

气候协同的区域空气质量精细化调控战略研究

吴志军¹, 王志立², 张强³, 陆克定¹, 李歆¹, 胡建林⁴, 郭松¹, 邢佳⁵, 同丹³, 王德英²,
胡京南⁶, 雷宇⁷, 王书肖⁵, 龚山陵², 胡敏¹, 张小曳², 贺克斌⁵, 张远航¹

(1. 北京大学环境科学与工程学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100871; 2. 中国气象科学研究院, 灾害天气国家重点实验室和大气化学重点开放实验室, 北京 100081; 3. 清华大学地球系统科学系, 北京 100084; 4. 江苏省大气环境监测与污染控制高技术研究重点实验室, 江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044; 5. 清华大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084; 6. 中国环境科学研究院, 北京 100012; 7. 生态环境部环境规划院, 北京 100012)

摘要: 开展气候协同的区域空气质量精细化调控研究, 对推进我国空气质量持续改善、构建未来气候背景下多污染物协同减排路径、实现绿色可持续发展具有重大战略意义。本文分析了区域大气污染演变规律、多污染物相互作用机制、污染防治策略与控制技术成效, 完成了多视角剖析与多技术相互印证的集成研究, 阐明了多污染物非线性响应关系, 并梳理形成了区域精细化调控技术体系; 在探讨气候变化与大气污染相互影响的基础上, 提炼了空气质量精细化调控技术路线, 提出了中长期空气质量改善策略和路线图。研究建议, 针对当前的大气复合污染特征, $PM_{2.5}$ 与 O_3 协同控制的核心在于大气氧化性调控, 需要持续强化一次污染物减排, 同时因时因地并结合气候气象条件开展VOCs和 NO_x 协同的精细化减排; 发挥“双碳”政策的推动作用, 通过四大结构调整和低碳转型, 实现多类型污染物的协同深度减排, 达到 $PM_{2.5}$ 与 O_3 浓度的同步下降。

关键词: 大气污染; $PM_{2.5}$; 臭氧; 气候变化; 空气质量改善

中图分类号: X51 文献标识码: A

Strategical Research on Refined Regulations for Regional Air Quality with Climate Synergy

Wu Zhijun¹, Wang Zhili², Zhang Qiang³, Lu Keding¹, Li Xin¹, Hu Jianlin⁴, Guo Song¹,
Xing Jia⁵, Tong Dan³, Wang Deying², Hu Jingnan⁶, Lei Yu⁷, Wang Shuxiao⁵, Gong Sunling²,
Hu Min¹, Zhang Xiaoye², He Kebin⁵, Zhang Yuanhang¹

(1. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China; 2. State Key Laboratory of Severe Weather & Key Laboratory of Atmospheric Chemistry of CMA, Chinese Academy of Meteorological Sciences, Beijing 100081, China; 3. Department of Earth System Science, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 4. Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control, Collaborative Innovation Center of Atmospheric Environment and Equipment Technology, School of Environmental Science and Engineering of Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 5. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084; 6. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 7. Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012, China)

收稿日期: 2022-04-18; 修回日期: 2022-09-15

通讯作者: 张远航, 北京大学环境科学与工程学院教授, 中国工程院院士, 研究方向为大气化学; E-mail: yhzhang@pku.edu.cn

资助项目: 中国工程院咨询项目“气候协同的区域空气质量精细化调控战略研究”(2021-XZ-09)

本刊网址: www.engineering.org.cn/ch/journal/sscae

Abstract: Strategic research on the refined regulations for regional air quality with climate synergy is essential for continuously improving the air quality, creating a coordinated multi-pollutants reduction path, and promoting sustainable development in China. This study analyzed the evolution characteristics of regional air pollution, the multi-pollutant interaction mechanisms, and the effectiveness of air pollution prevention and control strategies and technologies. Multi-perspective analysis and integrated research were conducted to clarify the non-linear relationship among multiple pollutants and formulate a technology system for refined regional regulation. The interaction between climate change and air pollution was explored as well. By summarizing the current technical routes for air pollution and control, the medium- and long-term air quality improvement strategies and roadmaps were proposed. Considering the current situation of air pollution in China, the regulation on atmospheric oxidation is the core for the coordinated control of $PM_{2.5}$ and O_3 pollution. Therefore, it is necessary to continuously promote emission reduction of primary pollutants and conduct refined and coordinated reduction of VOCs and NO_x emissions considering specific climate and meteorological conditions. Additionally, coordinated emission reduction of multiple types of pollutants can be realized through adjustment of energy, transportation, industry, and landuse structures as well as low-carbon transformation, thereby synchronously reducing the $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations.

Keywords: air pollution; fine particulate matter; ozone; climate change; air quality improvement

一、前言

“十三五”时期,我国以细颗粒物($PM_{2.5}$)为特征污染物的大气环境问题明显改善,但区域性臭氧(O_3)污染问题凸显,污染程度、范围、持续时间均呈扩大趋势。以 $PM_{2.5}$ 为重心的控制策略,对于 O_3 污染防治而言存在短板,因而大气污染精准防治面临瓶颈,空气质量持续改善难度有所增大。全球气候变暖对气象过程产生的影响加大了区域重污染的风险。例如,随着全球变暖的加剧,东亚季风减弱、东亚大槽变浅以及近地表大气增暖较快,导致了中低层大气更加稳定、污染扩散条件进一步恶化[1]。因此,厘清气候、气象与大气污染的内在联系,对于推进我国空气质量持续改善、开展气候适宜的区域空气质量精细化调控至关重要。

