

长三角城市群 PM_{2.5} 时空演化及其来源研究¹

王 建，许君利 *

(盐城师范学院苏北农业农村现代化研究院，江苏 盐城 224007)

【摘 要】：长三角城市群人口密度高，经济与科技发达，但庞大的能源耗费量使得区域大气环境承载力面临巨大压力。利用 2015 年 1 月至 2022 年 5 月近地层 202 个站点空气质量数据分析 PM_{2.5} 浓度时空分布特征与演变趋势，借助 Hysplit 模型确定污染物输送路线和潜在贡献区，基于此，探讨风和地形要素对污染物富集与扩散的作用。结果表明：(1) 长三角城市群 PM_{2.5} 平均浓度为 38.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，空间上具有西北高东南低，内陆高沿海低的特点。年均值超标(空气质量二级标准)站点数占 26.24% 和日均值存在超标的站点数比例高达 92.08%，主要发生于冬季，说明区域空气质量改善仍面临严峻挑战；(2) 生态优先的经济发展背景下，PM_{2.5} 浓度年均值整体以 4.07 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 的速率呈显著的下降趋势，尤以合肥—滁州为中心和扬州—泰州—无锡—苏州—余杭(杭州)为主线的降幅最为显著，尤其是冬季降率高达 6.10 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ ，间接说明长三角主体应对环境污染的决心和力度；(3) 长三角城市群 PM_{2.5} 浓度未达标天数占比对风速变化的响应非常值得关注，表现在风速大于 4 m/s 时，强劲的风可输送外源污染物至研究区，使其空气质量恶化，未达标(一级标准)天数占比随风速增加而升高；(4) 冬季长三角城市群 PM_{2.5} 显著地受北向风输送环黄海区域和邯郸—济宁—枣庄—淮安西南部—滁州沿线人类排放的污染物影响。为此，建议长三角城市群依托经济与科技优势进行跨区域生态补偿，降低潜在贡献源区的污染物排放量和强度，提升长三角城市群的生态宜居性。

【关键词】：PM_{2.5}；时空分布；Hysplit 模型；潜在贡献区；长三角城市群

【中图分类号】：X513 **【文献标识码】**：A **【文章编号】**：1004- 8227(2023) 08- 1677- 09

DOI: 10. 11870/cjlyzyyhj202308011

细颗粒物(PM_{2.5})不仅可以降低能见度，还会对人类健康产生不利影响，尤其是对 Covid-19 具有显著地扩散作用[1,2],是目前全球环境健康的研究焦点之一。PM_{2.5} 浓度偏高也会导致呼吸系统和心血管疾病死亡人数增加，并与之存在正相关性[3]。APTE 等[4]和 STANAWAY 等[5]估算全球归因于 PM_{2.5} 死亡的人数占比 5%以上。并预测 PM_{2.5} 浓度每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 全球总死亡率和心血管疾病死亡率分别增加 10%和 3%~7%[6],不包括 PM_{2.5} 对 Covid-19 作用而引发的死亡人数。

PM_{2.5} 可以源自自然环境(火山灰、风扬尘和海盐等),也受人类活动(建筑扬尘、工业烟尘和石油与煤炭燃料燃烧等)的影响[7,8,9],并因地形、气象和扩散途径与强度的作用，其浓度时空分布与演化过程存在明显的差异[10]。利用主成分分析 (PCA)[11]、因子分析[12,13]、正矩阵因式分解 (PMF)[14]或污染因子相关分析[15]等数理统计方法，结合污染源标识物，对 PM_{2.5} 的物质组成、排放源和贡献度解析等方面已取得大量成果。近年来，基于大气全球资料同化系统(GDAS)的气团后向轨迹模型(Hysplit)因有助于识别远距离污染源和确定污染物的潜在贡献区，在分析和评估区域空气质量成因中得到广泛应用[7,8,15,16],但鲜有明确地形因素对污染物的输送途径及其源区贡献强度的作用。

¹ 收稿日期：2022- 09- 19; 修回日期：2023- 02- 20

基金项目：国家自然科学基金项目(42201009, 41471060); 冰冻圈科学国家重点实验室开放基金项目(SKLCS-OP-2020-7)

作者简介：王 建(1979~)，男，副教授，主要研究方向为区域环境变化与适应性方面研究。E-mail: wj shuigong@lzb. ac. cn

* 通讯作者 E-mail: xujunli01@163. com

长三角城市群人口密集且经济发达,供给侧改革与生产技术的提升促使区域 PM₁₀ 在 2018~2019 年已达《环境空气质量标准(GB3095-2012)》二级标准[17],是全国未来经济与环境协调发展过程中区域城镇化的范本之一[18],但冬春季节仍雾霾频发。为了进一步改善空气质量和生存环境,PM_{2.5} 浓度的变化特征和过程解析,及其影响因素研究相继开展,但多集中于上海和南京等典型城市[7,9,16],内容仅涉及 PM_{2.5} 的物质组成及其时空演化[17]、人类活动贡献[19]和气象因素的影响等方面[20,21]。最新研究表明长三角城市群的大气污染具有外源污染物输入导致的复合型和压缩型等特征[20],说明外源污染物的补给途径及其贡献也应予以考虑。本文利用 2015 年 1 月至 2022 年 5 月长三角城市群近地层 202 个空气质量监测站点的 PM_{2.5} 浓度数据,分析其空间分布特征及其演化趋势,并借助 Hysplit 模型结合风速与地形要素探讨空气质量恶化成因,以为长三角地区大气环境政策的科学制定与有效实施提供基础支撑。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

长三角城市群包含上海、南京、杭州和合肥四大都市圈 26 个地级以上城市[20],位于黄金水道长江的下游(图 1),东临黄海与东海,长江以南多丘陵和低山分布,以北冲淤积平原广泛分布且河网密集,并有京杭运河贯通南北。亚热带季风区北缘的城市群年均气温约 17℃,多年平均降水量约 1 550 mm[22],少有强台风影响。优越的地理与气候条件促使长三角城市群发展为我国开放程度最高、创新能力最强和经济规模最大的区域,创造近 24% 的全国 GDP,造成了区域的能源耗费率不断增加,导致大气环境承载力也面临巨大压力[23]。

