黎梓欣,刘雨林,吴燕星,等.高温-静稳复合气象事件日对京津冀暖季臭氧的影响 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):593-603.
Li Z X, Liu Y L, Wu Y X, et al. Impact of compound high-temperature and stagnation event days on warm season ozone in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):593-603.

高温-静稳复合气象事件日对京津冀暖季臭氧的影响

黎梓欣[1],刘雨林[1],吴燕星[1],刘 润[1,2*] (1.暨南大学环境与气候学院,广东 广州 511443；2.粤港澳环境质量协同创新联合实验室,广东 广州 511443)

摘要：因单一高温事件日(OHT 日)、单一静稳事件日(OAS 日)以及高温-静稳复合事件日(HT-AS 日)的演变特征及其对 O_3 污染的影响机制尚不明确,基于 2015~2024 年京津冀地区暖季(5~9 月)每小时 O_3 浓度与气象再分析数据,系统分析了三类气象事件日的年际变化特征,并评估了 O_3 污染对这 3 类事件日的响应程度.结果表明,在 HT-AS 复合事件日、OHT 事件日、OAS 事件日和其他事件日期间,O_3 日最大 8h 平均浓度($MDA8O_3$)依次为(195.3±32.5),(185.1±37.1),(151.9±33.8)和(136.6±34.1)μg/m^3.在年际尺度上,HT-AS 复合事件日发生频次与 O_3 超标日($MDA8O_3$≥160μg/m^3)天数及区域平均 O_3 浓度均呈显著正相关性(r=0.65 和 0.66,P<0.05),表明该复合事件日是该区域 O_3 污染年际变化的主要驱动因素.与 OHT 事件日和 OAS 事件日相比,HT-AS 复合事件日具有更显著的不利气象特征,如强太阳辐射、高温、少云和弱风,是导致京津冀 O_3 污染的关键气象背景;在此期间,京津冀 O_3 浓度显著受太阳辐射、温度和云量的影响,其贡献率分别为 37.5%、21.0%和 20.2%.

关键词：高温；静稳；复合事件日(HT-AS)；臭氧；京津冀(BTH)
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0593-11

Impact of compound high-temperature and stagnation event days on warm season ozone in the Beijing-Tianjin-Hebei region.

LI Zi-xin[1], LIU Yu-lin[1], WU Yan-xing[1], LIU Run[1,2*] (1.Institute for Environmental and Climate Research, Jinan University, Guangzhou 511443, China；2.Guangdong-Hong Kong-Macau Joint Laboratory of Collaborative Innovation for Environmental Quality, Guangzhou 511443, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：593~603

Abstract：Due to the unclear evolution characteristics of single high-temperature event days (OHT days), single stagnation event days (OAS days), and their compound event days (HT-AS days) and their impact mechanisms on O_3 pollution, based on hourly O_3 concentration and meteorological reanalysis data in the warm season (May to September) of the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region from 2015 to 2024, the interannual variation characteristics of the three types of meteorological event days were systematically analyzed, and the response degree of O_3 pollution to these three types of event days was evaluated. Results show that the daily maximum 8-hour average O_3 concentration ($MDA8O_3$) during HT-AS event days, OHT event days, OAS event days, and other event days reached (195.3±32.5), (185.1±37.1), (151.9±33.8) and (136.6±34.1)μg/m^3, respectively. On an interannual scale, the frequency of HT-AS compound event days was significantly positively correlated with both the number of O_3 exceedance days ($MDA8O_3$≥160 μg/m^3) and the regional average O_3 concentration, with correlation coefficients of 0.65 and 0.66, respectively. This indicates that such compound event days are the primary meteorological drivers of interannual O_3 pollution variability in this region. Compared with OHT and OAS event days, HT-AS event days are characterized by more unfavorable meteorological conditions, including intense solar radiation, high temperatures, low cloud cover, and weak winds, constituting the key meteorological background for O_3 pollution formation in BTH. During these days, O_3 concentration is significantly modulated by solar radiation, temperature and cloud cover contributing 37.5%, 21.0% and 20.2% to O_3 variability, respectively.

Key words：high-temperature；stagnation；compound high-temperature and stagnation event days (HT-AS event days)；ozone；the Beijing-Tianjin-Hebei region (BTH)

近些年来,我国极端气象事件的发生频率显著增加[1-2].不利的气象条件已逐渐成为我国大气污染事件频发的重要诱因[3].除了人为排放对 O_3 的直接影响外,多种气象因素(如太阳辐射、温度、相对湿度和风速)在大气环流系统调控下对 O_3 的生成、输送和扩散过程产生重要影响[4-13].

高温是促进 O_3 生成的核心气象因子之一.气温升高不仅加快 NO_x 和 VOC_s 的光化学反应速率,还显著增强植被释放挥发性有机物($BVOC_s$),同时可能

收稿日期：2025-07-20
基金项目：国家重点研发计划项目(2023YFC3706104,2023YFC3706204)
* 责任作者, 副研究员, liurun@jnu.edu.cn

抑制植被干沉降影响 O_3 过程,多重路径共同提高 O_3 浓度[14].研究表明,我国热浪的频率和强度自本世纪初以来几乎翻倍,持续高温事件频发,显著加剧城市地区 O_3 浓度增加 30%以上[15].此外,在部分区域,气候变暖对地面 O_3 浓度的影响可能超过减排所带来的改善效应[16].大气静稳也是影响 O_3 污染的重要气象条件之一,其大气层结稳定、对流层低层风速弱或无风和降水稀少的典型气象特征显著抑制了气团的水平扩散和垂直混合,不利于 O_3 的稀释和扩散,是 O_3 累积的关键物理机制[17-18].有研究发现近 30a 来我国大气静稳事件总体呈现增加趋势,尤其以华北地区增幅最为显著[19].另有研究指出在我国多数地区 O_3 浓度随大气静稳事件持续时间延长而明显上升[20];此外,在珠三角地区的研究也验证这结论,该地区大气静稳日的 O_3 浓度和超标率比非静稳日高出 53.0%和 36.5%,其较少云量、更强的下沉气流的天气特征,会通过增强太阳辐射、对流抑制加速 O_3 生成与积累[21].当高温与静稳等极端气象条件并发形成复合事件时,二者协同作用可显著放大 O_3 污染强度:持续高温驱动光化学反应,静稳削弱垂直对流和水平扩散,形成“高生成-弱清除”的叠加效应[22-25].研究表明,此类复合事件的影响往往超过单一事件的线性叠加,在京津冀等区域可使 O_3 的超标率和浓度成倍增长,且随着复合事件持续时间增加而迅速上升[26-27].

作为我国大气污染治理的重点区域,京津冀区域近年来高温、静稳等极端天气频发,叠加高前体物排放,导致 O_3 污染持续加剧,已成为区域可持续发展面临的突出环境问题[19,28-30].相较于长三角和珠三角,该区域受大陆性气候与半封闭地形共同影响,高温与静稳气象条件协同发生频率高、持续时间长、强度大,气象-O_3 污染耦合效应强,表现出高 O_3 相应敏感性,是研究复合气象驱动机制的典型区域[31-34].然而,现有研究多聚焦于单一气象要素,对高温-静稳复合事件在年际尺度上的作用机制仍缺乏系统揭示[35-38].因此,本研究旨在揭示高温-静稳复合事件在年际尺度上对京津冀 O_3 污染的影响机制,并对比分析其与单一气象事件的影响差异,为科学应对复杂气象背景下的 O_3 污染的精准防控提供科学依据.