在我国“双碳”战略目标提出后,应对气候变化上升为国家战略。当前,我国处于工业化、城市化进程的关键时期,偏重化石燃料的经济发展模式带来的高能源消耗,使得我国在全球气候变化背景下面临着极大的碳减排压力。大气污染物与温室气体排放具有同源性,实现碳中和与改善空气质量根本目标是一致的。近期大气污染防治和长期气候变化应对相结合,气候目标与环境改善目标相结合,构建未来气候背景下的多污染物协同减排路径,有助于积极应对大气污染和气候变化问题,实现绿色可持续发展。

本文针对气候变化条件下区域空气质量精细化调控的重大需求,客观分析区域大气污染演变规律、多污染物相互作用机制、污染防治策略与控制技术成效,阐明 $PM_{2.5}$ 、 O_3 和气候变化的耦合机制,

评估气候变化应对与大气污染防治的双向影响;提出区域空气质量调控路线图与跨学科、跨行业精细化治理体系,以期为国家中长期大气污染防治政策制定、大气污染防治发展方向等研究提供参考和启发。

二、区域大气 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染成因与控制策略

(一) $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染特征及相关性

1. $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染的总体态势

从2015年到2020年,全国 $PM_{2.5}$ 年均浓度由 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 下降至 $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [2,3]。 $PM_{2.5}$ 浓度大幅下降的同时,化学组分也发生了显著变化,无机盐和二次有机物等二次组分在 $PM_{2.5}$ 中占比不断增加,并且由“硫酸盐-有机物”转向“硝酸盐-有机物”为主导[4],凸显了氮氧化物(NO_x)和挥发性有机物(VOCs)大气化学转化对 $PM_{2.5}$ 的显著影响。

同时,全国 O_3 污染程度总体呈上升趋势,发生长时间大范围污染过程的频率也在增加。从全球尺度看,我国近年来地面 O_3 浓度水平高于世界其他地区,且增长速度快[5]。与2015年相比,2017—2020年各月 O_3 超标天数增幅均十分显著,其中升幅最大的出现在夏秋季。目前,夏季 O_3 污染已成为我国深化大气污染治理的难题。

2. $PM_{2.5}$ 与 O_3 污染的时空差异与关联

全国 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度高值区具有较好的空间一致性,但发生的季节存在差异。在京津冀、苏皖鲁豫地区, $PM_{2.5}$ 浓度高值出现在冬季,夏季在同一区域也出现 O_3 浓度高值。说明了 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染的空间一致性和同源性以及季节的差异性。

PM_{2.5}与O₃浓度的相关性呈明显的南北差异和季节性差异。PM_{2.5}和O₃在长江以南（北纬25°以南）以正相关为主，长江以北以负相关为主，部分地区也存在不相关[5]；夏季相关性显著高于冬季。NO₂被认为是O₃的潜在存在，通常用O₃+NO₂作为大气总氧化剂O_x来近似表征大气氧化能力。与O₃相比，O_x与PM_{2.5}之间的相关性更好，且没有显著的季节变化和空间差异[6,7]，受污染程度影响不大，印证了大气氧化性是O₃和PM_{2.5}污染的决定性因素。

（二）PM_{2.5}和O₃污染成因及耦合机制

近些年，我国大气污染特征发生明显改变：NO₂/SO₂比值、O₃/PM_{2.5}超标率比值、二次成分/PM_{2.5}比值不断升高，高浓度O₃和二次细颗粒物已经成为导致我国大气污染的核心污染物。同时，一次污染物NO_x、VOCs以及NH₃等浓度仍居高位，多种污染物相互作用，多种污染类型叠加，多种过程相互耦合，多尺度污染相互影响，我国大气复合污染特征更为突出。因此，厘清大气氧化性的内涵、O₃及二次细颗粒物的生成机制和主控因子，成为开展空气质量精准调控的关键。

1. 大气氧化性的科学内涵

在大气中，低氧化态物质通过各种过程逐步变为高氧化态，然后被地气交换过程清除。这种属性通常称为大气氧化性或大气自净能力，表现为自由基（OH、NO₃、Cl等）和O₃等氧化还原性物质的能力，主要用自由基浓度、OH去除速率和污染物去除速率来表征。

大气氧化性不仅与大气氧化剂浓度水平有关，更与污染物的活性水平有关，包括气相氧化、液相和非均相反应氧化过程。在我国复合污染大气条件下，无论在夏季还是冬季，均存在大气强氧化性，但表现特征存在显著的季节差异。在夏季，HONO、O₃等光解的高强度自由基初级来源和自由基快速光化学循环放大能力共同维持了夏季大气强氧化性[8]，在冬季则是自由基快速去除速率和污染物复杂多相反应共同维持了冬季污染过程中大气的强氧化性[9,10]。目前，已清楚地认识到大气氧化性的重要作用，但对大气氧化性科学内涵和定量表征的研究还十分薄弱，需选择典型区域开展更加深入全面的研究。

2. 大气氧化性驱动的O₃和二次细颗粒物污染

光化学烟雾形成机制的基本原理已成为科学共识。NO₂在太阳紫外光照射下光解生成O₃，在OH-HO₂自由基循环和NO₂-NO循环的相互作用下，O₃不断被累积，并将SO₂、NO₂和VOCs氧化，生成硫酸、硝酸和羰基化合物，随后生成二次细颗粒物。在此双循环相互作用中，HO_x自由基循环是大气氧化性的“动力和推进器”、NO_x是“催化剂”、VOCs是导致大气氧化能力增强的“燃料”，促使O₃和二次细颗粒物同时生成。由此可见，O₃和二次细颗粒物同根同源，也说明了二次污染特别是O₃与NO_x和VOCs的非线性。近些年，在一些典型区域的研究中，发现卤素自由基化学和RO₂氢转移化学都能一定程度提升O₃的生成速率[8,11]，并可以完善模型对O₃浓度的模拟。

