马思萌,汤慧娟,韩 博,等.多维视角下航空排放对我国大气环境的影响评估 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):79-90.
Ma S M, Tang H J, Han B, et al. Impact assessment of aviation emissions on China's atmospheric environment from a multidimensional perspective [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):79-90.

# 多维视角下航空排放对我国大气环境的影响评估

马思萌[1,2],汤慧娟[1,2],韩 博[1,2*],赵芸婷[2,3],赵静波[1,2],于 剑[2,4] (1.中国民航大学交通科学与工程学院,天津 300300；2.中国民航大学中国民航环境与可持续发展研究中心,天津 300300；3.华设设计集团北京民航设计研究院有限公司,北京 101300；4.中国民航管理干部学院,北京 100102)

**摘要**：基于2019年我国民航飞行活动污染物排放清单,利用CAMx模式计算分析了航空排放对我国大气环境的影响,并探讨了不同飞行阶段对地面污染物浓度的贡献及其垂直分布特征.结果表明,2019年航空排放对我国地面$PM_{2.5}$和$O_3$年均浓度贡献分别为0.045和0.26μg/m$^3$,且呈现出显著的区域性和季节性差异.冬季航空排放对$PM_{2.5}$的影响高于夏季,而夏季较高的光化学反应效率则促进了$O_3$的生成.航空排放对地面$PM_{2.5}$浓度的影响主要集中在起降循环阶段,而$O_3$主要来源于巡航阶段排放.航空排放对$PM_{2.5}$和$O_3$浓度贡献垂直分布呈现出显著的季节差异:夏季,华东、中南和西南地区浓度贡献占比在5~9km高度层出现峰值($PM_{2.5}$为4.7%、$O_3$为10.6%),而冬季浓度贡献峰值则集中于0~2km的低层($PM_{2.5}$为6.9%、$O_3$为10.8%).相比之下,冬季新疆和西北地区污染物浓度贡献峰值主要积聚在1km以下的低层($PM_{2.5}$为9.1%、$O_3$为5.9%),而夏季受沙尘影响,西北地区$PM_{2.5}$浓度贡献峰值出现在~4km高度层(8.1%).

**关键词**：航空运输；飞机排放；环境影响；飞行阶段；垂直分布
**中图分类号**：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0079-12

**Impact assessment of aviation emissions on China's atmospheric environment from a multidimensional perspective.** MA Si-meng[1,2], TANG Hui-juan[1,2], HAN Bo[1,2*], ZHAO Yun-ting[2,3], ZHAO Jing-bo[1,2], YU Jian[2,4] (1.School of Transportation Science and Engineering, Civil Aviation University of China, Tianjin 300300, China；2.Research Centre for Environment and Sustainable Development of Civil Aviation of China, Civil Aviation University of China, Tianjin 300300, China；3.China Design Group Beijing Civil Aviation Design & Research Institute Co., Ltd, Beijing 101300, China；4.Civil Aviation Management Institute of China, Beijing 100102, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：79~90

**Abstract**：Based on the civil aviation emission inventory for China in 2019, the impacts of aviation emissions on the atmospheric environment were quantified using the CAMx model. Furthermore, the contributions of various flight phases to ground-level pollutant concentrations and their vertical distribution characteristics were explored. The results showed that aviation emissions were found to contribute 0.045 and 0.26μg/m$^3$ to the annual average ground-level $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations in China in 2019, respectively, with significant regional and seasonal variations being exhibited. The impact of aviation emissions on $PM_{2.5}$ was observed to be greater in winter than in summer, while the higher photochemical reaction efficiency in summer was found to facilitate the generation of $O_3$. The influence of aviation emissions on ground-level $PM_{2.5}$ concentrations was mainly concentrated during the landing and take-off cycles, whereas $O_3$ formation was primarily attributed to emissions during the cruise phase. The vertical distribution of the contributions of aviation emissions to $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations was observed to exhibit pronounced seasonal variations. In summer, the contribution ratios in East China, Central South, and Southwest regions were found to peak at the 5~9km altitude layer (4.7% for $PM_{2.5}$ and 10.6% for $O_3$), whereas in winter, they were concentrated in the lower 0~2km layer (6.9% for $PM_{2.5}$ and 10.8% for $O_3$). In contrast, in regions such as Northwest China and Xinjiang, the peak contribution of aviation emissions to $PM_{2.5}$ concentrations during winter was primarily concentrated in the lower altitude layer below 1km (9.1% for $PM_{2.5}$ and 5.9% for $O_3$). However, in summer, influenced by dust storms, the peak contribution of $PM_{2.5}$ concentration in the northwest region was observed at an altitude of approximately 4km (8.1%).

**Key words**：air transportation；aircraft emissions；environmental impact；flight phase；vertical distribution

航空运输过程中会排放大量的氮氧化物($NO_x$)、一氧化碳(CO)、二氧化硫($SO_2$)、碳氢化合物(HC)和细颗粒物($PM_{2.5}$)等污染物,不仅加剧空气污染,还会影响全球气候,进而对人体健康构成严重威胁[1-3].

**收稿日期**：2025-05-06
**基金项目**：国家自然科学基金资助项目(42305192,U2133206);生态环境部机动车污染控制与模拟重点实验室开放基金资助项目(VECS2024K06)
* 责任作者, 教授, bhan@cauc.edu.cn

随着经济增长和全球化进程的加快,我国航空运输需求持续增长,2019 年民航运输量较 2000 年增长了近 10 倍[4],其对大气环境的影响持续增加.航空排放的局地特性和高度动态性,使其对机场及周边居民健康的直接威胁更加显著.长期暴露于高浓度的 $PM_{2.5}$ 和臭氧($O_3$)环境中可显著增加心血管和呼吸系统疾病的发生风险,并与肺癌发病率和早逝风险密切相关[5-6].

飞机污染物排放主要集中于两个阶段:起降循环和巡航阶段.其中,起降阶段的飞行高度位于大气边界层内,单位里程污染物排放量较高,对城市空气质量和人体健康的危害更为显著,因此目前关于飞机排放的研究主要是针对这一阶段[7-10],而对于运行时间长、排放占比高的巡航阶段,相关研究仍较为薄弱[11].然而,巡航阶段排放的污染物通过大气传输和化学反应对地面空气质量产生间接影响,特别是通过促进地面 $O_3$ 以及 $PM_{2.5}$ 的形成,导致空气污染进一步加剧.这些污染物的产生对广域范围内的人群健康会构成风险,尤其是在非机场区域,其影响不容忽视[12].然而,目前关于航空排放时空分布规律的研究尚不够深入,限制了其环境影响评估的有效性.

目前用于评估航空排放对环境影响的方法主要分为监测方法和扩散建模两种.监测方法通过测量大气中污染物及组分浓度并进行统计分析,以估算航空排放对大气环境的贡献[13-18].扩散建模方法则利用气象数据和数值模式,从水平和垂直方向模拟污染物浓度变化,并将研究范围扩展至区域或全球尺度,例如带扩展的综合空气质量模式(CAMx)[19]和区域多尺度空气质量模式(CMAQ)[20]等已广泛用于航空排放的环境影响评估.尽管监测方法在数据准确性方面具有优势,但其研究周期、空间覆盖范围以及对复杂气象条件和飞行活动的适应性存在局限性[21].相比之下,扩散建模方法克服了这些不足,不仅能够捕捉多种污染物之间的物理与化学协同效应,还可评估单个机场的排放情况及其在不同分辨率下的增量贡献,尤其在大尺度评估中表现优越.有研究表明,CAMx 作为一种多尺度区域化学传输模式,能够结合详细的排放清单和复杂的化学反应机制,提供高时空分辨率的模拟结果,从而更加精确地评估机场排放对区域大气环境的影响[22].

然而,当前关于中国航空排放及其环境影响的研究仍存在诸多局限性.从研究范围来看,现有研究多聚焦于单个机场或机场群,缺乏对全国范围内航空排放环境效应的系统性评估.在航空排放估算方面,现有研究多基于国际民航组织(ICAO)的标准排放估算模式[23],且未能全面覆盖巡航阶段的排放,导致整体评估结果的准确性受到限制[24].为了解决这一问题,已有研究开发了全飞行阶段的高分辨率航空排放清单,对京津冀、长三角和珠三角三大重点区域的大气环境影响进行了综合评估,为区域尺度研究提供了重要参考[25].然而,不同地区在机场布局、地形特征及气象条件等方面存在显著差异,使得航空排放造成的环境效应具有显著的地域差异性.因此,有必要进行精细化的环境影响评估,为制定科学、有效的航空减排策略提供理论依据和数据支撑,但目前此类研究仍较为匮乏.

