

周涛,周青,张勇,等,2023. 汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ - O_3 复合污染特征及气象成因分析[J]. 气象,49(11):1359-1370. Zhou T, Zhou Q, Zhang Y, et al, 2023. Characteristics of $\text{PM}_{2.5}$ - O_3 compound pollution and meteorological impact in Fenwei Plain[J]. Meteor Mon, 49(11):1359-1370(in Chinese).

汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ - O_3 复合污染特征及气象成因分析^{*}

周 涛¹ 周 青² 张 勇³ 吴昱树⁴ 孙 健⁵

1 山西省运城市气象局,运城 044000

2 中国气象局气象探测中心,北京 100081

3 中国气象局气象发展与规划院,北京 100081

4 乌兰察布市气象局,乌兰察布 012000

5 莒县气象局,莒县 276500

提 要: $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 已经成为汾渭平原城市最主要的污染物,两者之间相互影响,在暖季经常同时出现构成污染,其污染程度与气象条件密切相关。利用 2015—2021 年汾渭平原 12 个城市逐日 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 浓度、地面气象观测数据以及 ERA5 高空再分析数据等资料,分析了汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 的时空变化特征以及复合污染发生时 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 的关系,并研究了局地气象条件和天气形势对复合污染的影响。结果显示,该地区年均 $\text{PM}_{2.5}$ 和日最大 8 小时 O_3 浓度分别在 2017 年和 2018 年开始持续下降,复合污染日数也在 2019 年后开始持续下降;复合污染主要发生在 3—9 月,在汾渭平原东部城市出现次数较多,多出现在高温、低湿的环境下;最后利用 T-PCA 算法(正交主成分分析)将复合污染的天气环流形势分为 4 种类型,主要呈现出以高空西北气流或偏西气流、低层为暖区偏南风或微风为主的天气特征。研究结果对汾渭平原的大气污染防治提供了参考依据,尤其对于 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 污染协同治理具有重要意义。

关键词: 汾渭平原, $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 复合污染, T-PCA 分型, 气象成因

中图分类号: X511, P427

文献标志码: A

DOI: 10. 7519/j. issn. 1000-0526. 2023. 052401

Characteristics of $\text{PM}_{2.5}$ - O_3 Compound Pollution and Meteorological Impact in Fenwei Plain

ZHOU Tao¹ ZHOU Qing² ZHANG Yong³ WU Yushu⁴ SUN Jian⁵

1 Yuncheng Meteorological Office of Shanxi Province, Yuncheng 044000

2 CMA Meteorological Observation Centre, Beijing 100081

3 Institute of Meteorological Development and Planning, CMA, Beijing 100081

4 Wulanchabu Meteorological Office of Inner Mongolia, Wulanchabu 012000

5 Juxian Meteorological Station of Shanxi Province, Juxian 276500

Abstract: $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 which interact with each other have become the most important pollutants in the cities of Fenwei Plain. The pollution often occurs simultaneously in warm seasons and is closely related to meteorological conditions. Based on the daily $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 concentration data, surface meteorological observation data and ERA5 high-altitude reanalysis data of 12 cities in the Fenwei Plain from 2015 to 2021, the spatio-temporal characteristics of $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 in the Fenwei Plain, as well as the relationship between

^{*} 山西省气象局科学技术研究重点项目(SXKZDTC20226302)、中国环境科学研究院重点课题(DQGG2021101)和秦岭和黄土高原生态环境气象重点实验室开放研究基金重点课题(2021K-10)共同资助

2022 年 10 月 27 日收稿; 2023 年 5 月 10 日收修定稿

第一作者:周涛,主要从事天气预报和环境气象工作. E-mail:805746177@qq.com

通讯作者:周青,主要从事大气成分与环境气象研究. E-mail:zhouqing@cma.gov.cn

PM_{2.5} and O₃ when compound pollution occurs are analyzed. Besides, the impact of local meteorological conditions and synoptic situation on compound pollution is also studied. The results show that the average annual PM_{2.5} and MDA8 O₃ (maximum daily 8 h average ozone) concentrations in the Fenwei Plain began to decline continuously in 2017 and 2018, respectively, and the number of compound pollution days also began to decrease continuously after 2019. Compound pollution mainly occurs in March to September, frequently seen in the cities of eastern Fenwei Plain, mostly in condition of high temperature and low humidity. Finally, the synoptic circulation situation of compound pollution is divided into four types by principal component analysis with the T-PCA algorithm, featured with the northwest or westerly air flow in high-altitude and the southerly wind or breeze in the low-level warm zone. These findings could provide some basis for controlling pollution in the Fenwei Plain and are of great significance for cooperative governance of PM_{2.5} and O₃ pollution.

Key words: Fenwei Plain, PM_{2.5} and O₃ compound pollution, T-PCA typing, meteorological impact

引 言

汾渭平原是我国第四大平原,由汾河、渭河冲击形成,由于其大部分城市位于黄土高原,地形封闭,能源消费结构以煤炭为主,年消耗量达 2.6 亿 t,占全国能源消费的 80% 以上(Feng et al, 2016),加上繁重的道路运输和较高的人口密度,导致汾渭平原的污染排放量极高(Dao et al, 2021),大气污染严重、生态环境脆弱(黄小刚等, 2021; 王斌涛等, 2022; 秦卓凡等, 2021; 南洋等, 2021; 张天航等, 2020),并且可能加重邻近地区的污染(黄小刚等, 2019)。2013 年以来全国空气质量明显好转(Zhang et al, 2018a; 2018b),但汾渭平原空气质量改善并不明显(Feng et al, 2019),并且已经取代京津冀地区成为中国污染最严重的地区(Dao et al, 2021; 杨乐超等, 2018)。2018 年后随着汾渭平原减排措施的强制实施(秦卓凡等, 2021),汾渭平原的 PM_{2.5} 浓度已经开始下降(郝永佩等, 2022),但 O₃ 污染却越来越严重(关茜妍等, 2021)。2021 年汾渭平原污染物超标天数比例为 29.8%, PM_{2.5} 污染和 O₃ 污染分别占总超标天数的 39.3% 和 38.0%, 污染形势依旧严峻(中华人民共和国生态环境部, 2022)。

污染物局地排放是大气污染的主要因素,而不利的气象因素会加剧空气污染(Wang et al, 2018; 祁海霞等, 2019; 陈镭等, 2020; 胡春梅等, 2020; 宋佳琨等, 2021; 刘兆东等, 2020; 杨颖川等, 2022), 2014—2018 年汾渭平原的 PM_{2.5} 质量浓度(以下简称浓度)呈 $4.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$ 的趋势下降,气象因素的贡献为 $0.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$, 贡献率达 15%, O₃

浓度呈 $6.6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$ 的趋势增长,气象因素贡献率占 12% (Chen et al, 2020),有研究显示汾渭平原 2015—2019 年各年度臭氧单因子所导致污染超标所占比例分别为 1.4%、5.4%、13.0%、11.1%、14.4% (解淑艳等, 2021)。O₃ 污染事件通常与高温低湿条件有关(何慧根等, 2021; 杨镇江等, 2023),高温和低湿环境导致大量生物挥发性有机物(BVOC)的排放促进光化学反应(Lu et al, 2019),进而加重地面 O₃ 污染;而 PM_{2.5} 污染通常发生在弱风、高湿和低边界层的条件下(Xu et al, 2018; 张琴和姚秀萍, 2021),两者条件虽有不同,但高浓度的 O₃ 会导致二次 PM_{2.5} 粒子产生,使得空气中的 PM_{2.5} 浓度增大(Ding et al, 2013; Wang et al, 2016),而高浓度 PM_{2.5} 会通过吸收太阳辐射、改变光解速率从而降低 O₃ 浓度(Unger et al, 2009; Menon et al, 2008; Li et al, 2018),两者之间会相互影响,因此在许多城市都出现了 PM_{2.5} 和 O₃ 同时污染的现象(He et al, 2022; Schnell and Prather, 2017; Luo et al, 2022; Yang et al, 2021; 徐栋夫等, 2020),我国的大气污染已经呈现出以 PM_{2.5} 和 O₃ 为主的复合污染特征(Zhang et al, 2008),这种复合污染的现象会极大增加人类健康风险(Anenberg et al, 2010)。