通过梳理现有的二次细颗粒物生成的微观化学机制，发现气相光化学过程导致了夏秋季节严重的光化学烟雾污染；在冬季重霾污染期间，尽管影响二次细颗粒物污染成因的化学机制尚未完全明晰，涉及到复杂气相反应和多相反应过程[12,13]，但无论是哪种氧化机制，影响二次细颗粒物生成的主要氧化剂包括OH、NO₃、H₂O₂、O₃以及NO₂等基本都来自气相氧化过程。综合考虑O₃和二次细颗粒物生成机制，如图1所示，源自于气相化学过程的氧化剂推动了二次细颗粒物和O₃的生成。由此可见，PM_{2.5}和O₃看似是两个独立的污染问题，实则是大气氧化性驱动的光化学污染的两种表现形式，具有同根同源性。以自由基为核心的大气氧化性源自NO_x和VOCs等多污染物在大气中的复杂气相光化学反应和多相反应过程，是二次细颗粒物和O₃形成的核心驱动力。

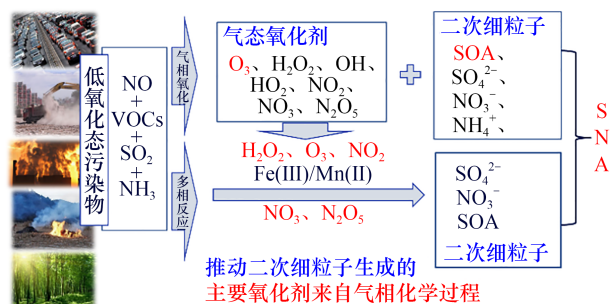


图1 大气氧化性，驱动二次污染生成

注：SOA和SNA分别为二次有机气溶胶和二次无机组分（硫酸盐、硝酸盐和铵盐）。

3. 基于大气氧化性的多污染物协同控制

开展基于大气氧化性的多污染物防治策略主要是通过 NO_x 和 VOCs 等关键前体物非线性协同减排来实现, 这是开展 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 协同控制、实现空气质量持续改善的关键。开展基于大气氧化性调控的 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 污染防治策略, 其本质是要基于二次污染成因的科学认知通过多种污染物的协同减排有效降低驱动二次污染产生的大气氧化速率。因此, 持续开展多种一次污染物的协同减排进而降低大气氧化速率是十分必要和关键的。对大气氧化性的调节, 一方面, 需要持续降低多类型一次污染物的排放; 另一方面, 需要制定 VOCs 和 NO_x 协同减排的科学策略。

由于二次污染物与 NO_x 和 VOCs 具有非线性关系, 短期内单一降低 NO_x 浓度和排放可能无法达到有效减缓二次污染的效果, 甚至可能导致 O_3 污染不降反升; 单独减排 VOCs, 可以实现 O_3 污染逐步降低, 并有助于二次有机气溶胶的控制, 但 VOCs 排放源复杂, 难以快速和有效减排。因此, 制定 VOCs、 NO_x 非线性协同减排科学策略, 并与一次污染物(烟尘、扬尘、 NH_3 等)的无悔减排相结合, 形成基于大气氧化性的多污染物协同控制策略, 可以使一次污染物和大气氧化剂协同下降, 从而使得二次污染产生速率和污染潜势的削减事半功倍, 实现 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 同步下降的空气质量改善目标。

(三) $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 污染协同控制策略与区域实践

目前, 我国 $\text{PM}_{2.5}$ 中一次源仍占一定比例, 二次细颗粒物生成机制比较复杂且与前体物的非线性关系尚不十分清楚, 当前控制策略主要是对一次污染的多污染物深度减排, 并注重 NO_x 和 VOCs 协同减排, 以有效遏制二次细颗粒物的生成。 O_3 与前体物的非线性关系与污染过程有关, 其不同尺度(全国、区域、城市)的分布特征也有差异, 全国 O_3 污染总体与 NO_x 密切相关, 东部区域 O_3 可能受 NO_x 和 VOCs 协同影响, 城市 O_3 污染主要处于 VOCs 控制区。因此, 针对 O_3 污染的多污染物协同防治总体策略是全国实施 O_3 目标约束的多污染物总量控制、重点减排 NO_x ; 区域和城市近期要强化 VOCs 减排兼顾 NO_x , 中长期要推进 NO_x 深度减排; 在区域联防联控层面, 推动区域一体化和城市差异化控制方案的无缝衔接, 在城市层面, 践行区域视野城市行动

的科学减排和精准治理。

从发达国家和地区大气污染防治历程看, 欧美等国家和地区实施多污染物达标为导向的污染控制策略, 执行实现环境空气质量标准的多目标评价考核体系, 实现了大气污染物排放和环境浓度整体上实现同步下降。通过梳理我国几大重点区域, 包括京津冀及其周边、长三角、珠三角和成渝地区等近些年开展的污染防治策略和成效, 可以发现, 这些重点区域已经开展了以多污染物协同减排为主线的大气污染防治总体策略, 也充分考虑臭氧污染生成机制的地域和季节性差异、区域外传输和区域内各城市的相互影响, 取得了 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 污染的持续改善。实践证明多污染物、多目标协同控制策略是我国重点区域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 协同防控的有效方法。

三、气候变化与区域复合污染双向影响与调控策略

(一) 气候变化与大气污染趋势的关系

1. 全球变暖对大气污染长期变化的影响

在全球变暖背景下, 东亚冬季风减弱、东亚大槽变浅以及近地表大气增暖较快导致中低层大气更加稳定, 导致污染扩散条件恶化[1]。将以全球变暖为特点的气候变化的年代际和年际变化与局地 $\text{PM}_{2.5}$ 污染气象状况建立定量联系, 发现全球变暖会导致不利气象条件更容易出现。

