</sub> air quality in China from 2013 to 2017 [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(49): 24463-24469.
- [ 7 ] 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.
- [ 8 ] 生态环境部. 2020中国生态环境状况公报 [R]. 北京: 生态环境部, 2021.
- [ 9 ] 李慧, 王淑兰, 张文杰, 等. 京津冀及周边地区“2+26”城市空气质量特征及其影响因素 [J]. *环境科学研究*, 2021, 34(1): 172-184. LI H, WANG S L, ZHANG W J, et al. Characteristics and influencing factors of urban air quality in Beijing-Tianjin-Hebei and its surrounding areas (‘2+26’ Cities) [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, 34(1): 172-184.
- [ 10 ] SHI X R, ZHENG Y X, LEI Y, et al. Air quality benefits of achieving carbon neutrality in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 795: 148784.
- [ 11 ] RAO S, KLIMONT Z, SMITH S J, et al. Future air pollution in the shared socio-economic pathways [J]. *Global Environmental Change*, 2017, 42: 346-358.
- [ 12 ] AMANN M, KIESEWETTER G, SCHÖPP W, et al. Reducing global air pollution: the scope for further policy interventions [J]. *Philosophical Transactions Series A: Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 2020, 378(2183): 20190331.
- [ 13 ] XING J, WANG S X, CHATANI S, et al. Projections of air pollutant emissions and its impacts on regional air quality in China in 2020 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(7): 3119-3136.
- [ 14 ] WANG S X, ZHAO B, CAI S Y, et al. Emission trends and mitigation options for air pollutants in East Asia [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014, 14(13): 6571-6603.
- [ 15 ] CAI S Y, WANG Y J, ZHAO B, et al. The impact of the ‘Air Pollution Prevention and Control Action Plan’ on PM<sub>2.5</sub> concentrations in Jing-Jin-Ji Region during 2012-2020 [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 580: 197-209.
- [ 16 ] MADANIYAZI L, NAGASHIMA T, GUO Y M, et al. Projecting fine particulate matter-related mortality in East China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(18): 11141-11150.
- [ 17 ] SHU Y, HU J N, ZHANG S H, et al. Analysis of the air pollution reduction and climate change mitigation effects of the Three-Year Action Plan for Blue Skies on the ‘2+26’ cities in China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022, 317: 115455.
- [ 18 ] AMANN M, BERTOK I, BORKEN-KLEEFELD J, et al. Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: modeling and policy applications [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2011, 26(12): 1489-1501.
- [ 19 ] 贺克斌, 薛志钢. “2+26”城市大气污染源排放清单研究 [R]. 北京: 大气重污染成因与治理攻关项目管理办公室, 2019.
- [ 20 ] 国家统计局城市社会经济调查司. 中国城市统计年鉴(2019年) [R]. 北京: 中国统计出版社, 2020.
- [ 21 ] 国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴(2018年) [R]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [ 22 ] LI M, LIU H, GENG G N, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. *National Science Review*, 2017, 4(6): 834-866.
- [ 23 ] LIU J, ZHENG Y X, GENG G N, et al. Decadal changes in anthropogenic source contribution of PM<sub>2.5</sub> pollution and related health impacts in China, 1990-2015 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(13): 7783-7799.
- [ 24 ] KIESEWETTER G, BORKEN-KLEEFELD J, SCHÖPP W, et al. Modelling NO<sub>2</sub> concentrations at the street level in the GAINS integrated assessment model: projections under current legislation [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2014, 14(2): 813-829.
- [ 25 ] 周成, 李少洛, 孙友敏, 等. 基于CMAQ空气质量模型研究机动车对济南市空气质量的影响 [J]. *环境科学研究*, 2019, 32(12): 2031-2039.

- ZHOU C, LI S L, SUN Y M, et al. Influence of motor vehicles on air quality in urban areas based on the CMAQ model[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(12): 2031-2039.
- [ 26 ] LIU J, KIESEWETTER G, KLIMONT Z, et al. Mitigation pathways of air pollution from residential emissions in the Beijing-Tianjin-Hebei Region in China[J]. *Environment International*, 2019, 125: 236-244.
- [ 27 ] 国务院. 国务院关于印发国家环境保护“十二五”规划的通知[EB/OL]. 北京: 国务院公报, (2011-12-15)[2022-08-16]. [http://www.gov.cn/govweb/gongbao/content/2012/content\\_2034724.htm](http://www.gov.cn/govweb/gongbao/content/2012/content_2034724.htm).
- [ 28 ] 国务院. 国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知[EB/OL]. 北京: 国务院办公厅, (2013-09-10)[2022-08-16]. [http://www.gov.cn/zwqk/2013-09/12/content\\_2486773.htm](http://www.gov.cn/zwqk/2013-09/12/content_2486773.htm).
- [ 29 ] 国务院. 国务院关于印发打赢蓝天保卫战三年行动计划的通知[EB/OL]. 北京: 国务院办公厅, (2018-06-27)[2022-08-16]. [http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content\\_5303158.htm](http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content_5303158.htm).
- [ 30 ] ZHI G R, PENG C H, CHEN Y J, et al. Deployment of coal briquettes and improved stoves: possibly an option for both environment and climate[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(15): 5586-5591.
- [ 31 ] 闫祯, 金玲, 陈潇君, 等. 京津冀地区居民采暖“煤改电”的大气污染物减排潜力与健康效益评估[J]. *环境科学研究*, 2019, 32(1): 95-103.
- YAN Z, JIN L, CHEN X J, et al. Assessment of air pollutants emission reduction potential and health benefits for ‘residential heating coal changing to electricity’ in the Beijing-Tianjin-Hebei Region[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2019, 32(1): 95-103.
- [ 32 ] GU B J, ZHANG L, van DINGENEN R, et al. Abating ammonia is more cost-effective than nitrogen oxides for mitigating PM<sub>2.5</sub> air pollution[J]. *Science*, 2021, 374(6568): 758-762.
- [ 33 ] LI M, ZHANG Q, ZHENG B, et al. Persistent growth of anthropogenic NMVOC emissions in China during 1990-2017: dynamics, speciation, and ozone formation potentials[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019. doi: <https://doi.org/10.5194/acp-2019-125>.
- [ 34 ] CHENG J, TONG D, ZHANG Q, et al. Pathways of China's PM<sub>2.5</sub> air quality 2015-2060 in the context of carbon neutrality[J]. *National Science Review*, 2021, 8(12): nwab078.
- [ 35 ] TONG D, ZHANG Q, LIU F, et al. Current emissions and future mitigation pathways of coal-fired power plants in China from 2010 to 2030[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(21): 12905-12914.
- [ 36 ] BO X, JIA M, XUE X D, et al. Effect of strengthened standards on Chinese ironmaking and steelmaking emissions[J]. *Nature Sustainability*, 2021, 4(9): 811-820.

(责任编辑: 张 蕊)