为填补上述研究空白,本研究基于 2019 年我国航空排放清单,利用 CAMx 模式,在全面考虑巡航阶段排放的基础上,量化航空排放对我国大气环境的影响.研究进一步探讨了不同飞行阶段排放对污染物浓度的相对贡献及其在垂直高度上的分布特征,以期为航空排放的科学评估提供系统支持,并为政策制定者优化航空排放管理策略提供科学依据.

## 1 方法与数据

### 1.1 模式设置

本研究采用 WRFv4.0−CAMxv7.0 大气化学传输模式对中国区域内的大气污染物进行模拟,采用 CAMx 模式的源追踪技术量化中国航空排放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 的浓度贡献.源追踪技术在计算化学转化时采用了不同的计算源分配的方法,有效地避免了非线性化学的影响,在量化排放源环境浓度贡献方面具有较大优势[26].

模拟采用 Lambert 投影坐标系,$X$ 和 $Y$ 方向中心坐标分别为北纬 37°和东经 103°,两条真纬度分别为北纬 30°和北纬 60°.采用单层网格模拟,网格水平分辨率为 36km,网格数为 155×123,覆盖了中国 34 个省、自治区、直辖市,模拟区域如图 1 所示.WRF 与 CAMx 的模拟域基本一致,只是四个边界各多了三个网格.WRF 和 CAMx 的垂直分层一致,分为 30 层,

顶部气压为 100hPa,分别为 1.000, 0.995, 0.991, 0.985, 0.980, 0.975, 0.970, 0.960, 0.954,0.941, 0.934, 0.927, 0.920, 0.911, 0.893, 0.847, 0.801, 0.677,0.513, 0.424, 0.367, 0.338, 0.311, 0.259, 0.235, 0.190, 0.167,0.148, 0.130, 0.085, 0.000.

模拟时段为 2019 年 1 月和 7 月,分别代表冬季和夏季.WRF 模式的初始输入数据来源于美国国家环境预报中心(NCEP)的 FNL 全球再分析资料(Final Operational Global Analysis data),水平分辨率为 1°×1°,时间间隔为 6h.CAMx 模式的初始和边界场由模式清洁大气廓线提供.Spin-up 时间设置为 7d,以消除初始场的影响.

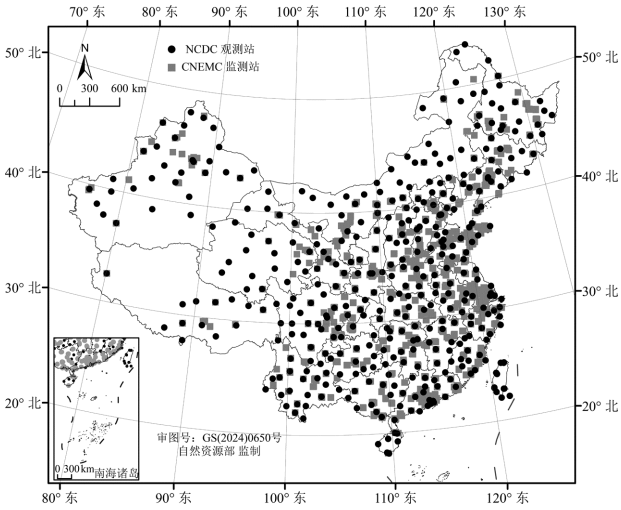



图 1　本研究模拟区域

Fig.1　Simulation domain in this study

审图号:GS(2024)0650 号

**表 1　模式参数设置**

Table 1　Model parameter settings

| 模式 | 参数 | 参数设置 |
|---|---|---|
| WRF 模式 | 短波辐射 | Goddard shortwave Scheme |
| | 长波辐射 | RRTM Scheme |
| | 边界层参数化 | Yonsei University Scheme |
| | 积云参数化 | Grell 3D ensemble |
| CAMx 模式 | 气相化学 | CB05 |
| | 液相化学 | RADM-AQ |
| | 气溶胶模块 | CF Scheme |
| | 气溶胶热力学平衡模式 | ISORROPIA |
| | 干沉降参数化方案 | WESELY89 |
| | 水平平流方案 | PPM |
| | 垂直扩散方案 | 标准 K 理论 |

本研究所用 CAMx 模式已在英国机场排放对区域环境影响评估[27]、美国本土机场排放对环境影响模拟[28]等多个研究中应用,通过详细的模拟验证和效果评估,表明该系统能够较好地分析污染物排放对大气环境的影响.WRF 和 CAMx 模式中主要的参数化方案如表 1 所示,本研究采用的参数方案已在多个研究中成功应用,模拟结果均表现出良好的适用性和可靠性[29-31].

### 1.2　排放清单

本研究人为源排放清单采用清华大学开发的 2019 年中国多尺度排放清单(MEIC)(http://meicmodel.org.cn/),该清单包含电力、工业、民用、道路交通和农业共 5 类排放源,污染物种类包括 $SO_2$、$NO_x$、CO、$PM_{2.5}$、可吸入颗粒物($PM_{10}$)、氨气($NH_3$)、挥发性有机物(VOCs)和二氧化碳($CO_2$).清单空间分辨率为 0.25°×0.25°,时间分辨率为月.为满足 CAMx 模式模拟需求,本研究基于 2019 年全球人口数据 LandScan(30″×30″,https://landscan.ornl.gov/)、2018 年中国土地利用现状遥感数据(1km×1km,https://www.resdc.cn/)、2015 年中国 GDP 空间分布公里网格数据(1km×1km,https://www.resdc.cn/)和 2019 年全球路网数据(https://www.openstreetmap.org/)等将 MEIC 清单降尺度分配得到 36km×36km 网格化清单,同时基于《城市大气污染源排放清单编制技术手册》[32]附录 B-2 排放时间分配系数将月排放清单分配到小时.

航空排放清单采用 Ma 等[33]基于航行资料和 2019 年全国所有机场逐日航班数据构建的高分辨率航空排放清单.该清单污染物种类包括 $NO_x$、CO、HC、$PM_{2.5}$、$SO_2$ 和 $CO_2$,根据不同飞行阶段 HC 和 VOCs 的对应关系将 HC 排放量转换成 VOCs 排放量[21].飞行阶段细分为起降循环各阶段(包括滑出、起飞、爬升、进近、滑入)和巡航阶段,空间分辨率为 36km,时间分辨率为 1h,能够精准刻画不同污染物在时空维度上的分布特征(图 2 和图 3).如表 2 所示,2019 年估计的航空业的燃料消耗量为 2440 万 t,对应污染物的排放量分别为:$NO_x$ 34.99 万 t、CO 5.82 万 t、VOCs 0.67 万 t、$PM_{2.5}$ 0.32 万 t、$SO_2$ 3.62 万 t、$CO_2$ 8670 万 t[33].从图 2 可以看出,我国航空排放呈现显著的季节性差异,其中 1 月和 7 月均会出现排放高峰,因此选择这两个月份作为典型时段进行扩散模拟.值得注意的是,所有污染物在 7 月份的排放

量反而高于 1 月份,这种反常现象主要源于航空运输强度的周期性波动,暑运期间航班频次的大幅增加和航线网络调整显著提升了航空活动水平,从而增加了夏季污染物排放量.

### 1.3 模式评估

WRF 模式验证所使用的小时气象数据来源于国家气候数据中心(NCDC)综合地表数据库(https://www.ncdc.noaa.gov);用于验证 CAMx 模式的小时污染物浓度数据来源于中国国家环境监测总站(CNEMC)实时全国空气质量监测数据(https://www.cnemc.cn),两类数据集的详细介绍见 Miao 等研究[34].模拟域内共有 406 个气象观测站和 1620 个空气质量自动监测站,站点位置分布如图 1 所示.

本研究采用平均偏差(MB)、平均标准偏差(MFB)和平均相对误差(MFE)等评价指标对主要气象参数和污染物浓度模拟结果的可靠性进行评估验证,具体评价指标定义详见 Zhang 等[35].

