



环境科学研究

Research of Environmental Sciences

HONO直接排放和大气化学生成对京津冀地区臭氧的贡献

田天 李保杰 甘聪 薛朝阳 廖宏

Contributions of Direct HONO Emissions and Atmospheric Chemical Formation to Ozone in the Beijing-Tianjin-Hebei Region

TIAN Tian, LI Baojie, GAN Cong, XUE Chaoyang, LIAO Hong

在线阅读 View online: <https://www.hjkxyj.org.cn/article/doi/10.13198/j.issn.1001-6929.2025.12.16>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

基于观测的我国典型地区臭氧局地化学生成及其关键前体物来源

Observation-Based Study of Local Ozone Chemical Generation and Precursor Sources in Typical Regions of China

环境科学研究. 2023, 36(12): 2235-2244. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2023.08.14>

京津冀地区NO_x和VOCs协同减排成本及减排策略研究

Collaborative Emission Reduction Cost and Strategies of NO_x and VOCs in Beijing-Tianjin-Hebei Region

环境科学研究. 2022, 35(11): 2618-2626. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2022.08.01>

京津冀区域人为源VOCs排放特征及管控策略

Emission Characteristics and Priority Classification Control of Anthropogenic VOCs Sources in Beijing-Tianjin-Hebei Region

环境科学研究. 2023, 36(3): 460-468. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2022.11.26>

基于观测模型量化VOCs对深圳市城区臭氧生成的影响

Quantifying Impacts of VOCs on Ozone Formation in Urban Area of Shenzhen Based on Observation-Based Model

环境科学研究. 2021, 34(11): 2599-2608. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2021.08.23>

高温天气对生物源排放及其O₃生成贡献的影响：以四川盆地2022年7—8月为例

Effects of High Temperature on Biogenic Emissions and O₃ Generation: A Case Study of Sichuan Basin from July to August 2022

环境科学研究. 2023, 36(12): 2331-2343. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2023.10.02>

广东省惠州市PAN及HONO污染特征及影响因素的短期研究

Short-Term Study on PAN and HONO Pollution Characteristics and Influencing Factors in Huizhou, Guangdong Province

环境科学研究. 2025, 38(5): 1011-1022. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2025.03.14>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

HONO 直接排放和大气化学生成对京津冀地区臭氧的贡献

田天¹, 李保杰^{1*}, 甘聪¹, 薛朝阳², 廖宏^{1*}

1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210044

2. 马普化学研究所, 德国 美茵茨 55128

摘要: 夏季臭氧(O₃)污染威胁人体健康与植被生长, 亚硝酸(HONO)光解产生的羟基自由基(\cdot OH)是O₃生成的关键前体物, 但其直接排放与大气化学过程对O₃的贡献尚不明确。基于高分辨率HONO排放清单, 结合改进HONO化学生成机制的WRF-Chem模型, 解析不同排放来源以及二次化学生成过程对京津冀地区夏季HONO浓度和O₃生成的贡献及驱动机制。结果表明: ①直接排放及化学生成过程二者共同导致京津冀地区日间(09:00–18:00)HONO浓度增加0.24 μg/m³, 其中, 直接排放对HONO浓度的贡献率高达71.37%(0.16 μg/m³), 化学过程贡献率为28.63%(0.06 μg/m³)。②大气HONO浓度变化进一步影响了区域O₃浓度, 其中施肥排放、其他排放(土壤自然排放、生物质燃烧和交通排放)、化学生成及其综合效应分别使O₃浓度提升2.55、4.67、7.55和9.00 μg/m³。③空间分布上, 施肥排放主要影响河南省北部和河北省南部的地面HONO和O₃浓度, 其他直接排放对天津市周边区域影响最大, 而HONO的化学生成对上述区域均有显著贡献。研究显示, 在京津冀地区直接排放与大气化学生成的HONO对区域O₃浓度的贡献率相当。

关键词: HONO; 排放; 化学生成; 臭氧(O₃)

中图分类号: X515

文章编号: 1001-6929(2026)02-0277-10

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2025.12.16

Contributions of Direct HONO Emissions and Atmospheric Chemical Formation to Ozone in the Beijing-Tianjin-Hebei Region

TIAN Tian¹, LI Baojie^{1*}, GAN Cong¹, XUE Chaoyang², LIAO Hong^{1*}

1. College of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China

2. Max Planck Institute for Chemistry, Mainz 55128, German

Abstract: Summer ozone (O₃) pollution poses serious threats to human health and vegetation growth. Hydroxyl radicals (\cdot OH) produced from nitrous acid (HONO) photolysis are key precursors for O₃ formation; however, the respective contributions of direct HONO emissions and atmospheric chemical HONO formation to O₃ remain unclear. Based on a high-resolution HONO emission inventory and an improved WRF-Chem model that incorporates HONO chemical formation mechanisms, this study analyzes the contributions and driving mechanisms of different emission sources and secondary chemical processes to summer HONO concentrations and O₃ formation in the Beijing-Tianjin-Hebei region. The results show that: (1) Direct emissions and chemical formation jointly increase daytime (09:00–18:00) HONO concentrations by 0.24 μg/m³ in the Beijing-Tianjin-Hebei region, of which direct emissions contribute up to 71.37% (0.16 μg/m³), while chemical HONO formation accounts for 28.63% (0.06 μg/m³). (2) Changes in atmospheric HONO concentrations further affect regional O₃ concentrations. Specifically, fertilizer sources, other emission sources (soil natural emissions, biomass burning emissions, and traffic emissions), chemical HONO formation, and their combined effects increase O₃ concentrations by 2.55, 4.67, 7.55, and 9.00 μg/m³, respectively. (3) Spatially, fertilization emissions mainly affect northern Henan Province and southern Hebei Province, while other direct emissions exert the strongest influence around Tianjin; chemical HONO formation contributes significantly across all these regions. Overall, the results demonstrate that both direct HONO emissions and atmospheric chemical HONO formation contribute comparably to regional O₃ concentrations in the Beijing-Tianjin-Hebei region.

