

#### DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2023120901

CSTR:32061.14.hjhx.2023120901

浩翔, 康娜, 程昊, 等. 疫情前后气象条件和排放变化对南京及周边地区污染物特征变化的影响[J]. 环境化学, 2025, 44(4): 1342-1355. HAO Xiang, KANG Na, CHENG Hao, et al. The impact of meteorological conditions and source emissions before and after the COVID-19 on the pollutant levels in Nanjing and surrounding areas[J]. Environmental Chemistry, 2025, 44 (4): 1342-1355.

# 疫情前后气象条件和排放变化对南京及周边地区 污染物特征变化的影响<sup>\*</sup>

浩 翔! 康 娜!\*\* 程 吴2 张嘉月! 张佳欣! 呆先亮!

(1.南京信息工程大学,中国气象局气溶胶-云-降水重点开放实验室,南京,210044;2.力合科技(湖南)股份有限公司,长沙,410000)

**摘 要**为研究 2020 年年初实施的疫情管控措施对南京市空气质量的影响,选取 2018 至 2021 年南京市 以及周边省会城市的空气质量监测数据,通过数据对比来分析源不同所带来的污染物分布的差异.结果 表明,除 O<sub>3</sub> 以外的其余的 5 种主要污染物年平均浓度均有所降低,O<sub>3</sub> 浓度有所上升;疫情停工期间较 未停工期间污染物日变化分布不变,PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、SO<sub>2</sub>、CO、O<sub>3</sub> 为单峰型,NO<sub>2</sub> 为双峰单谷型; 2020 年疫情防控期间与去年同期相比 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、NO<sub>2</sub>、CO 浓度 2 月份下降幅度最大,分别为 47.2%、44.7%、31.0%、23.9%,SO<sub>2</sub>浓度 3 月下降幅度最大,为 47.2%,O<sub>3</sub>浓度不降反升,2 月上升幅 度最大,为 22.6%.从季节变化可知,O<sub>3</sub>呈现夏季最高,春秋次之,冬季最低的特征,其他 5 种污染物 呈现冬季最高,春秋次之,夏季最低的特征.从气象要素来说,高温,低风速甚至静风不利于污染物的 扩散,而降水则通过湿清除的作用使得污染物从空气中清除,有利于污染物浓度的减少.从污染物空间 分布可知,长江三角洲 4 个省会城市的污染物浓度变化大致相同,都是先下降再上升,然后再下降的趋势,南京市的 SO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>、CO 和 PM<sub>10</sub>浓度明显高于长三角其他 3 个省会城市,空气污染相对较重. 关键词 颗粒物,空气污染物,气象条件,排放源,时空分布. **中图分类号**X-1; O6 文献标识码 A

## The impact of meteorological conditions and source emissions before and after the COVID-19 on the pollutant levels in Nanjing and surrounding areas

HAO Xiang<sup>1</sup> KANG Na<sup>1 \*\*</sup> CHENG Hao<sup>2</sup> ZHANG Jiayue<sup>1</sup> ZHANG Jiaxin<sup>1</sup> GAO Xianliang<sup>1</sup>

 Key Laboratory for Aerosol-Cloud-Precipitation of China Meteorological Administration, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing, 210044, China;
 Lihe Technology (Hunan) Co., Ltd., Changsha, 410000, China)

Abstract To study the impact of COVID-19 several control measures were implemented in early 2020 to investigate the changes in air quality over Nanjing and its surrounding areas. The air quality data from 2018 to 2021 observed in Nanjing and the surrounding provincial capital cities were selected to analyze the differences in pollutant distribution caused by different sources. The results showed that the annual average concentrations of the five main pollutants except  $O_3$  decreased, while

<sup>2023</sup> 年 12 月 9 日收稿(Received: December 9, 2023).

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金 (41805121,41775123) 资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (41805121, 41775123).