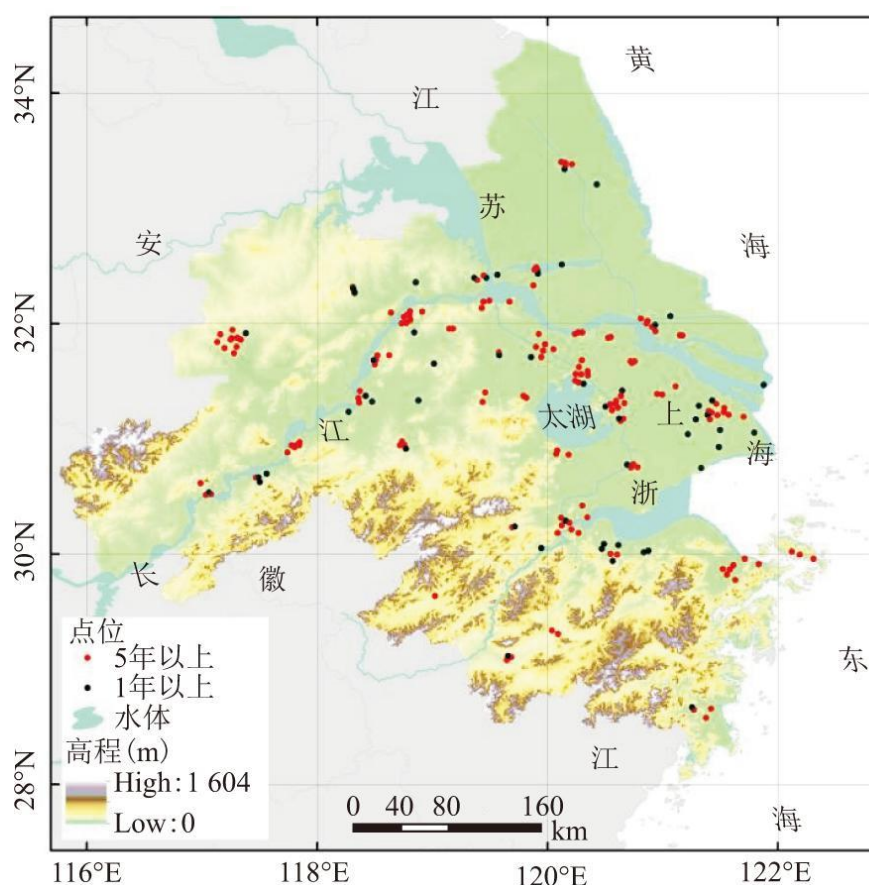


图 1 长三角城市群空气质量监测站位置示意图

1.2 气团后向轨迹模型

区域之间的空气流动导致污染物的叠加,增加了潜在污染源的辨识难度[24]。Hysplit 模型平流扩散计算采用拉格朗日方法,可以直观地显示气流或粒子的迁移轨迹[25,26]。本文后向轨迹模拟起点位于区域地理中心的无锡市(31.49° N,120.31° E),模拟起始时间分别为 0、4、8、12、16 和 20 时,将起始高度设为较为准确地反映边界层平均流场特征的 500 m[15],并使用 TrajStat 模块提供的 Angle Distance 法进行轨迹聚类分析。进一步利用潜在源贡献函数(PSCF)和浓度权重轨迹分析法(CWT)确定污染物的潜在源区和不同区域贡献的相对大小[26]。其中, PSCF 和 CWT 值的计算分别利用公式(1)和(2)进行:

$$PSCF_{ij} = \frac{m_{ij}}{n_{ij}} \quad (1)$$

$$CWT_{ij} = \frac{\sum_{l=1}^M c_l \tau_{ijl}}{\sum_{i=1}^M \tau_{ijl}} \quad (2)$$

式中: m_{ij} 和 n_{ij} 分别为经过 ij 网格的污染轨迹条数和同网格内总轨迹条数; M 为轨迹总数; l 为某一轨迹; τ_{ijl} 是轨迹 l 在栅格 ij 上停留的时间; c_l 是轨迹 l 经过 ij 栅格所对应的污染物浓度。

考虑到 n_{ij} 较小时 PSCF $_{ij}$ 和 CWT $_{ij}$ 值计算过程中可能存在不确定性,引入权重因子 w_{ij} (公式 3),即 WPSCF $_{ij}=w_{ij} \times PSCF_{ij}$ 和 WCWT $_{ij}=w_{ij} \times CWT_{ij}$ 。有关 Hysplit 模型详细的应用信息可进一步访问 <https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php>。

$$w_{ij} = \begin{cases} 1.00, & 80 < n_{ij} \\ 0.72, & 20 < n_{ij} \leq 80 \\ 0.42, & 10 < n_{ij} \leq 20 \\ 0.05, & n_{ij} \leq 10 \end{cases} \quad (3)$$

1.3 数据来源

长三角城市群近地层空气质量数据(PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO 和 O₃)来自中国环境监测总站,以 4 大都市圈为核心不均匀分布,其中,上海、浙江、江苏和安徽的站点分别为 19、50、89 和 44 个(图 1)。为了提高和保障污染物空间上统计值的可靠性,着重对数据完整率 97%以上的 2021 年 PM_{2.5} 浓度进行分析。Hysplit 模型应用的气象数据为美国国家环境预报中心的全球资料同化系统(GDAS)0.5° × 0.5° 气象数据(<ftp://ftp.arl.noaa.gov/pub/archives/gdas1>)。分析统计过程中使用的气象数据来源于美国国家气候数据中心(NCDC, <https://www.ncei.noaa.gov/>)提供的小时尺度数据。2021 年 PM_{2.5} 浓度年均值和超标天数以及

2015~2021 年 PM_{2.5} 浓度年均值和冬季均值的年际变率空间分布是基于 ArcGIS 10.7 软件采用普通克里金法进行插值。

2 结果与分析

2.1 PM_{2.5} 浓度空间分布

长三角城市群 PM_{2.5} 平均浓度为 38.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,与珠三角城市群(35.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 基本持平[27],但显著低于京津冀城市群(45.49~74.71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)[28]和老工业基地辽宁中部城市群(42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)[25],是区域污染物排放、地形、外源输入和气象条件等因素综合作用所致[10]。其中 2021 年长三角城市群 PM_{2.5} 浓度高值主要出现在合肥、滁州、马鞍山、安庆和镇江等地,特别是江苏镇江丹徒区监测点年均值达 42.98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;低值主要分布在浙江东、南部,特别是舟山定海檀枫监测点年均值仅为 15.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。区域上,PM_{2.5} 空间上呈现西北高东南低,内陆高沿海低的特点(图 2a)。

长三角城市群 PM_{2.5} 浓度超标现象仍频发,按照中国空气质量标准(GB3095-2012),2021 年长三角城市群 202 个站点中 PM_{2.5} 浓度年均值>35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (空气质量一级标准)有 53 个,占比达 26.24%,主要分布在安徽合肥、滁州、马鞍山、安庆和江苏镇江等地(图 2a);有日均值>75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (空气质量二级标准)现象的站点高达 186 个,占比为 92.08%,其中日均值超标天数>20 的站点有 19 个,占比为 9.41%(图 2b),特别是镇江丹徒区监测点超标高达 34 d,说明区域空气质量改善仍然任重道远。总体而言,区域空气质量超标天数具有北部多南部少,内陆多沿海少的特点。