1 数据与方法

1.1 数据资料

O_3 小时浓度观测数据来自中国环境监测总站(CNEMC)的全国城市空气质量实时发布平台(http://www.cnemc/).本研究选取了 CNEMC 所提供的京津冀地区 13 个城市(包括北京、天津、石家庄、保定、承德、秦皇岛、唐山、邢台、张家口、廊坊、邯郸、衡水和沧州)79 个国控站点的 O_3 逐小时浓度数据.基于这些数据,计算了 2015~2024 年暖季(5~9 月)的日最大 8h 滑动平均 O_3 浓度($MDA8O_3$).为保障数据质量,剔除了京津冀地区数据缺失率超出 10%的站点,最终保留了 65 个有效监测站点的数据.

气象再分析数据来源于欧洲中期天气预报中心(ECMWF)开发的第五代全球气候和天气再分析产品数据集(ERA5)[39](https://cds.climate.copernicus.eu).该数据集具有 0.25°×0.25°的空间水平分辨率和逐小时时间分辨率,可提供 1979 年至今的大气再分析数据.大量研究表明,该再分析数据集在我国已被广泛用于观测比对[40]和模式驱动[41]等研究,相关适用性检验充分证实了该数据集兼具较高的适用性与可靠性[42-43].本研究分析时段为 2015~2024 年暖季(5~9 月),气象要素包括 2m 气温(T_{2m})、总降水量(TP)、边界层高度(BLH)、10m 纬向风(U_{10})和经向风(V_{10})、500hPa 纬向风(U_{500})和经向风(V_{500})、850hPa 纬向风(U_{850})和经向风(V_{850})、500hPa(H_{500})和 850hPa 位势高度(H_{850})、地表向下太阳短波辐射(SSRD)、总云量(TCC)以及 300~1000hPa 垂直速度($V_{300\text{-}1000}$).本研究从 65 个有效监测站点所对应的 31 个网格点中提取了 U_{500}、V_{500}、TP、T_{2m} 和 BLH 的格点数据,用于定义 AS 事件或 HT 事件的阈值指标.具体而言,当某天有效监测站点所处的位置的经纬度落在再分析数据的某一网格内时,即采用该网格的气象再分析数据来表征该有效监测站点的气象条件,并据此识别气象事件.对于京津冀地区的区域平均气象变量计算,空间范围界定为 36.0°N~42.3°N、113.0°E~120.0°E,基于该范围内所有再分析数据网格点的数据进行空间平均.在时间处理上,T_{2m} 采用每日最大值,其余气象变量则采用每日 0:00~23:00(当地时间)的小时均值进行日均计算.

1.2 研究方法

1.2.1 O_3 超标日定义 若京津冀地区 65 个有效监测站点的区域平均 $MDA8O_3$ 超过 160μg/m^3,则将该

日记为该区域 O_3 超标日.

1.2.2　相关气象事件日定义　采用基于百分位数的相对阈值方法定义高温日(HT 日):某日最高温度(T_{max})超过以该日历日为中心的 15d 滑动窗口内 T_{max} 计算得到的第 85 百分位值时,即定义为 HT 日[44-45].同时,采用 Wang 等[46]于 2018 年提出的大气静稳条件判定方法.该方法基于 WS_{10}、BLH 及 TP 等气象因素,通过拟合方程确定了适用于中国各季节的大气静稳阈值,具有较好的季节适应性和区域适用性.在当日 TP 小于 1mm 的情况下,BLH 满足以下条件则认为是静稳日(AS 日).

$$\text{春季：BLH} < 3.57\times10^3\times e^{(-3.35\times WS_{10})}+0.352$$

$$\text{夏季：BLH} < 7.66\times10\times e^{(-2.12\times WS_{10})}+0.44$$

$$\text{秋季：BLH} < 1.88\times10^4\times e^{(-5.15\times WS_{10})}+0.44$$

$$\text{冬季：BLH} < 0.759\times e^{(-0.6\times WS_{10})}+0.246$$

基于上述定义,对研究期内的每一天进行分类.高温-静稳复合事件日(HT-AS 复合事件日):某日同时满足高温日和静稳日条件.单一高温事件日(OHT 事件日):某日满足高温日条件但不满足静稳日条件.单一静稳事件日(OAS 事件日):某日满足静稳日条件但不满足高温日条件.其他事件日:某日既不满足高温日条件也不满足静稳日条件.

1.2.3　可解释性随机森林算法　随机森林(RF)模型是一种机器学习模型,通过有放回抽样和随机特征选择构建多个决策树,并以平均方式集成其输出,从而提高预测精度与泛化性,有效降低过拟合风险[47].该模型具有良好的鲁棒性,适用于回归问题,可有效处理高维数据并评估特征重要性,因此在环境领域广泛应用[48].

SHAP(Shapley Additive Explanations)是一种基于博弈论中 Shapley 值的模型解释方法,由 Lundberg 等[49]于 2017 年提出,用于量化各特征对机器学习模型预测结果的贡献,从而实现对特征重要性的公平、可解释评估.其核心思想是通过计算出每个特征在所有可能变量子集组合下的边际贡献,获得其 SHAP 值,反映该特征在特定样本中对模型输出的影响程度.Shapley 值的计算式为:

$$\phi_i(f,x)=\sum_{M\subseteq P\setminus\{i\}}\frac{|S|!(|P|-|M|-1)!}{|P|!}\times\left[f_x(M\cup\{i\})-f_x(M)\right] \tag{1}$$

式中:P 为特征集合;M 为不包含特征 i 的任何子集;$|M|$ 为集合 S 的大小;$|P|$ 为所有特征总和;$f_x(M\cup\{i\})$和 $f_x(M)$分别为包含和不包含特征 i 的模型预测值.

在本研究中,首先利用 RF 模型构建 O_3 的预测模型,随后基于该模型计算每类气象事件日各气象因子的 SHAP 值,以量化其对模型输出的局部贡献.为进一步评估各气象因子在整体上的影响程度,计算每个特征在所有样本上的平均绝对 SHAP 值,作为其全局重要性,记为 I_i:

$$I_i=\frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n}\left|\phi_i^j\right| \tag{2}$$

式中:$\phi_i^{(j)}$ 表示第 j 个样本中特征 i 的 SHAP 值;I_i 反映了特征 i 在各类气象事件日中对 O_3 浓度变化的总体影响强度;n 为样本总数[50-51].进一步地,将各特征的全局重要性进行归一化处理,得到其在不同气象事件日下的相对重要性占比,用于比较各气象因子的贡献程度.

1.2.4　统计方法　本研究基于 ERA5 再分析数据集和 O_3 逐小时观测数据,采用皮尔逊相关分析和合成分析,旨在揭示 HT-AS 复合事件日、OHT 事件日、OAS 事件日和其他事件日期间 O_3 浓度的变化及其对应的大气环流异常特征.需要指出的是,年异常值是将各变量的逐年原始值减去相应的气候态平均值计算得出.该气候态平均值基于 2015~2024 年暖季(5~9 月)逐日数据的多年平均计算,有助于滤除季节内波动并突显年际变化特征[52].