<sup>\*\*</sup> 通信联系人 Corresponding author, E-mail: kangna@nuist.edu.cn

the O<sub>3</sub> concentrations increased. During the lockdown period of the COVID-19, the daily distribution of pollutants remained unchanged compared to the non-shutdown period. The main air pollutants like  $PM_{25}$ ,  $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $CO_3$  and  $O_3$  exhibited unimodal distribution, while NO<sub>2</sub> shown unimodal and biomodal. During the epidemic prevention and control period in 2020, compared with the same period last year (in 2019), the concentrations of PM25, PM10, NO2, and CO decreased in February with 47.2%, 44.7%, 31.0%, and 23.9%, respectively. The SO<sub>2</sub> concentration decreased drastically in March, with 47.2%. However, the O<sub>3</sub> concentration did not decrease but increased, with the largest increase in February of 22.6%. From the seasonal changes,  $O_3$  exhibits the characteristics of highest levels in summer, followed by the spring and autumn seasons, and the lowest in winter. The other five pollutants showed maximum in winter, followed by spring and autumn, and the lowest in summer. In terms of meteorology, high temperatures, low wind speeds, and even calm winds are not conducive to the diffusion of pollutants. While precipitation removes pollutants from the air through wet removal, which is beneficial for reducing pollutant concentration. From the spatial distribution of pollutants, the changes in pollutant concentrations in the four capital cities of the Yangtze River Delta (YRD) region are found the same, with the trend of decrease in the beginning then increase and then decrease. in the concentration levels. Whereas, the concentrations of SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, and PM<sub>10</sub> in Nanjing shown significantly higher than those in the other three capital cities of the YRD, and the air pollution is relatively heavy.

**Keywords** particulate matter, air pollutants, meteorology, emission sources, spatiotemporal distribution.

2020年春节前后在世界范围内爆发了非典型肺炎(冠状病毒病, COVID-19), 为避免疫情扩散, 中 国政府采取了严格的人员隔离措施,全国大部分地区宣布了出行令,这些采取的应急措施对人类活动 和经济带来了严重的影响和冲击,并且由于工业活动的减少,对空气质量也产生了不小的影响.在人类 活动方面, PM2.5携带的硫酸盐、铵盐和硝酸盐,常见于燃煤和车辆排放物中,是中国区域雾霾的主要 成因<sup>[1]</sup>. 以南京市为例, 2017—2020年南京市各区的 AQI 指数总体呈下降趋势, 空气污染得到有效控 制. 通过推算疫情停工期间排放物浓度变化得出, PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>分别下降了 17.4%、27.1%、 29.3%、12%. NO2、PM10、PM25等污染物超标天数呈减少趋势, O3超标天数呈增加趋势<sup>[2]</sup>. 北京常规大 气污染物 PM25、PM10、SO2、NO2、CO 和 O3 的地面浓度与过去同期相比,分别减少 17.7%、17.3%、 25.4%、33.9%、3.7%和4.6%,主要来自一次直接排放的污染物浓度显著降低,而受多因素综合调控的 PM2.5浓度反弹明显<sup>[3]</sup>. 新冠疫情期间,四川盆地除 O3浓度同比上升 18% 外, SO2浓度、NO2浓度、 CO浓度、PM2.5和 PM10均明显下降,同比下降幅度为 8%、41%、18%、19% 和 22%,位于四川盆地东 部的成都市与 2019 年同期相比,成都市 PM25 组分中 OC、NH4+和 NO3-占比上升 2%—3%, 污染过程 中NO3<sup>-</sup>占比下降11%,NH4<sup>+</sup>占比上升2%,表明疫情期间施工工地、机动车、工业燃煤和生物质燃烧排 放减少,且污染过程中NOx 二次转化减弱, NH3 排放影响最大目 受 2020 年春节假期和 COVID-19 管制 叠加影响,厦门湾城市群大气中 NO2 浓度降幅远大于 SO2, 而在复工后 NO2 的反弹也远高于 SO2, 说明 本区域交通源对疫情管控的响应最为显著,而火电之外的其他工业源受疫情的影响则相对较小.由于 受气象条件和气态前体物变化的共同作用,疫情期间 O,浓度对管控措施的响应没有一致规律可循,显 示 O<sub>3</sub> 污染控制的复杂性<sup>[5]</sup>. 不仅是国内城市, 西班牙主要城市在 COVID-19 封锁和解禁期间, NO<sub>2</sub> 和 O3变化显著.在封锁期(57d)和解禁期(42d), NO2平均变化了-51%(城际范围-65.7%---30.9%)和 -36.4% (-53.7%—-11.6%), O3 平均变化了-1.1% (-20.2%—23.8%)和 0.6% (-12.4%—23.0%)<sup>[6]</sup>. 除此 之外,污染物浓度也受不同天气类型影响,通过对 2021 年三月沙特首都利雅得地区的一次沙尘天气的 研究,发现沙尘暴后,空气污染物、CO水平增加了 84.25%, PM2.5 增加了 76.71%, O3 增加了 40.41%[7]. 丛林火灾事件的加剧使得 O3 和 PM2.5 更频繁地向极端事件转移<sup>[8]</sup>.