**表 2 2019 年我国机场数量和航空运输各地区污染物排放**

Table 2 The number of airports and pollutant emissions from air transport in China by region in 2019

| 区域 | $NO_x$ (kt)[33] | CO (kt)[33] | VOCs (kt)[33] | $PM_{2.5}$ (kt)[33] | $SO_2$ (kt)[33] | $CO_2$ (Mt)[33] | 机场数量(个)[39] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 华北 | 52.55 | 8.18 | 0.81 | 0.46 | 5.31 | 12.72 | 36 |
| 东北 | 14.72 | 2.66 | 0.26 | 0.14 | 1.57 | 3.75 | 27 |
| 华东 | 110.78 | 17.97 | 1.76 | 1.00 | 11.36 | 27.22 | 44 |
| 中南 | 97.96 | 15.88 | 1.55 | 0.89 | 10.05 | 24.06 | 37 |
| 西南 | 45.12 | 8.39 | 0.87 | 0.43 | 4.86 | 11.64 | 50 |
| 西北 | 24.01 | 4.34 | 0.44 | 0.23 | 2.56 | 6.14 | 24 |
| 新疆 | 4.73 | 0.83 | 0.08 | 0.05 | 0.51 | 1.21 | 21 |
| 合计 | 349.86 | 58.24 | 5.78 | 3.20 | 36.22 | 86.74 | 239 |

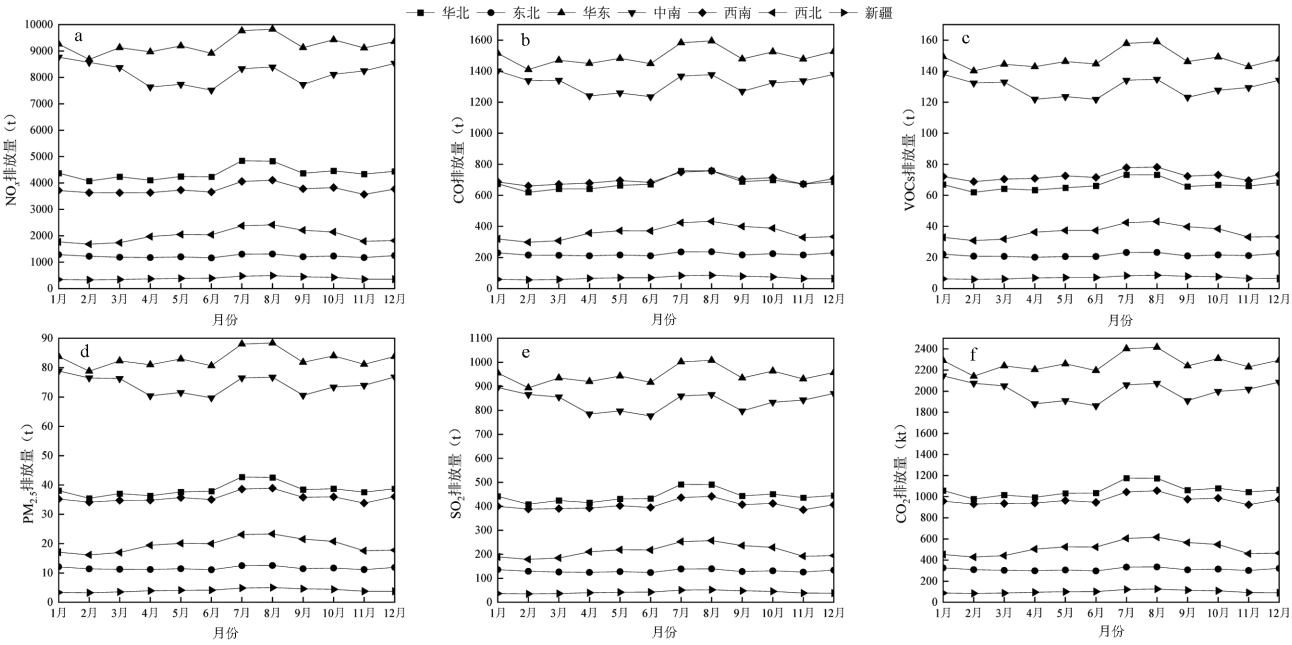
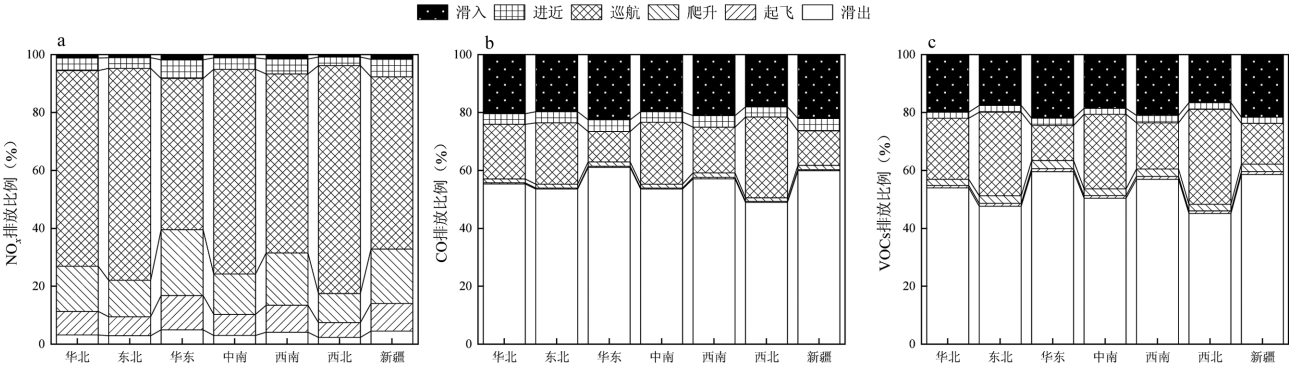



图 2 2019 年我国航空运输在各地区污染物排放量月变化

Fig.2 Monthly trends of aviation pollutant emissions in China by region in 2019



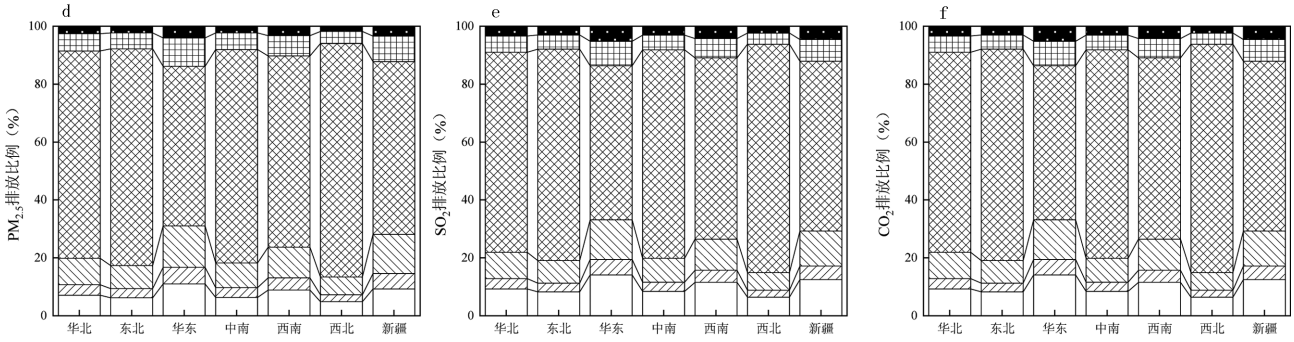



图 3　2019 年我国航空运输各飞行阶段污染物排放占比情况

Fig.3　Proportions of pollutant emissions by flight phase in China's aviation sector in 2019

本研究依据 Emery 等[36]和 Tesche 等[37]提出的模拟可接受标准(2m 处温度: MB≤±0.5K;2m 处水汽混合比:MB≤±1g/kg;10m 处风向:MB≤±10°;10m 处风速: MB≤±0.5m/s),对主要气象要素的模拟效果进行评估.针对主要污染物浓度模拟结果的评估,采用 Boylan 等[38]提出的标准(MB≤±60%且 MB≤75%)作为模拟结果可接受范围的依据.此外,若多个观测站点位于同一网格内,则计算这些站点的平均值,并与该网格提取的模拟值进行对比.