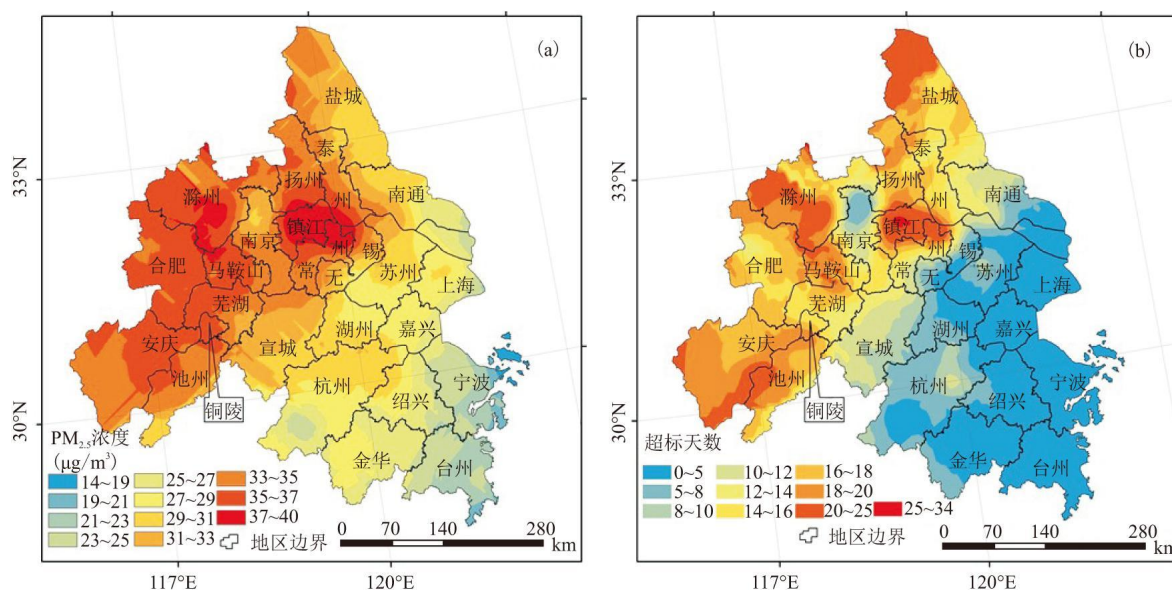


图 2 2021 年 PM_{2.5} 浓度年均值和超标天数空间分布状况

2.2 PM_{2.5} 浓度年际变化

2015~2021 年间,长三角城市群 149 个站点的 PM_{2.5} 年平均浓度呈显著地下降趋势(图 3a),降幅介于 0.84~6.40 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 之间,平均为 4.07 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$,并以合肥—滁州为中心及扬州—泰州—无锡—苏州—余杭(杭州)为主线降幅最为显著,尤其是合肥市庐阳区监测点降幅达 6.40 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$,而东部临海与西部内陆区浓度降幅相对偏小,可能是生态优先背景下的供给侧改革发展过程中,产业科技提升与行业转型较为集中于经济较为发达区域的结果[17,18]。

季节变化上, 2021 年中长三角城市群 PM_{2.5} 浓度冬季最高, 达 44.20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 夏季浓度最低, 仅为冬季的 42.46%, 整体浓度遵循: 冬季>春季>秋季>夏季(表 1), 与季节浓度年际变率的顺序一致。夏季中偏低的 PM_{2.5} 浓度与变幅说明长三角地区污染物排放强度基本在大气承载力之内, 也表明区域内稳定的社会经济与生产活动致使污染物排放量变率相对较小, PM_{2.5} 浓度仅以平均 3.08 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 的速率降低; 反之, 冬季偏高的浓度与较大的变幅, 是由长三角城市群外强劲的偏北风输送外源污染物所致, 符合区域 PM_{2.5} 浓度与风向和气压呈正相关的现象[19,20]。超标数据显示, 冬季日均超标站点数为 18.65 个, 占比 8.23%, 冬季超标天数占全年超标天数的 81.69%。下面将着重分析冬季长三角城市群 PM_{2.5} 浓度年际变率、污染物输送路径及其潜在贡献源区的特点。

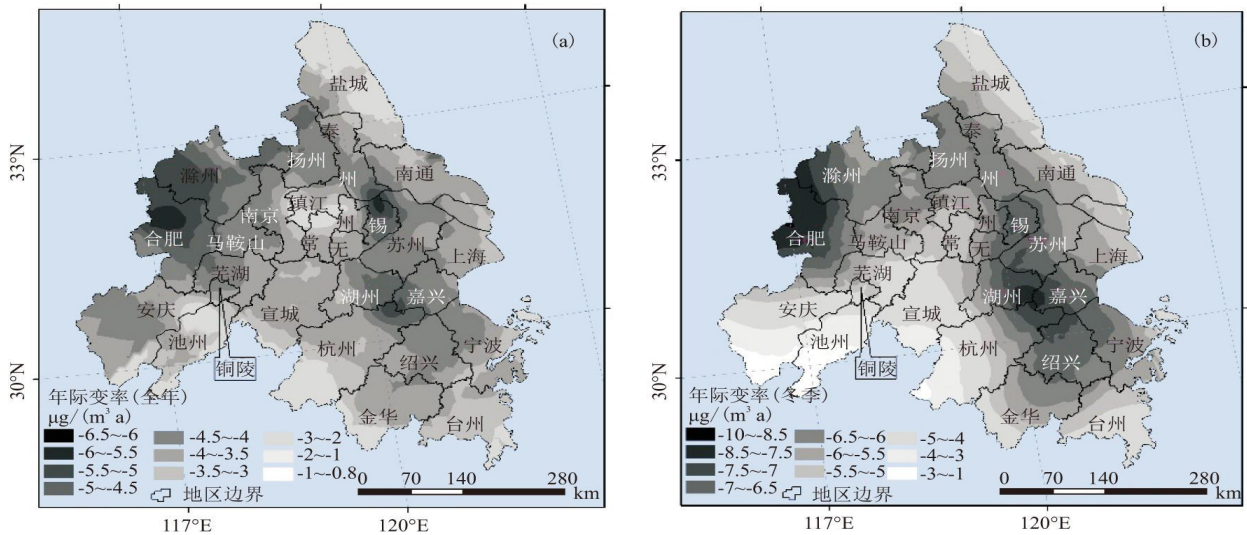


图 3 2015~2021 年年均和冬季平均 PM_{2.5} 浓度的年际变率空间分布状况

表 1 2021 年度 PM_{2.5} 浓度数理统计与 2015~2021 年际变率状况

时段	平均值($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			超标站点		超标天数		年际变率/[$\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$]		
	最小值	最大值	均值	日均数	日均占比(%)	最大值	占比(%)	最小值	最大值	平均值
春季	16.51	46.45	31.20	2.53	1.25	7	11.47	-6.63	-0.03	-3.76
夏季	8.96	26.52	18.76	0.01	0.00	1	0.05	-6.15	-0.37	-3.08
秋季	11.16	37.11	25.72	1.53	0.76	9	6.79	-5.80	-0.53	-3.43