综上所述,以前的学者对汾渭平原污染的气象成因研究大多是针对单一 PM_{2.5} 或 O₃ 污染,对汾渭平原 PM_{2.5} 和 O₃ 复合污染时的气象成因分析较少。因此我们将从气温、湿度和风速等气象要素及天气形势方面分析 PM_{2.5} 和 O₃ 复合污染成因,以期为汾渭平原大气复合污染防治以及环境气象预报服务等提供参考依据。

1 资料与方法

1.1 研究区域

此次研究区域汾渭平原城市群共有 12 个城市(图 1),包括陕西省西安市、渭南市、铜川市、咸阳市和宝鸡市,山西省太原市、晋中市、吕梁市、临汾市和运城市,河南省三门峡市和洛阳市。2021 年这 12 个城市中有 6 个位于全国污染倒数 20 名之内(中华人民共和国生态环境部,2022)。

1.2 污染物和气象数据

污染物数据包括 2015—2021 年 12 个城市的 PM_{2.5} 和 MDA8 O₃(日最大 8 小时平均 O₃ 浓度)观测资料,来源于中国环境监测总站(<https://quotsoft.net/air/>)(Wang et al, 2021; Jiang et al, 2021; Zhang et al, 2022);地面气象数据来自中国气象局国家气象数据观测中心(<http://data.cma.cn/>),包括同时期逐小时的地面风速(WS)、风向(WD)、气温(T)、降水(RAIN)、相对湿度(RH);此外还使用了欧洲中期天气预报中心第 5 代全球大气再分析数据(ERA5),包括位势高度、风向、风速,时间分辨率为 1 h,空间分辨率为 0.25°×0.25°。

1.3 污染日定义

本研究重点关注 PM_{2.5} 和 O₃ 复合污染时的气象条件。世界卫生组织在综合考虑过去 15 年间环

境健康研究进展的基础上,制定了 2021 版空气质量指南(朱彤等,2022),针对 PM_{2.5} 和 O₃ 提出了更为严格的目标。根据中国环境空气质量标准(生态环境部,2012),将同时满足日均 PM_{2.5} > 35 μg · m⁻³ (一级浓度限值)和 MDA8 O₃ > 100 μg · m⁻³ (一级浓度限值)两个条件时的日期定义为复合污染日,同时满足 PM_{2.5} > 35 μg · m⁻³ 和 MDA8 O₃ < 100 μg · m⁻³ 定义为 PM_{2.5} 污染日,同时满足 PM_{2.5} < 35 μg · m⁻³ 和 MDA8 O₃ > 100 μg · m⁻³ 定义为 O₃ 污染日,同时满足 PM_{2.5} < 35 μg · m⁻³ 和 MDA8 O₃ < 100 μg · m⁻³ 定义为无污染日。

1.4 研究方法

自 2013 年政府发布《大气污染防治行动计划》以来,中国的空气污染物浓度呈下降趋势(Zhang et al, 2018a),首要污染物以 PM_{2.5} 和 O₃ 为主。要研究每日 PM_{2.5} 和 O₃ 的关系,必须消除 PM_{2.5} 和 O₃ 的长期变化趋势所产生的影响,因此我们采用去趋势化和去季节化浓度的处理方式,Tai et al(2010)和 Dai et al(2021)均用此方法进行研究,去趋势化算法如下:

$$\text{Dev}_{mi} = C_{mi} - \sum_{i=1}^n \frac{C_{mi}}{n} \quad (1)$$

式中:Dev_{mi} 为去趋势化后的污染物浓度,C_{mi} 为 *m* 月份第 *i* 天的污染物浓度,*n* 为 *m* 月份的天数,

$\sum_{i=1}^n C_{mi}/n$ 为 *m* 月污染物的平均浓度,因此当某日的 Dev_{mi} 为正时,说明其浓度高于当月的平均浓度。

在天气分型方面,使用正交主成分分析方法(T-PCA)来对汾渭平原的天气形势进行分类。T-PCA 作为一种可靠的分类方法(Ye et al, 2016; Miao et al, 2018; Huth et al, 2008),可以准确地反映原始环流场的特征,不会因分型对象的调整而有太大变化,得到的时空场也更加稳定(Huth et al, 2008)。使用 cost733class 分型软件(<http://cost733.met.no>)中的 T-PCA 算法对研究区域 850 hPa 位势高度场进行客观分型,进而识别出易受污染的天气形势。此外,通过计算不同天气分型数量下的累积解释方差(ECV)以及累积解释方差的变率(ΔECV),从而完成对天气分型性能的评估,其中 $\Delta\text{ECV} = \text{ECV}_{k+1} - \text{ECV}_k$,其中 *k* 为分类数量,ΔECV 值越大表示在天气模式分类中的性能提升幅度越大,并且趋于稳定

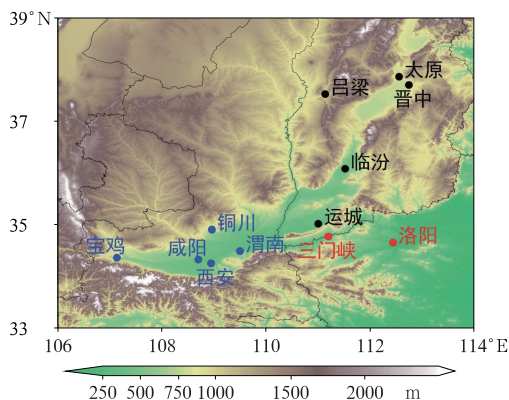


图 1 汾渭平原各城市地理位置分布及海拔高度信息
Fig. 1 Geographic location distribution and elevation information of cities in Fenwei Plain

(Ning et al, 2019)。

2 结果和讨论

2.1 2015—2021 年 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 浓度变化趋势

图 2 为 2015—2021 年汾渭平原各城市 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 年均浓度空间分布, 其中 O_3 年评价价值采用日最大 8 小时平均浓度的第 90 百分位数浓度值计算得到。整体来看汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度于 2015—2017 年呈上升趋势, 2017 年后开始下降, 由 2017 年的 $66.8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 下降至 2021 年的 $44.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 下降幅度达 33.4%, 西安、渭南、咸阳、临汾、运城和洛阳等城市浓度下降明显, 但浓度仍远高于世界卫生组织推荐的年均标准(朱彤等, 2022); 虽然 2013 年大气污染防治行动计划要求控制生成 O_3 的氮氧化物和挥发性有机物等的排放, 但 MDA8 O_3 年评价价值仍由 2015 年的 $131.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 升至 2017 年的 $183.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 上升幅度达 39.9%, 说明氮氧化物和挥发性有机物尚未得到有效控制, 2018 年加大整治力度后缓慢下降。通过统计汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 逐年月平均浓度变化趋势(图略), 发现 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度主要在 11 月至次年 2 月呈现高值, 而 MDA8 O_3 则在 4—9 月呈现高值, 这些特征与京津冀等区域的污染情况类似(Ou et al, 2022)。

图 3 为 2015—2021 年汾渭平原各城市 $\text{PM}_{2.5}$

污染、 O_3 污染和复合污染天数的空间分布, 可以看出汾渭平原 7 年来各城市 $\text{PM}_{2.5}$ 污染天数(图 3a)介于 852~1132 d, 其中污染天数最多的地区是咸阳市; O_3 污染天数(图 3b)则介于 328~671 d, O_3 污染天数最多的地区是铜川市, 主要是由于铜川市第二产业占比较高, O_3 前体物排放较其他区域突出(郑小华等, 2021); 从复合污染情况(图 3c)看, 各城市污染天数介于 332~737 d, 运城和临汾的污染天数较多, 占总天数 28%, 东部城市太原、晋城、临汾、运城和三门峡普遍在 600 d 以上, 西部西安、宝鸡、咸阳、渭南和铜川则均在 600 d 以下, 东部的运城、临汾和三门峡、洛阳复合污染比西部城市严重, 主要是由于这几个城市处于两省交界处, 也可能与政策缺乏协同规划有关(郑小华等, 2021)。从各城市逐年复合污染次数二维分布来看(图 3d), 2017 年和 2018 年为复合污染天数最多的两年, 2019—2021 年复合污染天数开始逐年下降, 表明 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 协同治理已经发挥了作用, 2021 年西部城市西安、宝鸡、咸阳、渭南和铜川的复合污染天数已经降至 40 d 以下, 洛阳和三门峡分别为 52 d 和 57 d, 而太原、晋中、临汾和运城的天数仍在 70 d 以上, 因此这几个城市仍需加大协同治理力度。