收稿日期: 2025-07-04

修订日期: 2025-08-21

作者简介: 田天(2001-), 男, 湖南长沙人, 202312480039@nuist.edu.cn

* 责任作者: ①李保杰(1991-), 男, 河北邢台人, 教授, 博士, 博导, 主要从事农业与气候变化的交互作用研究, baojieli@nuist.edu.cn; ②廖宏(1965-), 女, 四川西昌人, 教授, 博士, 博导, 主要从事大气化学研究, hongliao@nuist.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金重大项目(No.42293320); 国家自然科学基金面上项目(No.42377393)

Supported by Major Program of National Natural Science Foundation of China (No.42293320); General Program of National Natural Science Foundation of China (No.42377393)

Keywords: HONO; emissions; chemical formation; ozone (O_3)

近地面臭氧 (O_3) 是危害人体健康和植被生长的重要大气污染物^[1-3]。尽管近年来实施的《清洁空气行动计划》显著降低了大气颗粒物浓度^[4], 但 O_3 浓度仍在持续增长^[5-6], 即使在 2018 年新增管控措施后仍居高不下^[7], 至 2024 年全国 O_3 浓度已达 $179 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ^[8]。京津冀地区是我国近地面 O_3 浓度增速最快的重点污染区域^[9], 2013—2019 年京津冀及周边地区 O_3 浓度以 $7.07 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 的速度持续增加, 增速高于长三角地区 [$3.43 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$]、四川盆地 [$1.50 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$] 等其他 O_3 重点污染区域^[7]。 O_3 污染已成为制约京津冀区域空气质量的核心问题之一。在此背景下, 亚硝酸 (HONO) 作为 O_3 生成链式反应的关键前体物^[10], 解析其直接排放与化学生成对 O_3 的影响贡献, 对于揭示区域光化学污染机制, 并制定针对性的污染控制措施具有重要意义。

大气中 HONO 的来源主要分为直接排放与二次化学生成, 直接排放主要包括土壤排放、生物质燃烧排放和交通排放, 其中土壤排放 (土壤自然排放与土壤施肥排放) 是最重要的直接排放源。目前已有研究量化了全球土壤 HONO 的排放量 [11.5Tg (以氮元素计量), 下同], 在全球不同区域, 土壤排放占当地 HONO 总排放量的 17%~80%^[11]。我国土壤 HONO 排放 ($0.48\sim 0.67 \text{Tg}$) 多集中在东部地区^[12-14], 该区域土壤自然排放与施肥排放占总排放的 80% 以上^[12]。土壤排放机制涉及 NH_4^+ 非生物转化 (如硝化生成 NO_2^-) 和氨氧化菌主导的生物过程^[15-17]。氮肥施用通过提升土壤 NH_4^+ 浓度^[18] 及硝化功能基因丰度^[19-20], 使耕地土壤 HONO 排放显著增加^[21]。作为全球重要的氮肥消费国, 中国耕地的土壤 HONO 排放量占全国土壤总排放量的 89% 左右^[13]。除了 HONO 的直接排放外, 二次化学生成对 HONO 浓度也有重要的影响。 NO 与 $\cdot\text{OH}$ 的均相反应是最先确定的 HONO 二次生成来源, 也是最为重要的气相反应源, 常被作为模型的默认化学反应来源^[22-23]。但二次生成的 HONO 中, 还有近 50% 由 NO_2 在地面和气溶胶表面的非均相水解贡献, 目前研究常忽略这些非均相反应对 HONO 浓度的贡献^[10,24]。

大气中的 HONO 是 $\cdot\text{OH}$ 的重要前体物, 其光解过程产生的 $\cdot\text{OH}$ 可显著影响大气氧化性, 进而对 O_3 生成产生重要影响。HONO 光解能显著提高 $\cdot\text{OH}$ 的浓度, 长期观测数据显示 20%~80% 的 $\cdot\text{OH}$ 来源于此过程^[25], 是 HONO 影响大气氧化性最重要

的方式^[26]。此外, 这些光解产生的 $\cdot\text{OH}$ 会与 VOCs、一氧化碳 (CO) 等物质反应生成过氧自由基 (RO_2 和 HO_2)^[27], 进一步提升大气氧化性^[27-28]。由 HONO 光解产生的 $\cdot\text{OH}$ 及其生成的过氧自由基会进一步使得 NO/NO_2 循环向生成 NO_2 和 O_3 的方向偏移, 导致近地面 O_3 浓度增加^[13]。

目前已有很多研究证实了大气 HONO 对 O_3 生成具有关键作用, 如 Wang 等^[11] 通过区域化学-气候耦合模式量化了土壤排放 HONO 对 O_3 和植被的影响, 发现受土壤排放的 HONO 导致全球 O_3 混合比上升了 2.5% (局地最高可达 29%); Zhang 等^[10] 通过将农田土壤 HONO 排放与区域化学传输模式耦合, 发现我国东部地区日均 HONO 浓度提升了 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 并导致 O_3 日均浓度上升了 $5.1\sim 7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Wang 等^[18] 将施肥驱动的 HONO 排放参数化方案植入 CMAQ 模型, 发现华北平原的午间 O_3 浓度增加了 $10.7\sim 12.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Ren 等^[29] 基于卫星与再分析数据构建的 WRF-Soil-Chem 动态排放模型发现, 长三角地区土壤 HONO 排放增加了 26.1%, 并使地面 O_3 浓度提升了 2.5%; Zhang 等^[10] 将包含 HONO 非均相生成的多种来源进行参数化引入了 WRF-Chem 模型, 显著改善了 O_3 的模拟效果, 发现香港和珠三角地区城市的地面 O_3 浓度增加了 6%~12%。已有研究分析了京津冀地区 HONO 直接排放和化学生成对 O_3 浓度的贡献, 如 Li 等^[30] 通过向 WRF-Chem 模型添加 HONO 直接排放、 NO_2 和 H_2O 的光反应以及 NO_2 在气溶胶表面的非均相反应, 分析得出这 3 个来源在京津冀地区的 7 个城市站点使日间 O_3 浓度上升了 $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。Li 等^[31] 使用基于观测的模型耦合 MCM 化学机制, 添加了 HONO 的直接排放和化学生成机制后使得白天 O_3 的平均净生成速率从 $8.18 \times 10^{-6} \text{h}^{-1}$ 增至 $1.019 \times 10^{-5} \text{h}^{-1}$ 。这些研究虽提升了 HONO 排放量化精度并明确了土壤主导源的贡献, 并分析了直接排放和化学生成的 HONO 对 O_3 的影响, 但目前仍缺乏针对京津冀地区土壤施肥排放和化学生成 HONO 对近地面 HONO 及 O_3 浓度影响的系统性研究。

鉴于此, 本研究使用高分辨率 HONO 排放清单, 并结合包含均相 (NO 与 $\cdot\text{OH}$ 的气相反应) 与非均相 (NO_2 在气-固相界面水解) 化学机制的 WRF-Chem 模型, 分析了直接排放 (分为土壤施肥排放和其他排放) 与化学生成对 HONO 浓度的影响, 并定量评估了不同排放和化学生成的 HONO 对京津冀地区 O_3 生成

的贡献差异, 以期京津冀地区制定更精准有效的 O₃ 调控策略提供科学支撑, 并为 O₃ 污染防治工作提供参考依据。

1 数据与方法

1.1 排放数据

本研究所使用的 HONO 排放数据来自课题组前期通过“干-湿”模型和自下而上的方法建立的高分辨率 (5'×5') HONO 排放清单, 其将 HONO 排放按照土壤自然排放、土壤施肥排放、生物质燃烧和交通排放四大来源进行分类 (见表 1)^[12]。2016 年我国的 HONO 排放总量为 0.77 Tg, 其中土壤排放 (包括土壤自然排放和土壤施肥排放) 是最主要的排放来源, 占总排放量的 87.2%, 达 0.68 Tg, 这一数据与 Wu 等^[32] 所得到的 2017 年土壤 HONO 总排放量 (0.58 Tg) 基本一致; 同时, 该清单中土壤施肥排放量为 0.26 Tg, 与 Song 等^[33] 采用施肥排放计算方法得到的排放量 (0.20 Tg) 接近, 这验证了本研究所使用排放清单的准确性。本研究采用蒙特卡罗模拟方法评估了 HONO 排放的不确定性, 该方法已广泛应用于各种清单研究中^[34-35]。HONO 总排放量的不确定性主要来自土壤施肥排放和土壤自然排放 (见表 1)。

