陈曦垚,叶 奔,朱彦橙,等.热浪及植被排放对长三角地区臭氧污染的影响评估 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):604-611.
Chen X Y, Ye B, Zhu Y C, et al. Impacts of heatwave and biogenic emissions on ozone pollution in the Yangtze River Delta region [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):604-611.

热浪及植被排放对长三角地区臭氧污染的影响评估

陈曦垚,叶 奔,朱彦橙,毛奕涵,王子一,包轩宇,应嘉一,陈浩南,朱曙鹏* (浙江大学大气科学系,浙江 杭州 310058)

摘要: 基于 WRF-MEGAN-CMAQ 耦合模型,量化 2017 年长三角热浪期间,气象条件及其驱动的植物源挥发性有机物(BVOCs)变化量对 O_3 的直接及复合影响.结果表明:区域 BVOCs 年排放 207.0 万 t(异戊二烯 54.0%,单萜烯 19.0%),呈现南高北低分布,夏季占比 64.0%;热浪期间 BVOCs 总量增加 248%,异戊二烯增量起主导作用;热浪驱动的 BVOCs 增量使区域 O_3 日最大 8h 平均浓度上升 3.6%(+6.1μg/m^3),在光化学条件较强的浙北/苏南/皖江城市地区贡献尤其显著;热浪期间的气象条件("直接效应")是 O_3 主控因子,贡献可达 22.0%(+38.1μg/m^3),影响自沿海向内陆递减;上海 O_3 对热浪最敏感(+81.0μg/m^3),江苏对 BVOCs 增量响应最强(+6.8μg/m^3).研究表明,热浪通过直接气象效应与间接 BVOCs 增益双重渠道加剧 O_3 污染.为应对气候变化,需针对热浪敏感区与 BVOCs 高排放区制定差异化策略.

关键词: O_3 污染；BVOCs；热浪；MEGAN；CMAQ；长三角
中图分类号: X511 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2026)02-0604-08

Impacts of heatwave and biogenic emissions on ozone pollution in the Yangtze River Delta region. CHEN Xi-yao, YE Ben, ZHU Yan-cheng, MAO Yi-han, WANG Zi-yi, BAO Xuan-yu, YING Jia-yi, CHEN Hao-nan, ZHU Shu-peng* (Department of Atmospheric Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：604~611

Abstract: In this study, the direct and combined effects of meteorology and meteorology-driven biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions on surface ozone (O_3) during the 2017 heatwaves in the Yangtze River Delta were quantified using a coupled WRF-MEGAN-CMAQ system. Regional BVOC emissions were estimated at 2.07 million tonnes annually, dominated by isoprene (54.0%) and monoterpenes (19.0%), with higher emissions in the south and 64.0% occurring in summer. During heatwave periods, total BVOC emissions increased by 248%, dominated by isoprene surge. Heatwave-induced increases in BVOCs elevated the regional maximum daily 8-hour average O_3 concentrations by 3.6% (+6.1μg/m^3), with strongest contributions in urban areas of northern Zhejiang, southern Jiangsu, and the Anhui Yangtze River corridor, where photochemical conditions could favor O_3 formation. Meteorological conditions associated with heatwaves (the "direct effect") were identified as the dominant driver of O_3 enhancement, contributing up to 22.0% (+38.1μg/m^3), with impacts decreasing from coastal to inland regions. Shanghai exhibited the highest O_3 sensitivity to heatwaves (+81.0μg/m^3), while Jiangsu showed the strongest O_3 response to BVOCs emission increments (+6.8μg/m^3). These results demonstrate that heatwaves exacerbate O_3 pollution through dual pathways: direct meteorological effects and indirect BVOCs-mediated enhancement. To address O_3 pollution risks under future climate warming, differentiated mitigation strategies targeting heatwave-sensitive regions and high-BVOC emission areas are required.

Key words: O_3 pollution；BVOCs；heatwaves；MEGAN；CMAQ；Yangtze River Delta

近地面臭氧(O_3)作为典型光化学污染物,具有多种生态与健康风险[1-2].近年来,随着《大气污染防治行动方案》、《打赢蓝天保卫战三年行动计划》等各项政策的出台与实施,全国大气 $PM_{2.5}$ 浓度持续下降[3-4],O_3 污染却日益严重,逐渐成为主要的大气污染物,尤其是夏季[5].长江三角洲地区(YRD)作为中国经济发发达、人口稠密的城市群之一,是 O_3 污染主要影响区域之一[6-7].

研究表明,植物源挥发性有机物(BVOCs)作为自然源挥发性有机化合物(VOCs)的主要组成部分,可占全球非甲烷 VOCs 排放量的 90%以上[8-9].其中,高活性化学组分,如异戊二烯和单萜烯,通过光化学氧化过程生成 O_3,是重要的 O_3 污染来源[10-12].研究表明,在夏季光化学活跃期间,BVOCs 对城市 O_3 的贡献率可达 20%~50%[13-14].同时,BVOCs 的排放受环境因素的强烈影响,温度和光照通过调节植物酶

收稿日期: 2025-07-05
基金项目: 浙江省自然科学基金资助项目(LQN25D050002, LZJMZ25D050002)
* 责任作者, 研究员, shupengz@zju.edu.cn

的活性,直接影响异戊二烯等释放[15].因而,热浪事件(日温≥35℃持续 3d 以上)在这种背景下具有双重增强效应.一方面,高温和强辐射直接加速光化学反应,而低湿度和稳定的大气层结则抑制污染物的扩散[16];另一方面,热浪强烈刺激 BVOCs 的排放,特别是致使异戊二烯的释放量骤增[17],为 O_3 的生成提供了额外的反应前体物.研究指出,热浪期间BVOCs对 O_3 的贡献率约17%~20%[17],表明气象条件和生物排放复合效应的关键作用.