2.2 汾渭平原地区 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 的关系

统计了汾渭平原 2015—2021 年各城市逐月累计复合污染天数二维分布情况(图略), 各城市复合

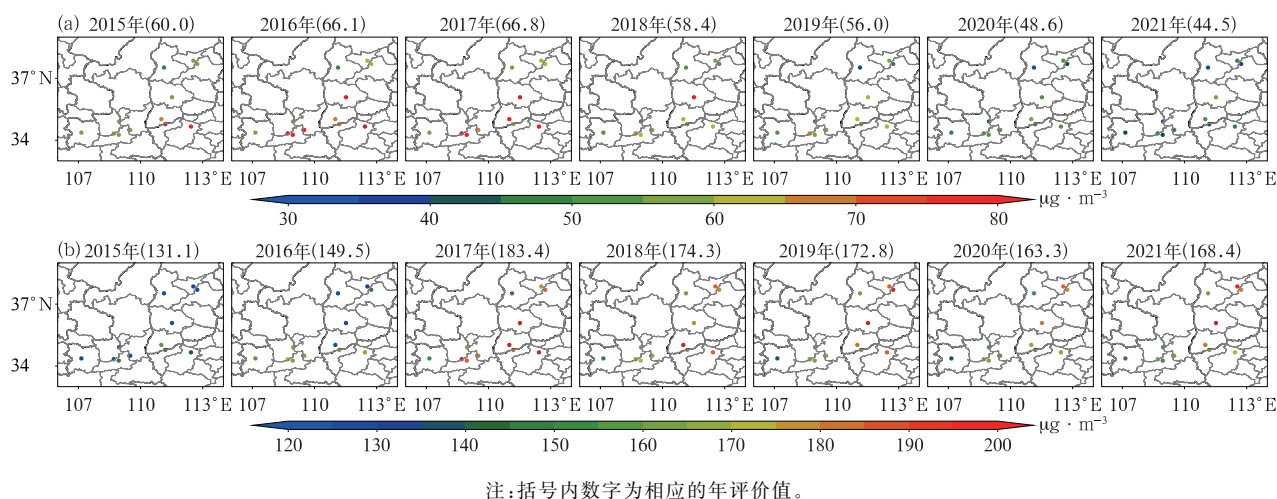


图 2 2015—2021 年汾渭平原各城市(a) $\text{PM}_{2.5}$ 和(b)MDA8 O_3 年均浓度空间分布

Fig. 2 Spatial distributions of the annual average concentrations of (a) $\text{PM}_{2.5}$ and (b) the 90th quantile in MDA8 O_3 in cities of Fenwei Plain from 2015 to 2021

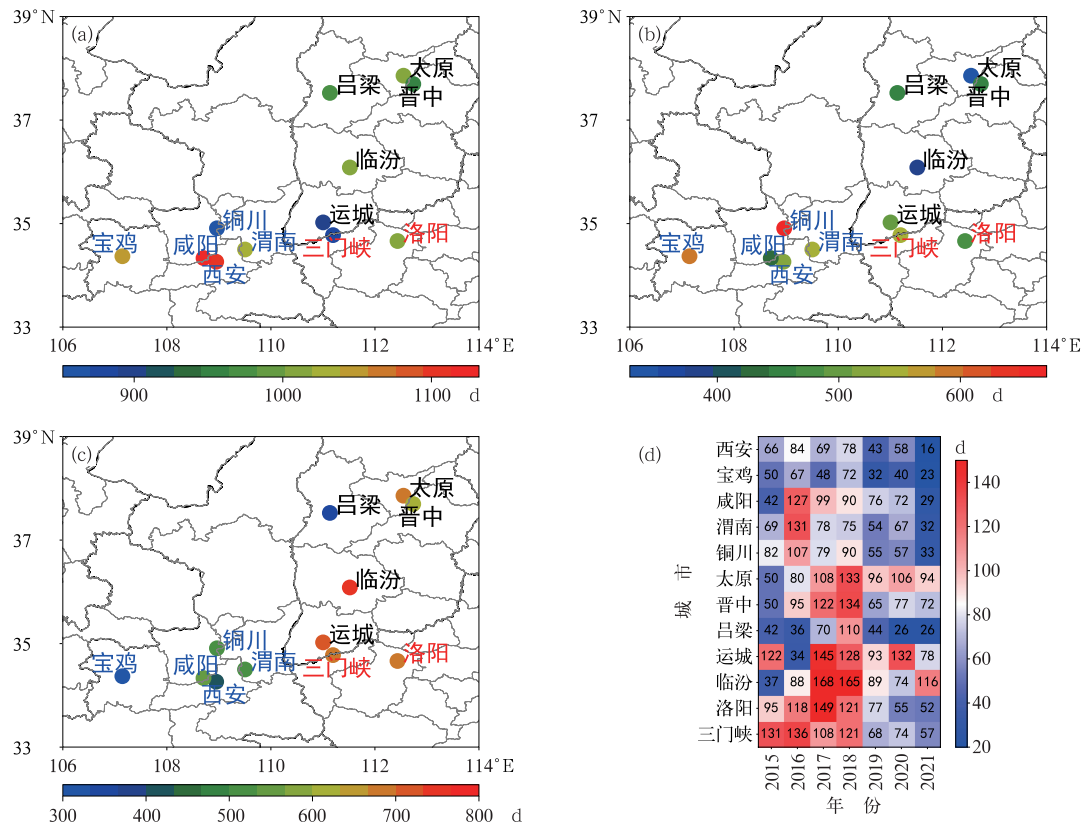


图 3 2015—2021 年汾渭平原(a) $\text{PM}_{2.5}$, (b)MDA8 O_3 , (c)复合污染总天数及(d)各城市逐年复合污染次数二维分布

Fig. 3 Total number of days of (a) $\text{PM}_{2.5}$, (b) MDA8 O_3 , (c) compound pollution and (d) two-dimensional distribution of times of yearly compound pollution days in Fenwei Plain from 2015 to 2021

污染主要集中在 3—9 月, 10 月至次年 2 月 $\text{PM}_{2.5}$ 污染严重, 但冬季 MDA8 O_3 浓度偏低。使用式(1)计算了每日的 $\text{Dev_PM}_{2.5}$ (去趋势后的 $\text{PM}_{2.5}$) 和 Dev_MDA8 O_3 (去趋势后的 MDA8 O_3), 从二者 2015—2021 年不同季节的相关系数箱线图(图 4)看, 各城市春夏秋三季多以正相关为主, 其中夏季相关性明显高于春秋两季, 春季在 2015—2016 年后呈现波动趋势, 夏季和秋季均在 2019—2021 年呈现上升的趋势, 说明夏秋两季 O_3 对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响呈现加剧的态势; 而两者在冬季多呈现负相关, 且自 2015 年开始负相关逐渐减小, 到 2021 年各城市的相关性均值接近于 0, 说明冬季 $\text{PM}_{2.5}$ 对 O_3 的影响在持续减弱。

由于复合污染主要集中在 3—9 月, 因此重点分析 3—9 月每日 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 的关系。统计发现, 2015—2021 年, 汾渭平原 $\text{PM}_{2.5}$ 呈下降趋势, 而