冬季	21.55	60.17	44.20	18.65	8.23	24	81.69	-9.92	-1.03	-6.10
年	15.13	42.98	31.62	5.64	2.79	34	100	-6.40	-0.84	-4.07

PM_{2.5} 浓度冬季与全年的年际变率虽然在空间上存在较强的相似性(图 3),但冬季 PM_{2.5} 浓度以 6.10 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 的速率降低(图 3b),约是全年的 1.5 倍(表 1),其中合肥庐阳区监测点以及区内董铺水库和长江中路监测点 PM_{2.5} 降幅高达 9.03、9.17 和 9.92 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$,而浙江湖州仁皇山新区和吴兴区监测点降幅也达 8.18 和 7.76 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$,说明长三角主体应对环境污染的决心,也间接地反应外源污染物潜在贡献区绿色发展理念的践行。然而,临海区和内陆区降幅偏小,环境治理与保护面临严重的挑战,如安徽安庆马山宾馆和池州学院监测点冬季 PM_{2.5} 平均浓度分别高达 58.33 和 54.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,显著高于国家二级空气质量标准的超标天数分别达到 24 和 21 d,而 PM_{2.5} 浓度降幅仅有 3.8 和 1.04 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ 。

2.3 PM_{2.5} 来源

利用 CO、NO₂ 和 SO₂ 可以作为污染源标识物的特性,即 CO 主要源于燃料未充分燃烧的释放,NO₂ 主要是石油与天然气能源燃烧的排放[15,29],SO₂ 主要源自工业生产和化石燃料煤燃烧的排放[30],基于因子分析(主成分法提取后并经最大方差法旋转)识别长三角城市群 PM_{2.5} 的来源(表 2)。研究区全年及冬季约 90%的解释方差贡献率表明分析结果具有一定的代表性。

表 2 2021 年长三角城市群大气主要污染物的因子分析结果

类别	全年			冬季		
	EOF1a	EOF2a	EOF3a	EOF1w	EOF2w	EOF3w
PM _{2.5}	0.92	0.32	-0.06	0.96	0.15	0.13
CO	0.90	0.19	-0.09	0.91	0.20	-0.14
NO ₂	0.59	0.70	-0.19	0.58	0.73	-0.12

O3	-0.06	-0.02	0.99	0.03	0.00	0.99
PM10	0.74	0.46	0.05	0.72	0.46	0.19
SO2	0.27	0.94	0.04	0.15	0.97	0.03
解释方差 (%)	62.43	16.91	10.41	58.19	17.81	14.56

2021 年长三角城市群的因子载荷分布与其冬季基本一致。EOF1 全年和冬季解释方差分别为 62.43%和 58.19%,主要荷载于 PM2.5、CO 和 PM10,部分荷载于 NO2,符合区域全年和冬季 PM2.5 浓度分别占 PM10 的 54.38%和 58.91%特征,也说明颗粒物主要来源于人类活动中能源物质的未完全燃烧,同时受日益增多的燃油车排放的影响,与研究区远离风扬尘补给为主的干旱或半干旱区,以及我国人类活动主要集中于胡焕庸线以东的地理自然分布相一致。EOF2 全年和冬季解释方差分别为 16.91%和 17.81%,主要荷载于 NO2 和 SO2,部分荷载于 PM2.5 和 PM10,意味着在能源转型和煤炭清洁高效利用背景下,研究区仍受燃煤排放的影响,符合煤电主导我国电力结构的现状。EOF3 全年和冬季解释方差分别为 10.41%和 14.56%,显著荷载于 O3,对 PM2.5 和 PM10 荷载较弱。目前,江淮地区大气污染总体上以 O3 和 PM2.5 的复合形式为主[31],但长三角城市群 O3 和 PM2.5 之间相关性较弱(2021 年二者相关系数为-0.125,且未通过 sig<0.01 检验),且近地面 O3 主要由氮氧化物和挥发性有机物二次反应生成,后者主要受区域石化化工和装备制造为主的涉气企业排放的控制[32],这间接说明区域 PM2.5 浓度及其变化可能受到域外来源的影响。

2.4 PM2.5 潜在贡献区

长三角城市群冬季 PM2.5 的补给路径受大陆高压控制,致使偏北向路径占比高达 87.82%(图 4),但受气团发育环境、地形、污染物排放方式与强度差异的影响,各路径 PM2.5 输送强度差异显著(表 3)。占总输送路径 25.84%的路径 1 由山东半岛经黄海从上海登陆,受海上气团稀释影响,输送污染物浓度相对较低,平均为 39.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,接近占比为 18.91%的路径 4 输送污染物浓度。后者气团虽然经蒙古国、内蒙古以及河北、山东和苏北等煤化工、钢产业和化工业等人类活动密集区,但长距离迁移过程中,运动速度较快[15],浓度变异系数达 66.63%,因而当浓度偏低时可以稀释研究区 PM2.5 浓度,反之,也会导致研究区空气质量暂时性恶化。占比 22.47%的路径 2 气团途径陕北、运城、洛阳、平顶山和驻马店、信阳等地,以及占比 20.60%的路径 3 主要途径呼和浩特、廊坊、天津、山东半岛后,沿黄海西岸从南通登陆,前者显著地受煤化工和钢铁等高污染高耗能产业作用,后者受沙尘和石油化工、汽车产业等多污染源作用,在冬季燃煤取暖污染影响下,使区域内 PM2.5 浓度分别高达 46.38 和 50.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,是引起长三角城市群冬季空气质量频繁超标的关键成因。