2　结果与分析

2.1　京津冀 O_3 污染特征

由图 1 可见,京津冀暖季 $MDA8O_3$ 和 O_3 超标日天数分别以 3.0μg/(m^3·a)和 4.5d/a 的速率显著增加.两者均在2015~2019年迅速上升,并于2019年达到峰值,分别为 174.2μg/m^3 和 92d;2020 年有所下降后,直至2024年 $MDA8O_3$ 仍处于高位震荡状态.其中, 2017 年 $MDA8O_3$ 较2016约上升约14.3%,这可能归因于2017年夏季京津冀 H_{500} 正异常、高温、低湿和少云等气象条件,这些因素有利于 O_3 生成和积累,进而引发了大规模持续性 O_3 污染事件[53].此外,$MDA8O_3$ 和 O_3 超标日天数呈现高度一致的年际变化趋势,两者相关性高达 0.98(P<0.01).京津冀暖季 $MDA8O_3$ 和 O_3 超标日天数均呈现单峰型季节变化特征,污染主要集中在

5~9 月[54].其中 6 月为峰值月,MDA8O_3 和 O_3 超标日天数分别达到 185.9μg/m^3 和 22d.

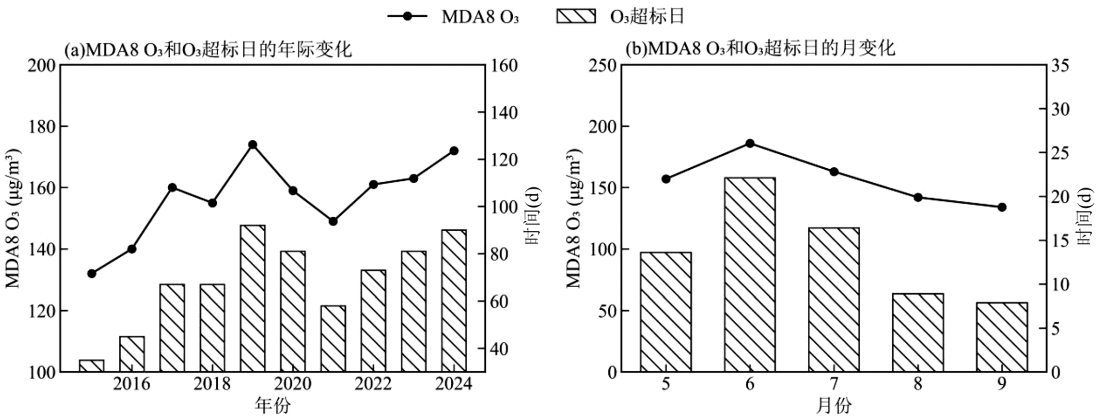


图 1 2015~2024 年京津冀暖季 MDA8O_3 和 O_3 超标日天数的年际变化和月变化

Fig.1 The interannual variation and monthly variation of MDA8O_3 concentrations and O_3 exceedance days during the warm season in BTH from 2015 to 2024

2.2 高温-静稳复合事件日的变化特征

图 2 显示,将 2015~2024 年暖季的所有天数划分成四类事件日:HT-AS 复合事件日、OHT 事件日、OAS 事件日和其他事件日,分别对应 213, 253, 357 和 697d.在年际变化上,HT-AS 复合事件日的天数在 2015~2019 年波动上升,于 2019 年达到峰值(33d),随后有所回落,整体呈现缓慢上升趋势(0.7d/a,P=0.40).相比之下,其他事件日的天数则呈现下降趋势(−1.6d/a,P=0.23),在 2019 年降至最低(58d),表现出与 HT-AS 复合事件日相反的年际演变特征.OHT 事件日也呈现上升趋势(0.8d/a,P=0.32),而 OAS 事件日则未表现明显的长期变化趋势.在年际尺度上,HT-AS 复合事件日的年际变化趋势相比较于其他气象事件最为显著,其发生频次与 O_3 超标日天数呈现显著正相关(r=0.65,P<0.05),表明其是推动 O_3 污染年际变化的关键气象背景;相比之下,其他事件日则与 O_3 超标日天数呈现负相关(r=−0.71,P<0.05),OHT 事件日(r=0.47,P=0.17)与 OAS 事件日(r=0.15,P=0.68)则无显著相关性.

此外,4 类事件日对应的 MDA8O_3 浓度均也呈现不同程度的增长趋势,其中 HT-AS 复合事件日的增长速率最高(3.2μg/(m^3·a),P<0.05),其他事件次之(3.0μg/(m^3·a),P<0.05),而 OHT 事件日(2.4μg/(m^3·a),P=0.16)和 OAS 事件日(1.4μg/(m^3·a),P=0.11)增长趋势不显著.

更重要的是,HT-AS 复合事件日的发生频次和其对应日的 MDA8O_3 浓度之间存在最强且显著的正相关关系(r=0.57,P<0.1),而 OHT 事件日(r=0.31,P=0.38)、OAS 事件日(r=0.28,P=0.43)及其他事件日(r=−0.49,P=0.15)均无显著相关性.这表明 HT-AS 复合事件日不仅发生频次与 O_3 污染水平同步升高,且其每次发生时伴随的污染强度也更强,体现出“频次-强度”双重增强的特征.

从相关性上看,HT-AS 复合事件日的发生频次与区域平均 MDA8O_3 浓度的相关系数也最高(r=0.66,P<0.05),进一步印证了其对区域 O_3 污染水平的主导作用;而 OHT 事件日(r=0.52,P=0.12)、OAS 事件日(r=0.14,P=0.70)和其他事件日(r=0.75,P<0.05)的相关性相对较弱或方向相反.

综上所述,HT-AS 复合事件日在发生频次、污染浓度及其年际变化趋势均对 O_3 污染的显著驱动作用,远超过单一气象事件的影响.因此,HT-AS 复合事件是京津冀地区 O_3 污染年际变化的主导气象背景,其协同效应在加剧臭氧污染中扮演关键角色.

进一步比较 4 类事件日下的 MDA8O_3 均值(图 2(b)),HT-AS 复合事件日(195.3±32.5)μg/m^3 最高,显著高于其他三类事件日.OHT 事件日为(185.1±37.1)μg/m^3,OAS 事件日为(151.9±33.8)μg/m^3,而其他事件日最低,仅为(136.6±34.1)μg/m^3.为进一步探究高温与静稳各自对 O_3 污染的影响,本研究将研究时段按高温事件发生与否划分为 HT 事件日与非 HT

事件日,按静稳天气发生与否划分为 AS 事件日与非 AS 事件日.结果显示,HT 事件日的 $MDA8O_3$ 均值(189.7±35.5)μg/m^3 高于 AS 事件日(168.1±39.4)μg/m^3,表明高温对 O_3 浓度提升作用强于静稳天气.