MDA8 O_3 呈上升趋势, 且去趋势化后的 $\text{PM}_{2.5}$ 与 MDA8 O_3 具有弱正相关性(相关系数为 0.21)。

图 5a 为各城市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度偏大时(即 $\text{Dev_PM}_{2.5} > 0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), $\text{Dev_PM}_{2.5}$ 和 Dev_MDA8 O_3 的相关系数。可以看出 4、5、6 和 9 月基本呈负相关, 表明当 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度偏大时, 会制约影响 O_3 的生成, 但 7 月和 8 月太阳辐射较强、气温偏高、大气扩散条件好, 因此 $\text{PM}_{2.5}$ 等颗粒污染物对太阳辐射的削弱作用有限, 因此 7—8 月大部分城市的 $\text{Dev_PM}_{2.5}$ 和 Dev_MDA8 O_3 为正相关。而当 MDA8 O_3 浓度偏大(即 $\text{Dev_MDA8 O}_3 > 0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 时(图 5b), 大气氧化作用强, 使得一次气态污染物 SO_2 、 NO_x 和 NH_3 转换成硫酸盐和硝酸盐气溶胶粒子, 加重 $\text{PM}_{2.5}$ 污染(王芃等, 2022), 因此在 3—9 月所有城市基本都表现为正相关, 尤其是高海拔的太原、晋中(在 4 月和 5 月相关系数高达 0.5)。

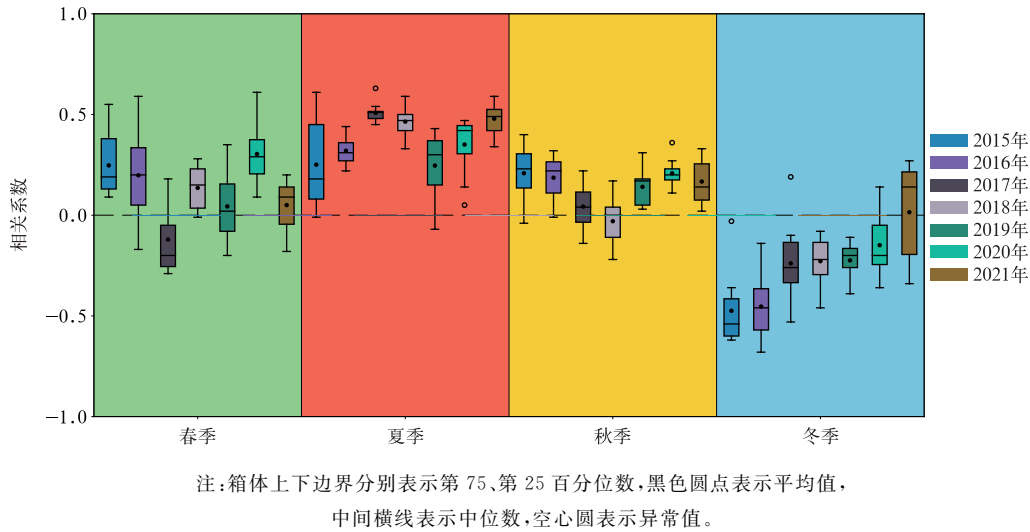


图 4 2015—2021 年汾渭平原不同季节各城市 Dev_PM_{2.5} 和 Dev_MDA8 O₃ 相关系数箱线图

Fig. 4 Boxplots of DEV_PM_{2.5} and DEV_MDA8 O₃ correlation coefficients of each city in different seasons in Fenwei Plain from 2015 to 2021

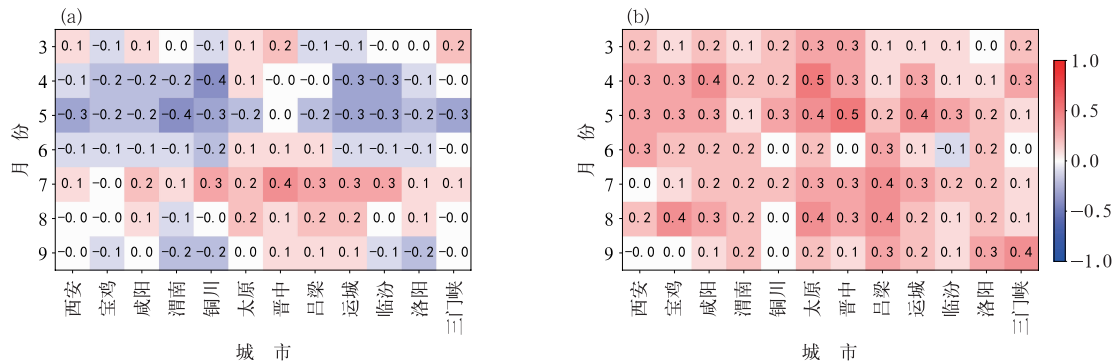


图 5 2015—2021 年 3—9 月份汾渭平原(a)Dev_PM_{2.5} 浓度偏大时和(b)Dev_MDA8 O₃ 浓度偏大时各城市 Dev_PM_{2.5} 和 Dev_MDA8 O₃ 的相关系数

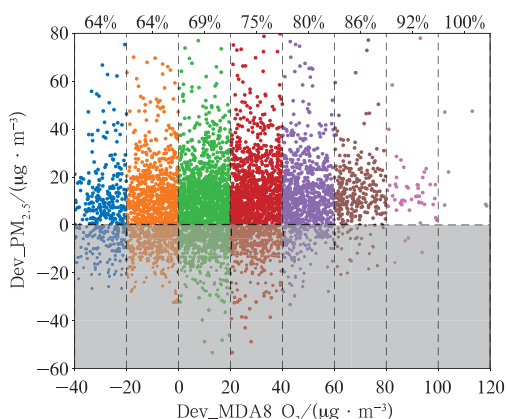
Fig. 5 Correlation coefficients between DEV_PM_{2.5} and DEV_MDA8 O₃ for each city in Fenwei Plain when (a) DEV_PM_{2.5} > 0 μg · m⁻³ and (b) DEV_MDA8 O₃ > 0 μg · m⁻³ from March to September from 2015 to 2021

图 6 为复合污染时 Dev_MDA8 O₃ 与 Dev_PM_{2.5} 的散点关系,图中展示了当 Dev_MDA8 O₃ 在不同取值区间时 Dev_PM_{2.5} > 0 μg · m⁻³ 的样本所占比例。当 Dev_MDA8 O₃ > 0 μg · m⁻³ 时,Dev_PM_{2.5} > 0 μg · m⁻³ 的比例均能超过 69%,并且随着 Dev_MDA8 O₃ 的增大呈上升趋势,在 Dev_MDA8 O₃ > 40 μg · m⁻³ 时,汾渭平原 12 个城市的 Dev_PM_{2.5} > 0 μg · m⁻³ 的比例超过 80%,表明了大气氧化对 PM_{2.5} 浓度增加起到积极影响。然而大气强氧化性并不能无限制导致 PM_{2.5} 浓度的增长,一方面

受制于硫酸盐、硝酸盐等粒子的数量,另一方面由于 O₃ 的生成特性要求大气环境为高温和强辐射,而高温条件下会导致硫酸盐、硝酸盐等粒子的挥发和扩散,进而导致 PM_{2.5} 浓度的下降(张远远等,2022)。

2.3 气象条件对污染的影响

除排放因素外,PM_{2.5} 和 O₃ 浓度也受到气象条件的影响(何国文等,2022;肖致美等,2022;花丛等,2022),图 7 为汾渭平原 12 个城市 3—9 月中发生不同污染时的气温(T)、相对湿度(RH)和风速(W)的



注:不同颜色代表 Dev_MDA8 O_3 不同取值区间,上横坐标各刻度值表示当 Dev_MDA8 O_3 在各取值区间时 Dev_PM_{2.5} > 0 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的样本所占比例。