长三角地区作为研究热浪−BVOCs−O_3 相互作用的典型区域,已有研究探索了该区域 BVOCs 排放[18]或 VOCs 对 O_3 的潜在影响[19],但大多孤立解析热浪的气象效应或 BVOCs 的静态排放特征,尚未深入量化“高温刺激 BVOCs 剧增→加剧 O_3 生成”的动态反馈机制[18-19].为了针对性的评估这一反馈机制各个环节的 O_3 贡献,需要分离量化热浪独立气象效应与其诱导的BVOCs增量效应对 O_3 的贡献,综合考虑 BVOCs−O_3 大气化学转化效率的区域敏感性.本研究基于 WRF−MEGANv2.1−CMAQ 多模型耦合体系,在长三角区域,通过设置对照情景分离热浪的气象强迫效应与 BVOCs 排放响应效应,刻画 2017 年典型热浪事件下长三角地区 BVOCs 排放的时空演变规律,解析异戊二烯等关键物种对高温的响应特征;定量分析独立气象作用、热浪驱动的 BVOCs 增量以及两者协同作用对 O_3 浓度的贡献;阐明不同省市 O_3 污染对热浪及 BVOCs 排放变化的敏感性差异,识别主导调控因子.

1　研究方法

1.1　研究区域

长江三角洲地区(简称长三角),位于中国东部沿海、长江下游平原地带,如图 1 所示.长三角地区森林覆盖率约为 20%,其中浙江省森林覆盖率近 60%,在全国处于较高水平.植被类型多样,主要由阔叶林构成,另有大量针叶林、农田和草地,如图 2 所示.该地区由上海、江苏、浙江以及安徽 4 个省级行政区和直辖市组成,共有 41 个城市,是中国重要的经济枢纽.此外,该地区由于夏季副热带高压影响,会经历长时间且大范围的热浪事件[20].

1.2　模式模拟

以 2017 年为基准年,采用三层网格嵌套方式,模拟区域如图 1 所示.采用 WRFv4.6 模式模拟气象场,相关模拟的初始场与边界场均源自 ERA5 再分析数据集(获取链接:https://cds.climate.copernicus.eu/datasets/reanalysis-era5-single-levels?tab=download),该数据集的空间分辨率为 0.25°×0.25°,时间分辨率为 1h.本研究使用MEGANv2.1[21]模拟BVOCs的排放.MEGANv2.1 利用气象数据(如太阳辐射、温度、湿度、风速等)、叶面积指数(LAI)、植被功能类型(PFT)和排放因子(EF),模拟区域内逐网格BVOCs排放,如公式 1 所示:

$$\text{Emission} = \varepsilon \cdot \gamma \cdot \rho \tag{1}$$

式中:ε 为标准状况下的排放速率,mg(m^2·h);ρ 表示冠层内的生产和消耗,常设为 1;排放活动因子(γ)反映了环境条件的影响,如公式 2 所示:

$$\gamma_i = C_{CE} \cdot \text{LAI} \cdot \gamma_{P,i} \cdot \gamma_{T,i} \cdot \gamma_{A,i} \cdot \gamma_{SM,i} \cdot \gamma_{C,i} \tag{2}$$

式中,每种化合物类别(i)的活动因子,表示为如下参数的乘积,包括排放对光照(γ_P)、温度(γ_T)、叶龄(γ_A)、土壤湿度(γ_{SM})、叶面积指数(LAI)和 CO_2 抑制(γ_C)的响应参数.冠层环境系数(C_{CE})在标准条件下取 $\gamma = 1$.

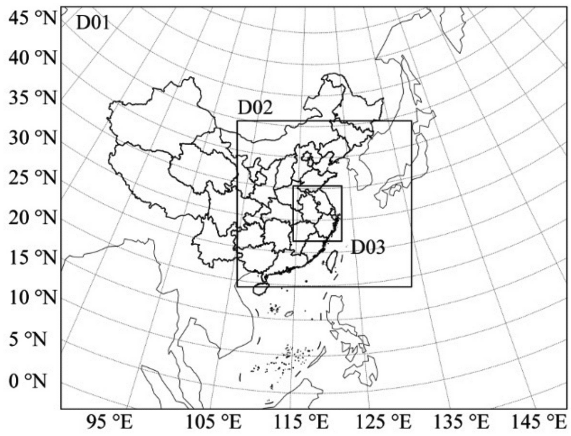


图 1　研究模拟区域和三层网格嵌套

Fig.1　Simulation area and three-layer domains

D01: 36km×36km; D02: 12km×12km; D03 4km×4km

审图号:GS(2019)1822 号

基于 WRF 和 MEGAN 的输出,使用 CMAQv5.4 模型模拟长三角地区不同情景下的 O_3 浓度.CMAQ 模拟中,人为源排放清单选择清华大学开发的中国多尺度排放清单模型[22](Multi-resolution Emission Inventory for China, MEICv1.4)和长三角 2017 年大气污染物排放清单(http://meicmodel.org.cn/?page_id=1820)以提高模式的模拟精度,降低由于排放清单

的不确定性带来的误差.由于长三角清单只更新到2017 年,本研究以 2017 年为基准年.