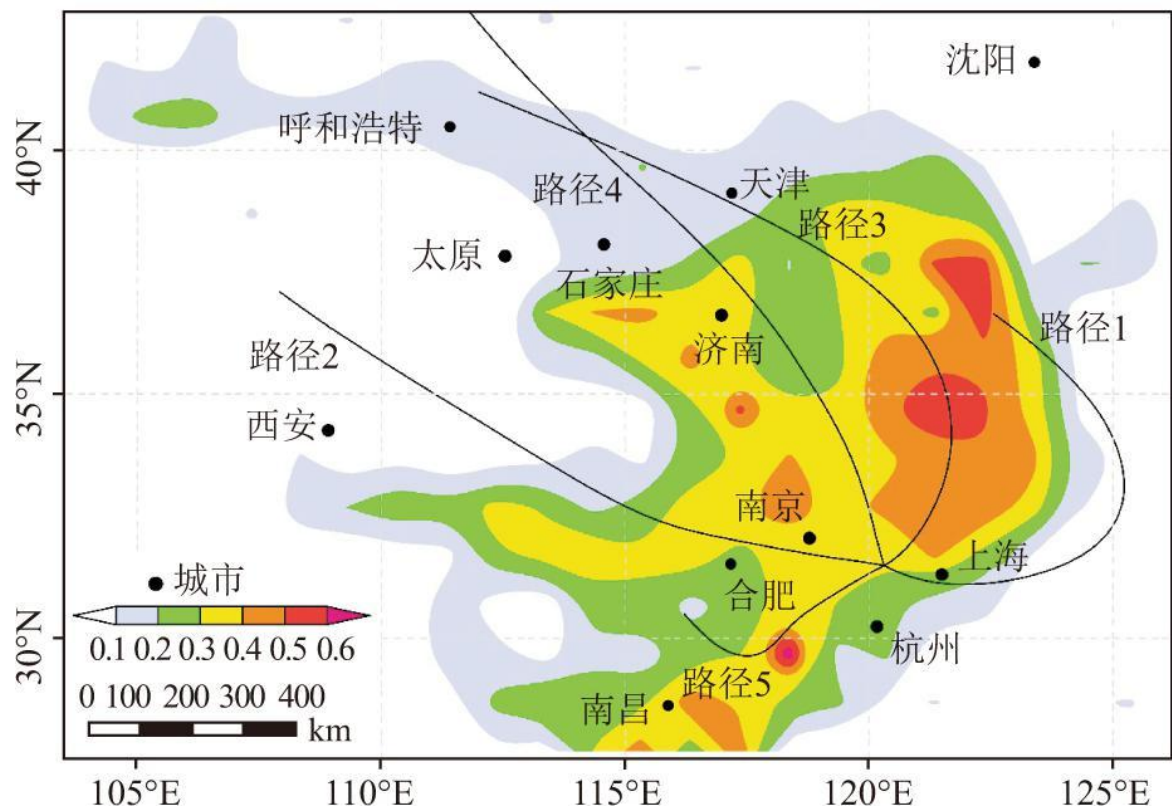


图 4 长三角城市群 2021 年冬季 PM_{2.5} 后向 48 h 的 WPSCF 分布

局地源路径 5 输送气团受低山与丘陵等地理因素影响，迁移距离短且运动速度慢，并在人口高度密集条件下受多行业污染物排放的影响，荷载 PM_{2.5} 浓度高达 51.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，与沿海路径 3 的浓度相近，但占比仅 12.17%，说明区域空气质量主要受外源污染物控制。

表 3 长三角城市群 2021 年冬季 PM_{2.5} 的主要来源路径及其浓度

路径	路径占比(%)	浓度	变异系数(%)
1	25.84	39.62	43.46
2	22.47	46.38	35.96

3	20.6	50.37	44.99
4	18.91	38.23	66.63
5	12.17	51.34	32.61

WPSCF 分析表明 PM2.5 潜在贡献源区主要分布在我国环黄海区域和邯郸—济宁—枣庄—淮安西南部—滁州沿线和鹰潭—黄山沿线，其 WPSCF 值在 0.4 以上。而我国北部干旱半干旱区的 WPSCF 值不足 0.2(图 4),意味着冬季大陆高压下大风扬尘对长三角城市群影响微弱，符合因子分析中污染物主要源于人类活动排放。因 WPSCF 分析只能反映潜在污染源区贡献率的大小，进一步地借助 WCWT 计算潜在源区 PM2.5 的权重浓度，以反映潜在源区的污染程度。结果表明高于 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的 PM2.5 浓度高值区主要分布在输送带路径 3 的环黄海区域，以及路径 2 与 4 之间的苏北西部和安徽东北部，而西南路线路径 5 传输带的高值区仅分布在黄山和天目山山脉以南的黄山市和杭州西南部(图 5)。