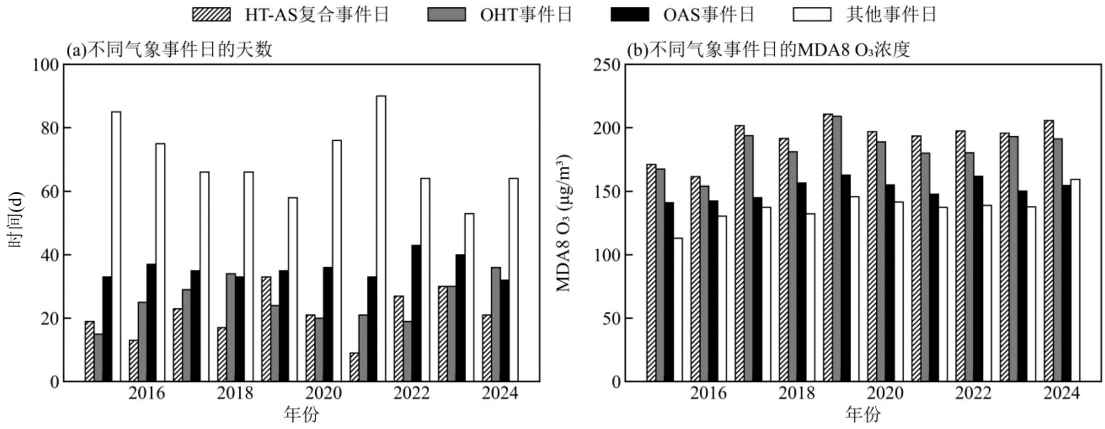


图 2　2015~2024 年京津冀暖季不同气象事件日的天数和 $MDA8O_3$ 的年际变化

Fig.2　The interannual variations of the number of days with different meteorological events and $MDA8O_3$ during the warm season in BTH from 2015 to 2024

从季节演变特征来看,HT 事件日和 AS 事件日呈现出相反的季节分布模式(图 3).HT 事件日主要集中在 6~7 月,分别为 15 和 17d,呈倒“V”型分布.AS 事件日则集中在 8~9 月,分别为 12 和 16d,呈现“V”型分布.OHT 和 OAS 事件日的月度变化趋势分别与 HT 和 AS 事件日一致,说明验证了单一气象因子的季节性规律.值得注意的是,HT−AS 复合事件日的频次在月分布上与区域平均 $MDA8O_3$ 浓度峰值高度同步,集中于 6~7 月,表明该时期高温与静稳的偶发重叠是触发区域 O_3 重污染过程的关键因素.

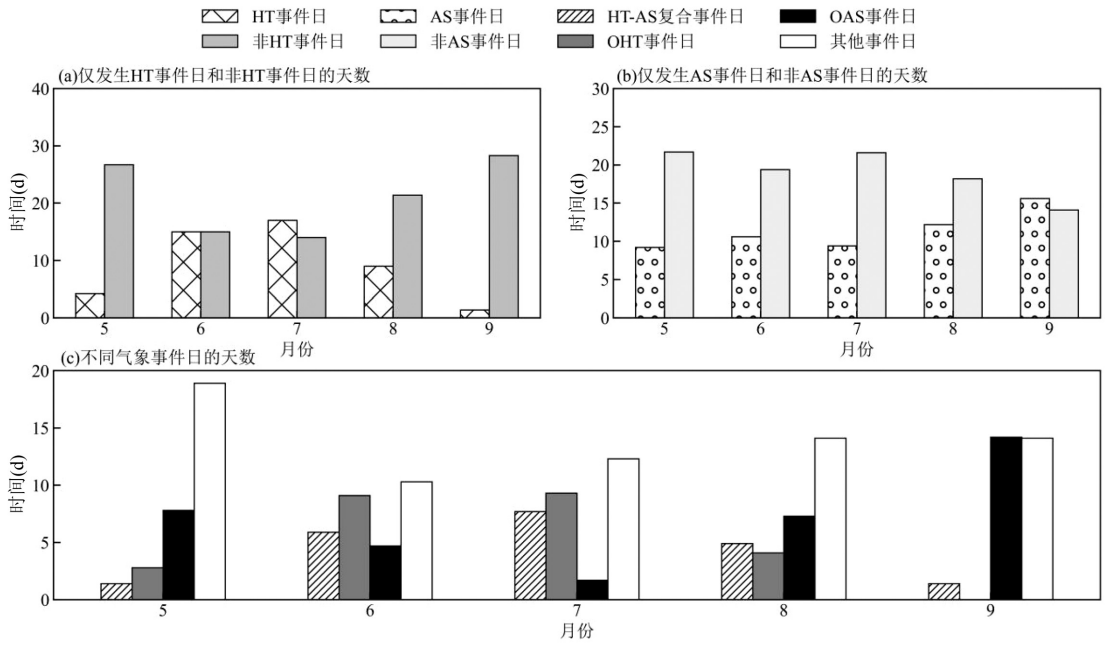


图 3　2015~2024 年暖季京津冀各类气象事件日的天数月分布特征

Fig.3　Monthly distribution characteristics of the number of days of various meteorological events days in the warm season over the BTH region from 2015 to 2024

从机理上看,高温通过提升光化学反应速率,增强 O_3 生成速率,是 O_3 浓度升高的主要短期驱动因子[55].静稳天气通常伴随低风速、少降水等不利扩散条件的发生,抑制对流层低层的空气水平和垂直混

合与污染物扩散,从而促进污染物的积聚[56-57].当高温和静稳气象条件同时发生时,二者形成 O_3“生成加速+扩散受限”的双重不利局面,产生显著的协同效应,使得 O_3 浓度在短时间内迅速攀升并维持高位.综上所述,HT-AS 复合事件日对应的 $MDA8O_3$ 浓度为四类事件日最高,高温与静稳的协同作用是京津冀地区暖季 O_3 污染加剧的关键气象机制.

2.3 高温-静稳复合事件日的大气环流特征

大气环流系统通过调控污染物的垂直和水平扩散、区域输送过程以及局地天气系统的相互作用,对大气污染物的时空分布和浓度水平产生重要影响.为探讨不同事件日背景下京津冀地区的大气环流特征,本研究选取 H_{500}、H_{850}、U_{850}、V_{850} 和 $V_{300\text{-}1000}$ 进行合成分析(图 4).

在 HT-AS 复合事件日期间,中国北部上空 H_{500} 呈现显著的正异常,而更广泛的高压和气旋异常则出现在高纬度地区及西北太平洋海域(图 4(a)).具体而言,在京津冀地区上空,高层大气(H_{500})受高压中心控制,其伴随的下沉运动导致近地面出现无风、少云、降水及显著的逆温层结,显著抑制了 O_3 的扩散清除.同时,在对流层低层(H_{850}),该区域位于两个异常气旋环流之间的鞍型场,进一步增强大气稳定性和晴热干燥条件(图 4(e)).这些条件共同促进了 O_3 的光化学生成与近地面累积.与此同时,西太平洋副热带高压(WPSH)较整个研究时段总体平均明显北抬西伸,其增强的下沉辐散进一步加剧了区域大气稳定性,为 O_3 污染发展提供有利背景[35,38].相比之下,其他类型的事件日虽也存在影响 O_3 浓度的特定气象条件,但均缺乏 HT-AS 复合事件期间那种强而稳定的环流配置,对 O_3 生成与积累的促进作用较弱.在 OHT 事件日期间,H_{500} 高压异常减弱,H_{850} 低压异常增强,有利于 O_3 生成的气象条件有所缓解(图 4(b)和 4(f));OAS 事件日期间,对流层低层受异常反气旋中心控制,引发异常东北风和下沉气流,抑制了 O_3 的垂直扩散(图 4(c)和 4(g));在其他事件日期间,京津冀地区受异常低压和气旋环流影响,常伴随降水、雷暴等不稳定天气过程,不利于 O_3 的光化学生成和积累(图 4(d)和 4(h)).基于上述分析,HT-AS 复合事件期间,高层显著高压异常和低层特定环流配置共同导致持续下沉运动、大气高度稳定、晴热干燥等协同效应,不仅增强了 O_3 的光化学生成效率,也显著抑制其扩散消除,从而加剧了区域近地面 O_3 污染.