表 1 HONO 直接来源

Table 1 Direct sources of HONO

来源	排放源	排放量/Tg	不确定范围/Tg
土壤自然排放	耕地、森林、草地、灌木、湿地、裸地	0.42	0.16-0.67
土壤施肥排放	农田施肥过程	0.26	0.07-0.61
生物质燃烧	室内秸秆(水稻、玉米、小麦)、室内薪柴、室外秸秆(水稻、玉米、小麦)、森林火灾	0.07	0.03-0.09
交通排放	交通	0.03	0.02-1.42

1.2 模型设置

本研究使用 3.9.1 版本的大气化学模式 WRF-Chem(the Weather Research and Forecasting model coupled with Chemistry) 进行 HONO 与 O₃ 浓度的模拟, 采用的物理化学方案如表 2 所示。WRF-Chem 模式设置使用双层嵌套模拟, 模拟区域 1 覆盖我国中东部地区, 水平分辨率 27 km, 包含 76×106 个网格单元; 区域 2 主要覆盖京津冀地区, 水平分辨率 9 km, 包含 78×93 个网格单元, 模拟范围内各观测位置如图 1 所示。本研究气象与化学初始边界条件分别采用美国国家环境预报中心 (NCEP) 的 FNL 再分析数据 (1°×1°) 和 CAM-Chem 全球化学传输模式模拟结果, 时间分辨率均为 6 h。

表 2 主要的物理和化学方案

Table 2 Major physical and chemical schemes

参数化选项	参数化方案
Advection scheme	Runge-Kutta 3rd order
Cloud microphysics	Lin microphysics scheme
Boundary layer scheme	YSU
Cumulus parameterization	New Grell scheme
Land-surface model	Noah
Long-wave radiation	RRTM
Short-wave radiation	Goddard
Surface layer	Revised MM5 Monin-Obukhov scheme
Aerosol option	MOSAIC
Chemistry option	Updated MOZART mechanism
Photolysis scheme	F-TUV

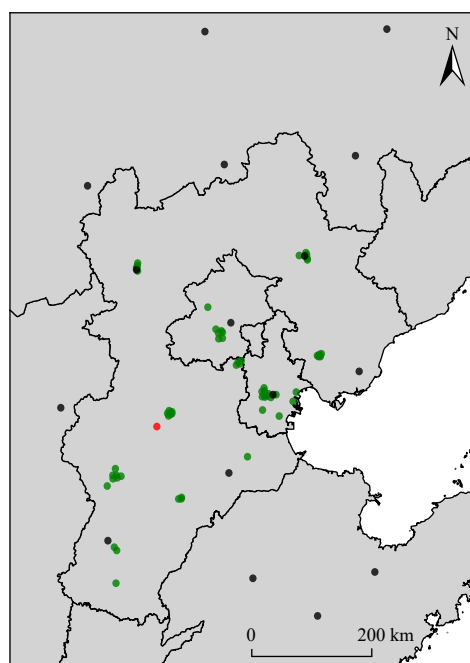
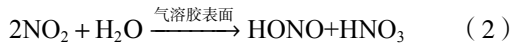


图 1 观测站点位置

Fig.1 Observation station location

本研究为 WRF-Chem 模型添加了更完整的 HONO 化学生成过程。HONO 的生成反应分为均相反应和非均相反应, 其中 NO 与 ·OH 的气相反应 [见式 (1)] 是模型中原有的 HONO 生成反应, 它被很多研究认为是唯一重要的气相反应^[9,12,29-30]。然而, 实际观测到的大气中 HONO 浓度无法完全由气相反应解释, 不能有效解决模型模拟 HONO 浓度偏低的问题。考虑到非均相反应对 HONO 浓度的重要作用, 本研究向模型中添加了 HONO 非均相反应 [见式 (2)(3)], 并参考文献^[22,31-32] 设置了非均相生成速率参数, 这 2 个反应的引入能够更完善地模拟 HONO 浓度。



式(2)是NO₂在气溶胶的非均相反应,其反应常数K_a计算公式:

$$K_a = \frac{1}{4} \times V_{\text{NO}_2} \times \left(\frac{S_a}{V} \right) \times \gamma_{a,\text{NO}_2} \quad (4)$$

$$V_{\text{NO}_2} = \sqrt{\frac{8RT}{\pi M}} \quad (5)$$

式中:K_a为NO₂在气溶胶表面的非均相反应常数(表征NO₂在气溶胶表面的非均相反应的速率);V_{NO₂}为NO₂的平均分子速度,m/s;S_a/V为非均相反应气溶胶表面积与体积的比值,m⁻¹,通过WRF-Chem的实时模拟得出,本研究中模拟得到的平均值为3.86×10⁻⁴ m⁻¹;R为阿伏伽德罗常数,为6.02×10²³;T为温度,K;M为NO₂的分子量,取46;γ_{a,NO₂}为NO₂在气溶胶表面的吸收系数,基于Kleffmann等^[36]通过密闭容器吸附实验得出的结果^[23,37]在夜间设置为1×10⁻⁶,与Zhang等^[38]观测得到的夜间γ_{a,NO₂}(1×10⁻⁶~3×10⁻⁶)基本吻合,也与Zhang等^[39]在北京通过随机森林模型模拟得出2019—2023年的γ_{a,NO₂}(1.43×10⁻⁶±3.22×10⁻⁶~3.07×10⁻⁶±5.99×10⁻⁶)较为接近。光照能显著增加NO₂在气溶胶表面的吸收系数,故参考Zhang等^[10,40]将白天γ_{a,NO₂}设置为1×10⁻⁵,该值与Xue等^[41]使用MCM箱模型在华北平原农村点得到的结果(0.95×10⁻⁵)基本一致。此外还考虑了NO₂在土壤表面的非均相反应,其反应常数的计算公式:

$$K_g = \frac{1}{8.4 \times \text{PBLH}} \times V_{\text{NO}_2} \times \gamma_{g,\text{NO}_2} \quad (6)$$

式中:K_g为NO₂在土壤表面的非均相反应常数(表征NO₂在土壤表面的非均相反应的速率);PBLH为边界层高度,采用WRF-Chem模型中实时模拟的变量,m;γ_{g,NO₂}为地表NO₂的吸收系数,本研究假设与Liu等^[42]在望都HONO观测站得到的吸收系数相同。Liu等^[43]已根据这一参数成功模拟了北京市HONO对大气氧化性的影响。对于HONO的非均相化学反应,本研究通过在模型中添加KPP模块来实现。具体操作中需修改WRFV3/chem/KPP/inc目录中的.inc文件,将边界层高度(PBLH)作为附加变量传递至模块中。