44 卷

本文分析了 2018 年至 2021 年南京市和周边城市的相关数据,分别对空气污染物进行了年平均分析、各季节均值分析、日平均分析并结合各种气象要素,来探讨污染物源的不同和气象要素的变化对 污染物浓度及其分布的影响.并通过疫情期间和其他时段的污染物浓度变化的比对,以探讨严控措施 对本地污染物浓度的影响,以期为更好地减少空气污染超标情况提供参考依据.

### 1 数据和方法(Data and methods)

本文 6 种空气污染物 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、SO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>、CO 和 NO<sub>2</sub>数据来源于中国空气质量在线监测分析 平台(https://www.aqistudy.cn/historydata/),气象要素数据来自真气网(https://www.aqistudy.cn/)、气候数 据平台(https://en.tutiempo.net/climate/2020/ws-582380.html).年际变化选取一年的平均值进行比较,将 每年 3—5 月为春季, 6—8 月为夏季, 9—11 为秋季, 12 月和次年 1、2 月为冬季.疫情前后同期对比选 择 2019 和 2020 年的 2—4 月进行对比,日变化选择 2018—2021 年的 2—4 月来进行对比,并将 2019 年 12 月到 2020 年 6 月份分为疫情爆发前(12—1 月)、疫情防控间(2—4 月)、疫情防控后(5—6 月).

# 2 结果和讨论(Results and discussion)

#### 2.1 年际变化分析

图 1 为污染物的年际变化, 2019 年和 2018 年的 PM<sub>2.5</sub> 浓度相差不大. PM<sub>10</sub> 在 2018 年节能减排措 施制定和实施之后,浓度应该呈下降趋势,但是在 2019 年南京市的 PM<sub>10</sub> 浓度却不降反增,年平均浓度 增加了 2.8 μg·m<sup>-3</sup>,这是由于北方沙尘天气较 2018 年相比,次数增多<sup>[9]</sup>,春季沙尘气溶胶东向输送最强, 大量沙尘气溶胶在西北风作用下向中国东部输送<sup>[10]</sup>,影响到江苏上海等地区,使得南京市 2019 年的 PM<sub>10</sub> 年平均浓度比 2018 年高.但在 2020 年,由于疫情防控需要,许多工厂停工,学生停课,交通方面 实行严格的管控,即使在疫情情况相对较松的下半年开始陆续进行复工复产,工业生产状况也比不上 疫情未发生时,使得 2020 年 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 年平均浓度有了很大程度的下降,分别下降了 22.3% 和 35%,这种下降趋势一直持续到 2021 年.这说明人为源的不同和颗粒物浓度的变化有着密切的关系, 减少的人类活动,如工业生产,交通运输等都对颗粒物浓度的降低有着很大的作用<sup>[11-13]</sup>.并且颗粒物污 染超标天数呈减少趋势.2018 年和 2019 年的 SO<sub>2</sub> 年平均浓度大致相同.在 2020 年疫情爆发后, SO<sub>2</sub> 主 要的来源得到严格的控制,所以较 2019 年比,2020 年 SO<sub>2</sub> 的年平均浓度下降 30%.近年来国家对于空 气环境质量越来越重视,工业能源结构优化和产业调整使得 SO<sub>2</sub> 的排放有了明显的减少,这种趋势在 2021 年十分明显.