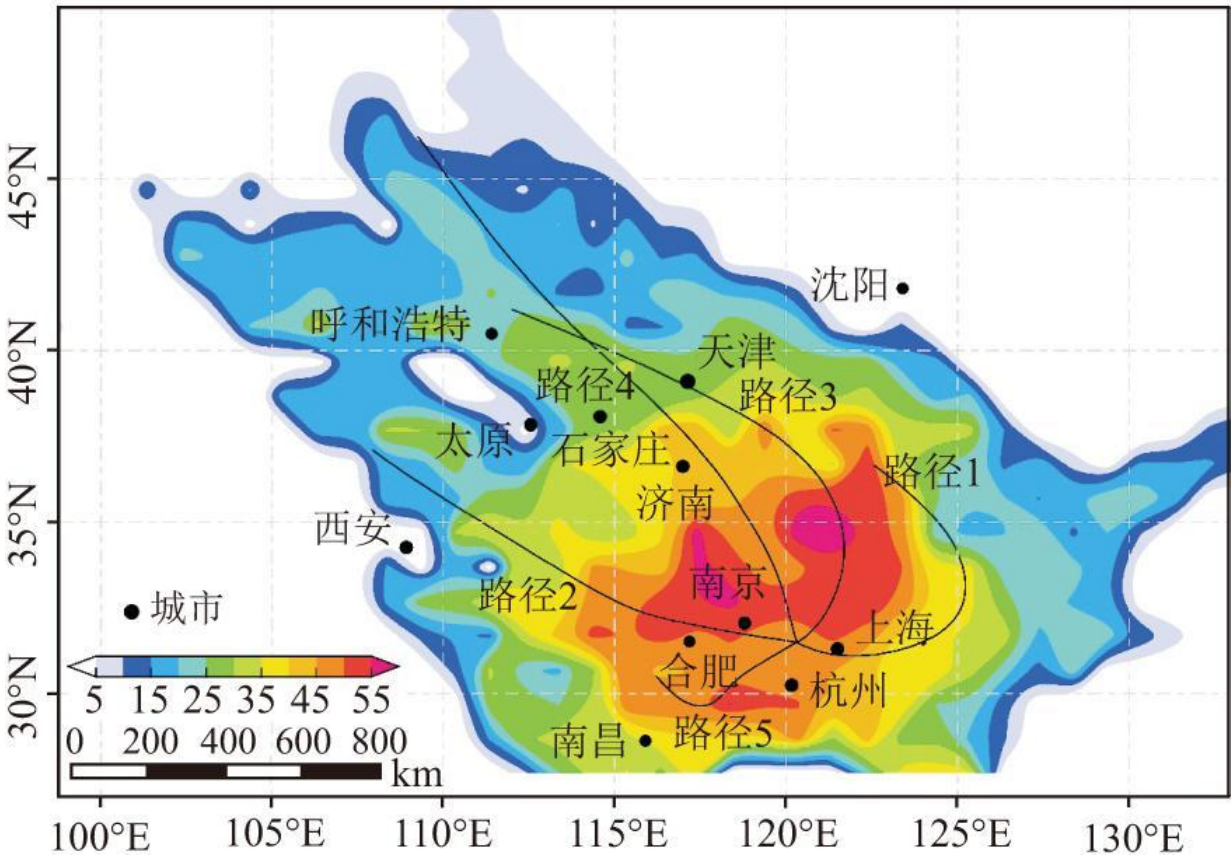


图 5 长三角城市群 2021 年冬季 PM2.5 后向 48h 的 WCWT 分布

3 讨论

众多研究表明 PM2.5 浓度变化通常显著地受区域气象因子的制约, 与风向和气压正相关, 与温度、湿度、降水量和风速呈负相关[20,21]。在冬季低气温和大陆高压背景下, 北向风经人类密集活动区输送的污染物致使研究区 PM2.5 浓度较大, 与空气质量超标主要分布在冬季是一致的, 同时, 湿度增大和降水过程有助于颗粒物湿沉降也得到广泛证实[20]。

空气质量一级标准下长三角城市群冬季 PM2.5 浓度未达标天数占比随风速增加的变化趋势差异十分显著(图 6), 导致风对区域空气质量的影响有待商榷。整体上, 区域北向风速 <4 m/s 时, 未达标(一级标准)天数占比随风速增大呈降低趋势, 与南京、上海等地的研究结果一致[7,33], 这是因为较高的风速增加了长三角城市群的区域性排放 PM2.5 在水平方向的扩散能力[16]。相反地, 北向风速 >4 m/s 时, 未达标(一级标准)天数占比随风速增大呈升高趋势, 甚至在风速 >6 m/s 时达 80% 以上, 应是冬季北方地区, 特别是 PM2.5 输送路径 3 和 4 沿途区因工业活动、交通和取暖等人类排放的污染物受强劲的风向风输送的结果[28,34]。

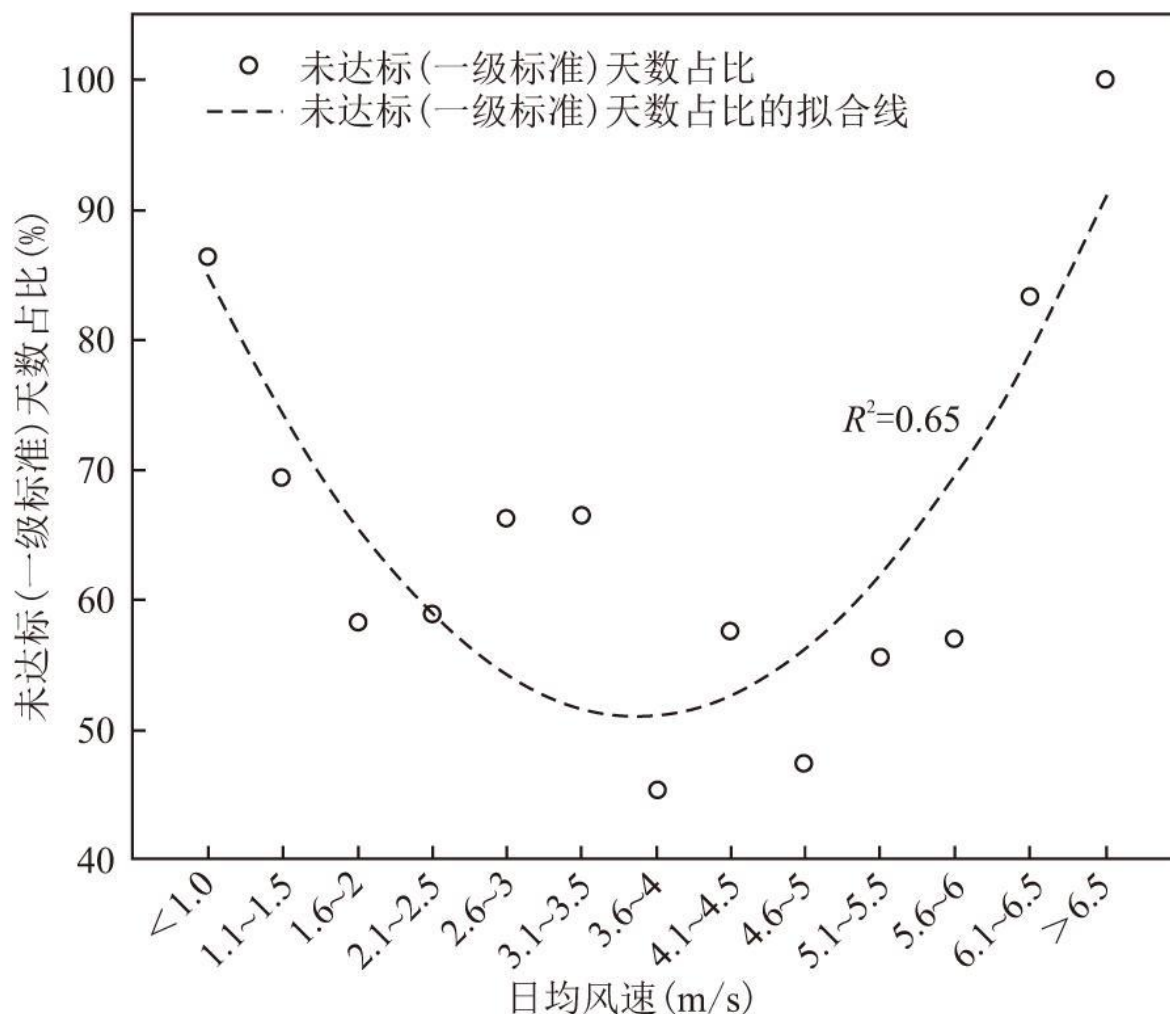


图 6 北向风作用下 PM2.5 超标率分布对不同风速的响应

另一方面,受苏南和浙北丘陵以及皖南山地作用(图 1),西北发育的南下气流受阻后气团迁移速度减缓,导致浙北丘陵以北区域 PM_{2.5} 浓度及其超标天数显著偏高(图 2)。同时,北侧九华山、黄山和天目山与南侧莲花山和千里岗山的共同作用,一定程度上促使路径 5 沿线的黄山市和杭州西南部 PM_{2.5} 浓度偏高。因此,在制定长三角城市群空气质量保障政策时,地形因素也非常值得关注[24]。建议在 PM_{2.5} 贡献源区分析基础上,尝试长三角城市群依托经济与科技优势进行跨区域生态补偿[35],限制或降低外源污染物排放量或强度,以进一步优化生态绿色经济发展,提升长三角城市群宜居性。