1.3 模型模拟实验设计

为探究直接排放和化学生成对京津冀地区大气HONO浓度及O₃的影响,本研究设计了5个情景:

①Case_base情景,不添加任何HONO直接排放和化学生成来源,作为基准情况;②Case_fer情景,只添加土壤施肥排放的HONO;③Case_em情景,添加HONO直接排放(如土壤、交通、生物质燃烧);④Case_re情景,只加入HONO的化学生成机制(包括均相和非均相反应);⑤Case_all情景,包括了直接排放和化学生成的HONO。由于7月HONO排放量最大且为O₃污染的多发时期,本研究选择7月作为模拟时间。不同试验情景的区别是HONO来源不同,将Case_fer情景(土壤施肥排放情景)、Case_em情景(直接排放情景)、Case_re情景(化学生成HONO情景)、Case_all情景(HONO全来源情景)与Case_base情景(基准情景)进行对比可以评估HONO的不同来源分别对大气污染物的影响,将Case_em情景和Case_fer情景对比可以评估除土壤施肥排放外的其他排放(土壤自然排放、生物质燃烧、交通排放)对大气污染物的影响。

1.4 模型验证

为了评估WRF-Chem模型模拟结果的准确性,本研究使用气象和污染物观测数据进行验证。地面气象要素数据来自美国国家海洋和大气局的气候数据中心(<https://www.ncei.noaa.gov/maps/hourly>),在研究区域内验证了16个站点的气象观测数据(见图1)。HONO观测站(38.70°N、115.25°E)位于望都县的一个农田内(见图1)。Xue等^[44-45]采用痕量HONO测量装置(SC-IC)测量得出地表HONO浓度,时间分辨率为1h。此外,本研究还利用中国国家环境监测中心(<http://www.cnemc.cn>)提供的逐时O₃观测数据对污染物模拟效果进行了验证,包括京津冀地区的68个环境监测站点(见图1)。

研究中选取相关系数(R)、平均偏差(MB)、标准化平均偏差(NMB)对模式模拟结果和观测结果进行评估分析,计算公式参考文献[46]。R是衡量2个变量之间线性相关程度的指标;MB值表示模型输出与观测数据之间的平均差异,可以反映模型的整体偏移程度;NMB将平均偏差和平均误差标准化,用于方便比较不同尺度的数据集的平均偏差和误差。

2 结果与讨论

2.1 WRF-Chem模拟效果评估

从京津冀地区气象观测站点观测平均值与模型模拟平均值来看,WRF-Chem模型可以很好地再现京津冀地区的温度和相对湿度的日变化,其中2m温度与2m相对湿度的R分别为0.92和0.81,NMB均在1%以下。选取望都HONO观测站2016年7月

7—21日的观测数据(见表3)作为验证基准,评估WRF-Chem模型对白天(09:00—18:00)HONO浓度的模拟性能。评估结果表明,当添加直接排放与二次化学生成的HONO后,模拟精度显著提升。相较于Case_base情景,Case_all情景的HONO平均浓度($0.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$)与观测值($0.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$)的MB降至 $-0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$,NMB降至 -4% , R 提至0.69。

表3 不同情景下望都站白天HONO的模拟效果分析

Table 3 Simulation analysis daytime HONO at Wangdu Site under different scenarios

情景	HONO平均浓度/ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	R	MB/ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NMB/%
Case_base情景	0.00	0.05	-0.53	-100
Case_fer情景	0.21	0.45	-0.32	-60
Case_em情景	0.39	0.49	-0.14	-26
Case_re情景	0.12	0.88	-0.41	-77
Case_all情景	0.51	0.69	-0.02	-4

具体而言,在望都HONO观测站的HONO浓度模拟实验中直接排放贡献了 $0.39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的HONO浓度增量,其中土壤施肥排放使HONO浓度增加了 $0.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (占总增量的41.18%),在全面考虑HONO的直接排放后NMB仍存在 -26% 的低估。添加化学生成的HONO可进一步改善模拟结果,使Case_all情景中HONO浓度升至 $0.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$,与该站观测值仅差 $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其中化学生成的HONO浓度为 $0.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。值得注意的是,尽管Case_all情景的相关系数 R (0.69)比Case_fer情景(0.45)和Case_em情景(0.49)的 R 更优,但却低于Case_re情景(0.88),这可能源于直接排放清单的不确定性对化学-气象耦合过程的干扰。

在京津冀地区进行的 O_3 浓度模拟中,Case_base情景的模拟值与观测值的 R 为0.64(见表4)。引入HONO直接排放与化学机制后,模拟得到的地表 O_3 浓度与观测值的 R 从0.64增至0.79。这与HONO光解促进 $\cdot\text{OH}$ 生成、加速VOCs氧化的链式反应密切相关。具体而言,土壤施肥排放(Case_fer情景)使 R 提升至0.75;添加全部直接排放(Case_em情景)后, R 进一步优化至0.81。考虑化学生成的Case_re情景与观测结果相关性最高($R=0.82$),说明排放与化学过程的协同效应加剧了区域光化学污染潜力。综上,添加HONO的直接排放和二次生成反应能不同程度增加模型模拟近地面HONO和 O_3 浓度的准确性。尽管由于WRF-Chem空气质量模型、排放清单本身及模式初始场和边界场等不确定性,数值模式模拟的结果与观测数据相比存在一定高估,但与同类研究结

果($-20\sim 46 \mu\text{g}/\text{m}^3$)相比,其偏差在可接受范围^[9,32-33],因此可以认为本研究使用的模型和参数化方案是有效的。

表4 各模拟方案在京津冀地区主要污染物的模型性能统计

Table 4 Model performance statistics for major pollutants in the BTH region across different simulation schemes

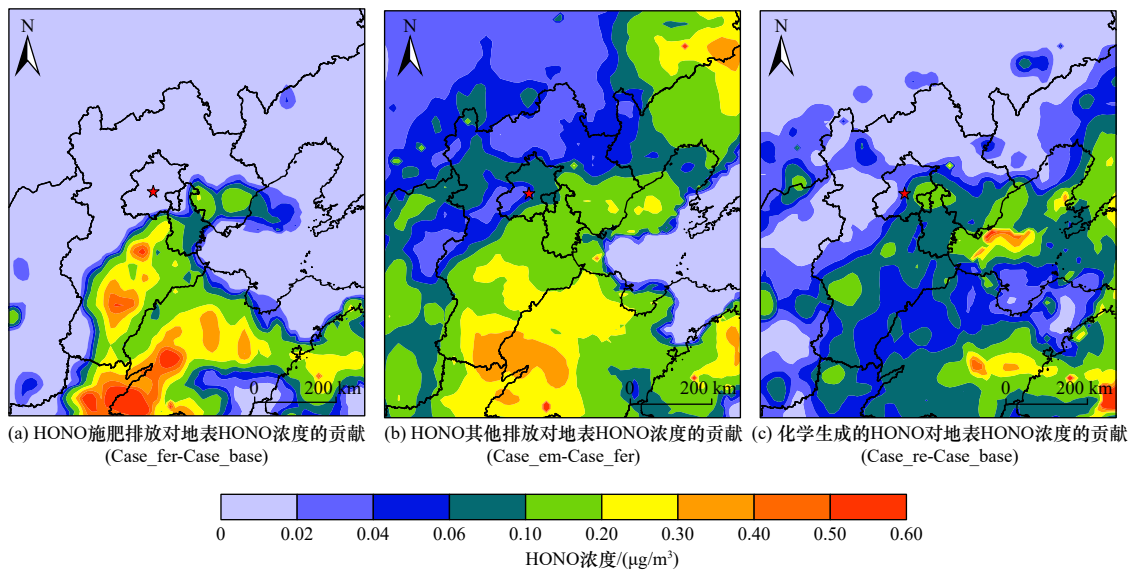
模拟物种	情景	R	MB/ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NMB/%
O_3	Case_base情景	0.64	15.72	19
	Case_fer情景	0.75	18.29	22
	Case_em情景	0.81	25.62	31
	Case_re情景	0.82	29.37	35
	Case_all情景	0.79	28.69	36