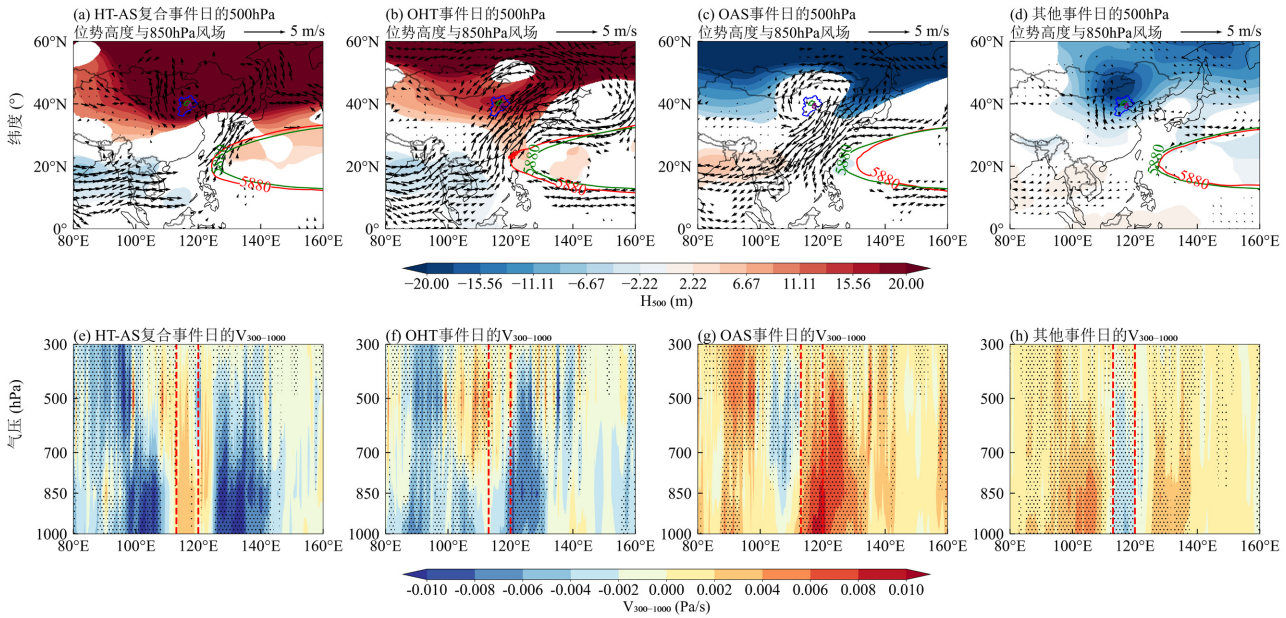


图 4 2015~2024 年京津冀暖季不同气象事件日下 H_{500}(阴影)和 H_{850}(矢量)、$V_{300\text{-}1000}$(阴影)的年异常合成场

Fig.4 Annual anomaly composite fields of H_{500} (shaded), H_{850} (vector) and $V_{300\text{-}1000}$ (shaded) during different meteorological events in the warm season from 2015 to 2024 in BTH

打点表示通过 95%置信水平的统计学显著异常.其中,红色实线表示不同气象事件日下西太平洋副热带高压(WPSH)位置,绿色实线表示研究时段总体平均 WPSH 位置,红色虚线内区域为京津冀所处的经度范围

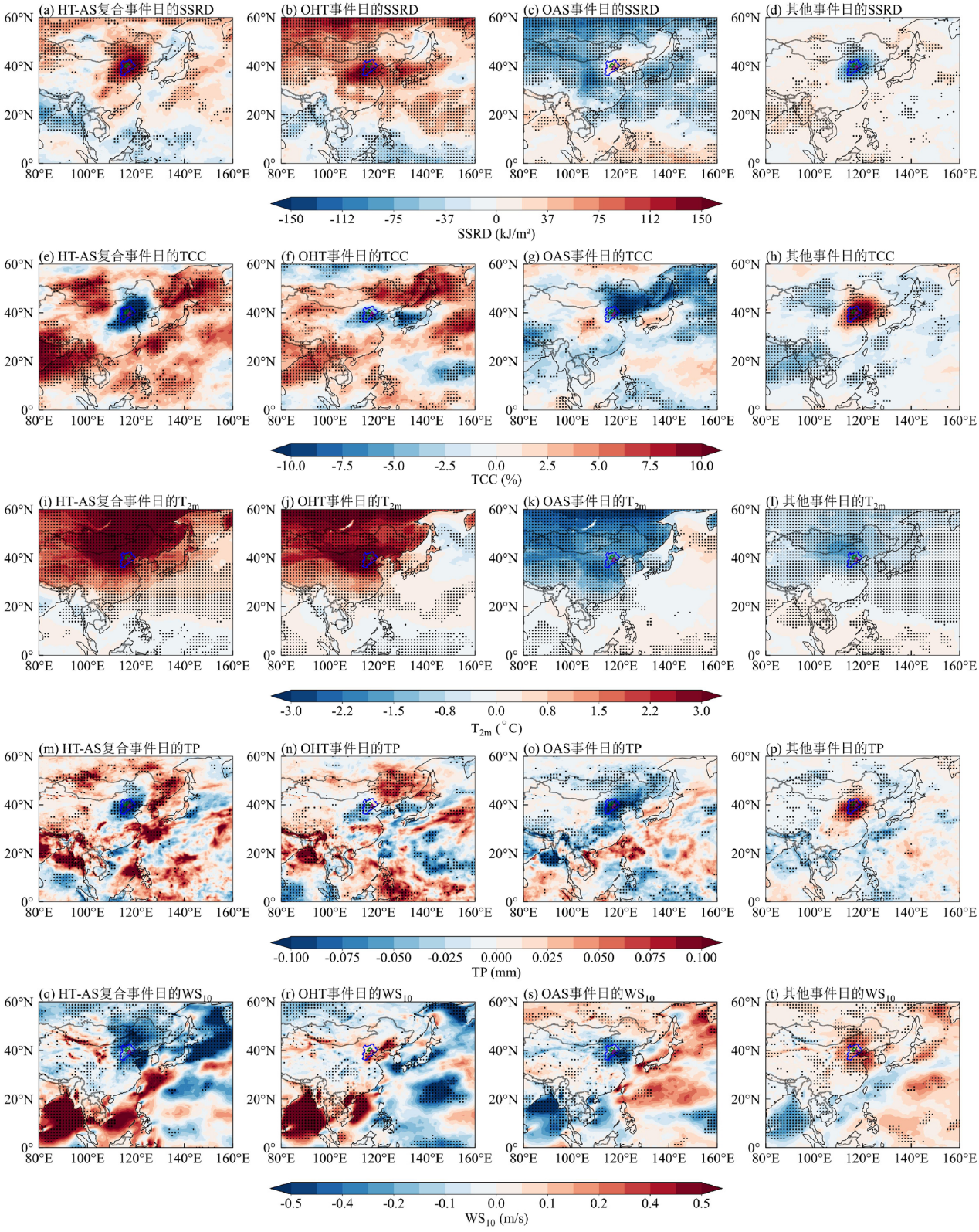


图 5　2015~2024 年暖季京津冀不同气象事件日下 SSRD、TCC、T_{2m}、TP 和 WS_{10} 的年异常合成场

Fig.5　Annual anomaly composite fields of SSRD, TCC, T_{2m}, TP and WS_{10} under different meteorological event days in BTH in warm season from 2015 to 2024