## 2　结果与讨论

### 2.1　模拟结果评估

**表 3　模拟域内主要气象要素模拟性能统计**

Table 3　Performance statistics of meteorological predictions throughout the entire simulation domain

| 气象要素 | 时间 | 观测值 | 模拟值 | MB | NMB | NME |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 水汽混合比(g/kg) | 1 月 | 4.7 | 5.6 | 0.9 | 0.19 | 0.30 |
| | 7 月 | 14.2 | 13.9 | −0.3 | −0.02 | 0.12 |
| 温度(℃) | 1 月 | 6.9 | 7.5 | 0.6 | 5.40 | 13.95 |
| | 7 月 | 24.9 | 24.2 | −0.7 | −0.99 | 15.72 |
| 风向(°) | 1 月 | 203.8 | 204.4 | 1.8 | 0.009 | 0.32 |
| | 7 月 | 186.4 | 181.3 | 3.3 | 0.02 | 0.36 |
| 风速(m/s) | 1 月 | 2.6 | 3.4 | 0.8 | 67.81 | 86.33 |
| | 7 月 | 2.6 | 3.3 | 0.7 | 60.10 | 81.84 |

**2.1.1**　气象要素模拟结果评估　2019 年主要气象要素在模拟域上的 WRF 模拟值与观测值对比统计结果如表 3 所示.由表可知,WRF 模式对空气湿度(本研究中使用 2m 处水汽混合比表征)和风向的模拟结果较好,两者在模拟域内的 MB 分别为−0.3~0.9g/kg 和 1.8°~3.3°,总体均在可接受范围内(MB≤±1g/kg 和 MB≤±10°).温度在冬季略有高估,在夏季略有低估,其 MB(−0.7~0.6K)略高于可接受标准(MB≤±0.5K).此外,两个季节中风速均出现高估现象,MB 高达 0.7~0.8m/s,均高于可接受标准(MB≤±0.5m/s),这与以往研究结果一致,可能是由于 WRF 模式在模拟大气运动时,对地形进行了平滑处理,忽略了次网格地形的拖拽作用[40-41].

**表 4　各地区 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度模拟偏差统计(%)**

Table 4　Statistics on the simulation deviations of $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations in various regions(%)

| 地区 | 污染物 | 时间 | MFB | MFE |
|---|---|---|---|---|
| 华北 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −52.0 | 74.4 |
| | | 7 月 | 21.4 | 61.5 |
| | $O_3$ | 1 月 | −30.9 | 62.5 |
| | | 7 月 | −17.3 | 58.1 |
| 东北 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −69.2 | 83.4 |
| | | 7 月 | 53.3 | 68.3 |
| | $O_3$ | 1 月 | −22.2 | 63.2 |
| | | 7 月 | −21.2 | 64.6 |
| 华东 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −37.6 | 63.8 |
| | | 7 月 | 13.2 | 64.2 |
| | $O_3$ | 1 月 | −45.7 | 71.7 |
| | | 7 月 | −12.4 | 63.1 |
| 中南 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −19.2 | 61.9 |
| | | 7 月 | 5.9 | 70.4 |
| | $O_3$ | 1 月 | −47.1 | 73.9 |
| | | 7 月 | −36.3 | 70.1 |
| 西南 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −29.6 | 66.0 |
| | | 7 月 | 4.3 | 66.4 |
| | $O_3$ | 1 月 | −22.0 | 69.7 |
| | | 7 月 | −64.6 | 79.9 |
| 西北 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −45.3 | 73.3 |
| | | 7 月 | −14.3 | 63.4 |
| | $O_3$ | 1 月 | −28.6 | 63.4 |
| | | 7 月 | −30.0 | 59.0 |
| 新疆 | $PM_{2.5}$ | 1 月 | −61.1 | 78.0 |
| | | 7 月 | −103.3 | 105.9 |
| | $O_3$ | 1 月 | −20.2 | 52.7 |
| | | 7 月 | 3.6 | 40.2 |

**2.1.2**　主要污染物浓度模拟结果评估　总体而言,

除新疆、东北和西南地区外,其余地区的 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度模拟结果均在可接受范围内(MB≤±60%和 MB≤±75%)(表 4).其中,新疆地区冬季与夏季的 $PM_{2.5}$ 浓度均被显著低估,其 MFB 和 MFE 分别为−103.3%~−61.1%和 78%~105.9%,这一偏差主要源于两方面因素:一是基础数据的缺失导致该区域排放清单具有较高不确定性[42];二是 CAMx 模型对于污染物二次转化过程的描述存在一定的不确定性,而新疆地区复杂的气候、地形条件增加了模式模拟的不确定性[43].与此同时,冬季东北地区 $PM_{2.5}$ 浓度模拟结果存在一定低估,其 MFB 和 MFE 分别为−69.2%和 83.4%,这可能与对冬季供暖期排放源的低估有关.此外,CAMx 模对西南地区夏季 $O_3$ 浓度模拟存在低估现象,可能与前体物排放清单及模型中化学机制的不确定性有关[44].从不同季节各区域污染物浓度模拟值与监测值的小时浓度变化来看(图 4),CAMx 模式在多数情况下能较好地再现 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度水平和变化趋势.

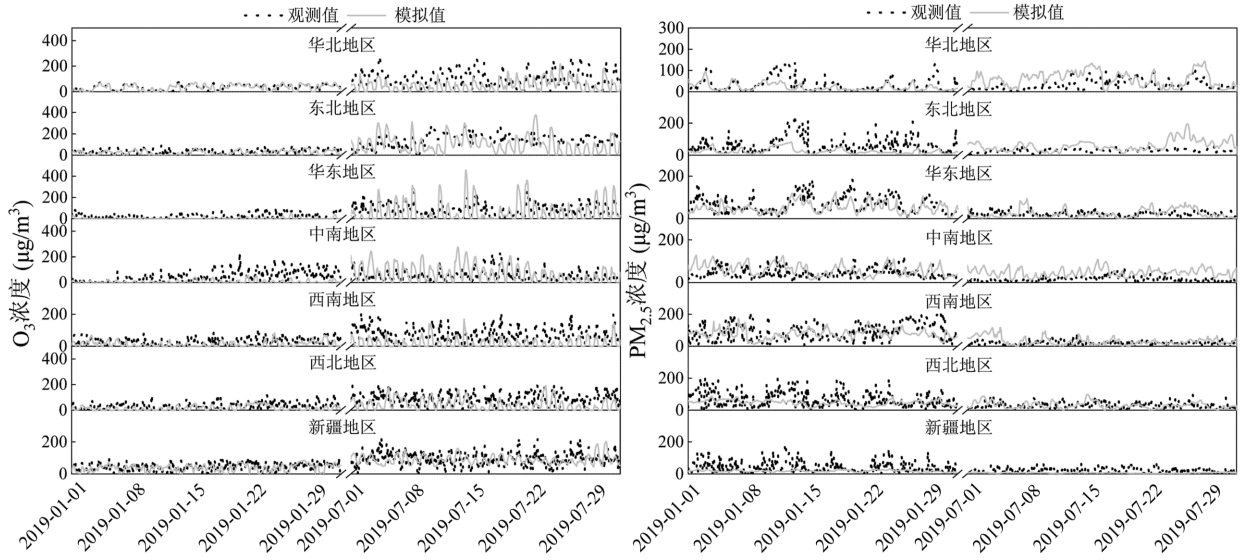



图 4 各区域 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度监测值与模拟值时间序列对比

Fig.4 The hourly variation of predicted and observed $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations in various regions

## 2.2 航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度总体贡献

基于中国行政区划范围内所有模拟网格结果数据,评估航空排放对我国地面污染物浓度总体贡献.结果表明,2019 年航空排放对我国地面 $PM_{2.5}$ 的年均浓度贡献为 0.045μg/m$^3$(范围:0~0.17μg/m$^3$),占总 $PM_{2.5}$ 浓度的 0.18%(范围:0~2.5%).分季节来看,冬季航空(图 5(a))排放归因的 $PM_{2.5}$ 浓度贡献显著高于夏季(图 5(b)),这种季节性差异主要与硝酸盐气溶胶(如硝酸铵)的气−粒分配过程增强有关[45].在低温条件下,硝酸铵更易以颗粒态形式存在,从而会导致 $PM_{2.5}$ 浓度增加.值得注意的是,由于民航运输量更高、机场密度更大,且冬季风向大多是偏北风,会导致中部和东南部地区对地面 $PM_{2.5}$ 的浓度贡献更大.相比之下,夏季航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 的浓度贡献总体较低,且空间分布更均匀.尽管北方地区航空活动少于东部地区,但其对地面 $PM_{2.5}$ 的浓度贡献反而更大,可能与东部地区气温更高,$NO_x$ 的转化效率提升有关.从年均分布(图 5(c))来看,中东部和南部地区因机场密集和飞行活动频繁,航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 年均浓度的贡献较高(0.1~0.2μg/m$^3$),中国西部和北部地区由于航空活动较少,对地面 $PM_{2.5}$ 浓度贡献较低.