2.2 直接排放及化学生成对大气HONO浓度的贡献

将HONO直接排放与化学生成机制耦合至WRF-Chem模型,聚焦于京津冀地区夏季白天(09:00—18:00)HONO各来源对其地表浓度的贡献及空间分布规律。引入HONO排放后,HONO区域平均浓度提升了 $0.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。具体来看,直接排放是导致HONO浓度升高的主要因素,对区域HONO平均浓度的贡献达 $0.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$,贡献率为71.37%。在直接排放中,土壤施肥排放贡献了 $0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。此外,化学生成的HONO与土壤施肥排放贡献($0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$)相当,贡献率为28.63%(见图2)。结果表明,尽管化学过程对HONO生成有重要驱动作用,但直接排放仍是区域HONO浓度升高的主导因素。

与观测数据对比发现,京津冀地区HONO土壤施肥排放对HONO浓度的贡献率(24.45%)显著低于望都HONO观测站(41.18%),这主要因为望都站点位于农田集中区,其土壤施肥的排放密度远超区域平均水平。此外,由于该站点区域土壤排放显著高于化学生成,其化学生成贡献率(22.52%)略低于区域整体水平(28.63%)。

从空间分布来看,施肥排放的HONO导致地表HONO浓度提升了 $0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其影响的高值区集中于模拟区域南部(见图2)。具体而言,河北省南部、河南省北部及山东省西部等耕地集中区域贡献了该区域63%的HONO总施肥排放量。这种空间分布特征与区域农业集约化程度密切相关,其中,河南省耕地面积占比高达49%,远超全国平均值(14%);河北省和山东省的耕地面积占比分别为34.6%和32.1%。上述三省的小麦-玉米轮作区氮肥施用量较全国平均水平高64.2%,导致施肥过程HONO排放显著增强^[16]。这表明在农业集约化程度高的地区,由于



注: Case_fer-Case_base 表示 Case_fer 情景地表 HONO 浓度减去 Case_base 情景地表 HONO 浓度, 以此类推。

图中红色五角星代表北京市。下同。

图 2 各 HONO 源排放对京津冀地区白天 HONO 浓度的贡献情况

Fig.2 Daytime HONO concentrations from different emission sources

大量施用氮肥, 土壤中硝化和反硝化过程加剧, 从而使得 HONO 的排放量增加。此外, 其他直接排放(如交通、生物质燃烧)的影响范围与施肥源高度重叠, 这进一步表明 HONO 污染多发于人为活动密集区域, 因为这些区域不仅农业活动频繁, 而且存在大量的交通排放和生物质燃烧等其他直接排放, 多种排放共同作用导致 HONO 浓度升高。

化学生成 HONO 的过程对其浓度贡献的空间分布则呈现出不同的特征。山东省东部沿海及渤海湾区域的化学生成贡献率高达 42%, 显著高于内陆地区 (<25%), 这一现象可能与边界层高度 (PBLH) 相关。沿海区域夏季日均 PBLH 为 380 m, 较内陆地区日均 PBLH(450 m) 低 17%。边界层高度会抑制污染物的垂直扩散, 使得近地面的 NO_2 浓度升高。受边界层高度影响, 这一现象在沿海地区尤为突出, 中国环境监测中心的观测数据表明, 沿海地区 NO_2 浓度较内陆地区高 65.8%^[47]。地表高浓度的 NO_2 为 HONO 的非均相生成创造了有利条件, 该转化过程主要通过气溶胶表面[见式 (2)]与地表界面[见式 (3)]的两种非均相反应实现。此外, 沿海区域较高的相对湿度(沿海为 82%, 内陆为 68%)增强了气溶胶的吸湿性, 使非均相反应速率常数提升了 1.4 倍^[10], 进一步放大了化学机制的贡献。相对湿度的增加会使气溶胶颗粒吸水膨胀, 比表面积增大, 从而为非均相反应提供了更多的反应界面, 加速了 NO_2 向 HONO 的转化。所以, 二次生成对大气 HONO 浓度的贡献受

到气象因素的显著影响, 其高值区域多分布在沿海地区。

2.3 直接排放及化学生成的 HONO 对近地面 O_3 浓度的影响

京津冀及周边地区夏季近地面 O_3 浓度的空间分布呈自西向东递减的特征(见图 3)。HONO 直接排放的引入显著提升了区域近地面 O_3 浓度, 添加直接排放和化学生成的 HONO 后 O_3 浓度增幅达 $9.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.67%), 其中, 施肥排放对 O_3 浓度的贡献为 $2.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.17%), 这与 Zhang 等^[48] 在京津冀地区的研究结果 ($1\sim 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 基本吻合。具体而言, 施肥排放对山西省东南部、河南省北部和河北省南部 O_3 浓度的提升最为显著 ($15\sim 19 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 反映出该区域较高的 HONO 土壤施肥排放[约 $32 \text{g}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$]对 O_3 浓度产生了明显的影响; 其他直接排放则主要作用于天津市—北京市交界及渤海沿岸区域, 其导致 O_3 浓度增加了 $11\sim 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 该结果凸显了京津冀及周边地区不同人为排放的复合效应。此外, 化学生成 HONO 的过程对山东省北部、天津市及其周边的 O_3 贡献 ($17\sim 21 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 十分显著。化学生成 HONO 对 O_3 的贡献与 Zhang 等^[10] 在珠三角地区主要城市的研究结果 ($6.2\sim 24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 较接近, 与 Qin 等^[40] 在华北平原得到的结果 ($22.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 基本吻合。山东省北部为气溶胶浓度高值区, 而天津市及周边地区则是大气边界层高度较低、土壤表面非均相反应活性较强的区域。因此, 在这些地区 HONO 的非均相生成反应速率较