打点表示通过 95%置信水平的统计学显著异常

本研究进一步分析了 4 类事件日期间京津冀地　　区关键气象因子的异常特征,包括 SSRD、TCC、T_{2m}、

TP 和 WS_{10}.如图 5 和表 1 所示,HT−AS 复合事件日表现出最有利于 O_3 累积的综合气象条件:京津冀地区 SSRD 显著偏高,区域平均异常达 347.1kJ/m^2, T_{2m} 异常升高 4.2℃(图 5(a)和 5(i));同时 TCC 减少 0.2%,TP 减少 2.9mm,WS_{10} 降低 0.3m/s,分别表现为显著负异常(图 5(e)、5(m)和 5(q)).这些异常特征与前文分析的环流异常一致,显著的 SSRD 正异常和 TCC 负异常意味天气晴朗、云遮蔽减少,更多短波辐射到达地表,直接增强了光解反应速率.与此同时,地表吸热升温.一方面加速 NO_x 和 VOC_s 的化学反应速率,另一方面促进植被排放 $BVOC_s$ 大幅增加,为 O_3 生成提供充足前体物.高温与强辐射存在正反馈,地表吸热升温进一步抑制边界层发展,叠加 WS_{10} 显著负异常,表明大气稳定度高、水平扩散能力弱,显著抑制了 O_3 的稀释与区域输送,加剧近地面 O_3 大量累积[59-62].相较而言,其他 3 类事件日的气象条件对 O_3 累积的促进作用较弱.OHT 事件日期间,WS_{10} 呈弱正异常(+0.1m/s)使得 O_3 水平扩散条件稍好;而其余因子异常形态与 HT−AS 复合事件日相似但幅度显著减弱,限制了光化学反应的持续性,导致 O_3 浓度低于 HT−AS 复合事件日.OAS 事件日期间则均以 TCC(−0.1%)、T_{2m}(−1.2℃)、TP(−2.9mm)、WS_{10}(−0.3m/s)负异常为特征.多云和低温抑制了光化学反应速率,而较强的风速促进了 O_3 的水平扩散与区域输送,共同导致区域 O_3 浓度降低[54,60,63].其他事件日期间则受低压气旋控制,常伴随 TP 正异常(+2.7mm)和对流性天气过程,从根本上制约了 O_3 的光化学生成与稳定积累,难以形成 O_3 污染.因此,HT−AS 复合事件日在强辐射和少云驱动光解反应、高温加速光化速率、少雨减少清除及弱风抑制扩散等多要素的协同作用下,形成有利于 O_3 持续生成与积累的高效光化学污染生成环境.该期间下各气象因子异常幅度显著突出(见表 1),共同导致该事件日成为 O_3 浓度最高、污染形势最严峻的情形.

本研究基于随机森林模型结合 SHAP 值方法(简称 RF−SHAP 方法),通过分析各气象因子的 SHAP 值及其平均绝对值的归一化结果,量化其在各气象事件日下对 O_3 浓度变化的相对贡献.图 6 展示了 2015~2024 年暖季京津冀地区不同事件日下各气象因子的相对贡献率,为识别主导 O_3 浓度变化的关键气象因子及其情景依赖性提供了依据[51,64].

表 1 2015~2024 年京津冀暖季不同气象事件日下 SSRD、TCC、T_{2m}、TP 和 WS_{10} 的差异

Table 1 Differences in SSRD, TCC, T_{2m}, TP and WS_{10} during different meteorological events in BTH in warm season from 2015 to 2024

气象因子	气象事件日分类			
	HT−AS 复合事件日	OHT 事件日	OAS 事件日	其他事件日
SSRD (kJ/m^2)	347.1	263.6	75.4	−240.4
TCC (%)	−0.2	−0.1	−0.1	0.1
T_{2m} (℃)	4.2	4.2	−1.2	−2.2
TP (mm)	−2.9	−0.7	−2.9	2.7
WS_{10} (m/s)	−0.3	0.1	−0.3	0.2

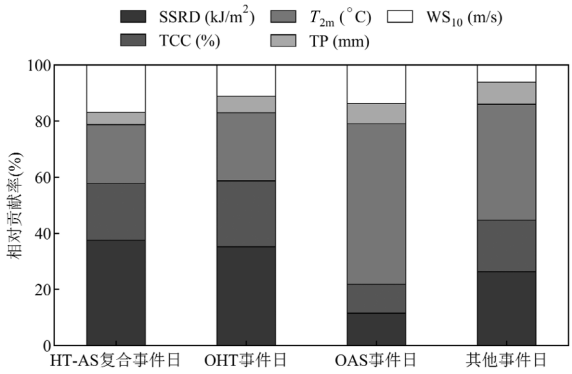


图 6 基于 RF−SHAP 方法的 2015~2024 年京津冀暖季不同气象事件日下各气象因子的相对贡献率

Fig.6 The relative contribution rates of various meteorological factors under different meteorological events days in the warm season in BTH from 2015 to 2024 based on the RF−SHAP method

结合图 6 可见,各气象因子在不同类型事件日下 O_3 浓度的相对贡献存在显著差异.在 HT−AS 复合事件日期间,京津冀地区表现出最有利于 O_3 积累的气象条件,T_{2m} 和 SSRD 均显著高于气候态平均,其两者异常值高达 347.1kJ/m^2 和 4.2℃,而 TCC(−0.2%)、TP(−2.9mm)和 WS_{10}(−0.3m/s)则显著偏低(图 5 和表 1).图 6 结果显示,SSRD、T_{2m} 和 TCC 的相对贡献率分别达到 37.5%、21.0%和 20.2%,说明太阳辐射和温度是驱动 O_3 变化的核心因子,二者在复合气象背景下并非独立作用.增强的太阳短波辐射一方面直接加速 NO_2 光解,提供光化学反应速率,另一方面也加热近地层空气,导致气温升高;而温度的升高进一步促进自由基生成和植被 VOC_s 的排放,从而与辐射效应形成正反馈机制,共同放大光化学反应强度.这种协同作用使得在高温与强辐射同时存在时,O_3 生

成呈现明显的非线性放大效应.相比之下,OHT 事件日期间虽然 SSRD(35.2%)和 T_{2m}(24.3%)的相对贡献更高,但异常幅度较弱且伴随降水,在一定程度上抑制了 O_3 生成和积累;OAS 事件日则以低温和多云为主,整体光化学反应受到抑制,WS_{10}(相对贡献为 13.7%)的正异常进一步增强了 O_3 的扩散,不利于 O_3 的积累.在其他事件日期间,T_{2m}(41.3%)、SSRD (26.3%)和 TCC(18.5%)是主要贡献因子,但表现为与 HT-AS 复合事件日相反的气象异常特征,尤其是 T_{2m} 的负异常叠加 WS_{10} 的弱正异常,显著抑制了 O_3 的生成与积累,导致该时段内 O_3 浓度最低.因此,HT-AS 复合事件日具备最有利于 O_3 生成与积累的气象条件,是造成区域 O_3 浓度升高的主导情形.

3　结论

3.1　2015~2024 年暖季,京津冀地区平均 $MDA8O_3$ 与 O_3 超标日天数均呈显著上升趋势,两者年际变化高度一致(r=0.98,P<0.01).污染高值出现在 2019 年(174.2μg/m^3、92d)和 2024 年(172.2μg/m^3、90d).

3.2　HT-AS 复合事件日是驱动京津冀暖季 O_3 超标日天数和 $MDA8O_3$ 年际变化的主导因素.其年发生频次与 O_3 超标日天数(r=0.65,P<0.05)和 $MDA8O_3$ (r=0.66,P<0.05)显著正相关,且其对应的 $MDA8O_3$ (195.3±32.5)μg/m^3,明显高于其他三类事件日.这主要归因于该类型事件日具有更强的不利气象条件组合,包括更强的 SSRD、更少的 TCC、更高的 T_{2m} 以及较弱的 WS_{10}.