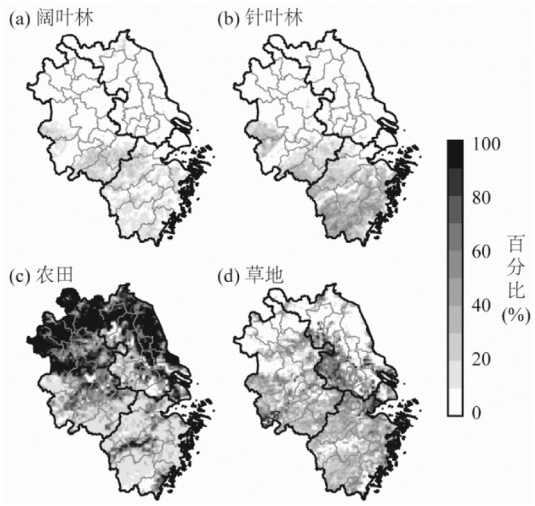


图 2 长三角地区植被类型分布

Fig.2 Distribution of vegetation types in the Yangtze River Delta region

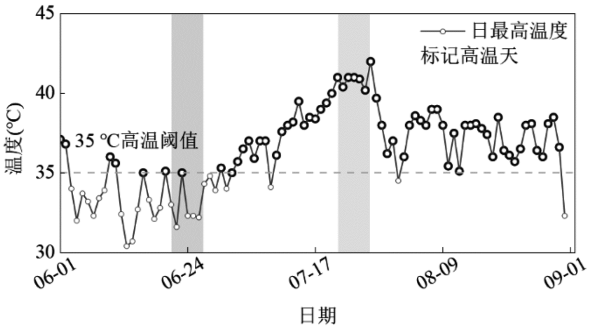


图 3 2017 年夏季长三角地区日最高温度变化

Fig.3 Daily maximum temperature in the Yangtze River Delta region during the summer of 2017

1.3 情景设置

为探讨不同气象条件对 BVOCs 排放特征和区域 O_3 浓度的影响,选取热浪与非热浪时段作为模拟分析的气象背景.中国气象局将日最高气温≥35℃(图3标记点所示),并持续3d及以上的高温天气过程,定义为热浪.本研究选择图 3 中峰值期,即 2017 年 7 月 21 日~27 日期间,为典型热浪事件,此时长三角日最高温均超过 40℃.选择 6 月 21 日~27 日为非热浪阶段,期间日最高温并未达到 35℃的阈值,如图 3 所示.为进一步量化热浪与BVOCs排放对2017年长三角地区 O_3 生成的影响,本研究设置 3 种方案进行 O_3 浓度的模拟,如表 1 所示.需要注意的是,长三角地区在 7 月热浪盛行之前,都会经历梅雨季节.降水对于污染生成的影响具有极强的非线性与不确定性,尚难以进行量化.本研究将非热浪周气象(可能含降水过程)驱动的 BVOCs 排放场人为叠加到热浪周的气象条件上,从而构建了控制情景二(“反事实”).将 3 个情景模拟得到的 O_3 日最大 8h 平均浓度分别记为 S1、S2、S3(全文非特殊标注, O_3 均用日最大 8h 浓度表示).其中,S1−S2 为热浪条件下 BVOCs 排放对 O_3 的贡献,S2−S3 为热浪本身对 O_3 的贡献,S1−S3 为热浪和 BVOCs 排放复合对 O_3 的贡献.

表 1 不同模拟情景配置

Table 1 Configuration of different simulation scenarios

序号	情景	气象驱动	生物源排放驱动
S1	基准情景	热浪	热浪
S2	控制情景	热浪	非热浪
S3	控制情景	非热浪	非热浪

表 2 2017 年长三角 BVOCs 排放量(万 t)及占比(%)

Table 2 BVOCs emissions and their proportion in the Yangtze River Delta in 2017 (10^4t, %)

项目	异戊二烯		单萜烯		其它 BVOCs		总 BVOCs	
	排放	占比	排放	占比	排放	占比	排放	占比
春	18.9	16.8	7.9	20.3	10.9	19.6	37.7	18.2
夏	77.8	69.2	21.6	55.6	34.1	61.0	133.4	64.5
秋	14.8	13.2	7.9	20.5	9.5	17.0	32.3	15.6
冬	0.9	0.8	1.4	3.6	1.3	2.4	3.6	1.7
总	112.4	100	38.8	100	55.8	100	207	100

注:春(3~5月),夏(6~8月),秋(9~11月),冬(12~2月).

2 结果与讨论

2.1 BVOCs 排放特征

2017 年长三角地区总 BVOCs 排放量 207 万 t,主要集中在夏季,如表 2 所示.异戊二烯(ISOP)和单萜烯(TERP)是 BVOCs 的主导组成,排放量分别为 112.4 万 t 和 38.8 万 t.其它 BVOCs,如甲醇(MEOH)和丙酮(ACET)等,年排放总量为 55.8 万 t,占总 BVOCs 的 27.0%.图 4(a)显示,BVOCs 排放速率日变化明显,在清晨 6:00 后迅速上升,13:00 达到峰值,之后逐渐下降,18:00 后恢复至较低水平.异戊二烯在总 BVOCs 排放中占主导地位,日间排放速率显著高于其它组分,峰值超过 350t/h,而在夜间几乎无排放.日变化反映了 BVOCs 排放受气温和光照的驱动[23].