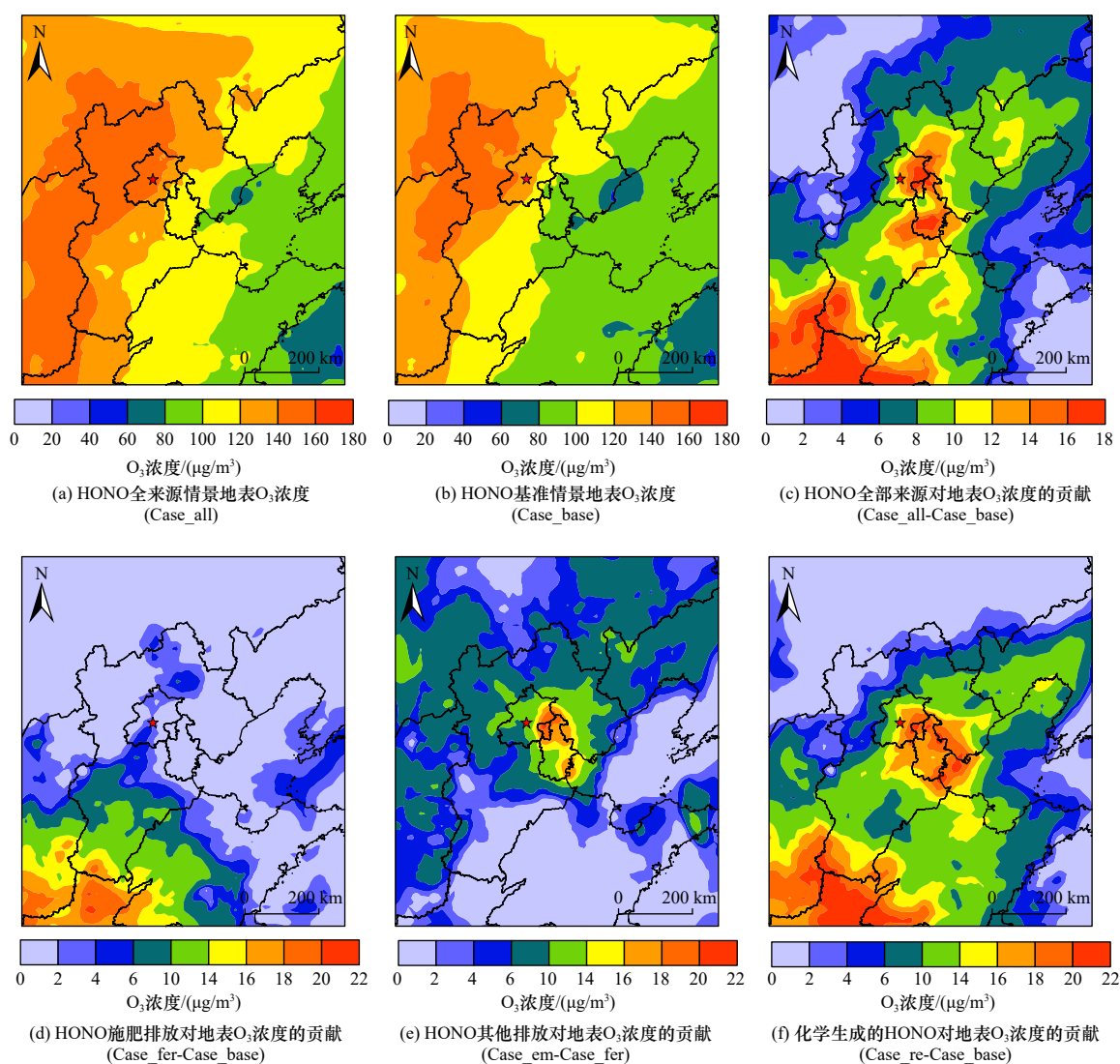


图3 Case_all情景和Case_base情景的O₃浓度分布以及各HONO源排放对区域(白天)O₃浓度的贡献情况

Fig.3 O₃ distributions (Case_all scenario and Case_base scenario) and daytime O₃ contributions from different HONO sources

其他地区更高,进而显著影响了O₃的浓度分布。值得注意的是,京津冀地区HONO直接排放和二次生成分别导致O₃浓度上升了7.22和7.55 µg/m³,但由于HONO二次生成过程会消耗O₃的前体物NO_x,二者结合使O₃浓度仅增加了9.00 µg/m³。

本研究进一步探究了京津冀及周边地区直接排放和二次化学生成的HONO对MDA8-O₃(O₃的日最大8h滑动平均值)浓度的影响,HONO对MDA8-O₃浓度的影响略高于其对O₃浓度的影响(见图4)。纳入所有HONO来源(Case_all情景)后,京津冀地区的MDA8-O₃平均浓度增加了9.79 µg/m³。HONO直接排放贡献了9.22 µg/m³的MDA8-O₃浓度增加量,HONO二次化学生成贡献了8.77 µg/m³的MDA8-O₃浓度增加量。在直接排放中,施肥排放导致MDA8-O₃

平均浓度增加了2.98 µg/m³,占直接排放总贡献的32.26%;其他排放导致MDA8-O₃平均浓度增加了6.24 µg/m³。各HONO来源对地面MDA8-O₃浓度与O₃浓度的空间分布影响表明,HONO对MDA8-O₃浓度和O₃浓度贡献的高值中心位置高度一致,但对MDA8-O₃浓度的影响范围更广,其中HONO化学生成贡献的MDA8-O₃浓度高值范围最大。HONO各来源(尤其是二次生成)对MDA8-O₃浓度的影响范围较对O₃浓度的影响范围更大,这主要是由于在HONO影响O₃生成的过程中,HONO的光解以及O₃的光化学生成均依赖于光照条件,导致O₃浓度在日间呈累积上升过程,因此其日均浓度通常低于MDA8-O₃浓度^[11];此外,边界层大气扩散进一步放大了HONO对MDA8-O₃浓度的影响范围。由于缺乏