4 结论

(1)长三角城市群 PM_{2.5} 平均值为 38.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,接近环境空气污染物浓度二级标准的阈值。但年均值超标站点数占 26.24%,主要分布在安徽合肥、滁州、马鞍山、安庆和江苏镇江等地,而日均值存在超标的站点数高达 92.08%,说明区域空气质量改善仍然任重道远。

(2)研究区 PM_{2.5} 浓度年均值整体呈显著的下降趋势,平均为 4.07 $\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$,并以合肥—滁州为中心及扬州—泰州—无锡—苏州—余杭(杭州)为主线降幅最为显著。其中冬季偏高的 PM_{2.5} 浓度与较大的变幅,可能是由于大陆高压下强劲的北向风输送环黄海区域和邯鄹—济宁—枣庄—淮安西南部—滁州沿线人类排放的污染物所致。

(3)风速和地形对长三角城市群 PM_{2.5} 浓度的影响非常显著。风速 $<4\text{ m/s}$ 时,污染物水平向扩散能力随风速增强,PM_{2.5} 浓度与风速呈显著负相关,而 $>4\text{ m/s}$ 时,输送外源污染物能力增强,PM_{2.5} 浓度与风速呈显著正相关。另外,高大地形对迎风区北向风驱动下的外源补给 PM_{2.5} 具有显著地富集作用。

参考文献:

[1] CZWOJDZINSKA M, TERPINSKA M, KUZNIARSKI A, et al. Exposure to PM_{2.5} and PM₁₀ and COVID-19 infection rates and mortality: A one-year observational study in Poland [J]. Bio-medical Journal, 2021, 44: S25-S36.

[2] RENARD J, SURCIN J, ANNESI-MAESANO I, et al. Relation between PM_{2.5} pollution and COVID-19 mortality in Western Europe for the 2020-2022 period [J]. Science of the Total Environment, 2022, 848: 157579.

[3] 张书源,程全国,邢红彬.基于数据挖掘技术的 PM_{2.5} 污染与居民死亡人数的暴露-反应关系 [J]. 沈阳大学学报(自然科学版), 2022, 34(1): 17-23. ZHANG S Y, CHENG Q G, XING H B. Exposure-response relationship between PM_{2.5} pollution and death toll of residents based on data mining technology [J]. Journal of Shenyang University (Natural science), 2022, 34(1): 17-23.

[4] APTE J S, MARSHALL J D, COHEN A J, et al. Addressing global mortality from ambient PM_{2.5} [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(13): 8057-8066.

[5] STANAWAY J D, AFSHIN A, GAKIDOU E, et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017 [J]. The Lancet, 2018, 392(10159): 1923-1994.

[6] BROOK R D, RAJAGOPALAN S, POPE C A, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American heart association [J]. Circulation, 2010, 121(21): 2331-2378.

[7] ZHANG K, ZHOU L, FU Q Y, et al. Sources and vertical distribution of PM_{2.5} over Shanghai during the winter of

2017[J] . Science of the Total Environment , 2020 , 706 : 135683.

[8] FRANZIN B T , GUIZELLINI F C , DE BABOS D V , et al.Characterization of atmospheric aerosol (PM₁₀ and PM_{2.5}) from a medium sized city in São Paulo state , Brazil [J] . Journal of Environmental Sciences , 2020 , 89 : 238-251 .

[9] FENG X X , FENG Y L , CHEN Y J , et al. Source apportionment of PM_{2.5} during haze episodes in Shanghai by the PMF model with PAHs [J] . Journal of Cleaner Production , 2022 , 330 : 129850.

[10] YU H , YANG W , WANG X H , et al. A seriously sand storm mixed air-polluted area in the margin of Tarim Basin: Temporal-spatial distribution and potential sources [J] . Science of the Total Environment , 2019 , 676 : 436-446.

[11] SOLEIMANI M , AMINI N , SADEGHIAN B , et al. Heavy metals and their source identification in particulate matter (PM_{2.5}) in Isfahan City , Iran [J] . Journal of Environmental Sciences , 2018 , 72 : 166- 175.

[12] JUNG C C , WANG J H , CHANG W H , et al. Metal concentration , source , and health risk assessment of PM_{2.5} in children ' s bedrooms: Rural versus urban areas [J] . Atmospheric Environment , 2021 , 264 : 118701 .

[13] LI P H , WANG Y , LI Y H , et al. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons deposition in PM_{2.5} and cloud/fogwater at Mount Taishan (China) [J] . Atmospheric Environment , 2010 , 44(16) : 1996-2003.

[14] TOLIS I , SARAGA E , AMMARI Z , et al. Chemical characterization of particulate matter (PM) and source apportionment study during winter and summer period for the city of Kozani , Greece [J] . Central European Journal of Chemistry , 2014 , 12 (6) : 643-651 .

[15] 段时光 , 姜楠 , 杨留明 , 等 . 郑州市冬季大气 PM_{2.5} 传输路径和潜在源分析[J] . 环境科学 , 2019 , 40(1) : 86-93.DUAN S G , JIANG N , YANG L M , et al. Transport pathways and potential sources of PM_{2.5} during the winter in Zhengzhou [J] . Environmental Science , 2019 , 40(1) : 86-93.

[16] WANG Q , LIU M , YU Y P , et al. Characterization and source apportionment of PM_{2.5} - bound polycyclic aromatic hydrocarbons from Shanghai city , China [J] . Environmental Pollution , 2016 , 218 : 118- 128.