3.3　在 HT-AS 复合事件日期间,京津冀 O_3 浓度主要受 SSRD(相对贡献率 37.5%)、T_{2m}(21.0%)和 TCC(20.2%)的显著影响,进一步印证了强 SSRD、高 T_{2m} 和少 TCC 在该事件类型下对 O_3 污染的关键驱动作用.

参考文献：

[1] Ding Y, Wang H. Newly acquired knowledge on the scientific issues related to climate change over the recent 100 years in China [J]. Chinese Science Bulletin, 2016,61(10):1029–1041.

[2] Lin X, Yuan Z, Yang L, et al. Impact of extreme meteorological events on ozone in the Pearl River Delta, China [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2019,19(6):1307–1324.

[3] Zhong J, Zhang X, Wang Y, et al. Relative contributions of boundary-layer meteorological factors to the explosive growth of $PM_{2.5}$ during the red-alert heavy pollution episodes in Beijing in December 2016 [J]. Journal of Meteorological Research, 2017,31: 809–819.

[4] Ueno H, Tsunematsu N. Sensitivity of ozone production to increasing temperature and reduction of precursors estimated from observation data [J]. Atmospheric Environment, 2019,214:116818.

[5] Liu P, Song H, Wang T, et al. Effects of meteorological conditions and anthropogenic precursors on ground-level ozone concentrations in Chinese cities [J]. Environmental Pollution, 2020,262:114366.

[6] 崔梦瑞,白林燕,冯建中,等.京津唐地区臭氧时空分布特征与气象因子的关联性研究 [J]. 环境科学学报, 2021,41(2):373–385.
Cui M R, Bai L Y, Feng J Z, et al. Analysis of temporal and spatial variations of ozone coupling with dynamics of meteorological factors in the Beijing-Tianjin-Tangshan region [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(2):373–385.

[7] Fu T M, Zheng Y, Paulot F, et al. Positive but variable sensitivity of August surface ozone to large-scale warming in the southeast United States [J]. Nature Climate Change, 2015,5(5):454–458.

[8] Lee Y C, Shindell D T, Faluvegi G, et al. Increase of ozone concentrations, its temperature sensitivity and the precursor factor in South China [J]. Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 2014, 66(1):23455.

[9] Zhang H N, Wang Y H, Park T W, et al. Quantifying the relationship between extreme air pollution events and extreme weather events [J]. Atmospheric Research, 2017,188:64–79.

[10] Huang X, Ding A, Liu L, et al. Effects of aerosol-radiation interaction on precipitation during biomass-burning season in East China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016,16(15):10063–10082.

[11] Kulkarni P S, Dasari H P, Sharma A, et al. Nocturnal surface ozone enhancement over Portugal during winter: Influence of different atmospheric conditions [J]. Atmospheric Environment, 2016,147:109–120.

[12] Otero N, Sillmann J, Schnell J L, et al. Synoptic and meteorological drivers of extreme ozone concentrations over Europe [J]. Environmental Research Letters, 2016,11(2):024005.

[13] Mousavinezhad S, Choi Y, Pouyaei A, et al. A comprehensive investigation of surface ozone pollution in China, 2015~2019: separating the contributions from meteorology and precursor emissions [J]. Atmospheric Research, 2021,257:105599.

[14] Narumi D, Kondo A, Shimoda Y. The effect of the increase in urban temperature on the concentration of photochemical oxidants [J]. Atmospheric Environment, 2009,43(14):2348–2359.

[15] Li M, Huang X, Yan D, et al. Coping with the concurrent heatwaves and ozone extremes in China under a warming climate [J]. Science Bulletin, 2024,69(18):2938–2947.

[16] Hendriks C, Forsell N, Kiesewetter G, et al. Ozone concentrations and damage for realistic future European climate and air quality scenarios [J]. Atmospheric Environment, 2016,144:208–219.

[17] Horton D E, Harshvardhan, Diffenbaugh N S. Response of air stagnation frequency to anthropogenically enhanced radiative forcing [J]. Environmental Research Letters, 2012,7(4):044034.

[18] 王　炜,周怡婷,李蒙蒙,等.中国细颗粒物和臭氧极端共现事件的大尺度天气形势和气象驱动 [J]. 中国科学:地球科学, 2025,55(5): 1504–1514.

Wang W, Zhou Y T, Li M M, et al. Large-scale synoptic and weather drivers for the co-occurrence of fine particulate matter and ozone extremes over China [J]. Science China Earth Sciences, 2025,55(5): 1504–1514.

[19] Yang J, Shao M. Impacts of extreme air pollution meteorology on air quality in China [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2021,126(7):e2020JD033210.

[20] Wang L, Li M, Wang Q, et al. Air stagnation in China: spatiotemporal variability and differing impact on $PM_{2.5}$ and O_3 during 2013~2018 [J]. Science of the Total Environment, 2022,819:152778.

[21] Xu J M, Zhao Z J, Wu Y X, et al. Impacts of meteorological conditions on autumn surface ozone during 2014~2020 in the Pearl River Delta, China [J]. Earth and Space Science, 2023,10(2): e2022EA002742.

[22] Wang T, Xue L, Brimblecombe P, et al. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. Science of the Total Environment, 2017, 575:1582–1596.

[23] Fiore A M, Naik V, Leibensperger E M. Air quality and climate connections [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2015,65(6):645–685.

[24] Garrido-Perez J M, Ordonez C, Garcia-Herrera R, et al. Air stagnation in Europe: spatiotemporal variability and impact on air quality [J]. Science of The Total Environment, 2018,645:1238–1252.

[25] Zhang J, Gao Y, Luo K, et al. Impacts of compound extreme weather events on ozone in the present and future [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(13):9861–9877.

[26] Zscheischler J, Michalak M A, Schwalm C, et al. Impact of large-scale climate extremes on biospheric carbon fluxes: An intercomparison based on MsTMIP data [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2014,28(6):585–600.

[27] Lu P L, Liu R, Luo Z, et al. Impacts of compound extreme weather events on summer ozone in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024,15(3):102030.

[28] 高 冉,李 琴,车 飞,等.京津冀地区 2015~2020 年臭氧浓度时空分布特征及其健康效益评估 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2525–2536.
Gao R, Li Q, Che F, et al. Spatial and temporal distribution characteristics of ozone concentration and health benefit assessment in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 2015 to 2020 [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2525–2536.

[29] Wang Y, Xiang Y, Song L, et al. Quantifying the contribution of urbanization to summer extreme high-temperature events in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 2022,61(6):669–683.

[30] Wei W Y, Fang Y Y, Zhou Y T. Synoptic and meteorological drivers of regional ozone pollution events in China [J]. Environmental Research Communications, 2021,3(5):055004.

[31] 林小华.中国东部地区极端气象事件对臭氧污染的影响研究 [D]. 广州:华南理工大学, 2019.
Lin X H. Investigation on the impact of extreme meteorological events on ozone pollution in eastern China [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2019.

[32] 曲炳霖,高 阳.气候变化对中国本世纪中叶热浪、静稳及其复合事件的影响 [J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2025,55(2):114–125.
Qu B L, Gao Y. Impacts of climate change on heat waves, atmospheric stagnation and their compound events in China [J]. Periodical of Ocean University of China, 2025,55(2):114–125.