对于 $O_3$ 来说,2019 年航空排放对我国地面 $O_3$ 的年均浓度贡献为 0.26μg/m$^3$(范围:0~1.23μg/m$^3$),占总 $O_3$ 浓度的 0.79%(范围:0~3.2%).图 5(d)和图 5(e)分别展示了冬季和夏季航空排放归因的地面 $O_3$ 浓度贡献的空间分布.与 $PM_{2.5}$ 不同,$O_3$ 的生成主要依赖于复杂的光化学反应过程,其空间分布和季节变化因此呈现显著差异.冬季低温和弱太阳辐射会抑制光化学反应的效率,但南方沿海地区由于工业活动密集、交通排放量大,叠加大气逆温导致的扩散较慢,为 $O_3$ 的生成和积累提供了有利条件.夏季则因高

温和强太阳辐射,光化学反应活跃,$O_3$ 浓度呈现出明显不同的空间特征,高浓度区域从南方沿海向中东部地区扩展,并在华中、华东形成大范围高值区.同时,中东部地区的人口密集、工业活动频繁,使得 $O_3$ 的前体物($NO_x$ 和 VOCs)排放量显著增加,进一步加速了 $O_3$ 的生成.尽管南方沿海地区在 7 月的 $O_3$ 浓度仍然偏高,但由于扩散变快,其浓度峰值较冬季略低.从年均浓度贡献分布(图 5(f))来看,航空排放对地面 $O_3$ 的年均浓度贡献在华中、华东、华南区域形成高值区,空间分布较 $PM_{2.5}$ 更均匀,这与 $O_3$ 的光化学生成机制密切相关.因此,中东部地区因全年工业排放和交通排放维持高水平,成为航空排放对 $O_3$ 的年均浓度贡献的突出区域.这种季节性分布差异反映了 $O_3$ 生成过程对气象条件、排放强度以及区域传输的高度敏感性,与 Zhang 等[46]对东亚地区 $O_3$ 污染的时空变化规律相一致.

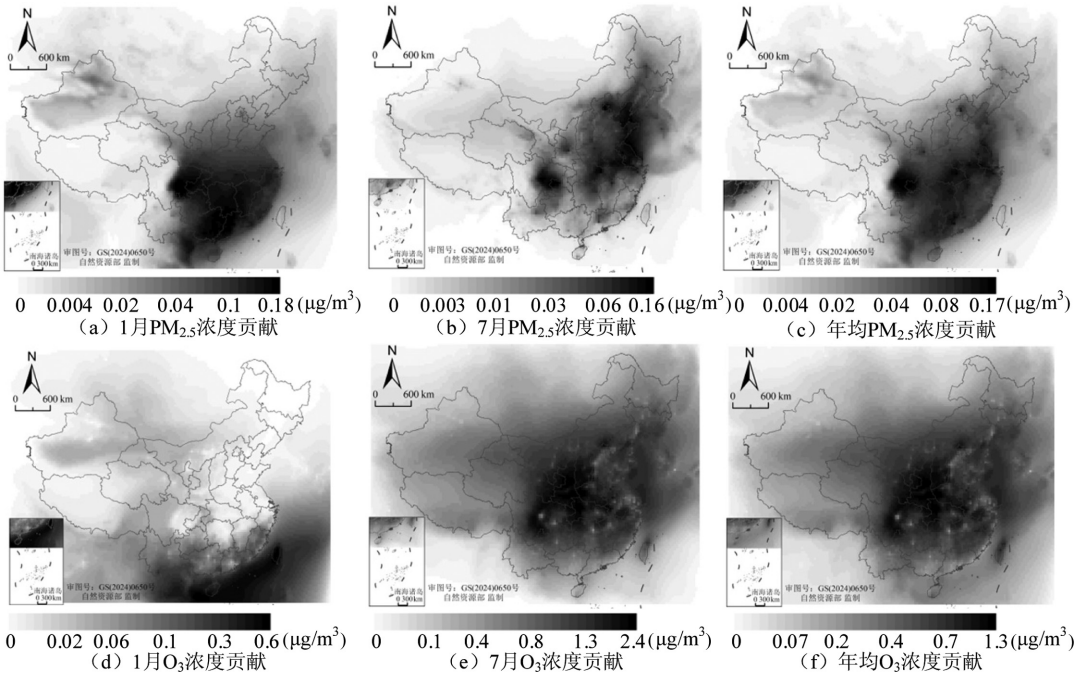



图 5　2019 年我国航空运输排放对地面 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 的浓度贡献

Fig.5　Contribution of aviation emissions to ground-level $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations in China in 2019

审图号:GS(2024)0650 号

**表 5　与其他研究对比**

Table 5　Comparison with other studies

| 区域 | 研究时段 | 飞行阶段 | 网格分辨率 | $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) | $O_3$ ($\mu g/m^3$) |
|---|---|---|---|---|---|
| 中国(本研究) | 2019 年夏季 | 全航段 | 36km | 0.024 | 1.45 |
| | 2019 年冬季 | | | 0.048 | 0.071 |
| | 2019 年全年 | | | 0.045 | 0.26 |
| 全球[12] | 2006 年全年 | 全航段 | 4°×5° | 0.0062 | 0.28 |
| 北美[12] | | | 36km | 0.009 | 0.513 |
| 欧洲[12] | | | 40.5km | 0.0182 | 0.466 |
| 东亚[12] | | | 50km | 0.015 | 0.42 |
| 全球[50] | 2001~2002 年 15 个月 | 全航段 | 4°×5° | 0.15 | 0.7 |
| 全球[51] | 2006 年夏季 | 全航段 | 4°×5° | – | 0.56 |
| | 2006 年冬季 | | | | 1.4 |
| 首都机场[21] | 2015 年夏季 | 起降循环阶段 | 1km | 0.41 | – |
| | 2015 年冬季 | | | 1.15 | |
| 中国[7] | 2016 年全年 | 起降循环阶段 | 36km | 0.033 | – |

续表 5

| 区域 | 研究时段 | 飞行阶段 | 网格分辨率 | $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) | $O_3$ ($\mu g/m^3$) |
|---|---|---|---|---|---|
| 京津冀 | 2019 年全年 | 全航段 | 36km | 0.036 | 0.39 |
| 长三角 | | | | 0.048 | 0.49 |
| 珠三角 | | | | 0.059 | 0.16 |
| (本研究) | | | | | |
| 京津冀[25] | 2019 年全年 | 全航段 | 4km | 1.56 | 6.04 |
| 长三角[25] | | | | 1.05 | 6.745 |
| 珠三角[25] | | | | 0.45 | 5.04 |

从区域尺度模拟结果来看(表 5),本研究针对京津冀、长三角、珠三角等地区的浓度贡献低于 Zhang 等[25]的研究结果,差异主要来源于对京津冀地区排放的低估,这可能归因于排放时空分配的不确定性[47-49]与模式空间分辨率的差异[12].然而,从全球或国家尺度模拟结果来看,本研究解析得到的航空排

放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献模拟结果与 Yim 等[12]、Bo 等[7]的结果具有较好的一致性,但略低于 Barrett 等[50]的研究结果.

### 2.3 不同飞行阶段航空排放对 $PM_{2.5}$ 与 $O_3$ 的浓度贡献

飞机完整的运行周期可以细分为 6 个典型阶段,分别是滑出、起飞、爬升、巡航、进近和滑入.不同飞行阶段由于飞机发动机推力、运行高度等不同,其排放因子、燃油流率差异显著,对 $PM_{2.5}$ 与 $O_3$ 的浓度贡献有显著差异.分析不同飞行阶段航空排放对不同地区污染物浓度贡献差异,有助于合理制定减排措施,对航空排放进行精细化管控.