2019年 CO 排放量较 2018年同比增长 25%. 随着 2020年春节疫情来临,人们大幅度减少外出,由于疫情的不确定性,工厂停工停产天数逐渐增加,使得 2020年的 CO 浓度下降幅度明显,下降 4%. 2020年9月份我国在联合国大会上提出碳中和、碳达峰概念以来,南京市通过严控煤炭品质、关停燃煤机组、压减企业用煤、实施超低排放改造等手段,全市煤炭消耗总量得到有效控制.这也是 2021年 CO 年平均浓度下降的主要原因之一,较 2020年下降 12.8%. NO<sub>2</sub>在 O<sub>3</sub>的形成过程中起着重要作用.与 2018年相比,南京市 2019年 NO<sub>2</sub>年平均浓度升高 2.5%.这是由于与 2018年相比,2019年南京市民 用车辆中汽车比 2018年多十多万辆<sup>[14]</sup>,大量的尾气排放使得 NO<sub>2</sub>排放源增多,年平均浓度略微上升.但在 2020年,由于封城和其他管控措施的实施,人们的出行受到限制,自驾旅游和乘车出行次数下降, NO<sub>2</sub>年平均浓度较 2019年相比下降 14.4%,这种下降趋势一直持续到 2021年.而且随着低碳理念的完善和普及,人们也逐渐地推行绿色出行的方式,NO<sub>2</sub>浓度超标天数也在逐渐减少.随着城市光化学污染 日趋严重,O<sub>3</sub>已经成为近年来人们非常关注的污染物之一.与 2018年相比,2019年O<sub>3</sub>年平均浓度增加了 8.2%,这是因为汽车增多后不仅 NO<sub>2</sub>排放增多,导致 O<sub>3</sub>生成的气态前体物 VOCs浓度也有所升高,O<sub>3</sub>浓度略微升高.但 2020年由于疫情,人为源减少,使得 O<sub>3</sub>年平均浓度下降 2.3%.复工后 O<sub>3</sub>来源 增多,2021年 O<sub>3</sub>年平均浓度又再次上升,相比其他 5种污染物,O<sub>3</sub>浓度下降不明显,O<sub>3</sub>超标天数呈增加趋势,说明人为源的减少对 O<sub>3</sub>浓度影响不大.

2.2 季节变化

2018—2021 年 6 种污染物各季节浓度平均值如图 2 所示. PM<sub>2.5</sub> 浓度整体上为春冬季明显高于夏 秋季节的特点.只有 2018 年的秋季浓度要高于春季, PM<sub>2.5</sub> 浓度的季节平均值最高值出现在 2018 年的 冬季,为 61 μg·m<sup>-3</sup>,最低值出现在 2020 年和 2021 年的夏季,为 19 μg·m<sup>-3</sup>. 2020 年疫情期间的 PM<sub>2.5</sub> 浓 度较前两年相比,4 个季节 PM<sub>2.5</sub> 浓度的下降趋势十分明显.除了 2021 年的春季外,其他 3 个季节较上 一年相比, PM<sub>2.5</sub> 浓度相持平甚至是有所反超.