气候年代际变暖对我国重点地区 $\text{PM}_{2.5}$ 污染长期变化趋势有影响, 但没有起到主导作用。以北京为例, 从年代际变化趋势上看, 1960—2017 年受气候变暖影响的不利气象条件 (PLAM) 转差 30%, 而同期 $\text{PM}_{2.5}$ 增加约 3.6 倍, 表明污染排放依然是主因 [1]。但从年际尺度看, 与不利气象条件密切相关的上下层温差、北风风速等存在较大的年际震荡, 导致 PLAM 指数存在较大的年际波动, 说明不同年份单是气象条件变化就会引起大气污染显著变化。

2. 气象因素对大气污染变化的影响

中国不同地区大气污染变化的主导气象因子有所差别。例如, 在中国东北、华北平原和四川盆地等重度污染区域, 风速和湿度对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化有很大影响。在长三角和珠三角, 除了风速和湿度外, 降水是另一个主导的气象因素。不同时段气象因子

对大气污染变化的贡献也有所差别。基于 PLAM 指数的变化分析发现, 2013—2017年, 在京津冀和长三角 $PM_{2.5}$ 浓度的下降中约有 13% 和 20% 是由气象因素造成 [14]。

气象条件变化对近年臭氧污染增加影响显著。多元线性回归方程的分析表明, 从 2013—2020 年北京地区 O_3 浓度增加了 9.6%, 其中气象变化使臭氧增加了 18%, 减排措施使其减少了 8.4%。上海、西安、武汉、成都、广州、长春等地结果的分析均表明, 气象变化主导了 O_3 浓度的长期变化, 而污染物排放变化的影响相对较弱。

(二) 气象条件与大气污染相互作用机制

气象条件与大气污染之间存在“双向反馈效应”。在排放可视为基本不变时段, 例如一年的冬季, $PM_{2.5}$ 污染的出现是源于出现了以区域气团稳定和水汽凝结率高为特征的不利气象条件, 表现在边界层高度通常下降到平时的约 60% [15,16], $PM_{2.5}$ 水平和垂直方向的扩散被抑制, 浓度不断攀升。当 $PM_{2.5}$ 浓度超过一定阈值后, $PM_{2.5}$ 污染会进一步加剧恶化边界层气象条件, 使边界层高度进一步下降, 从而使 $PM_{2.5}$ 浓度在短时间至少增加一倍, 触发显著的不利气象条件和累积的颗粒物污染之间的“双向反馈效应”(见图 2)。

通过深入分析我国不同霾区不利气象条件与 $PM_{2.5}$ 污染累积的双向反馈机制, 发现累积的污染导致气象条件转差的反馈作用主导了大多数 $PM_{2.5}$ 浓

度爆发性增长。一般情况下, 污染越重的区域, 双向反馈越强。华北平原、关中平原及东北平原地区双向反馈强度高于湖南、湖北、长三角及珠三角地区。受累积的气溶胶影响, 污染物浓度越高降温越显著, 越贴近地面降温越显著。在以上地区, 气象条件转差的反馈作用解释了累积阶段中 $PM_{2.5}$ 爆发性上升约 60%~70% 现象。值得注意的是前体物的高排放是造成大气污染的根本原因, 持续减排才能降低污染的程度并减小不利气象反馈的频率和强度。

(三) 空气质量改善对气候变化的协同效应

结合 MODIS 和 MISR 卫星观测数据以及 MERRA-2 再分析数据的分析表明, 自 2006 年开始中国东部平均的大气气溶胶光学厚度已呈现显著下降趋势, 从而增加中国地表向下的太阳辐射通量 [17,18]。基于中国气象局国家气象信息中心均一化处理后的站点观测数据的分析显示, 2006 年左右中国地表太阳辐射趋势发生年代际反转, 开始了一个上行的趋势。2006—2019 年, 晴空条件下中国平均地表向下太阳辐射通量的趋势达到 $+10 \text{ W/m}^2/\text{decade}$ (超过 99% 的信度水平)。气候模式的模拟结果也表明, 2006—2014 年中国人为气溶胶排放减少导致中国东部年均有效辐射强迫增加 0.7 W/m^2 , 特别是夏季平均的有效辐射强迫增加 2.5 W/m^2 , 年均表面气温增加 $0.18 \text{ }^\circ\text{C}$ [18]。