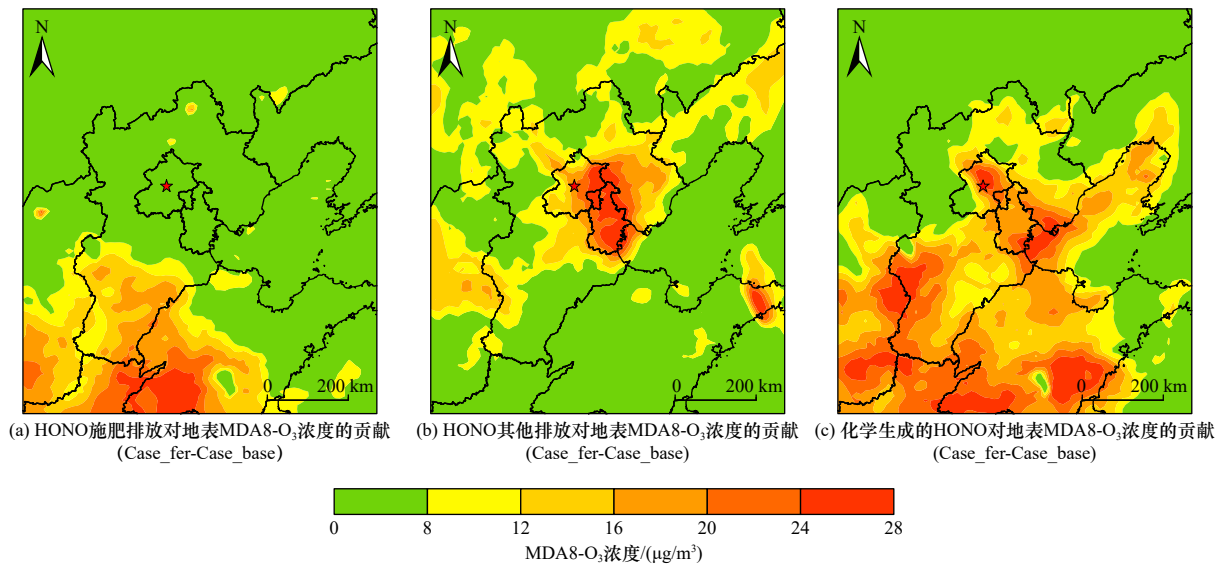


图 4 各 HONO 源排放对区域 (白天)MDA8-O₃ 浓度贡献

Fig.4 Daytime MDA8-O₃ contributions from different HONO sources

光化学反应, NO₂ 在夜间累积, 浓度显著高于白天^[10,49]。夜间 NO₂ 浓度升高时, 大气扩散过程扩大了 HONO 化学生成对 O₃ 的贡献范围^[50]。与直接排放相比, HONO 化学生成的范围更广, 因此化学生成的 HONO 对 O₃ 浓度的影响范围更大。鉴于在 O₃ 浓度上升过程中对 MDA8-O₃ 浓度的影响大于对日均 O₃ 浓度的影响, HONO 对 MDA8-O₃ 浓度贡献的高值区范围较对日均 O₃ 浓度的贡献高值区范围进一步扩大。

3 结论

a) 在京津冀地区, WRF-Chem 模型模拟 HONO 和 O₃ 浓度得到了较好的验证。HONO 各来源的引入使得望都 HONO 观测站 HONO 日间模拟浓度与观测值仅差 0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (低估 5%)。HONO 浓度的提升使得京津冀地区 O₃ 浓度提升了 9.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 与 O₃ 浓度的地表观测值的相关性 R 从 0.64 提至 0.79。

b) 京津冀地区, 直接排放对 HONO 浓度的贡献率 (71.37%) 最大, 其中, 施肥排放贡献率为 24.45%, 其他排放贡献率为 46.92%; 而化学生成贡献率为 28.63%。HONO 源的引入使区域 O₃ 浓度整体提升 9.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 其中直接排放和化学生成分别使 O₃ 浓度增加 7.22 和 7.55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; 对于 MDA8-O₃ 浓度, HONO 源的引入使其浓度整体提升 9.79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 直接排放和化学生成分别使 MDA8-O₃ 浓度增加 9.22 和 8.77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。然而, 由于 HONO 的二次生成过程会消耗 O₃ 前体物 NO_x, 直接排放与化学生成的综合贡献低于二者单独贡献的加和。

c) 空间分布方面, 施肥排放主要影响河南省北部和河北省南部, 其他直接排放 (如土壤自然排放、交通

和生物质燃烧) 对天津市及其周边区域影响最大, 而 HONO 的化学生成对上述区域均有显著贡献。

d) 京津冀地区 HONO 的直接排放 (包括施肥和其他来源) 和化学生成过程均是大气中 HONO 的关键来源, 二者对近地面 O₃ 浓度的贡献相当。因此, 要通过控制 HONO 来源有效治理京津冀地区的 O₃ 污染, 需同时管控 HONO 的直接排放与化学生成途径。

参考文献 (References):

- [1] FU Y, LIAO H, YANG Y. Interannual and decadal changes in tropospheric ozone in China and the associated chemistry-climate interactions: a review [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2019, 36(9): 975-993.
- [2] GONG C, LEI Y D, MA Y M, et al. Ozone-vegetation feedback through dry deposition and isoprene emissions in a global chemistry-carbon-climate model [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(6): 3841-3857.
- [3] JIANG Z J, LI J, LU X, et al. Impact of western Pacific subtropical high on ozone pollution over Eastern China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2021, 21(4): 2601-2613.
- [4] 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.
- [5] LU X, HONG J Y, ZHANG L, et al. Severe surface ozone pollution in China: a global perspective [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2018, 5(8): 487-494.
- [6] 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.
- [7] LI K, JACOB D J, SHEN L, et al. Increases in surface ozone