44 卷

PM<sub>10</sub>浓度呈现春冬季高于夏秋季的特点.最高值出现在 2018 年的冬天,为 89 μg·m<sup>-3</sup>,最低值出现 在 2020 年的夏天,为 36 μg·m<sup>-3</sup>. PM<sub>10</sub>浓度分布与 PM<sub>2.5</sub> 相似,冬季浓度最高,夏季浓度最低.但由于 2020 年年初疫情管控影响,使得 2019 年冬季 PM<sub>10</sub>浓度的季节平均值有所下降,略低于同年秋季. SO<sub>2</sub>浓度呈现春冬季明显高于夏秋季节的特点.最高值出现在 2019 年春季,为 13 μg·m<sup>-3</sup>,最低值出现 在 2021 年夏季,为 5.3 μg·m<sup>-3</sup>. SO<sub>2</sub> 的季节浓度平均值为春季最高,夏季最低,但是由于 2020 年初疫情 管控,使得 2019 年冬季的 SO<sub>2</sub>浓度最低. CO 浓度呈现冬季最高,春秋次之,夏季最低的特点,最高值 出现在 2018 年的冬季,为 0.9 mg·m<sup>-3</sup>,最低值出现在 2018 年夏季,为 0.52 mg·m<sup>-3</sup>. NO<sub>2</sub>浓度为冬季>秋 季>春季>夏季.最高值出现在 2019 年秋季和 2020 年冬季,为 45 µg·m<sup>-3</sup>,最低值出现在 2021 年夏季, 为 20 µg·m<sup>-3</sup>.但由于 2020 年年初疫情管控影响,使得 2019 年秋季 NO<sub>2</sub>浓度的季节平均值有所下降, 略低于同年冬季.O<sub>3</sub>浓度为夏季最高,春秋次之,冬季最低,与刘芷君等<sup>[15]</sup>研究一致.最高值出现在 2019 年的夏天,为 145 µg·m<sup>-3</sup>,最低值出现在 2018 年冬季,为 52 µg·m<sup>-3</sup>.O<sub>3</sub>浓度分布与颗粒物分布差 异明显.

#### 2.3 疫情期间气象要素分析

图 3 为南京市 2020 年冬季疫情防控开始前后气象要素时间分布图. 2020 年冬季疫情防控期间温度整体偏高,1月份在1月6日这天平均气温超过10℃,2月份有7d超过10℃,2月25日更是达到了17.1℃,超过80%天数的平均气温均大于4℃.1、2月南京气压水平大多维持在1025—1029 hPa之间,最低值为2月13日的1015.2 hPa,最高值为2月8日的1033.1 hPa,气压偏高.



**Fig.3** Near surface meteorological factors before and after the start of epidemic prevention and control in the winter of 2020 in Nanjing

由图 3 可知,南京 1 月份除个别天气为东西风外,多数天气为北风和偏北风,无南风天气,而进入 2 月份以后,南风天气占比增多,其中东南风频率增加最多,北风频率减少,这说明大气的水平和垂直 扩散能力总体偏弱,南京市 1、2 月的风速在 2—18 km·h<sup>-1</sup>之间,无大风天气,不利于污染物的扩散和

清除.南京冬季湿度大,1、2月份期间有70%以上的天数湿度大于70%,有20d相对湿度超过了90%. 2020年冬季疫情防控期间南京降水强度较大,2个月的降水量总共110mm,而且降水时间分布广泛, 1月份降水天数达到了16d,2月份的降水天数达到了9d,这对污染物的湿清除作用十分明显.

整体上,南京市 2020 年冬季疫情防控开始前后气压和温度较高,1月份风向多为偏北风,2月份偏 北风和偏南风天数差距不大,且1、2月份风速未表现明显的差异,大多以低风速为主;空气湿度较大, 大气扩散条件整体较差,不利于污染物的清除<sup>16-17]</sup>.但是降水频繁,当短时间出现明显降水时,大气污 染物经冲刷而被快速清除,污染物浓度降低显著;当降雨量较低时,其对污染物的清除效率低,且潮湿 天气还会造成污染物的累积<sup>[18]</sup>.在此气象背景条件下,各项污染物在疫情防控期间浓度的大幅度减少 主要是由于人为源的减少,停工停产使得排放源减少,各种污染物的排放都受到了不同程度的影响. 2.4 疫情前后对比