冬季尤其是 12 月,温度低、光照时间短、植被凋零,BVOCs 排放量最低,仅有 1.0 万 t(占 0.5%),如图 4(b)所示.夏季温度高、光照时间长、太阳辐射强烈,植被生长旺盛,BVOCs 排放急剧上升,排放量约 133.4 万 t(占 64.5%),并在 7 月到达峰值(62.3 万 t,占 30.1%).春秋两季BVOCs排放总量相近,整体上春季略高于秋季.如表 2 所示,异戊二烯在夏季对当季 BVOCs 排放贡献最大(58.3%),远高于单萜烯(16.2%),而在冬季,单萜烯和其它组分的占比分别为 39.0%和 36.9%,超过了异戊二烯的相对贡献(24.2%),这与主导排放的植被种类变化相关.异戊二烯的释放主要来源于阔叶林,该树种在春季萌芽,夏季进入生长旺季,秋冬逐渐枯萎凋落,具有明显的生长季节性,导致异戊二烯的生物合成过程在非生长季被显著抑制.而单萜烯和其它组分在冬季仍可能由常绿针叶林释放,其排放机制对温光条件的依赖程度较低[24],故排放量随季节的波动相对来不明显.

如图 5 所示,BVOCs 年排放量结果为:江苏省 32.1 万 t、上海市 1.2 万 t、安徽省 80.2 万 t、浙江省 93.5 万 t.BVOCs 排放呈现出明显的南高北低格局,整体排放高值区集中在安徽南部与浙江省,这与长三角植被类型分布较为一致(图 2).江苏省和上海市以农田和草地为主要植被类型,排放潜力相对有限.安徽北部的平原地区由大面积农田覆盖,BVOCs 排放量较低,而南部的丘陵、山地区域阔叶林和针叶林占比较高,BVOCs 相应表现出高排放水平,异戊二烯和单萜烯分布也与之吻合.浙江省的森林覆盖率最高,因此 BVOCs 排放量远超其它省市,其中浙北地区阔叶林占比略高于针叶林,异戊二烯释放能力强,而浙南地区由于存在较高比例的针叶林(部分网格针叶林占比高于 50%),单萜烯排放量多于浙北地区.

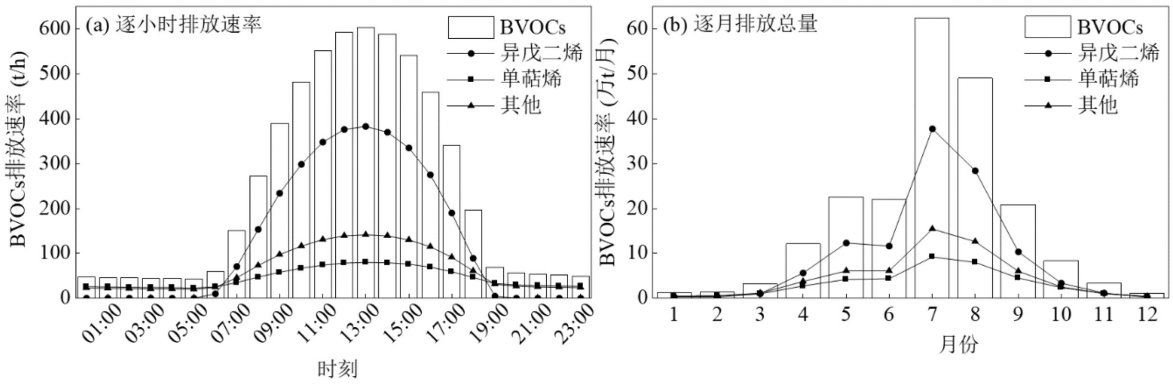


图 4　2017 年长三角地区 BVOCs 小时排放速率及不同月份排放总量

Fig.4　Hourly emission rates of BVOCs and total monthly emissions in the Yangtze River Delta region in 2017

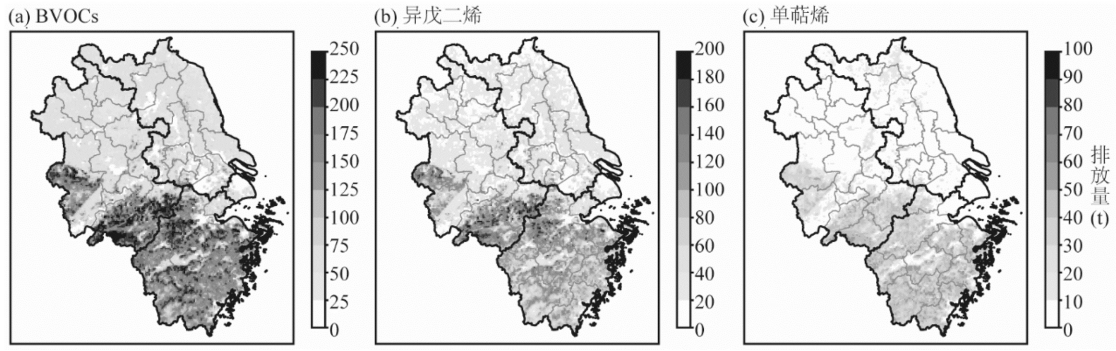


图 5　2017 年长三角 BVOCs,异戊二烯和单萜烯的排放总量空间分布

Fig.5　Spatial distribution of total emissions of BVOCs, isoprene, and monoterpenes in the Yangtze River Delta region in 2017

2.2　BVOCs 排放对热浪的响应

热浪(7 月 21 日~27 日)与非热浪(6 月 21 日~27 日)时段,如图 6 所示,长三角地区 BVOCs 排放总量在热浪期间显著上升,从非热浪期间的 5.5 万 t 增至

19.1 万 t,增幅达 248.3%.其中浙江省和安徽省分别贡献了 5.5 万 t 和 5.5 万 t,合计约占总增量的 80%.绝对增量高值区大面积地集中于浙江中北部与安徽南部,还有小部分分散在江苏南部.上海市和江苏省林地面积有限,BVOCs 排放增长量较低(分别为 0.1 万 t、2.6 万 t),但热浪条件下 BVOCs 排放的增幅分别高达 524.9%、356.6%.从主要组分来看,异戊二烯和单萜烯排放变化的空间格局与总 BVOCs 变化基本一致,在林地覆盖丰富的安徽南部和浙江中北地区增加明显.其中异戊二烯的贡献较为突出,净增长量为 9.2 万 t,增幅 328.6%,符合异戊二烯对温度变化更加敏感的排放机制.单萜烯的排放响应总体量级较小,但也呈现出一定程度的增长,热浪期排放比非热浪期增加了 1.4 万 t(119.8%).