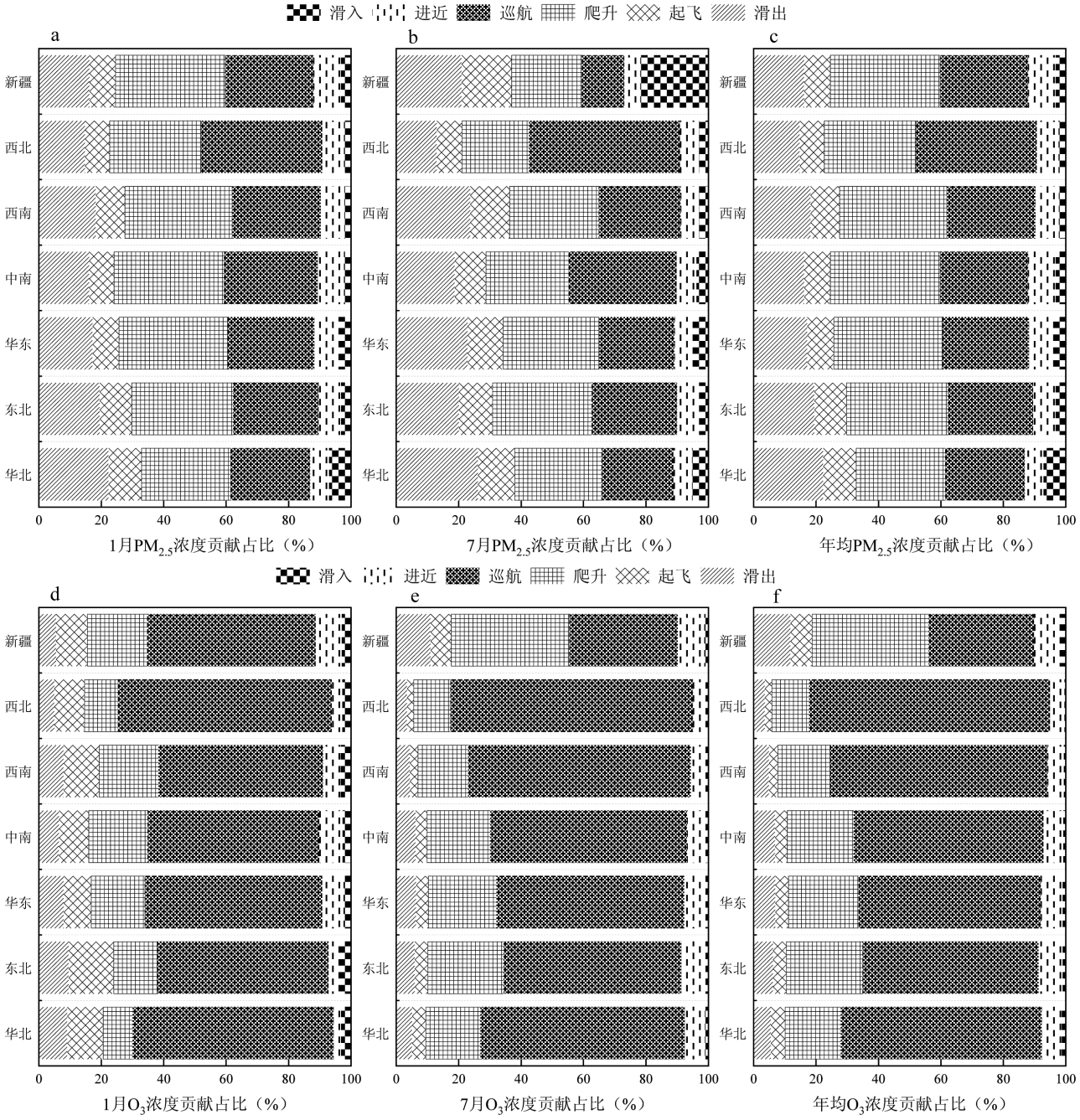



图 6 2019 年全年及代表月份我国航空运输排放对各地区 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献中各飞行阶段占比

Fig.6 Contribution of aviation emissions during various flight phases to $PM_{2.5}$ and $O_3$ concentrations in different regions of China throughout 2019 and representative months

整体来看,各飞行阶段污染物排放对地面 $PM_{2.5}$ 年均浓度贡献呈现出显著的地域差异(图 6).分区域

来看,华北地区滑入阶段贡献率(7.1%)显著高于其他区域,这一现象主要归因于以下因素:作为全国航空枢纽聚集区,华北地区的大型机场(如北京首都机场)的跑道与航站楼之间距离较远,从而显著增加了滑行路径的复杂度.而西北地区则展现出独特的排放结构特征,其巡航阶段贡献占比高达38.8%(冬季达48.4%),这主要与该区域空域广阔、航线密度较低的航空运行特点密切相关.进一步分析表明,航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 浓度的影响主要集中在起降循环阶段,而巡航阶段由于排放高度较高(通常位于8~12km),其污染物经大气垂直扩散后对近地面的直接影响相对有限.这一结论与 ICAO 的排放影响评估指南(Doc 9889)[52]中关于不同飞行阶段污染传输效率的研究结果相一致.冬季,北方地区航空排放 $PM_{2.5}$ 的滑出阶段贡献率显著高于其他区域(华北 22.3%,东北 19.5%),这一现象主要受以下多因素协同作用影响:低温条件导致除冰作业频率增加,单机滑出时间平均延长;同时,稳定的大气边界层条件会抑制 $PM_{2.5}$ 扩散,加之冬季供暖期人为排放源叠加,进一步增加了 $PM_{2.5}$ 浓度累积.夏季,新疆地区则呈现独特的区域特征:其巡航阶段贡献率(13.6%)显著低于平均水平,主要源于该区域作为边疆地区的航线结构特性,在新疆区域的国内航班较少,主要执飞疆内支线航线,导致巡航阶段占比较低.同时,强烈的热力对流有效抑制了高空 $PM_{2.5}$ 的累积.新疆夏季高温条件显著提升了刹车磨损排放 $PM_{2.5}$,加之旅游旺季航班量激增,共同导致起降循环阶段贡献率异常升高(达 86.4%),其中滑入阶段占比尤为突出(21.8%),较冬季增长 5.7 倍.

$O_3$ 作为典型的光化学二次污染物,其生成机制与空间分布特征与 $PM_{2.5}$ 存在显著差异.从年均浓度贡献占比来看,$O_3$ 主要来源于巡航阶段排放,其贡献率在西北地区高达 77.2%,其他地区普遍在 43.6%以下(新疆地区除外).这一分布特征主要源于在巡航高度有更强的紫外辐射条件,使得 $NO_x$ 光解反应速率提升.中南和西南地区由于高温高湿的气候特征,使得巡航排放对 $O_3$ 生成的贡献更为突出.沿海地区则因航班密集和经济活动频繁,各阶段 $O_3$ 浓度贡献均维持在较高水平.西北地区突出的巡航贡献(77.2%)主要与远程航班跨区域有关.$O_3$ 浓度贡献的季节性分布特征显示,冬季巡航阶段贡献普遍低于夏季(新疆地区除外),这一现象主要受以下因素共同作用:在冬季低温(日均温<0℃)和弱光照条件下,高空巡航阶段排放的 $NO_x$ 和 VOCs 等前体物的光化学反应活性显著降低.与此同时,冬季稳定的大气边界层条件使得近地面排放的污染物滞留时间延长,促使滑出与起飞阶段排放的前体物在较低空域通过累积效应产生更高的 $O_3$ 贡献(较夏季提升 15%~20%).这一特征在华北地区尤为显著,其冬季滑出阶段 $O_3$ 贡献达 9.1%,较夏季(5.1%)提升 78.5%.夏季,新疆地区 $O_3$ 浓度贡献在爬升阶段显著增加(19.2%→37.9%),主要受多重环境与运行因素共同驱动:旅游旺季导致疆内支线航班密度增加;此外,天山山脉的热力环流易形成显著的上升运动,推动前体物进入更高的高度.相比之下,西北地区受青藏高原东侧下沉气流影响,同时,高原背景大气中 VOCs 浓度极低,使得 $NO_x$ 向 $O_3$ 的转化效率降低,因而西北地区 $O_3$ 浓度贡献在爬升阶段占比显著低于其他地区.

### 2.4　航空排放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献的垂直分布特征

由于航空排放具有独特的四维运行特性,分析其环境效应的垂直分布特征至关重要.图 7 展示了全航段航空排放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献的垂直分布占比.研究表明,航空排放对不同垂直高度上 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献呈现出显著的季节性和区域性差异,这些差异主要由航空排放的高度分布、气象条件以及光化学反应效率共同决定.

从季节性差异来看,夏季的 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献峰值主要集中于中高层(5~9km),在华东、中南和西南三个地区尤为明显,$PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献峰值占比分别高达 4.7%和 10.6%.冬季 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 的浓度贡献峰值主要集中在 0~2km 的低层($PM_{2.5}$ 为 6.9%、$O_3$ 为 10.8%),其浓度随高度增加呈缓慢递减趋势,这种分布特征归因于冬季逆温效应,以及巡航阶段排放的污染物在高空累积,会抑制 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 的垂直扩散.同时,低温削弱了光化学反应活性,导致 $O_3$ 生成受限.夏季污染物垂直分布则表现出更为复杂的特征,在华东、中南和西南等航班密集区域,$PM_{2.5}$ 浓度垂直分布呈现双峰结构,在中高层(5~9km)贡献占比显著提升.这一现象可能与多种因素有关:首先,航空器巡航阶段的直接排放为高空提供了稳定的污染来源;其次,夏季强对流天气和台风活动促进了污染物的垂直输送;最后,高温条件下气态前体物向二

次颗粒物的转化效率提高.对于夏季 $O_3$ 的垂直分布特征,其中高层浓度贡献的显著增加主要源于夏季增强的太阳辐射促进了光化学反应,同时旺盛的对流活动将地表排放的前体物输送至中高层(5~9km),会形成明显的高值占比区.