### 2.4.1 空气质量对比分析

自 COVID-19疫情爆发后,我国采取了一系列防护措施,在 2020年1月底我国政府要求居民减少 非必要外出,各大工厂企业停工停产,整个南京区空气质量较去年明显改善.表1为两年不同疫情阶 段 AQI 均值,峰值,达到轻度及以上污染的天数.图4为不同时间段南京市 AQI 值与上一年同期对比, 其中横线为所选取时间段的 AQI 整体平均值水平.由表1可知,2020年疫情爆发之前的两个月内有 18 d 的环境空气质量在轻度及以上污染级别(AQI>101),其中1月 14 日达到中度污染,污染持续时间为1 d, 上一年同期环境空气质量在轻度及以上污染级别的天数有 22 d.2019年底和 2020年初与上一年大气 环境情况相比,达到轻度污染级以上的天数减少了 4 d.因为到了年底,各工厂一年的工作进入尾声,污 染物排放量有不同程度的减少,导致空气质量情况有了好转.根据表1中不同阶段的 AQI 平均值计算 结果可知,2020年疫情管控开始前 AQI 平均值为 86,比 2019年同期减少 6%.结合图 4 可知,2020年 1月中旬出现了严重的空气污染事件,整体空气质量较差,疫情管控措施实施后,2020年与去年相比空 气质量有了明显的改善,AQI 平均值较去年同期减少了 5%,轻度及以上污染天气减少了 11 d,其中 2月份降幅最为显著,3、4月份差距较小,疫情防控结束后,AQI 值有所回弹,5、6月份 AQI 平均值上 升到 84,轻度及以上污染天气出现情况增加到 21 d,不过仍然小于去年同期的平均水平.

Table 1 Statistics of Average and Feak AQI in Different Epidemic Stages in 2019 and 2020									
	疫情防控前(12、1月)			疫情防控间(2、3、4月)			疫情防控后疫情防控后(5、6月)		
年份	Before(Dec., Jan.)			During(Feb., Mar., Apr.)			After(May., Jun.)		
Year	均值	峰值	轻度及以上	均值	峰值	轻度及以上	均值	峰值	轻度及以上
	Mean	Peak	Mild or above	Mean	Peak	Mild or above	Mean	Peak	Mild or above
2019	91.5	193	22d	79	158	16d	97	179	28d
2020	86	176	18d	63	126	5d	84	157	21d

表 1	2019 与 2020 年不同疫情阶段	AOI 均值与峰值统计
-----	---------------------	-------------





由图 4 中 2020 年疫情防控期间(2—4月)AQI 值与 2019 年同期对比可以直观地看出,2020 年与 2019 年相比 AQI 值有较大幅度下降,2月的数值相差最大,3月和4月的数值差距相对较小.这说明疫 情期间空气质量改善与我国采取的疫情防控措施有一定的关系.2月份工厂停工,学校停课,餐馆和 KTV 等娱乐设施关闭,居民减少不必要的外出,人为源的大量减少导致污染物排放量也随之降低,空 气质量有所改善.南京市3月初陆续开始复工复产,工业企业污染物开始排放,3月份空气质量差距逐 渐缩小.疫情防控结束后,2020 年 5 月和 2019 年 5 月的 AQI 变化范围逐渐趋于一致,2020 年 6 月 AQI 值有较大幅度降低,与去年同期相比空气质量明显改善.

2.4.2 各污染物日变化分析

如图 5 所示, PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub> 日变化分布为单峰型, 在 07:00—09:00 点达到一天的峰值, 在 16:00—18:00 达到一天的谷值, 而且较其他 3 年相比, PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub> 的浓度在明显降低.



Fig.5 Comparison of daily changes in pollutant concentrations in Nanjing from February to April 2021

白天受交通早高峰的影响, PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub> 排放源增多, 浓度上升, 在午时浓度有所下降, 下班时的晚高峰使得 PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub>浓度在 17:00 之后又开始回升, 夜间人类活动减少, 排放源减少, PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub>浓度降低. 尽管夜间边界层降低不利于污染物扩散, 但较少的污染源使夜间浓度仍处于较低水平<sup>[18]</sup>. SO<sub>2</sub>的日变化为单峰型. 在 10:00—11:00 达到一天的峰值, 在 20:00 之后出现谷值. SO<sub>2</sub> 主要来源 燃煤企业的排放, 上午正值工厂最繁忙的时间段, 大中型工厂在工作时排放的 SO<sub>2</sub> 是使 SO<sub>2</sub> 日平均浓度在午间达到峰值的主要原因之一. 下午由于对流混合浓度值逐渐降低, 晚上浓度值显著低于白天, 冬季午夜有个次峰值. 造成 SO<sub>2</sub>晚上浓度低于白天的可能原因之一是晚上湿度较大, 通过湿沉降对 SO<sub>2</sub>进行清除<sup>[19]</sup>. NO<sub>2</sub>的日变化为双峰单谷型. 第一个峰值出现在 07:00—09:00, 第二个峰值出现在 21:00—23:00, 谷值出现在 14:00—16:00. 两个峰值的出现时间与早晚高峰有关, 早晚高峰大量的汽车