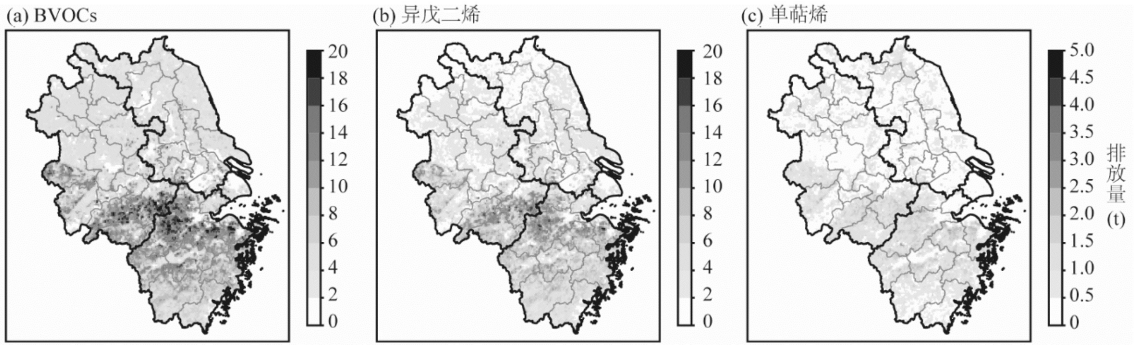


图 6 热浪与非热浪情景 BVOCs,异戊二烯和单萜烯的排放差异

Fig.6 Differences in emissions of BVOCs, isoprene, and monoterpenes between heatwave and non-heatwave conditions

2.3 热浪和 BVOCs 对 O_3 生成的影响

为量化长三角地区热浪和 BVOCs 排放对 O_3 污染的综合影响,采用 CMAQ 模式对 2017 年 7 月中下旬 O_3 浓度进行了模拟,如图 7 所示,模式的标准化平均绝对偏差(NME)为 21.48%,标准化平均偏差(NMB)为 15.96%,均方根误差(RMSE)为 23.55 μg/m^3,R^2 为 0.696,皮尔逊相关系数为 0.91.模拟整体效果良好,对 O_3 变化趋势有较强的解释能力,可为后续 O_3 污染成因分析及控制策略提供可靠依据.

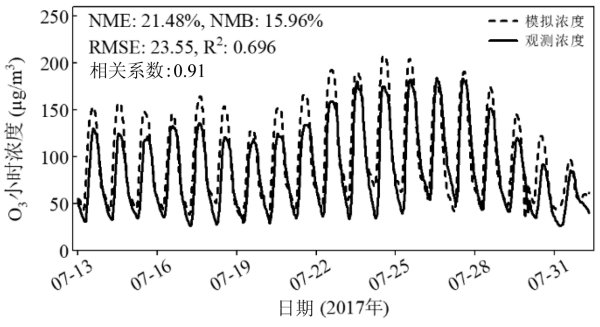


图 7 O_3 逐小时平均浓度模拟与观测结果对比

Fig.7 Comparison of simulated and observed hourly mean O_3 concentrations

如图 8 所示,O_3 浓度较高的区域集中在上海市、江苏南部及浙江北部至中部地区,O_3 日最大 8h 平均浓度超过 200μg/m^3.外围沿海地区(如江苏省盐城、连云港市,浙江省舟山市等)受海陆风环流影响,污染物被清洁湿润的气团稀释,O_3 浓度相对较低[25].根据《环境空气质量标准》,长三角 41 个城市中共有 30 个城市基准情景下 O_3 日最大 8h 平均浓度超过 160μg/m^3(国家二级标准),其中浙江省绍兴市 O_3 浓度超标最为严重,模拟浓度约 220.3 μg/m^3,达到 O_3 中度污染级别.其它典型超标城市包括上海、无锡、苏州、嘉兴、杭州、宁波、马鞍山、芜湖、合肥等,基本分布在长三角核心城市及其周边地区,这些地区由于排放源高度聚集,且区域内部污染物输送与累积效应显著,导致 O_3 污染在城市群加重[26-27].

图 9(a)所示,由于热浪而增加的 BVOCs 排放对区域 O_3 日最大 8h 平均浓度的贡献约为 6.1μg/m^3(3.5%).高值区主要集中在安徽与江苏南部以及浙江北部地区,O_3 日最大 8h 平均浓度贡献超过 10μg/m^3(5%).这一分布特征与区域内活跃的城市活动、较高的 NO_x 水平以及适宜的光化学反应条件密切相关[27-28],这表明热浪引发的 BVOCs 排放增加在城市及其周围环境中将导致 O_3 浓度的上升.在浙江与安徽南部森林覆盖的山区,BVOCs 本身排放量较大,热浪条件下 BVOCs 的进一步释放不会显著促进 O_3 生成.