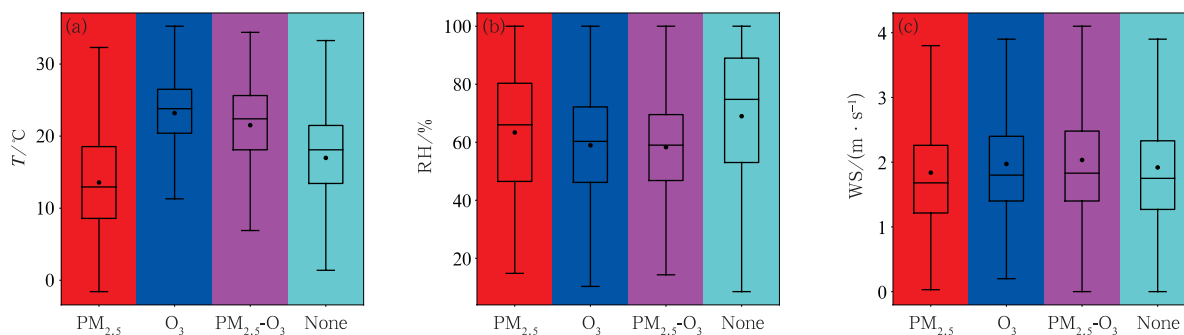
图 6 2015—2021 年 3—9 月汾渭平原 Dev_MDA8 O_3 与 Dev_PM_{2.5} 的散点图

Fig. 6 Scatter plot of Dev_MDA8 O_3 and Dev_PM_{2.5} in Fenwei Plain from March to September from 2015 to 2021

箱线图,可以看出 O_3 污染和复合污染发生在高温、低湿的环境条件下,日平均气温主要介于 18.0~26.5℃,单独 O_3 污染时较复合污染更高,日平均相对湿度主要介于 46.3%~59.0%;而 $\text{PM}_{2.5}$ 污染和无污染发生在气温相对较低、湿度偏高的条件下, $\text{PM}_{2.5}$ 污染时气温介于 8.6~18.6℃,相对湿度在 46.5%~80.3%,相对湿度范围大于 O_3 和复合污染,而无污染时气温介于 13.4~21.5℃,高于 $\text{PM}_{2.5}$ 污染,但相对湿度介于 53%~89%,略高于污染时的水平。在风速上 4 种类型差别不明显,均介于 1.2~2.4 $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。高温利于大气 O_3 的光化学反应

和二次污染物的生成,而高的相对湿度则利于 $\text{PM}_{2.5}$ 的吸湿增长(闫小利等,2021),低的风速不利于污染物的扩散(肖致美等,2022)。无污染时表现的低温、高湿、弱风气象特征则可能由于 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 排放较少或降雨的影响。降雨可以有效地清除 $\text{PM}_{2.5}$ 污染,并且降雨、降温 and 较厚云层阻挡太阳辐射不利于 O_3 产生,统计发现无污染天气(2385 d)中汾渭平原降雨(超过 6 个城市出现降雨)的天数为 1264 d,占比为 53%。由于 $\text{PM}_{2.5}$ 和无污染样本在 3 种气象要素下不易区分,剔除无污染中的降水样本后,无污染和 $\text{PM}_{2.5}$ 污染样本主要分布在 3、4 和 9 月,对比两种情况在 3 种气象要素下的一阶差分的分布状况(后一日要素值减去前一日要素值,图略),发现无污染时气温与前一日相比会略有降低,而 $\text{PM}_{2.5}$ 污染时则温度均值会略有上升,这主要是由于春秋季节冷空气活动利于污染物扩散;而相对湿度方面,无污染时相对湿度则会明显降低,而 $\text{PM}_{2.5}$ 污染时相对湿度则不明显,这主要是由于低的相对湿度不利于污染物吸湿增长;风速方面两者呈现出明显的区别,这主要因为在不同风向的传输影响下可能呈现出污染加重或减轻两种现象。

为了更好地了解复合污染天气发生时的天气形势,提取了 2015—2021 年 3—9 月汾渭平原复合污染时的日期作为统计样本,这些污染日中有一半以上的城市都出现了复合污染的现象,使用 T-PCA 算法将复合污染发生时的 850 hPa 位势高度进行天气分型,同时计算了 2~12 种天气分型结果的 ECV 以及 ΔECV ,结果显示当天气分型数量为 4 时 ΔECV 取最大值,因此这里根据统计样本分为 4 种



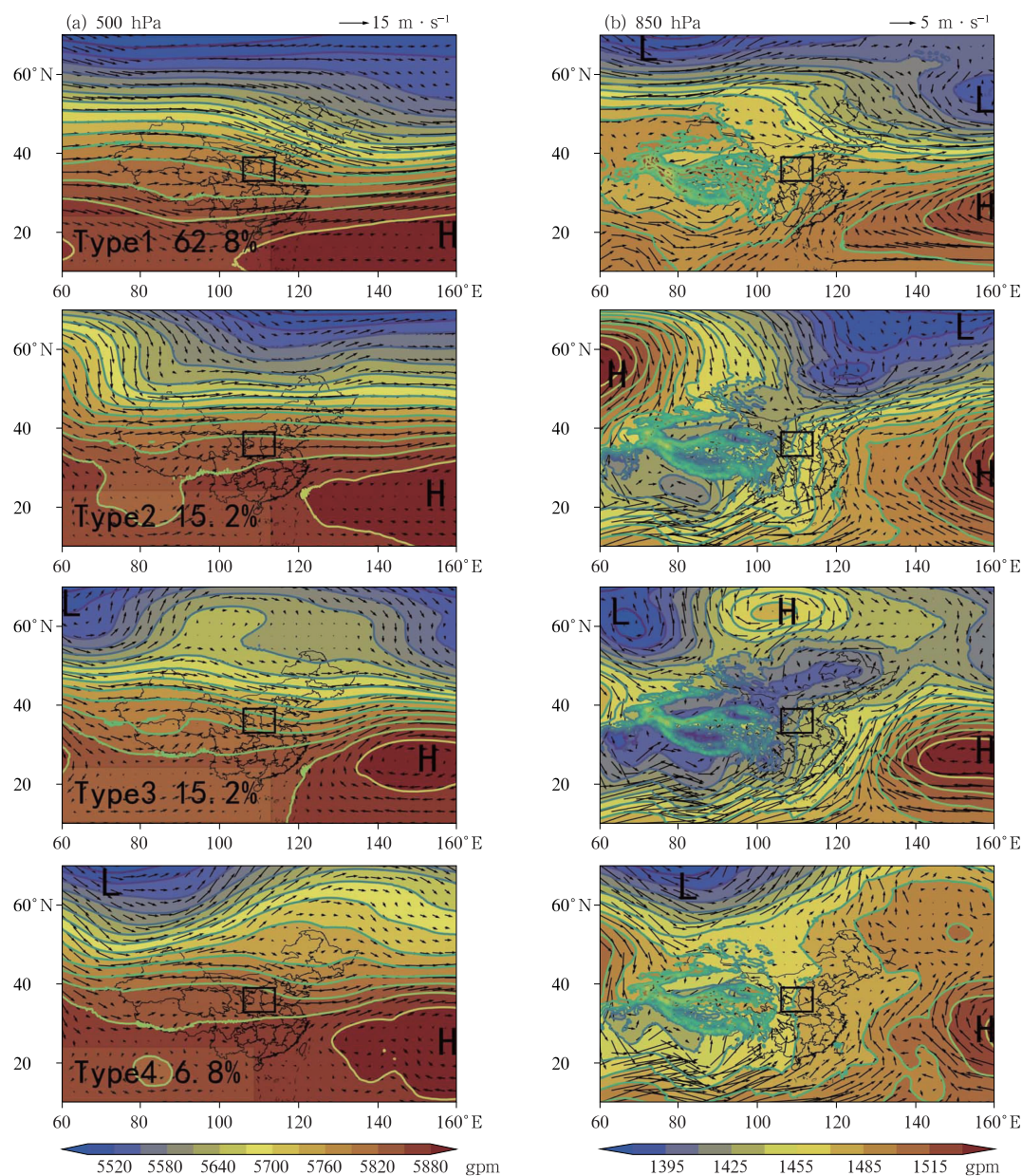
注:横坐标标注和不同颜色分别代表单独的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染,单独 O_3 污染,复合污染,无污染。

图 7 2015—2021 年 3—9 月汾渭平原各污染类型下(a)2 m 气温、(b)2 m 相对湿度、(c)10 m 风速的箱线分布

Fig. 7 Boxplots showing distribution of (a) 2 m air temperature, (b) 2 m relative humidity, and (c) 10 m wind speed related to each pollution type in Fenwei Plain from March to September from 2015 to 2021