新疆和西北地区的垂直分布特征与其他区域存在显著差异.受青藏高原和塔里木盆地等地形影响,冬季新疆和西北地区的污染物浓度贡献主要积聚在低层(<1km),其中 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献峰值占比分别高达9.1%和5.9%.夏季,两地区污染物浓度贡献峰值高度略有升高(1~4km),尤其是西北地区受其独特地理位置的影响,沙尘活动较为频繁,导致其 $PM_{2.5}$ 浓度贡献在~4km 高度层出现短期突增,其峰值占比高达 8.1%.这种区域差异性凸显了我国大气污染形成机制的复杂性,因此,在评估航空排放对大气污染的影响时,应充分考虑区域特征、季节变化以及气象和光化学过程的联合作用,以制定更具针对性的污染控制策略.

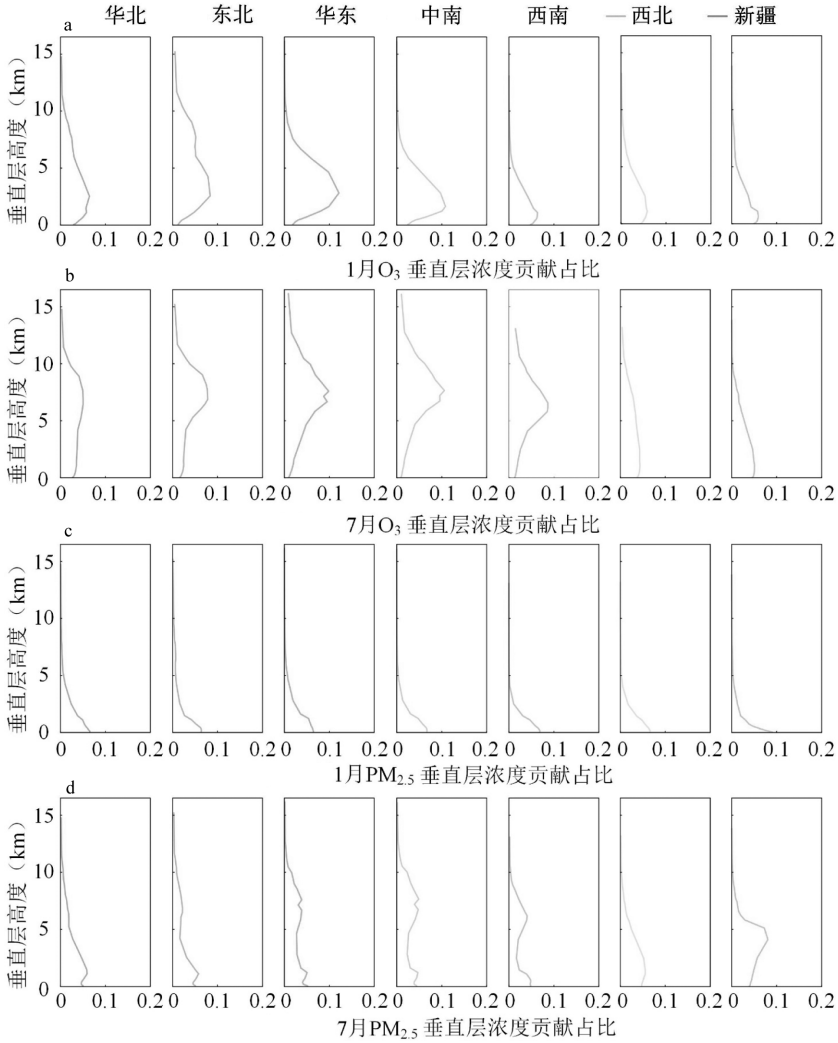



图 7 按区域和季节划分的全航段排放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 垂直层浓度贡献占比

Fig.7 Contribution of full-flight emissions to $PM_{2.5}$ and $O_3$ vertical layer concentrations by region and season

## 3 结论

3.1 2019 年我国航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 年均浓度贡献分别为 0.045 和 0.26μg/m$^3$,呈现出显著的区域性和季节性差异.冬季航空排放对 $PM_{2.5}$ 的影响高于夏季,中部和东南部地区由于飞行活动频繁、机场密集导致 $PM_{2.5}$ 浓度贡献较高(0.1~0.2μg/m$^3$).而对于 $O_3$,夏季的光化学反应效率更高,导致 $O_3$ 浓度贡献更大,尤其是在东部和中部地区.

3.2 飞行阶段来看,航空排放对地面 $PM_{2.5}$ 浓度贡

献的影响主要集中在起降循环阶段,而巡航阶段由于排放高度较高,其污染物经大气垂直扩散后对近地面的直接影响相对有限.而地面 $O_3$ 浓度贡献主要来源于巡航阶段排放,特别在西北地区其浓度贡献率高达 77.2%,其他地区最高约 43.6%(新疆地区除外),显示出飞机在高空巡航阶段对地面 $O_3$ 浓度的显著影响需要重点关注.

3.3　航空排放对 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献的垂直分布呈现出显著的季节差异.在夏季,华东、中南和西南地区浓度贡献占比在5~9km高度层达到峰值($PM_{2.5}$为4.7%,$O_3$为 10.6%),而冬季浓度贡献峰值则集中于 0~2km 的低层($PM_{2.5}$ 为 6.9%,$O_3$ 为 10.8%).相比之下,冬季新疆和西北地区污染物浓度贡献主要积聚在低层(<1km),其中 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 浓度贡献峰值占比分别高达 9.1%和 5.9%;而在夏季,受沙尘影响,西北地区 $PM_{2.5}$ 浓度贡献在~4km 高度层出现短期突增(峰值占比高达 8.1%).

**参考文献：**


[1] Lee H, Olsen S C, Wuebbles D J, et al. Impacts of aircraft emissions on the air quality near the ground [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(11):5505−5522.

[2] Gilmore C K, Barrett S R H, Koo J, et al. Temporal and spatial variability in the aviation $NO_x$−related $O_3$ impact [J]. Environmental Research Letters, 2013,8(3):34027.

[3] Eastham S D, Barrett S R H. Aviation−attributable ozone as a driver for changes in mortality related to air quality and skin cancer [J]. Atmospheric Environment, 2016,144:17−23.

[4] 中国民用航空局. 2023 年民航行业发展统计公报 [R]. 北京:中国民用航空局, 2024.
Civil Aviation Administration of China. The civil aviation industry development statistical bulletin in 2023 [R]. Beijing: Civil Aviation Administration of China, 2024.

[5] Cohen A J, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25−year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the global burden of diseases study 2015 [J]. Lancet, 2017,389(10082):1907−1918.

[6] Pope C A, Muhlestein J B, May H T, et al. Ischemic heart disease events triggered by short−term exposure to fine particulate air pollution [J]. Circulation, 2006,114(23):2443−2448.

[7] Bo X, Xue X, Xu J, et al. Aviation's emissions and contribution to the air quality in China [J]. Atmospheric Environment, 2019,201:121−131.

[8] 夏　卿,左洪福,杨军利.中国民航机场飞机起飞着陆(LTO)循环排放量估算 [J]. 环境科学学报, 2008,(7):1469−1474.
Xia Q, Zuo H F, Yang J L. Evaluation of LTO cycle emissions from aircraft in China's Civil Aviation Airports [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008,(7):1469−1474.

[9] 韩　博,孔魏凯,姚婷玮,等.京津冀机场群飞机 LTO 大气污染物排放清单 [J]. 环境科学, 2020,41(3):1143−1150.
Han B, Kong W K, Yao T W, et al. Air pollutant emission inventory from LTO cycles of aircraft in the Beijing−Tianjin−Hebei airport group, China [J]. Environmental Science, 2020,41(3):1143−1150.

[10] 韩　博,孔魏凯,谭宏志,等.飞机 LTO 排放影响评估耦合模型研究与应用 [J]. 中国环境科学, 2020,40(6):2409−2417.
Han B, Kong W K, Tan H Z, et al. A coupling model and its application on impact assessment of the aircraft emissions during LTO cycle [J]. China Environment Science, 2020,40(6):2409−2417.

[11] Fan W, Sun Y, Zhu T, et al. Emissions of HC, CO, $NO_x$, $CO_2$, and $SO_2$ from civil aviation in China in 2010 [J]. Atmospheric Environment, 2012,56:52−57.

[12] Yim S H L, Lee G L, Lee I H, et al. Global, regional and local health impacts of civil aviation emissions [J]. Environmental Research Letters, 2015,10(3):34001.

[13] He Y, Li L, Wang H, et al. A cold front induced co−occurrence of $O_3$ and $PM_{2.5}$ pollution in a pearl river delta city: temporal variation, vertical structure, and mechanism [J]. Environmental Pollution, 2022, 306:119464.