在仅考虑热浪这一气象条件变化时,O_3 浓度的上升范围和幅度明显扩大,尤其是上海市及其周边地区、浙北沿海地区,O_3 日最大 8h 平均浓度贡献超过 80μg/m^3(40%),如图 9(b)所示.这反映了热浪期间不利气象条件(高温、强辐射、低湿度、弱风速、大气层结稳定)极大地促进了光化学反应的发生与区域 O_3 的积累,最终 O_3 污染明显加剧.热浪对区域 O_3 日最大 8h 平均浓度的贡献约为 38.1μg/m^3(22.3%),影响程度从沿海向内陆逐渐减小,这可能归因于热浪空间分布的非均一性,内陆地区的高温强度及持续时间不足以显著加速光化学反应过程,O_3 浓度增幅有限[29].此外,在安徽西南部山区一带,热浪对 O_3 浓度呈现负贡献,这种负响应可能与该区域 NO_x 水平较低等因素有关[30].

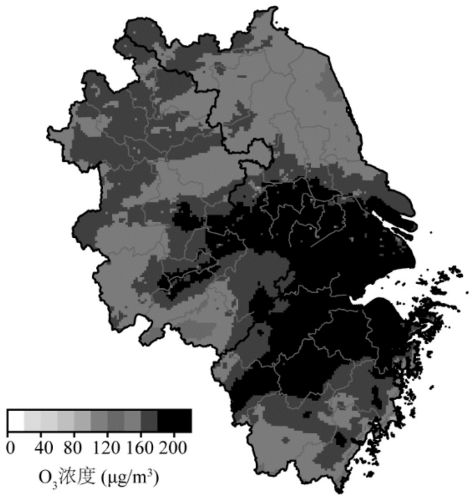


图 8　基准情景 O_3 日最大 8h 平均浓度空间分布

Fig.8　Spatial distribution of the maximum 8−hour average concentration of O_3 in the baseline scenario

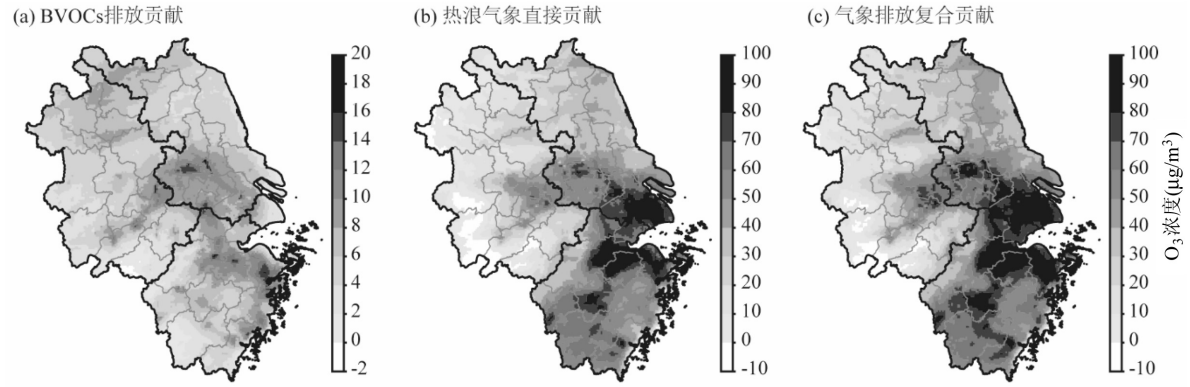


图 9　热浪条件下 BVOCs 排放,热浪气象条件及二者复合作用对 O_3 日最大 8h 浓度的贡献

Fig.9　Contributions of heatwave−driven BVOC emissions, heatwave meteorological conditions, and their combined effects to the maximum daily 8−hour average O_3 concentration

在热浪与 BVOCs 排放变化复合作用的情景下,二者对 O_3 浓度叠加贡献的空间分布特征与热浪单独作用的情景基本一致.在大多数城市,热浪本身对 O_3 生成的贡献远大于由热浪引起的 BVOCs 排放增加的贡献.长三角各个省市热浪条件下 BVOCs 排放变化、热浪本身及二者复合作用对 O_3 生成的相对贡献差异如表 3 所示.上海市由于热浪而增加的 O_3 浓度高达 81.0μg/m^3(贡献百分比为 40.2%),是长三角受热浪影响最显著的省市,而 BVOCs 增量贡献最低,仅为 4.5μg/m^3(2.2%).这一方面可能是由于热浪在上海引起的 BVOCs 绝对增量较低,另一方面也反映出海陆风环流的稀释与输送效应对 O_3 及其前体物分布存在一定影响[25].与之对比,江苏省 BVOCs 增量对 O_3 浓度的贡献最高,达 6.8μg/m^3(4.1%),热浪的贡献也较大,为 41.3μg/m^3(24.6%).虽然江苏省的 BVOCs 增幅远不及浙江,其引发的 O_3 增量却更为明显,这显示出在江苏省大气氧化条件下,BVOCs 对 O_3 生成具有更高的响应效率[31-33].浙江省的 BVOCs 增量贡献为 6.5μg/m^3(3.6%),略低于江苏,热浪的贡献则较为显著(59.8μg/m^3,32.6%),仅次于上海.浙江的植被覆盖率较高,BVOCs 的排放潜力及其对热浪的响应均高于其余 3 个省市,但 BVOCs 对区域 O_3 生成的边际效应相对有限.安徽省由热浪导致的 BVOCs 增量及其对 O_3 生成的贡献均与浙江省接近(5.5μg/m^3,3.4%),但热浪的贡献仅为 17.5μg/m^3 (10.8%),远低于其它省市,表明该区域 O_3 对气象条件的响应较弱,污染更受前体物的影响.