随着温室气体强迫主导下的表面温度持续升高, 极端天气气候事件的发生将更频繁、强度更

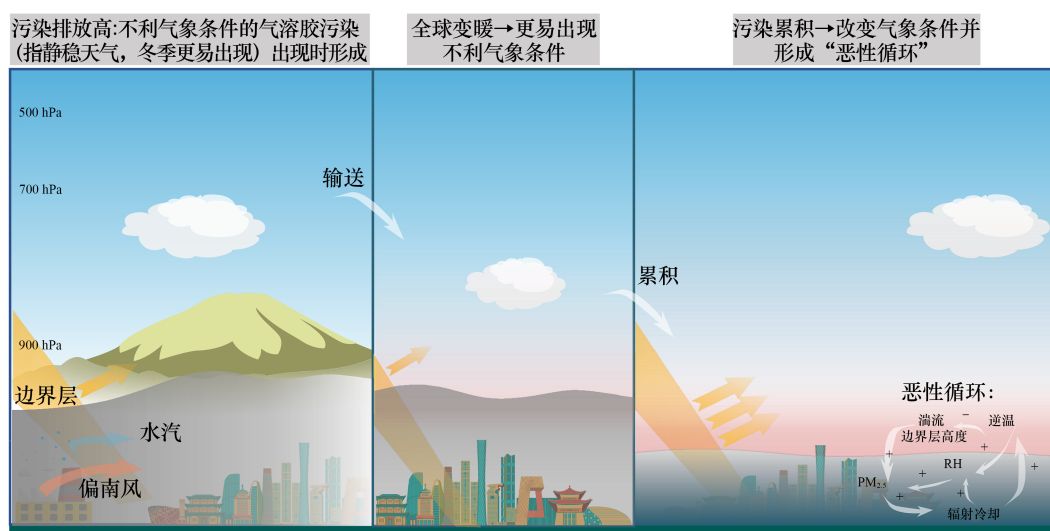


图2 气候年代际变暖对局地气溶胶污染影响的概念图 [1]

强。未来大气污染程度的下降会进一步加剧温室效应导致的全球变暖,从而增加中国尤其是东部高污染区极端天气气候事件的风险。对于不同的极端降水指数,未来人为气溶胶减排造成的陆地平均极端降水随全球平均表面增暖的增加率是温室气体强迫影响的2~4倍,尤其是像中国东部高污染区,气溶胶强迫造成的极端降水的增加率可达到温室气体强迫影响的近十倍[19,20]。在代表性浓度路径RCP8.5(Representative Concentration Pathway 8.5)下,在2031—2050年(2081—2100年)气溶胶排放减少引起的中国区域平均的不同极端温度和极端降水指数的增加分别占总增加的23%(14%)和32%(30%)以上[21]。

四、区域空气质量调控路线图与跨学科治理体系

(一) 现行大气污染防治策略成效评估与关键问题识别

1. 现行大气污染防治措施实施成效

《蓝天保卫战三年行动计划》(以下简称《三年行动计划》)实施以来,我国主要大气污染物排放总量进一步下降,减排效果显著。中国工程院组织开展的《三年行动计划》实施效果评估结果显示,2020年全国SO₂、NO_x、一次PM_{2.5}、VOCs和NH₃排放量与2015年相比分别下降了55%、16%、32%、8%和13%,超额完成“十三五”大气污染物减排约束性指标。污染物减排使得全国、京津冀及周边地区、长三角地区和汾渭平原地区PM_{2.5}平均浓度分别下降5.2 μg/m³、10.4 μg/m³、7.4 μg/m³和11.5 μg/m³。

对全国PM_{2.5}浓度下降贡献最为显著的措施包括农村清洁取暖、非电行业治理和燃煤锅炉整治。由于产业结构和污染源结构存在差异,各项措施在三大重点区域发挥的作用不同,在京津冀及周边地区,对PM_{2.5}平均浓度下降贡献较大的前三项措施依次为农村清洁取暖、非电行业治理和扬尘综合治理,在长三角地区依次为非电行业治理、燃煤锅炉整治和农村清洁取暖。在汾渭平原地区依次为农村清洁取暖、非电行业治理和扬尘综合治理。

2. 大气污染防治关键问题识别

2013年起《大气污染防治行动计划》《三年行动计划》的实施起到了倒逼发展模式转变的积极作

用[22]。梳理归纳“十三五”以来大气污染防治措施实施过程中的经验与薄弱环节,我国大气污染防治仍面临以下关键问题:① PM_{2.5}和O₃协同防控能力有待进一步提升,2013年以来全国PM_{2.5}空气质量整体呈改善趋势,但臭氧污染呈上升趋势;② 大气污染物排放控制存在薄弱环节,NO_x、NH₃下降乏力,VOCs控制推进不力;③ 非重点区域大气治理工作相对滞后,污染防治形势严峻,苏皖鲁豫交界地区、湖南等非重点区域大气治理工作稍显滞后,污染程度居高不下;④ 大气污染分时段防控重点不够突出,尤其是夏季以臭氧为重点的大气污染防治形式严峻;⑤ 结构调整未取得根本性突破,协同控制温室气体与大气污染物面临挑战,亟需通过结构调整进一步释放大气污染物协同削减潜力。

(二) PM_{2.5}和O₃协同治理的空气质量精细化调控路线图

空气质量精细化调控路线图设计首先需要定量PM_{2.5}与O₃协同治理对不同前体污染物、行业部门和区域排放的响应关系,明确实现空气质量达标的减排需求。基于多污染物非线性响应模型对京津冀及周边地区“2+26”城市的模拟表明[23],一次PM_{2.5}排放对PM_{2.5}浓度贡献最显著,其次是NH₃、NO_x、VOCs排放,SO₂排放的贡献最小。对于O₃,一次PM_{2.5}、SO₂、NH₃排放变化对O₃影响很小,而VOCs与NO_x排放变化对O₃的影响很大。从行业部门来看,工业、民用、农业部门对PM_{2.5}浓度贡献最显著,而工业和交通部门对O₃浓度贡献最大。分析“2+26”城市PM_{2.5}与O₃对区域排放的响应发现,PM_{2.5}以本地源排放为主,区域内贡献占比为52%~85%,区域外贡献为11%~41%,背景浓度贡献为4%~10%。而O₃的背景浓度贡献较大,占比44%~56%,区域外与区域内均有一定贡献,分别为10%~43%与0~40%。

综上所述,PM_{2.5}与O₃协同治理需构建多污染物多介质跨行业的精细化调控路线图。如以“2+26”城市为例(见图3),以2030年实现碳达峰为约束,调整大气污染物及排放相关行业的控制重点,以VOCs为重点,兼顾NO_x减排,实施VOCs重大减排工程,强化钢铁、平板玻璃、水泥、电解铝等非电行业和交通领域NO_x治理,2017—2030年“2+26城市”NO_x、SO₂、NH₃、VOCs和一次PM_{2.5}将分别