天气形势,绘制出对应的 500 hPa 形势图(图 8)。图 9 为对应的复合污染时每种天气类型在各月的分布比例情况,分型方法详见 1.4 节。可以看到,类型 1 为最主要的污染天气形势,占总天数的 62.8%,平均 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 浓度分别为 $55 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和

$138 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,此种类型下 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度最高, O_3 浓度最低,这是由于该类型多出现在 3—5 月,气温较其余类型偏低,此时 500 hPa 副热带高压偏南,汾渭平原受槽后脊前的西北风影响,导致天气晴朗,850 hPa 受暖脊控制,以弱偏南风为主,利于污染物



注:黑框代表汾渭平原地区。

图 8 2015—2021 年 3—9 月份汾渭平原 50% 以上城市出现复合污染时所对应的 4 种天气形势
(a) 500 hPa 位势高度分型图和风场(风矢), (b) 每种类型所对应的 850 hPa 位势高度形势图和风场(风矢)
Fig. 8 Four synoptic patterns corresponding to compound pollution at the time for compound pollution to occur in more than half of cities in Fenwei Plain from March to September from 2015 to 2021

(a) 500 hPa geopotential height (colored) superposed with the wind (wind vector),

(b) 850 hPa geopotential height corresponding to each type with the wind (vector)

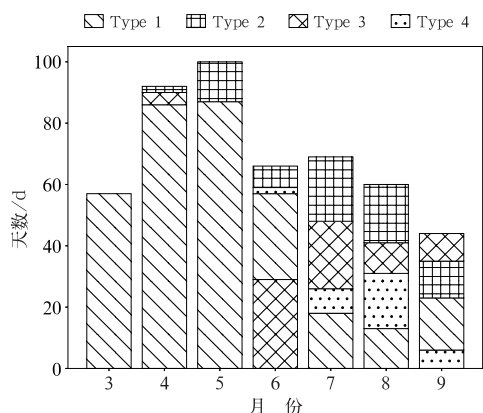


图 9 2015—2021 年 3—9 月汾渭平原复合污染时不同类型天气形势的分布

Fig. 9 Distribution of different synoptic patterns during compound pollution in Fenwei Plain from March to September from 2015 to 2021

的输送,但温度偏低在一定程度上影响了 O_3 的产生。类型 2 占比为 15.2%,主要发生在 7—8 月,平均 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 浓度分别为 $47 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $144 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, $\text{PM}_{2.5}$ 污染程度较类型 1 偏弱, O_3 浓度则相对偏高, 500 hPa 副热带高压较类型 1 偏北,退居海上,脊线位于 25°N 附近,汾渭平原上空气流平直,而 850 hPa 与类型 1 类似,以东南风为主,同样存在暖湿气流输送,但气压梯度偏大,风力大于类型 1,加之 7—8 月温度较高,利于污染物湍流扩散,导致 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度低于类型 1 而 O_3 浓度高于类型 1。类型 3 占比为 15.2%,主要发生在 6 月和 7 月,平均 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 浓度分别为 $45 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $152 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,此类型 O_3 污染最强,这是一年中 O_3 浓度最高的月份, 500 hPa 汾渭平原上空为槽后西北风, 850 hPa 汾渭平原同样为东南风,虽然 6 月和 7 月污染物排放少,但高的 O_3 浓度会使得大气氧化性增强,提高 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。类型 4 占比为 6.8%,主要在 7—9 月,平均 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 浓度分别为 $44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和 $142 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,副热带高压偏东,汾渭平原上空为槽后弱西北气流控制,地面气压场弱,风速小,利于 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 前体物的累积。综合分析发现,汾渭平原污染时 500 hPa 以槽后西北风和偏西风为主,而 850 hPa 多受暖脊的影响,以偏南风或静风为主,槽后西北风和偏西风的动力作用使天气以晴朗活动云为主,利于太阳辐射,低层偏南暖湿气流输送或者静风使得污染物累积,导致发生 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 复合污染。

3 结 论

本文基于 2015—2021 年间汾渭平原 12 个城市逐日 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 浓度、地面气象观测数据以及 ERA5 高空再分析数据等资料,对汾渭平原 7 年来 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 的时空变化特征尤其是复合污染特征开展了统计分析,并重点研究了复合污染发生时 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 二者的相关性,局地气象条件以及天气形势对复合污染的影响,主要结论如下:

汾渭平原的 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 年均浓度均在 2017 年达到近年来的峰值,得益于大气污染防治行动计划和蓝天保卫行动计划的实施,其年评价值 ($\text{PM}_{2.5}$ 为年均浓度, O_3 为日最大 8 小时滑动平均值第 90 百分位数)分别呈 5.6、3.7 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$ 的速率下降。汾渭平原各城市复合污染天数介于 332~737 d,东部城市污染日数多于西部,运城复合污染日数占比达 30.7%;复合污染日数在 2016 年开始增加,2018 年达到峰值,2019—2021 年呈下降趋势,体现了政府在污染协同治理方面的成效。

去趋势化后的 $\text{PM}_{2.5}$ 和 MDA8 O_3 存在弱正相关性, $\text{Dev_MDA8 } \text{O}_3 > 0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 时, $\text{Dev_PM}_{2.5} > 0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的比例均能超过 69%, $\text{Dev_MDA8 } \text{O}_3 > 40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 时 $\text{Dev_PM}_{2.5} > 0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的比例超过 80%,表明了大气氧化对增加颗粒物浓度所起到的正贡献影响。

O_3 污染和复合污染发生在高温、低湿的环境条件下, $\text{PM}_{2.5}$ 污染和无污染发生在气温相对较低、湿度偏高和风速较小的条件下,无污染时出现降雨的概率为 53%,体现了降雨对污染物的湿清除作用。使用 T-PCA 算法将复合污染时的天气形势分为 4 种类型,这些形势的共同特点是 500 hPa 位势高度场以西北或偏西气流为主,低层 850 hPa 位势高度场受暖脊影响,以偏南风或静风为主,利于 O_3 的生成和 $\text{PM}_{2.5}$ 的传输和累积。

参考文献

- 陈镭,周广强,毛卓成,等,2020. 上海地区 2017 年三次短时重度污染过程变化特征及其气象影响因素[J]. 气象, 46(5): 675-686.
Chen L, Zhou G Q, Mao Z C, et al, 2020. Variation characteristics and meteorological impact factors of three short-time severe air pollutions in Shanghai in 2017[J]. Meteor Mon, 46(5): 675-686(in Chinese).