表 3 热浪驱动的 BVOCs 排放增量、热浪本身及其复合作用对 O_3 日最大 8h 浓度的贡献

Table 3 Contributions of heatwave-driven BVOC emission increments, heatwave meteorological conditions, and their combined effects to the maximum daily 8-hour average O_3 concentration

地区	参数	BVOCs 增量贡献	热浪贡献	复合贡献
上海市	浓度(μg/m^3)	4.49	80.96	85.45
	百分比(%)	2.23	40.23	42.46
浙江省	浓度(μg/m^3)	6.51	59.77	66.28
	百分比(%)	3.55	32.63	36.18
江苏省	浓度(μg/m^3)	6.78	41.27	48.05
	百分比(%)	4.05	24.62	28.67
安徽省	浓度(μg/m^3)	5.45	17.51	22.96
	百分比(%)	3.35	10.75	14.09

3 结论

3.1 2017 年长三角地区 BVOCs 排放总量为 207 万 t,以异戊二烯(54.3%)和单萜烯(18.7%)为主导组分.空间上,呈南高北低格局,集中于浙江中北部及安徽南部高森林覆盖区.时间上,日变化与季节波动显著,夏季占比 64.5%(7 月峰值),冬季仅 1.7%(12 月谷值).其中异戊二烯因温光敏感性成为午间及夏季排放的主导组分.同时,热浪事件显著加剧长三角地区 BVOCs 排放.2017 年 7 月高温期间 BVOCs 总量较非热浪时段激增 248.3%,浙江(增量 5.5 万 t)与安徽(5.5 万 t)响应贡献突出;异戊二烯作为增量主体,排放增量最大,达 328.6%(净增 9.2 万 t),说明极端高温对植被生理的巨大影响.

3.2 热浪条件下增加的 BVOCs 排放对区域 O_3 日最大 8h 平均浓度的贡献为 6.1μg/m^3(3.6%),高值区主要分布在浙江北部、江苏及安徽沿江城市带.此类地区具备较高的 NO_x 浓度和活跃的光化学条件,促进了 BVOCs 向 O_3 的转化.而在高森林覆盖的地区,BVOCs 对 O_3 生成的边际效应有限.热浪本身作为气象驱动条件,是 O_3 污染的主要增强因子.热浪对区域 O_3 浓度的贡献为 38.1μg/m^3(22.3%),其影响程度从沿海向内陆递减.热浪通过增强辐射、升高温度、降低湿度与抑制大气扩散等方式,显著加剧了 O_3 前体物的反应速率与污染物的积累过程.

3.3 不同省市 O_3 浓度对热浪与 BVOCs 的响应表现出一定的空间异质性.上海市受热浪本身影响最显著(贡献达 81.0μg/m^3),江苏省则是热浪导致的 BVOCs 排放增长对 O_3 贡献最大的省份(贡献为 6.78μg/m^3).该差异体现出区域污染过程受前体物结构、植被分布与气候条件等多因子综合影响的特征.

3.4 热浪与 BVOCs 排放之间存在复杂的耦合关系,二者复合共同推动了 O_3 污染的形成与加剧.热浪情景下的高温环境不仅通过多种气象过程直接提升了 O_3 浓度,同时通过 BVOCs 间接促进了 O_3 的生成.因此在制定区域空气污染防控策略时,应充分考虑气象条件与生物排放源的综合效应.

参考文献:

[1] Li L, Chen C H, Huang C F, et al. Process analysis of regional ozone formation over the Yangtze River Delta, China using the Community Multi-scale Air Quality modeling system [J]. Atmospheric Chemistry & Physics, 2012,12:15049-15082.

[2] Duque L, Poelman E H, Steffan-Dewenter I. Effects of ozone stress on flowering phenology, plant-pollinator interactions and plant reproductive success [J]. Environmental Pollution, 2021,272:115953.

[3] Wang Y, Gao W, Wang S, et al. Contrasting trends of $PM_{2.5}$ and surface-ozone concentrations in China from 2013 to 2017 [J]. National Science Review, 2020,7(8):1331-1339.

[4] Wang W J, Parrish D, Wang S W, et al. Long-term trend of ozone pollution in China during 2014–2020: distinct seasonal and spatial characteristics and ozone sensitivity [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22:8935-8949.

[5] 牟显金赞,侯雪伟,朱小东.长三角地区近地层臭氧高值特征及其成因分析 [J]. 环境化学, 2025,44(3):876-889.
Mou X J Z, Hou X W, Zhu X D. Characteristics and cause analysis of surface high ozone in the Yangtze River Delta [J]. Environmental Chemistry, 2025,44(3):876-889.

[6] 上海市生态环境局.上海市生态环境状况公报(2022 年) [R]. 上海:上海市生态环境局, 2023.
Shanghai Municipal Bureau of Ecology and Environment. Shanghai ecological and environmental bulletin in 2022 [R]. Shanghai: Shanghai Municipal Bureau of Ecology and Environment, 2023.

[7] 江苏省生态环境厅.江苏省生态环境状况公报(2023 年) [R]. 南京:江苏省生态环境厅, 2021-2024.
Department of Ecology and Environment of Jiangsu Province. Bulletin on ecological and environment of Jiangsu province in 2023 [R]. Nanjing: Department of Ecology and Environment of Jiangsu Province, 2024.

[8] Guenther A, Hewitte C H, David E, et al. A global model of natural volatile organic compound emissions [J]. Journal of Geophysical Research, 1995,100(D5):8873-8892.

[9] Levis S, Wiedinmyer C, Bonan G, et al. Simulating biogenic volatile organic compound emissions in the Community Climate System Model [J]. Journal of Geophysical Research, 2003,108(D21):4659.