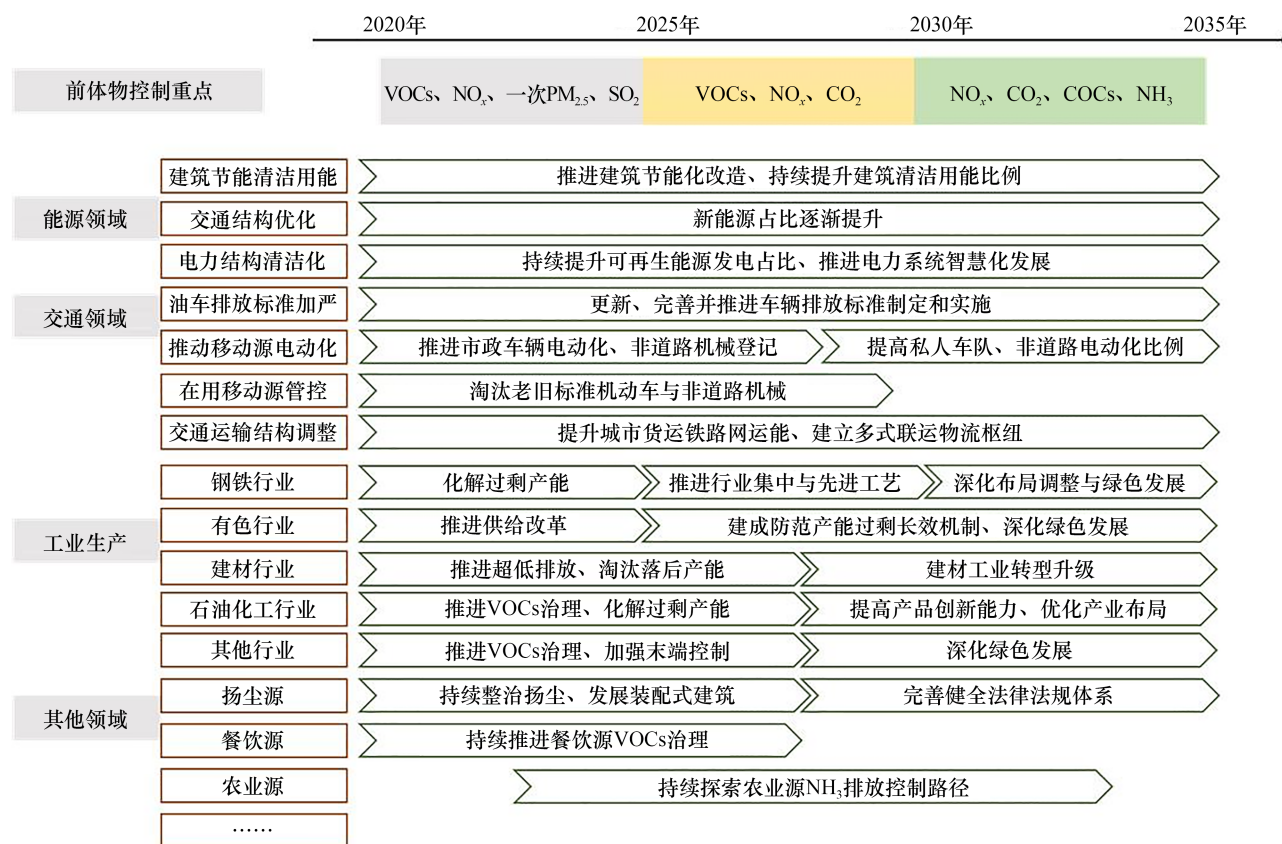


图3 “2+26”城市的中短期空气质量精细化调控路线示意图

减排23%~37%、19%~37%、43%~55%、48%~67%和29%~43% [23]。优化能源、产业和交通结构及控制能源消费总量的以NO_x为重点的减排政策对“2+26”城市PM_{2.5}和O₃空气质量达标均有重要贡献，PM_{2.5}和O₃浓度平均可降低约8 μg/m³和12 μg/m³ [24]，而尽早强化VOCs控制可以确保NO_x减排对降低PM_{2.5}和O₃浓度的有效性。同时，夏季臭氧污染形势严峻，由于夏季自然源VOCs排放较高，O₃对VOCs的敏感性降低、对NO_x的敏感性增加，在VOCs强化措施的基础上进一步降低区域NO_x排放有利于降低O₃峰值浓度。因此，NO_x深度减排是实现京津冀及周边“2+26”城市PM_{2.5}和O₃达标的关健，而近期强化VOCs减排将带来巨大的环境效益。同时，冬季应强化VOC和NO_x协同控制，夏季应强化NO_x减排。相较于末端措施，2030年后的结构调整举措的效果更明显。

(三) 双碳目标下中长期PM_{2.5}和O₃协同治理

双碳目标的提出为统筹大气污染防治与温室气体减排指明了方向，为中长期空气质量深度改善注

入了全新动能。情景分析结果表明，仅通过强化末端治理，全国PM_{2.5}平均暴露水平在2030年下降至26.0 μg/m³。在此基础上通过加强源头治理，重点推进电力系统的可再生低碳转型以及主要工业行业的产量达峰，在实现2030年碳达峰的同时，全国主要污染物相较2020年可减少26% (NO_x)，一次PM_{2.5}下降45% [25,26]。全国的PM_{2.5}平均暴露水平可从2020年的33 μg/m³进一步下降至24.7 μg/m³，达到了世界卫生组织年均PM_{2.5}第二阶段过渡目标(25 μg/m³) [27]，全国O₃日最大8h第90百分位数浓度可从2020年的136 μg/m³下降至121 μg/m³ [27]。通过进一步加速民用散煤替代、重工业行业与交通部门的终端电气化进程，在2025年实现提前达峰的同时，全国PM_{2.5}平均暴露水平到2030年可进一步降低至22.2 μg/m³，相较2020年下降33.7%；对比2030年碳达峰额外实现了2.5 μg/m³ (10.1%)的PM_{2.5}协同改善。