- 关茜妍,陆克定,张宁宁,等,2021.西安市大气臭氧污染光化学特征与敏感性分析[J].科学通报,66(35):4561-4573. Guan X Y, Lu K D, Zhang N N, et al, 2021. Analysis of the photochemical characteristics and sensitivity of ozone pollution in Xi'an[J]. Chin Sci Bull, 66(35):4561-4573(in Chinese).
- 郝永佩,宋晓伟,赵文珺,等,2022.汾渭平原大气污染时空分布及相关因子分析[J].生态环境学报,31(3):512-523. Hao Y P, Song X W, Zhao W J, et al, 2022. Spatiotemporal distribution of air pollution and correlation factors in Fenwei Plain[J]. Ecol Environ Sci, 31(3):512-523(in Chinese).
- 何国文,邓涛,欧阳珊珊,等,2022.广州地区秋季PM_{2.5}和臭氧复合污染的观测研究[J].环境科学学报,42(6):250-259. He G W, Deng T, Ouyang S S, et al, 2022. Observation studies on the PM_{2.5} and O₃ complex episodes during autumn in Guangzhou[J]. Acta Sci Circumstantiae, 42(6):250-259(in Chinese).
- 何慧根,唐红玉,李永华,等,2021.2014—2018年重庆主城区大气污染的特征及其与大气环流之间的关系[J].气象,47(10):1233-1245. He H G, Tang H Y, Li Y H, et al, 2021. Characteristics of air pollution and its relationship with atmospheric circulation in Chongqing City from 2014 to 2018[J]. Meteor Mon, 47(10):1233-1245(in Chinese).
- 胡春梅,陈道劲,周国兵,等,2020.基于自组织神经网络算法的重庆秋冬季空气污染与天气分型的关系[J].气象,46(9):1222-1234. Hu C M, Chen D J, Zhou G B, et al, 2020. Relationship between air pollution events in autumn and winter in Chongqing and the classification of synoptic situation based on self-organizing maps[J]. Meteor Mon, 46(9):1222-1234(in Chinese).
- 花丛,江琪,迟茜元,等,2022.我国中东部地区2015—2020年夏半年PM_{2.5}和臭氧复合污染气象特征分析[J].环境科学研究,35(3):650-658. Hua C, Jiang Q, Chi X Y, et al, 2022. Meteorological characteristics of PM_{2.5}-O₃ air combined pollution in central and eastern China in the summer half years of 2015—2020[J]. Res Environ Sci, 35(3):650-658(in Chinese).
- 黄小刚,邵天杰,赵景波,等,2019.汾渭平原PM_{2.5}浓度的影响因素及空间溢出效应[J].中国环境科学,39(8):3539-3548. Huang X G, Shao T J, Zhao J B, et al, 2019. Influence factors and spillover effect of PM_{2.5} concentration on Fen-Wei Plain[J]. China Environ Sci, 39(8):3539-3548(in Chinese).
- 黄小刚,赵景波,孙从建,等,2021.汾渭平原PM_{2.5}空间分布的地形效应[J].环境科学,42(10):4582-4592. Huang X G, Zhao J B, Sun C J, et al, 2021. Orographic influences on the spatial distribution of PM_{2.5} on the Fen-Wei Plain[J]. Environ Sci, 42(10):4582-4592(in Chinese).
- 刘兆东,王宏,沈新勇,等,2020.京津冀及周边地区冬季能见度与PM_{2.5}浓度和环境湿度的多元回归分析[J].气象学报,78(4):679-690. Liu Z D, Wang H, Shen X Y, et al, 2020. Multiple regression analysis of winter visibility, PM_{2.5} concentration and humidity in Beijing-Tianjin-Hebei and its surrounding regions[J]. Acta Meteor Sin, 78(4):679-690(in Chinese).
- 南洋,饶晓琴,尤媛,等,2021.2020年11月大气环流和天气分析[J].气象,47(2):253-260. Nan Y, Rao X Q, You Y, et al, 2021. Analysis of the November 2020 atmospheric circulation and weather[J]. Meteor Mon, 47(2):253-260(in Chinese).
- 祁海霞,崔春光,赵天良,等,2019.2015年冬季湖北省PM_{2.5}重污染传输特征及影响天气系统的数值模拟[J].气象,45(8):1113-1122. Qi H X, Cui C G, Zhao T L, et al, 2019. Numerical simulation on the characteristics of PM_{2.5} heavy pollution and the influence of weather system in Hubei Province in winter 2015[J]. Meteor Mon, 45(8):1113-1122(in Chinese).
- 秦卓凡,廖宏,陈磊,等,2021.汾渭平原空气质量及气象要素对其日变化和年际变化的影响[J].大气科学,45(6):1273-1291. Qin Z F, Liao H, Chen L, et al, 2021. Fenwei Plain air quality and the dominant meteorological parameters for its daily and interannual variations[J]. Chin J Atmos Sci, 45(6):1273-1291(in Chinese).
- 生态环境部,2012.环境空气质量标准(GB 3095—2012)[S].北京:中国标准出版社. Ministry of Ecological Environment, 2012. Environmental air quality standard (GB 3095—2012)[S]. Beijing: Standards Press of China(in Chinese).
- 宋佳琨,陈耀登,陈丹,2021.气象-气溶胶资料联合同化对秋季PM_{2.5}浓度模拟的影响研究[J].气象学报,79(3):477-491. Song J K, Chen Y D, Chen D, 2021. A study of meteorology-aerosol joint data assimilation on autumn PM_{2.5} concentration simulation[J]. Acta Meteor Sin, 79(3):477-491(in Chinese).
- 王芃,朱盛强,张梦媛,等,2022.大气氧化性及其对二次污染物形成的贡献[J].科学通报,67(18):2069-2078. Wang P, Zhu S Q, Zhang M Y, et al, 2022. Atmospheric oxidation capacity and its contribution to secondary pollutants formation[J]. Chin Sci Bull, 67(18):2069-2078(in Chinese).
- 王斌涛,张强,温肖宇,等,2022.运城市PM_{2.5}时空分布特征和潜在源区季节分析[J].环境科学,43(1):74-84. Wang Y T, Zhang Q, Wen X Y, et al, 2022. Spatiotemporal distribution and seasonal characteristics of regional transport of PM_{2.5} in Yuncheng City[J]. Environ Sci, 43(1):74-84(in Chinese).
- 肖致美,李源,孔君,等,2022.天津市PM_{2.5}-O₃复合污染特征及气象影响分析[J].环境科学,43(6):2928-2936. Xiao Z M, Li Y, Kong J, et al, 2022. Characteristics and meteorological factors of PM_{2.5}-O₃ compound pollution in Tianjin[J]. Environ Sci, 43(6):2928-2936(in Chinese).
- 解淑艳,霍晓芹,曾凡刚,等,2021.2015—2019年汾渭平原臭氧污染状况分析[J].中国环境监测,37(1):49-57. Xie S Y, Huo X Q, Zeng F G, et al, 2021. Analysis of ozone pollution in Fenwei Plain from 2015 to 2019[J]. Environ Monit China, 37(1):49-57(in Chinese).
- 徐栋夫,曹萍萍,王源程,2020.成都一次重污染过程的气溶胶光学特性垂直分布[J].气象,46(7):948-958. Xu D F, Cao P P, Wang Y C, 2020. Study of the vertical distribution of aerosol optical properties during a heavy pollution event in Chengdu[J]. Meteor Mon, 46(7):948-958(in Chinese).
- 闫小利,叶东,牛广山,等,2021.2017年冬焦作市一次持续严重污染天气过程分析[J].气象与环境科学,44(4):33-42. Yan X L, Ye D, Niu G S, et al, 2021. Analysis of a continuous heavy pollution weather process in Jiaozuo City in winter 2017[J]. Meteor Environ