[10] Paulot F, Crounse J D, Kjaergaard H G, et al. Unexpected epoxide formation in the gas-phase photooxidation of Isoprene [J]. Science, 2009,325:730-733.

[11] Paulot F, Crounse J D, Kjaergaard H G, et al. Isoprene photooxidation: New insights into the production of acids and organic nitrates [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009,9:1479−1499.

[12] Zhao D F, Kaminski M, Schlag P, et al. Secondary organic aerosol formation from hydroxyl radical oxidation and ozonolysis of monoterpenes [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15:991−1012.

[13] Mo Z W, Shao M, Wang W J, et al. Evaluation of biogenic isoprene emissions and their contribution to ozone formation by ground−based measurements in Beijing, China [J]. Science of The Total Environment, 2018,627:1485−1494.

[14] Zou Y, Deng X J, Deng T, et al. One−year characterization and reactivity of isoprene and its impact on surface ozone formation at a suburban site in Guangzhou, China [J]. Atmosphere, 2019,10(4):201.

[15] Guenther A, Zimmerman P R, Harley P C, et al. Isoprene and monoterpene emission rate variability: model evaluations and sensitivity analyses [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1993,98(D7):12609−12617.

[16] Lu X, Zhang L, Shen L. Meteorology and climate influences on tropospheric ozone: a review of natural sources, chemistry, and transport patterns [J]. Current Pollution Reports, 2019,5(4):238−260.

[17] Churkina G, Kuik F, Bonn B, et al. Effect of VOC emissions from vegetation on air quality in Berlin during a heatwave [J]. Environmental Science & Technology, 2017,51(11):6120−6130.

[18] 张　欢,石　辉,王会霞,等.植物源挥发性有机化合物的排放特征及其对臭氧浓度的贡献 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5410−5421.
Zhang H, Shi H, Wang H X, et al. Emission characteristics of biogenic volatile organic compounds and their contribution to ozone concentrations [J]. ChinaEnvironmental Science, 2025,45(10):5410−5421.

[19] 张明明,邵　旻,陈培林,等.长三角地区 VOCs 排放特征及其对大气 O_3 和 SOA 的潜在影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(6):2694−2702.
Zhang M M, Shao M, Chen P L, et al. Characteristics of anthropogenic and biogenic VOCs emissions and their potential impacts on $O_3$and SOA in the Yangtze River Delta region [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2694−2702.

[20] Zhou C L, Wang K C, Qi D, et al. Attribution of a record−breaking heatwave event in summer 2017over the Yangtze River Delta [J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2019,100:97−103.

[21] Guenther A, Jiang X Y, Heald C L, et al. The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions [J]. Geoscientific Model Development, 2012,6:1471−1492.

[22] Li M, Liu H, Geng G N, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. National Science Review, 2017,4:834−866.

[23] Sharkey T D, Monson R K. The future of isoprene emission from leaves, canopies and landscapes [J]. Plant Cell & Environment, 2014,37(8):1727−1740.

[24] Huang J, Hartmann H, Hellén H, et al. New perspectives on CO_2, temperature, and light effects on BVOC emissions using online measurements by PTR−MS and cavity ring−down spectroscopy [J]. Environmental Science & Technology, 2018,52(23):13811−13823.

[25] Ou J P, Hu Q H, Xing C Z, et al. Differences in the vertical distribution of aerosols, nitrogen dioxide, and formaldehyde between islands and inland areas: a case study in the Yangtze River Delta of China [J]. Remote Sensing, 2023,15:5475.

[26] 丁嘉豪,谢晓栋,龚康佳,等.2014~2020 年夏季高温热浪期间臭氧变化特征——以长三角地区典型城市为例 [J]. 中国环境科学, 2024,44(12):6549−6558.
Ding J H, Xie X D, Gong K J, et al. Characteristics of ozone variations during summer heat waves in typical cities in the Yangtze River Delta Region from 2014 to 2020 [J]. China Environment Science, 2024,44(12):6549−6558.

[27] Wang Y C, Zhang W, Liu Y A, et al. Study on the spatial and temporal evolutionary characteristics of ozone concentration and the impact of human activities in China in 2019 [J]. Acta Geochimica, 2024,43(5):985−995.

[28] 安俊琳.北京大气臭氧浓度变化特征及其形成机制研究 [D]. 南京:南京信息工程大学, 2007.
An J L. Study on the variation characteristics of surface ozone concentrations and its production in Beijing [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2007.

[29] Belan B D, Savkin D E, Tolmachev G N. Air−Temperature dependence of the ozone generation rate in the surface air layer [J]. Atmospheric and Oceanic Optics, 2018,31:187−196.

[30] Steiner A L, Davis A J, Sillman S, et al. Observed suppression of ozone formation at extremely high temperatures due to chemical and biophysical feedbacks [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010,107(46):19685−19690.

[31] Barket D J, Grossenbacher J W, Hurst J M, et al. A study of the NO_x dependence of isoprene oxidation [J]. Journal of Geophysical Research, 2004,109:D11310.

[32] Hollaway M J, Arnold S R, Collins W J, et al. Sensitivity of midnineteenth century tropospheric ozone to atmospheric chemistry−vegetation interactions [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2017,122:2452−2473.

[33] Zhu J C, Tai A, Yim H L S. Effects of ozone–vegetation interactions on meteorology and air quality in China using a two−way coupled land–atmosphere model [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2022,22:765−782.

作者简介：陈曦垚(1996−),男,湖北宜昌人,助理研究员,博士,主要从事环境暴露与人体健康研究.发表论文 20 篇.12138042@zju.edu.cn.