2030年后，持续强化末端治理对污染改善的贡献潜力大幅收窄，如不采取积极的低碳结构转型，2060年全国PM_{2.5}平均暴露水平仅可下降至22.0 μg/m³，

较 2030 年的 $26.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 下降了 15%，仍分别超出世界卫生组织年均 $\text{PM}_{2.5}$ 第四阶段过渡目标 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 和 $\text{PM}_{2.5}$ 指导值 ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 的 1.2 倍和 3.4 倍 [27]。碳中和目标下的深度低碳转型将是中国实现空气质量根本性好转的关键动力源泉。在碳中和目标约束下，如推动电力系统深度低碳结构转型，民用燃煤在 21 世纪中叶全部退出，工业化石能源消费占比大幅下降，在深度低碳转型与加严污染治理的双重作用下，2060 年全国 $\text{PM}_{2.5}$ 平均暴露水平将下降至 $7.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，达到世界卫生组织 $\text{PM}_{2.5}$ 第四阶段过渡目标，并且接近世界卫生组织 $\text{PM}_{2.5}$ 指导值 [27]。同时，全国 O_3 日最大 8 h 第 90 百分位数浓度可达到 $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，337 座城市 O_3 年评价价值全面达到我国现行空气质量标准 [28]，空气污染问题得到根本性改善。

五、结论与建议

(一) 主要结论

(1) 目前，我国以二次细颗粒物和 O_3 为核心污染物的大气复合污染特征更为突出。从化学机制看，二次细颗粒物和 O_3 同根同源，是大气氧化性驱动光化学污染（二次污染）的两种表现形式，因此亟待建立基于大气氧化性的多污染物协同防控技术体系，推进大气污染精准化治理，加速空气质量改善和助力碳达峰、碳中和。

(2) 气候年代际变暖对我国重点地区 $\text{PM}_{2.5}$ 污染长期变化趋势存在影响，气象条件变化对 O_3 污染趋势的影响显著。在排放稳定时段不利气象条件是 $\text{PM}_{2.5}$ 污染和重污染出现的必要外部条件，可以形成累积的污染与不利气象条件之间的显著双向反馈效应。

(3) 基于大气氧化性的多污染物协同控制战略，其核心是要科学推进二次污染前体物的强力减排，以降低大气氧化速率为核心，实现 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度同步下降；针对当前污染态势和污染特征，近期应采取 VOCs 为重点兼顾 NO_x 的减排策略以遏制 O_3 污染恶化态势，中远期应强化 NO_x 的深度减排以加速 O_3 浓度达标，并助力 $\text{PM}_{2.5}$ 持续下降。

(4) 《大气污染防治行动计划》和《三年行动计划》实现了主要污染物排放和环境浓度大幅度下降，形成了强力末端减排、错峰生产限产和民用能源清洁化多污染物跨行业的大气污染防治技术体系；在重污染天气应对和典型区域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 协同

治理过程中，初步形成了多污染物多介质跨行业的空气质量精细化调控模式、路线图和分阶段控制重点，评估了减污降碳的协同成效。

(5) 碳达峰—强化治污情景和提前达峰情景可实现额外的污染物减排，推动空气质量进一步改善。2030 年以后，污染末端治理的减排空间大幅收窄，只有实施与碳中和相适应的深度低碳转型和加严污染治理才能在实现碳中和目标的同时保持污染物排放的进一步下降，2060 年全国 $\text{PM}_{2.5}$ 平均暴露水平可下降至 $7.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，337 座城市 O_3 年评价价值达到我国现行空气质量标准。

(二) 对策建议

在我国当前的大气复合污染特征下， $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 协同控制的核心是大气氧化性调控，既需要持续强化各类一次污染物的减排，更重要的是要因时因地结合气候气象条件开展 VOCs 和 NO_x 协同的精细化减排。在此过程中，需要充分发挥双碳政策的推动作用，通过四大结构调整和低碳转型，实现多类型污染物的协同深度减排，从而达到 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 浓度的同步下降。具体建议如下。

一是加强 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 协同防治的基础科学研究，完善与发展阶段相适应的环境空气质量标准，构建多污染物协同的空气质量评价体系和考核办法。

二是在双碳背景下，统筹 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 污染协同治理，制定空气质量根本改善与碳达峰、碳中和深度融合的科学规划，建立并完善减污降碳的协同机制和实施路线图。

三是在双碳政策背景下，大力释放四大结构调整的污染减排潜力，深化污染源末端治理，实施挥发性有机物国家减排重大工程，推动污染物排放总量快速下降。

四是在气候持续变暖背景下，影响空气污染的不利气象条件总体呈转差趋势，应设置合理的“十四五”空气质量改善目标，开展基于气象条件的区域大气污染过程精细化控制。

参考文献

- [1] Zhang X Y, Zhong J T, Wang J Z, et al. The interdecadal worsening of weather conditions affecting aerosol pollution in the Beijing area in relation to climate warming [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2018, 18(8): 5991–5999.
- [2] 中华人民共和国生态环境部. 2015 中国环境状况公报 [EB/OL].