[33] 刘闪闪.气象条件与 O_3、$PM_{2.5}$ 的相互作用及典型气象条件的未来演变研究 [D]. 安徽:中国科学技术大学, 2024.
Liu S S. Study on the interaction of meteorology with O_3 and $PM_{2.5}$ and the future changes in typical meteorology [D]. Anhui: University of Science and Technology of China, 2024.

[34] Han H, Liu J, Shu L, et al. Local and synoptic meteorological influences on daily variability in summertime surface ozone in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(1):203–222.

[35] Hu T T, Lin Y, Liu R, et al. What caused large ozone variabilities in three megacity clusters in eastern China during 2015~2020? [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(3):1607–1626.

[36] Wang R N, Bei N F, Hu B, et al. The relationship between the intensified heat waves and deteriorated summertime ozone pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China, during 2013~2017 [J]. Environmental Pollution, 2022,314:120256.

[37] Xiao X, Xu Y Y, Zhang X R, et al. Amplified upward trend of the joint occurrences of heat and ozone extremes in China over 2013~20 [J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2022,103(5): E1330E1342.

[38] Liu S S, Liu C, Hu Q H, et al. Distinct responses of $PM_{2.5}$ and O_3 extremes to persistence of weather conditions in eastern China [J]. Atmospheric Environment, 2023,309:119923.

[39] Hersbach H, Bell B, Berrisford P, et al. ERA5hourly data on single levels from 1940 to present [DB/OL]. Copernicus Climate Change Service (c3s) Climate Data Store (cds), 2023, https://doi.org/10.24381/cds.adbb2d47.

[40] Sun G H, Hu Z Y, Ma Y M, et al. Analysis of local land-atmosphere coupling in rainy season over a typical underlying surface in Tibetan Plateau based on field measurements and ERA5 [J]. Atmospheric Research, 2020,243:105025.

[41] 秦 闯.改进气象场模拟对 WRF-Chem 模式模拟河谷地形颗粒物浓度影响的研究 [D]. 兰州:兰州大学, 2021.
Qin C. The effect of modified meteorological fields simulation on the PM simulation by WRF-Chem model over valley terrain [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2021.

[42] 王开存.全球大气再分析及其在中国的适用性 [J]. 大气科学学报, 2025,48(4):529–555.
Wang K C. Global atmospheric reanalyses and their applicability in China [J]. Transactions of Atmospheric Sciences, 2025,48(4):529–555.

[43] 孟宪贵,郭俊建,韩永清.ERA5 再分析数据适用性初步评估 [J]. 海洋气象学报, 2018,38(1):91–99.
Meng X G, Guo J J, Han Y Q. Preliminarily assessment of ERA5reanalysis data [J]. Journal of Marine Meteorology, 2018, 38(1):91–99.

[44] 卢 珊,胡泽勇,沈姣姣,等.近 62 年我国极端高温事件的时空变化特征 [J]. 高原气象, 2025,44(1):201–213.
Lu S, Hu Z Y, Shen J J, et al. Spatio-temporal variations of extreme

heat events over China in recent 62years [J]. Plateau Meteorology, 44(1):201–213.

[45] Wu S J, Luo M, Wang X Y, et al. Season-dependent heatwave mechanisms: a study of southern China [J]. Weather and Climate Extremes, 2023,42:100603.

[46] Wang X Y, Dickinson R E, Su L Y, et al. $PM_{2.5}$ pollution in China and how it has been exacerbated by terrain and meteorological conditions [J]. Bulletin of the American Meteorological Society, 2018,99(1): 105–119.

[47] Breiman L. Random forests [J]. Machine learning, 2001,45(1):5–32.

[48] Shi Z B, Song C B, Liu B W, et al. Abrupt but smaller than expected changes in surface air quality attributable to COVID–19lockdowns [J]. Science advances, 2021,7(3):eabd6696.

[49] Lundberg S, Lee S I. A unified approach to interpreting model predictions [J]. Advances in neural information processing systems, 2017,30.

[50] Lundberg S M, Erion G, Chen H, et al. From local explanations to global understanding with explainable AI for trees [J]. Nature machine intelligence, 2020,2(1):56–67.

[51] Yao L Y, Han Y, Qi X, et al. Determination of major drive of ozone formation and improvement of O_3 prediction in typical North China Plain based on interpretable random forest model [J]. Science of The Total Environment, 2024,934:173193.

[52] Wu S J, Chan T O, Zhang W, et al. Increasing compound heat and precipitation extremes elevated by urbanization in South China [J]. Frontiers in Earth Science, 2021,9:636777.

[53] Mao J, Wang L L, Lu C H, et al. Meteorological mechanism for a large-scale persistent severe ozone pollution event over eastern China in 2017 [J]. Journal of Environmental Sciences, 2020,92:187–199.

[54] 张 莹,许建敏,汪 瑶,等.京津冀地区 2015~2020 年臭氧持续污染事件特征、气象影响及潜在源区分析 [J]. 中国环境科学, 2023, 43(6):2714–2721.
Zhang Y, Xu J M, Wang Y, et al. Characteristics, meteorological impacts and potential sources of persistent ozone pollution events in Beijing-Tianjin-Hebei Region during 2015~2020 [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):2714–2721.

[55] Im U, Markakis K, Poupkou A, et al. The impact of temperature changes on summer time ozone and its precursors in the Eastern Mediterranean [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011,11(8): 3847–3864.

[56] Banta R M, Senff C J, White A B, et al. Daytime buildup and nighttime transport of urban ozone in the boundary layer during a stagnation episode [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1998,103(D17):22519–22544.

[57] Zhu J H, Liang X Z. Impacts of the bermuda high on regional climate and ozone over the United States [J]. Journal of Climate, 2013, 26(3):1018–1032.

[58] 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.

[59] Kou W B, Gao Y, Zhang S Q, et al. High downward surface solar radiation conducive to ozone pollution more frequent under global warming [J]. Science bulletin, 2023,68(4):388–392.

[60] 李 飞,孔少杰,屈志光,等.中国臭氧时空分异及热点城市群气象关联特征 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1539–1549.
Li Fei, Kong S J, Qu Z G, et al. Spatiotemporal differentiation of ozone pollution in Chinese cities and meteorological correlation among the identified hot urban agglomeration during 2018 to 2020 [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1539–1549.

[61] Domeisen D I, Eltahir E A, Fischer E M, et al. Prediction and projection of heatwaves [J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2023,4(1):36–50.

[62] 米艺华,杜惠云,李 杰,等.我国重点地区臭氧变化特征及与气象要素的关系 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):1894–1904.
Mi Y H, Du H Y, Li J, et al. Ozone pollution characteristics and its relationship with meteorological factors of key regions in China [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):1894–1904.

[63] Luo M, Lau N C, Liu Z, et al. An observational investigation of spatiotemporally contiguous heatwaves in China from a 3D perspective [J]. Geophysical Research Letters, 2022,49(6): e2022GL097714.

[64] Lyu Y, Xu H N, Wu H N, et al. Spatiotemporal variations of $PM_{2.5}$ and ozone in urban agglomerations of China and meteorological drivers for ozone using explainable machine learning [J]. Environmental Pollution, 2025,365:125380.

作者简介：黎梓欣(2000-),女,广东广州人,暨南大学硕士研究生,主要研究方向为气象条件对臭氧的影响.发表论文 1 篇.cynthia_lzi@163.com.