[14] Penn S L, Arunachalam S, Tripodis Y, et al. A comparison between monitoring and dispersion modeling approaches to assess the impact of aviation on concentrations of black carbon and nitrogen oxides at Los Angeles International Airport [J]. Science of the Total Environment, 2015,527−528:47−55.

[15] Zhang Y, Yu S, Chen X, et al. Local production, downward and regional transport aggravated surface ozone pollution during the historical orange−alert large−scale ozone episode in eastern China [J]. Environmental Chemistry Letters, 2022,20(3):1577−1588.

[16] Yang Z H, Zhang Y K, Chen Y, et al. Simultaneous detection of multiple gaseous pollutants using multi−wavelength differential absorption LIDAR [J]. Optics Communications, 2022,518:128359.

[17] Hsu H H, Adamkiewicz G, Houseman E A, et al. Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid−sized airport [J]. Atmospheric Environment, 2014,89:688−695.

[18] Pan Y, Xiang Y, Pei C, et al. Vertical distribution and transport characteristics of ozone pollution based on lidar observation network and data assimilation over the pearl river delta, China [J]. Atmospheric Research, 2024,310:107643.

[19] De Foy B, Cui Y Y, Schauer J J, et al. Estimating sources of elemental and organic carbon and their temporal emission patterns using a least squares inverse model and hourly measurements from the St. Louis–Midwest supersite [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(5):2405−2427.

[20] Brunelle−Yeung E, Masek T, Rojo J J, et al. Assessing the impact of aviation environmental policies on public health [J]. Transport Policy, 2014,34:21−28.

[21] Yang X, Cheng S, Lang J, et al. Characterization of aircraft emissions and air quality impacts of an international airport [J]. Journal of Environmental Sciences, 2018,72:198−207.

[22] Unal A, Hu Y, Chang M E, et al. Airport related emissions and impacts on air quality: Application to the Atlanta international airport [J]. Atmospheric Environment, 2005,39(32):5787−5798.

[23] 尤　倩,李洪枚,伯　鑫,等.中国民用航空机场大气污染物及碳排放

清单 [J]. 中国环境科学, 2022,42(10):4517-4524.
You Q, Li H M, Bo X, et al. Air pollution and $CO_2$ emission inventory of Chinese civil aviation airport [J]. China Environment Science, 2022,42(10):4517-4524.

[24] Wang K, Wang X, Cheng S, et al. National emissions inventory and future trends in greenhouse gases and other air pollutants from civil airports in China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022,29(54):81703-81712.

[25] Zhang J, Jiang Y, Wang Y, et al. Increased impact of aviation on air quality and human health in China [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(48):19575-19583.

[26] Agency U E P. EPA Unmix 6.0 fundamentals & user guide [M]. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2007.

[27] Yim S H L, Stettler M E J, Barrett S R H. Air quality and public health impacts of UK airports. Part II: impacts and policy assessment [J]. Atmospheric Environment, 2013,67:184-192.

[28] Woody M, Haeng Baek B, Adelman Z, et al. An assessment of aviation's contribution to current and future fine particulate matter in the United States [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(20):3424-3433.

[29] Ma S, Shao M, Zhang Y, et al. Evaluating the performance of chemical transport models for $PM_{2.5}$source apportionment: an integrated application of spectral analysis and grey incidence analysis [J]. Science of the Total Environment, 2022,837:155781.

[30] Ma S, Shao M, Zhang Y, et al. Sensitivity of $PM_{2.5}$ and $O_3$ pollution episodes to meteorological factors over the north China plain [J]. Science of the Total Environment, 2021,792:148474.

[31] Li T, Ma S, Liang W, et al. Application of the high spatiotemporal resolution soil fugitive dust emission inventory compilation method based on CAMx model [J]. Atmospheric Research, 2021,262:105770.

[32] 中国环境科学学会.城市大气污染源排放清单编制技术指南 [EB/OL]. 北京:中国环境科学学会, 2024
Chinese Society For Environmental Sciences. Technical guideline on city-level air pollutant emission inventory development [EB/OL]. Beijing: Chinese Society For Environmental Sciences, 2024.

[33] Ma S, Wang X, Han B, et al. Exploring emission spatiotemporal pattern and potential reduction capacity in China's aviation sector: flight trajectory optimization perspective [J]. Science of the Total Environment, 2024,951:175558.

[34] Miao R, Chen Q, Zheng Y, et al. Model bias in simulating major chemical components of $PM_{2.5}$ in China [J]. Atmospheric Chemistry And Physics, 2020,20(20):12265-12284.

[35] Zhang Y, Liu P, Pun B, et al. A comprehensive performance evaluation of MM5-CMAQ for the Summer 1999 Southern Oxidants Study episode—Part I: Evaluation protocols, databases, and meteorological predictions [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(26):4825-4838.

[36] Emery C, Tai E, Yarwood G. Enhanced meteorological modeling and performance evaluation for two texas ozone episodes [R]. Austin: Texas Natural Resource Conservation Commission, 2001.

[37] Tesche T W, Mcnally E, Emery C A, et al. Evaluation of the MM5Model over the Midwestern U.S. for Three 8-hour Oxidant Episodes [R]. Ft. Wright, KY: Alpine Geophysics, LLC; Novato, CA: ENVIRON International Corporation, 2001.

[38] Boylan J W, Russell A G. PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(26):4946-4959.

[39] 中国民用航空局. 2019 年民航机场生产统计公报 [R]. 北京:中国民用航空局, 2020.
Civil Aviation Administration of China. Statistical bulletin of civil aviation industry development in 2019 [R]. Beijing: Civil Aviation Administration of China, 2020.

[40] Papanastasiou D K, Melas D, Lissaridis I. Study of wind field under sea breeze conditions: an application of WRF model [J]. Atmospheric Research, 2010,98(1):102-117.

[41] Jiménez P A, González -Rouco J F, García-Bustamante E, et al. Surface wind regionalization over complex terrain: Evaluation and analysis of a high-resolution WRF simulation [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2010,49(2):268–287.

[42] 董赵鑫,丁 点,姜越琪,等.$PM_{2.5}$和臭氧对前体物减排和气象变化的响应及其政策启示 [J]. 环境科学研究, 2023,36(2):223-236.
Dong Z X, Ding D, Jiang Y Q, et al. Responses of $PM_{2.5}$ and $O_3$ to emission reduction and meteorology variation and their policy implications [J]. Research of Environment Science, 2023,36(2):223-236.

[43] Boylan J W, Russell A G. PM and light extinction model performance metrics, goals and criteria for three-dimensional air quality models [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(26):4946–4959

[44] Kitayama K, Morino Y, Yamaji K, et al. Uncertainties in $O_3$ concentrations simulated by CMAQ over Japan using four chemical mechanisms [J]. Atmospheric Environment, 2019,198:448-462.

[45] Von Schneidemesser E, Monks P S, Allan J D, et al. Chemistry and the linkages between air quality and climate change [J]. Chemical Reviews, 2015,115(10):3856-3897.

[46] Zhang A, Lin J, Chen W, et al. Spatial–temporal distribution variation of ground-level ozone in China's pearl river delta metropolitan region [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021,18(3):872.

[47] 朱昶歆,胡 荣,张军峰,等.机场航空器污染物排放测算的不确定性分析 [J]. 武汉理工大学学报(交通科学与工程版), 2021,45(4):688-693.
Zhu C X, Hu R, Zhang J F, et al. Uncertainty analysis of airport aircraft pollutant emission calculation [J]. Journal of Wuhan university of Technology(Transportation Science &. Engineering), 2021,45(4):688-693.

[48] Super I, Dellaert S N C, Visschedijk A J H, et al. Uncertainty analysis of a European high-resolution emission inventory of $CO_2$ and CO to support inverse modelling and network design [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(3):1795-1816.

[49] Liu S, Liu K, Wang K, et al. Fossil-fuel and food systems equally dominate anthropogenic methane emissions in China [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(6):2495-2505.

[50] Barrett S R H, Britter R E, Waitz I A. Global mortality attributable to aircraft cruise emissions [J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(19):7736-7742.

[51] Eastham S D, Chossière G P, Speth R L, et al. Global impacts of aviation on air quality evaluated at high resolution [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(4):2687-2703.

[52] International Civil Aviation Organization. Doc 9889: Airport air quality manual [R]. Montreal, Canada: International Civil Aviation Organization, 2011.

**作者简介：** 马思萌(1990-),女,河北保定人,讲师,博士,主要从事民航低碳与污染防控研究.发表论文 20 余篇.smma@cauc.edu.cn.