- (2016-06-01)[2022-09-14]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkqb/201606/P020160602333160471955.pdf>. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Report on the state of the environment in China 2015 [EB/OL]. (2016-06-01)[2022-09-14]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkqb/201606/P020160602333160471955.pdf>.
- [3] 中华人民共和国生态环境部. 2020 中国生态环境状况公报 [EB/OL]. (2021-05-26)[2022-09-14]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkqb/202105/P020210526572756184785.pdf>. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Report on the state of the ecology and environment in China 2020 [EB/OL]. (2021-05-26)[2022-09-14]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkqb/202105/P020210526572756184785.pdf>.
- [4] Li Z J, Sun Y L, Wang Q Q, et al. Nitrate and secondary organic aerosol dominated particle light extinction in Beijing due to clean air action [J]. *Atmospheric Environment*, 2022, 269: 118833.
- [5] Lu X, Zhang L, Wang X L, et al. Rapid increases in warm-season surface ozone and resulting health impact in China since 2013 [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020, 7(4): 240–247.
- [6] Chu B W, Ma Q, Liu J, et al. Air pollutant correlations in China: Secondary air pollutant responses to NO_x and SO₂ control [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020, 7(10): 695–700.
- [7] 裘彦挺, 吴志军, 尚冬杰, 等. 我国城市大气 PM_{2.5} 与 O₃ 浓度相关性的时空特征分析 [J]. *科学通报*, 2022, 67: 1–10.
- Qiu Y T, Wu Z J, Shang D J, et al. The temporal and spatial distribution of the correlation between PM_{2.5} and O₃ contractions in the urban atmosphere of China [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2022, 67: 1–10.
- [8] Lu K D, Guo S, Tan Z F, et al. Exploring atmospheric free-radical chemistry in China: The self-cleansing capacity and the formation of secondary air pollution [J]. *National Science Review*, 2019, 6(3): 579–594.
- [9] Lu K D, Funchs H, Hofzumahaus A, et al. Fast photochemistry in wintertime haze: Consequences for pollution mitigation strategies [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(18): 10676–10684.
- [10] Li J T, An X, Cui M M, et al. Simulation study on regional atmospheric oxidation capacity and precursor sensitivity [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, 263: 1–12.
- [11] Peng X, Wang T, Wang W H, et al. Photodissociation of particulate nitrate as a source of daytime tropospheric Cl₂ [J]. *Nature Communications*, 2022, 13(1): 939.
- [12] Cheng Y F, Zheng G J, Wei C, et al. Reactive nitrogen chemistry in aerosol water as a source of sulfate during haze events in China [J]. *Science Advances*, 2016, 2(12): 1–12.
- [13] Wang W G, Liu M Y, Wang T T, et al. Sulfate formation is dominated by manganese-catalyzed oxidation of SO₂ on aerosol surfaces during haze events [J]. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 1993.
- [14] Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China [J]. *Science China-Earth Sciences*, 2019, 62(12): 1885–1902.
- [15] 张小曳, 徐祥德, 丁一汇, 等. 2013—2017 年气象条件变化对中国重点地区 PM_{2.5} 质量浓度下降的影响 [J]. *中国科学: 地球科学*, 2020, 50(4): 483–500.
- Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, 62: 1885–1902.
- [16] Wang L L, Liu J K, Gao Z Q, et al. Vertical observations of the atmospheric boundary layer structure over Beijing urban area during air pollution episodes [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, 19(10): 6949–6967.
- [17] Wang Z L, Wang C, Yang S, et al. Evaluation of surface solar radiation trends over China since the 1960s in the CMIP6 models and potential impact of aerosol emissions [J]. *Atmospheric Research*, 2019, 268: 1–12.
- [18] Wang Z L, Lin L, Xu Y Y, et al. Incorrect Asian aerosols affecting the attribution and projection of regional climate change in CMIP6 models [J]. *npj Climate and Atmospheric Science*, 2021, 4(1): 2.
- [19] Lin L, Wang Z L, Xu Y Y, et al. Sensitivity of precipitation extremes to radiative forcing of greenhouse gases and aerosols [J]. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(18): 9860–9868.
- [20] Lin L, Wang Z L, Xu Y Y, et al. Larger sensitivities of precipitation extremes in response to aerosol than greenhouse gas forcing in CMIP5 models [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmosphere*, 2018, 123(15): 8062–8073.
- [21] Wang Z L, Lin L, Yang M L, et al. The effect of future reduction in aerosol emissions on climate extremes in China [J]. *Climate Dynamics*, 2016, 47(9-10): 2885–2899.
- [22] Zhang Q, Zheng Y X, Tong D, et al. Drivers of improved PM_{2.5} 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.
- [23] Ding D, Xing J, Wang S X, et al. Optimization of a NO_x and VOC cooperative control strategy based on clean air benefits [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(2): 739–749.
- [24] Ding D, Xing J, Wang S X, et al. Optimization of a NO_x and VOC cooperative control strategy based on clean air benefits [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 56(2): 739–749.
- [25] Tong D, Cheng J, Liu Y, et al. Dynamic projection of anthropogenic emissions in China: Methodology and 2015–2050 emission pathways under a range of socio-economic, climate policy, and pollution control scenarios [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(9): 5729–5757.
- [26] Cheng J, Tong D, Liu Y, et al. Air quality and health benefits of China's current and upcoming clean air policies [J]. *Faraday Discussions*, 2021, 226: 584–606.
- [27] Cheng J, Tong D, Zhang Q, et al. Pathways of China's PM_{2.5} air quality 2015–2060 in the context of carbon neutrality [J]. *National Science Review*, 2021, 8(12): 1–11.
- [28] 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.