- Sci, 44(4):33-42(in Chinese).
- 杨乐超,董雪丽,徐波,2018. 汾渭平原雾霾时空变化特征及其溢出效应[J]. 环境经济研究, 3(3):75-87. Yang L C, Dong X L, Xu B, 2018. Spatial distribution and spillover effects of haze pollution in the Fen-Wei Plain[J]. J Environ Econ, 3(3):75-87 (in Chinese).
- 杨颖川,叶倩,魏颖,等,2022. 内蒙古呼包鄂区域冬季大气细颗粒物污染成因解析[J]. 大气科学, 46(6):1332-1348. Yang Y C, Ye Q, Wei Y, et al, 2022. Analysis of the causes of atmospheric fine particle pollution in winter in the Hohhot-Baotou-Ordos Area of Inner Mongolia[J]. Chin J Atmos Sci, 46(6):1332-1348(in Chinese).
- 杨镇江,李柯,廖宏,等,2023. 2022 年夏季历史极端高温下我国近地表臭氧污染及气象成因分析[J]. 大气科学. Yang Z J, Li K, Liao H, et al, 2023. Analysis of surface ozone pollution in China amid the record summertime extreme heat of 2022[J]. Chin J Atmos Sci, doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2302.22211(in Chinese).
- 张琴,姚秀萍,2021. 鲁中地区霾期间气溶胶的垂直分布及其与气象条件的关系[J]. 气象, 47(9):1099-1112. Zhang Q, Yao X P, 2021. Vertical distribution of aerosol and its relationship with meteorological conditions during haze in central part of Shandong Province[J]. Meteor Mon, 47(9):1099-1112(in Chinese).
- 张天航,徐冉,桂海林,2020. 2019 年 11 月大气环流和天气分析[J]. 气象, 46(2):283-288. Zhang T H, Xu R, Gui H L, 2020. Analysis of the November 2019 atmospheric circulation and weather [J]. Meteor Mon, 46(2):283-288(in Chinese).
- 张远远,戴维,华楠,等,2022. 基于不同周期 $\text{PM}_{2.5}$ 组成高时间分辨率的 PMF 源解析研究[J]. 环境科学学报, 42(2):308-317. Zhang Y Y, Dai W, Hua N, et al, 2022. PMF source apportionment based on high time-resolved measurements of $\text{PM}_{2.5}$ components during different observation periods[J]. Acta Sci Circumstantiae, 42(2):308-317(in Chinese).
- 郑小华,李明星,娄盼星,2021. 不同时间尺度下汾渭平原臭氧浓度变化及气象环境影响[J]. 高原气象, 40(4):954-964. Zheng X H, Li M X, Lou P X, 2021. Different-scale changes in ozone concentration and meteorological environment in Fenwei Plain [J]. Plateau Meteor, 40(4):954-964(in Chinese).
- 中华人民共和国生态环境部,2022. 2021 中国生态环境状况公报[R]. 北京:中华人民共和国生态环境部. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2022. 2021 State of China's ecological environment bulletin[R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China(in Chinese).
- 朱彤,万薇,刘俊,等,2022. 世界卫生组织《全球空气质量指南》修订解读[J]. 科学通报, 67(8):697-706. Zhu T, Wan W, Liu J, et al, 2022. Insights into the new WHO global air quality guidelines [J]. Chin Sci Bull, 67(8):697-706(in Chinese).
- Anenberg S C, Horowitz L W, Tong D Q, et al, 2010. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling[J]. Environ Health Perspect, 118(9):1189-1195.
- Chen L, Zhu J, Liao H, et al, 2020. Meteorological influences on $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 trends and associated health burden since China's clean air actions[J]. Sci Total Environ, 744:140837.
- Dai H B, Zhu J, Liao H, et al, 2021. Co-occurrence of ozone and $\text{PM}_{2.5}$ pollution in the Yangtze River Delta over 2013–2019: spatiotemporal distribution and meteorological conditions[J]. Atmos Res, 249:105363.
- Dao X, Ji D S, Zhang X, et al, 2021. Characteristics, sources and health risk assessment of $\text{PM}_{2.5}$ in China's coal and coking heartland: insights gained from the regional observations during the heating season[J]. Atmos Pollut Res, 12(12):101237.
- Ding A J, Fu C B, Yang X Q, et al, 2013. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1 yr data at the SORPES station[J]. Atmos Chem Phys, 13(11):5813-5830.
- Feng S L, Gao D, Liao F, et al, 2016. The health effects of ambient $\text{PM}_{2.5}$ and potential mechanisms[J]. Ecotoxicol Environ Saf, 128:67-74.
- Feng Y Y, Ning M, Lei Y, et al, 2019. Defending blue sky in China: effectiveness of the "air pollution prevention and control action plan" on air quality improvements from 2013 to 2017[J]. J Environ Manage, 252:109603.
- He Y P, Li L, Wang H L, et al, 2022. A cold front induced co-occurrence of O_3 and $\text{PM}_{2.5}$ pollution in a Pearl River Delta city: temporal variation, vertical structure, and mechanism[J]. Environ Pollut, 306:119464.
- Huth R, Beck C, Philipp A, et al, 2008. Classifications of atmospheric circulation patterns: recent advances and applications[J]. Ann NY Acad Sci, 1146(1):105-152.
- Jiang Z J, Li J, Lu X, et al, 2021. Impact of western Pacific subtropical high on ozone pollution over eastern China[J]. Atmos Chem Phys, 21(4):2601-2613.
- Li M M, Wang T J, Xie M, et al, 2018. Agricultural fire impacts on ozone photochemistry over the Yangtze River Delta region, East China[J]. J Geophys Res Atmos, 123(12):6605-6623.
- Lu X, Zhang L, Chen Y F, et al, 2019. Exploring 2016-2017 surface ozone pollution over China: source contributions and meteorological influences[J]. Atmos Chem Phys, 19(12):8339-8361.
- Luo Y H, Zhao T L, Yang Y J, et al, 2022. Seasonal changes in the recent decline of combined high $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 pollution and associated chemical and meteorological drivers in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China[J]. Sci Total Environ, 838:156312.
- Menon S, Unger N, Koch D, et al, 2008. Aerosol climate effects and air quality impacts from 1980 to 2030[J]. Environ Res Lett, 3(2):024004.
- Miao Y C, Guo J P, Liu S H, et al, 2018. Impacts of synoptic condition and planetary boundary layer structure on the trans-boundary aerosol transport from Beijing-Tianjin-Hebei Region to Northeast China[J]. Atmos Environ, 181:1-11.
- Ning G C, Yim S H L, Wang S G, et al, 2019. Synergistic effects of synoptic weather patterns and topography on air quality: a case of the Sichuan Basin of China[J]. Climate Dyn, 53(11):6729-6744.

- Ou S J, Wei W, Cai B, et al, 2022. Exploring the causes for co-pollution of O_3 and $PM_{2.5}$ in summer over North China[J]. *Environ Monit Assess*, 194(4): 1-14.
- Schnell J L, Prather M J, 2017. Co-occurrence of extremes in surface ozone, particulate matter, and temperature over eastern North America[J]. *Proc Natl Acad Sci USA*, 114(11): 2854-2859.
- Tai A P K, Mickley L J, Jacob D J, 2010. Correlations between fine particulate matter ($PM_{2.5}$) and meteorological variables in the United States; implications for the sensitivity of $PM_{2.5}$ to climate change[J]. *Atmos Environ*, 44(32): 3976-3984.
- Unger N, Menon S, Koch D M, et al, 2009. Impacts of aerosol-cloud interactions on past and future changes in tropospheric composition[J]. *Atmos Chem Phys*, 9(12): 4115-4129.
- Wang D F, Zhou B, Fu Q Y, et al, 2016. Intense secondary aerosol formation due to strong atmospheric photochemical reactions in summer; observations at a rural site in eastern Yangtze River Delta of China[J]. *Sci Total Environ*, 571: 1454-1466.
- Wang G, Zhu Z Y, Zhao N, et al, 2021. Variations in characteristics and transport pathways of $PM_{2.5}$ during heavy pollution episodes in 2013—2019 in Jinan, a central city in the North China Plain[J]. *Environ Pollut*, 284: 117450.
- Wang X Y, Dickinson R E, Su L Y, et al, 2018. $PM_{2.5}$ pollution in China and how it has been exacerbated by terrain and meteorological conditions[J]. *Bull Amer Meteor Soc*, 99(1): 105-119.
- Xu Y L, Xue W B, Lei Y, et al, 2018. Impact of meteorological conditions on $PM_{2.5}$ pollution in China during winter[J]. *Atmosphere*, 9(11): 429.
- Yang K J, Kong L D, Tong S Y, et al, 2021. Double high-level ozone and $PM_{2.5}$ co-pollution episodes in Shanghai, China; pollution characteristics and significant role of daytime HONO[J]. *Atmosphere*, 12(5): 557.
- Ye X X, Song Y, Cai X H, et al, 2016. Study on the synoptic flow patterns and boundary layer process of the severe haze events over the North China Plain in January 2013[J]. *Atmos Environ*, 124: 129-145.
- Zhang N N, Ma F, Qin C B, et al, 2018a. Spatiotemporal trends in $PM_{2.5}$ levels from 2013 to 2017 and regional demarcations for joint prevention and control of atmospheric pollution in China[J]. *Chemosphere*, 210: 1176-1184.
- Zhang Q Q, Ma Q, Zhao B, et al, 2018b. Winter haze over North China Plain from 2009 to 2016; influence of emission and meteorology[J]. *Environ Pollut*, 242: 1308-1318.
- Zhang X X, Cheng C X, Zhao H, 2022. A health impact and economic loss assessment of O_3 and $PM_{2.5}$ exposure in China from 2015 to 2020[J]. *GeoHealth*, 6(3): e2021GH000531.
- Zhang Y H, Hu M, Zhong L J, et al, 2008. Regional integrated experiments on air quality over Pearl River Delta 2004 (PRIDE-PRD2004): overview[J]. *Atmos Environ*, 42(25): 6157-6173.

(本文责编: 俞卫平)