- pollution in China from 2013 to 2019: anthropogenic and meteorological influences[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(19): 11423-11433.
- [8] 生态环境部. 生态环境部公布 2024 年 12 月和 1—12 月全国环境空气质量状况 [EB/OL]. 北京: 生态环境部, (2025-01-24) [2025-11-05] https://www.mee.gov.cn/ywdt/xwfb/202501/t20250124_1101318.shtml.
- [9] 李晓瑜, 王念, 刘慧文, 等. 京津冀地区 NO_x 和 VOCs 协同减排成本及减排策略研究 [J]. *环境科学研究*, 2022, 35(11): 2618-2626.
LI X Y, WANG N, LIU H W, et al. Collaborative emission reduction cost and strategies of NO_x and VOCs in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2022, 35(11): 2618-2626.
- [10] ZHANG L, WANG T, ZHANG Q, et al. Potential sources of nitrous acid (HONO) and their impacts on ozone: a WRF - Chem study in a polluted subtropical region[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2016, 121(7): 3645-3662.
- [11] WANG Y N, LI Q Y, WANG Y R, et al. Increasing soil nitrous acid emissions driven by climate and fertilization change aggravate global ozone pollution[J]. *Nature Communications*, 2025, 16: 2463.
- [12] GAN C, LI B J, DONG J Y, et al. Atmospheric HONO emissions in China: unraveling the spatiotemporal patterns and their key influencing factors[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 343: 123228.
- [13] WU D M, ZHANG J W, WANG M D, et al. Global and regional patterns of soil nitrous acid emissions and their acceleration of rural photochemical reactions[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2022, 127(6): e2021JD036379.
- [14] LI J, YIN Z, QIN C, et al. Data-driven estimates of high-resolution soil HONO emissions in China from 2000 to 2020[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(27): 13935-13943.
- [15] MEDINETS S, GASCHER R, SKIBA U, et al. The impact of management and climate on soil nitric oxide fluxes from arable land in the Southern Ukraine[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 137: 113-126.
- [16] DONALDSON M A, BISH D L, RAFF J D. Soil surface acidity plays a determining role in the atmospheric-terrestrial exchange of nitrous acid[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(52): 18472-18477.
- [17] WEBER B, WU D M, TAMM A, et al. Biological soil crusts accelerate the nitrogen cycle through large NO and HONO emissions in drylands[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(50): 15384-15389.
- [18] WANG Y N, FU X, WU D M, et al. Agricultural fertilization aggravates air pollution by stimulating soil nitrous acid emissions at high soil moisture[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(21): 14556-14566.
- [19] DI H J, CAMERON K C, PODOLYAN A, et al. Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, diacyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 73: 59-68.
- [20] OUYANG Y, EVANS S E, FRIESEN M L, et al. Effect of nitrogen fertilization on the abundance of nitrogen cycling genes in agricultural soils: a meta-analysis of field studies[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 127: 71-78.
- [21] TANG K, QIN M, DUAN J, et al. A dual dynamic chamber system based on IBCEAS for measuring fluxes of nitrous acid in agricultural fields in the North China Plain[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 196: 10-19.
- [22] ALICKE B, PLATT U, STUTZ J. Impact of nitrous acid photolysis on the total hydroxyl radical budget during the Limitation of Oxidant Production/Pianura Padana Produzione di Ozono study in Milan[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2002, 107(D22): LOP9-1-LOP9-17.
- [23] KURTENBACH R, BECKER K H, GOMES J A G, et al. Investigations of emissions and heterogeneous formation of HONO in a road traffic tunnel[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(20): 3385-3394.
- [24] FAN M Y, XIANG Y K, ZHANG Y L, et al. Comparative contributions of primary emission and secondary production of HONO from unfertilized soil in Eastern China[J]. *Sustainable Horizons*, 2025, 14: 100136.
- [25] YANG Y M, LI X, ZU K X, et al. Elucidating the effect of HONO on O₃ pollution by a case study in Southwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 756: 144127.
- [26] YANG W J, HE X, NAN X L, et al. Exploring photochemical conversion of NO₂ to HONO on N-heterocycles: unique variation trend of gases, kinetics, and mechanism[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(7): 3656-3665.
- [27] ZHANG J W, CHEN J M, XUE C Y, et al. Impacts of six potential HONO sources on HO_x budgets and SOA formation during a wintertime heavy haze period in the North China Plain[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 681: 110-123.
- [28] ELSHORBANY Y F, KLEFFMANN J, KURTENBACH R, et al. Seasonal dependence of the oxidation capacity of the city of Santiago de Chile[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(40): 5383-5394.
- [29] REN C H, HUANG X, WANG Y N, et al. Enhanced soil emissions of reactive nitrogen gases by fertilization and their impacts on secondary air pollution in Eastern China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 59(10): 5119-5130.
- [30] LI Y, AN J L, KAJINO M, et al. Impacts of additional HONO sources on O₃ and PM_{2.5} chemical coupling and control strategies in the Beijing-Tianjin-Hebei region of China[J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2015, 67(1): 1-16.
- [31] LI Y F, WANG X Z, WU Z H, et al. Atmospheric nitrous acid (HONO) in an alternate process of haze pollution and ozone pollution in urban Beijing in summertime: variations, sources and contribution to atmospheric photochemistry[J]. *Atmospheric Research*, 2021, 260: 105689.
- [32] WU D M, HORN M A, BEHRENDT T, et al. Soil HONO emissions

- at high moisture content are driven by microbial nitrate reduction to nitrite:tackling the HONO puzzle[J].*The ISME Journal*,2019,13(7):1688-1699.
- [33] SONG Y F,XUE C Y,ZHANG Y Y,et al.Measurement report: Exchange fluxes of HONO over agricultural fields in the North China Plain[J].*Atmospheric Chemistry and Physics*,2023,23(24):15733-15747.
- [34] YANG S L,WANG M Y,WANG W J,et al.Establishing an emission inventory for ammonia,a key driver of haze formation in the southern North China plain during the COVID-19 pandemic [J].*Science of the Total Environment*,2023,904:166857.
- [35] LU H F,XU Z D,CHENG Y F,et al.An inventory of greenhouse gas emissions due to natural gas pipeline incidents in the United States and Canada from 1980s to 2021 [J].*Scientific Data*,2023,10:282.
- [36] KLEFFMANN J,BECKER K H,WIESEN P.Heterogeneous NO₂ conversion processes on acid surfaces:possible atmospheric[J].*Atmospheric Environment*,1998,32(16):2721-2729
- [37] AUMONT B,CHERVIER F,LAVAL S.Contribution of HONO sources to the NO_x/HO₂/O₃ chemistry in the polluted boundary layer[J].*Atmospheric Environment*,2003,37(4):487-498.
- [38] ZHANG Y,ZHENG F,FENG Z,et al.Concentration and source changes of nitrous acid (HONO) during the COVID-19 lockdown in Beijing[J].*Atmospheric Chemistry and Physics*,2024,24(15):8569-8587.
- [39] ZHANG Y,LIU Y,MA W,et al.Changing aerosol chemistry is redefining HONO sources[J].*Nature Communications*,2025,16(1):5238.
- [40] QIN Z,LIU Y,BAI W,et al.Integrating the updated HONO formation mechanism to better understand urban O₃ formation chemistry[J].*Environmental Pollution*,2025,368:125674.
- [41] XUE C,ZHANG C,YE C,et al.HONO budget and its role in nitrate formation in the rural North China Plain[J].*Environmental Science & Technology*,2020,54(18):11048-11057.
- [42] LIU Y,LU K,LI X,et al.A comprehensive model test of the HONO sources constrained to field measurements at rural North China Plain[J].*Environmental Science & Technology*,2019,53(7):3517-3525.
- [43] LIU J,LIU Z,MA Z,et al.Detailed budget analysis of HONO in Beijing,China:implication on atmosphere oxidation capacity in polluted megacity[J].*Atmospheric Environment*,2021,244:117957.
- [44] XUE C,YE C,MA Z,et al.Development of stripping coil-ion chromatograph method and intercomparison with CEAS and LOPAP to measure atmospheric HONO[J].*Science of the Total Environment*,2019,646:187-195.
- [45] XUE C,YE C,ZHANG Y,et al.Development and application of a twin open-top chambers method to measure soil HONO emission in the North China Plain[J].*Science of the Total Environment*,2019,659:621-631.
- [46] 唐泽雨,古国红,桂张玲,等.汾渭平原非采暖期和采暖期大气挥发性有机物的污染特征、来源解析及对 SOA 的生成潜势:以运城城市为例 [J].*环境科学研究*,2024,37(4):708-718.
- [47] PAN Y,ZHAO C,LIU Z.Estimating the daily NO₂ concentration with high spatial resolution in the Beijing-Tianjin-Hebei Region using an ensemble learning model[J].*Remote Sensing*,2021,13(4):758.
- [48] ZHANG J,AN J,QU Y,et al.Impacts of potential HONO sources on the concentrations of oxidants and secondary organic aerosols in the Beijing-Tianjin-Hebei region of China[J].*Science of the Total Environment*,2019,647:836-852.
- [49] FANG X,XIAO H,SUN H,et al.Characteristics of ground-level ozone from 2015 to 2018 in BTH area,China[J].*Atmosphere*,2020,11(2):130.
- [50] YE C,LU K,MA X,et al.HONO chemistry at a suburban site during the EXPLORE-YRD campaign in 2018:formation mechanisms and impacts on O₃ production[J].*Atmospheric Chemistry and Physics*,2023,23(24):15455-15472.

(责任编辑:刘 方)