[17] 黄鑫宇 , 王雷 , 潘虹 , 等 . 长三角城市群的 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 演变趋势及空间效应分析 [J] . 环境污染与防治 , 2021 , 43(10) : 1309- 1315.HUANG X Y , WANG L , PAN H , et al. Evolution trend and spatial differentiation characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ in Yangtze River Delta urban agglomeration [J] . Environmental Pollution

[18] 黄莘绒 , 管卫华 , 陈明星 , 等 . 长三角城市群城镇化与生态环境质量优化研究[J] . 地理科学 , 2021 , 41(1) : 64-73.HUANG X R , GUAN W H , CHEN M X , et al. Urbanization and optimization of the Yangtze River Delta urban agglomeration [J] . Scientia Geographica Sinica , 2021 , 41(1) : 64-73.

[19] DI R M , MA Y G , FENG J L , et al. Compositional variations of primary organic aerosol tracers of PM_{2.5} in Shanghai during the 2019 China International Import Expo [J] . Atmospheric Research , 2022 , 275 : 106205.

-
- [20] 陈优良, 李亚倩. 长三角 PM_{2.5} 和 O₃ 变化特征及与气象要素的关系 [J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30 (2): 382-396. CHEN Y L, LI Y Q. Characteristics of O₃ and PM_{2.5} and its relationship with meteorological factors in Yangtze River Delta [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021, 30(2): 382-396.
- [21] WANG H L, QIAO L P, LOU S R, et al. Chemical composition of PM_{2.5} and meteorological impact among three years in urban Shanghai, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 112: 1302-1311.
- [22] 黄小刚, 邵天杰, 赵景波, 等. 长三角城市群臭氧浓度的时空分异及驱动因素 [J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(6): 1434-1445. HUANG X G, SHAO T J, ZHAO J B, et al. Spatio-temporal differentiation of ozone concentration and its driving factors in Yangtze River Delta urban agglomeration [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28 (6): 1434-1445.
- [23] 赵鑫霏. 长三角城市群核心区域资源环境承载力研究 [D]. 北京: 中国地质大学 (北京), 2011: 19-20. ZHAO X P. Research on environmental bearing capacity of the core region of Long triangle Urban agglomeration [D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2011: 19-20.
- [24] 刘 贤, 李月臣, 何 君, 等. 重庆市冬季 PM_{2.5} 输送特征及污染源地解析 [J]. 环境科学与技术, 2018, 41(9): 134-141. LIU X, LI Y C, HE J, et al. Study on PM_{2.5} transport characteristics and pollution source in the winter of Chongqing [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 41 (9): 134-141.
- [25] MA Y F, ZHAO H J, LIU Q Y. Characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ pollution in the urban agglomeration of Central Liaoning [J]. Urban Climate, 2022, 43: 101170.
- [26] HUY D H, HIEN T T, TAKENAKA N. Influence of urban out-suburban Ho Chi Minh city site, Vietnam [J]. Atmospheric Research, 2022, 272: 106144.
- [27] 周 胜, 黄报远, 陈慧英, 等. 珠三角城市群 PM_{2.5} 和 O₃ 污染特征及 VOCs 组分敏感性分析 [J]. 环境工程, 2020, 38(1): 42-47, 92. ZHOU S, HUANG B Y, CHEN H Y, et al. Pollution characteristics of PM_{2.5} and O₃ in the Pearl River Delta and the sensitivity analysis of VOCs components [J]. Environmental Engineering.
- [28] 赵安周, 相恺政, 刘宪锋, 等. 2000~2018 年京津冀城市群 PM_{2.5} 时空演变及其与城市扩张的关联 [J]. 环境科学, 2022, 43(5): 2274-2283. ZHAO A Z, XIANG K Z, LIU X F, et al. Spatio-temporal evolution patterns of PM_{2.5} and relationship with urban expansion in Beijing - Tianjing - Hebei Urban Agglomeration from 2000 to 2018 [J]. Environmental Science, 2022, 43 (5): 2274-2283.
- [29] 刘威杰, 胡天鹏, 毛 瑶, 等. 汾渭平原临汾市 2019 年春节期间大气污染特征与来源解析 [J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5122-5130. LIU W J, HU T P, MAO Y, et al. Characteristics and origin analysis of air pollution during the spring festival in Linfen, Fen-wei Plain [J]. Environmental Science, 2021, 42 (11): 5122-5130.
- [30] 旷雅琼, 邹 忠, 张秀英, 等. 长三角地区大气污染物对新冠肺炎封城的时空响应特征 [J]. 环境科学学报, 2021, 41(4): 1165-1172. KUANG Y Q, ZOU Z, ZHANG X Y, et al. Spatial-temporal responses of atmospheric pollutants to the COVID-19 lockdown across the Yangtze River Delta region [J]. Acta Scientiae Circ-

-
- [31] 赵旭辉, 史天哲, 马 啸, 等. 江淮地区城市 O₃ 污染过程的非典型特征及其前体物来源分析 [J]. 环境化学, 2022, 41(3): 834- 849. ZHAO X H, SHI T Z, MA X, et al. Atypical characteristics of urban O₃ pollution process and the source analysis of precursor pollutants in Yangtze-huaihe Region [J]. Environmental Chemistry, 2022, 41(3): 834- 849.
- [32] 田俊杰, 丁 祥, 安静宇, 等. 长三角区域人为源活性挥发性有机物高分辨率排放清单 [J]. 环境科学, 2023, 44(1): 58-65. TIAN J J, DING X, AN J Y, et al. High-resolution Emission Inventory of Reactive Volatile Organic Compounds from Anthropogenic Sources in the Yangtze River Delta Region [J]. Environmental Science, 2023, 44(1): 58-65.
- [33] 程 昊, 康 娜, 张佳欣, 等. 南京冬季典型霾天气过程多元对比分析 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(3): 993-1004. CHENG H, KANG N, ZHANG J X, et al. Multivariate comparative analysis of typical haze weather episodes in Nanjing [J]. China Environmental Science, 2022, 42(3): 993- 1004.
- [34] 桑会勇, 李 爽, 魏英策, 等. 京津冀地区 PM_{2.5}/PM₁₀ 浓度时空分布监测与分析 [J]. 测绘科学, 2019, 44(6): 317-323. SANG H Y, LI S, WEI Y C, et al. Monitoring and analysis of PM_{2.5}/PM₁₀ concentration in Beijing - Tianjin - Hebei region [J]. Science of Surveying and Mapping, 2019, 44(6): 317-323.
- [35] 彭文英, 王瑞娟, 刘丹丹. 城市群区际生态贡献与生态补偿研究 [J]. 地理科学, 2020, 40(6): 980-988. PENG W Y, WANG R J, LIU D D. Inter-regional ecological contribution and ecological compensation in urban agglomeration [J]. Scientia Geographica Sinica, 2020, 40(6): 980-988.