尾气排放使这两个时间段的 NO<sub>2</sub> 浓度明显高于其他时间段<sup>[20]</sup>, 09:00 之后边界层抬升, 同时随着太阳 辐射的增加, NO<sub>2</sub> 作为 O<sub>3</sub> 前体物参与光化学作用不断消耗, 在 15:00 达谷值<sup>[18]</sup>. CO 的日变化为单峰型. 峰值出现在 08:00—10:00, 谷值出现在 16:00—17:00. CO 的来源主要是化石燃料的不完全燃烧所产生 的, CO 日变化主要受边界层发展的影响, 早晨大气常处于逆温状态, 不利于污染物扩散<sup>[18]</sup>. O<sub>3</sub> 的日变 化为单峰型. 峰值出现在 15:00—17:00, 谷值出现在 07:00—08:00. 与其他 5 种污染物不同的是, 2020 年 O<sub>3</sub> 的日平均浓度较前 3 年相比不降反升, 说明疫情期间人类活动的减少对 O<sub>3</sub> 浓度的变化贡 献不大. O<sub>3</sub> 浓度的变化受到多种气象要素的影响, 白天强的太阳辐射和较高的温度使得 O<sub>3</sub> 生成加快, 浓度升高<sup>[21]</sup>. 除此之外, NO<sub>2</sub> 的浓度也会影响 O<sub>3</sub> 的浓度, 下午较低的 NO<sub>2</sub> 浓度对 O<sub>3</sub> 的消耗作用很小. 夜间无光化学反应生成 O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub> 反而参与夜间的暗反应, 发生 O<sub>3</sub> 沉降, 夜间大气层结比较稳定, 平流层 或对流层高层也不容易向地面输送 O<sub>3</sub>, 所以造成夜间 O<sub>3</sub> 浓度相对较低<sup>[22]</sup>.

2.4.3 各污染物浓度对比分析

图 6 为南京市疫情防控期间与 2019 年同期的 AQI 值和 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 等 6 项大气污染物的月平均 浓度变化对比. 由图 6 可知, 2020 年 AQI 值较 2019 年同期相比, 2 月和 3 月 AQI 月均值有所下降, 分别下降了 37.8%、27.2%, 这种降低不仅仅体现在平均值上, 最大值和最小值水平也在降低, 4 月 AQI 月 均值较 2019 年相比上升 9.2%.



Fig.6 Comparison of AQI values and concentrations of six pollutants in Nanjing in 2019 and 2020

其他 6 种污染物,除 O<sub>3</sub>以外各类污染物排放较 2019 年相比,2020 年的排放量都有所降低. PM<sub>2.5</sub>和 PM<sub>10</sub>浓度 2 月下降幅度最大,分别下降了 47.2% 和 44.7%,3 月下降幅度为 44% 和 39.9%,

44 卷

4月下降幅度最小,为23.2%和8.3%.经相关性计算可知,二者浓度变化相关性显著(0.863).研究发现,在1月25日—2月10日疫情严控期间PM<sub>2.5</sub>浓度下降了41.2%,这表明新冠肺炎疫情下的停工停产显著降低了PM<sub>2.5</sub>的浓度<sup>[18]</sup>由此可见,大幅度的减少污染物的排放是十分高效的大气环境保护措施.与2019年相比,2020年的SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、CO月平均的浓度值也有所下降.NO<sub>2</sub>浓度2月下降幅度最大,为31.0%,3月和4月下降幅度分别为32.2%、3.1%.SO<sub>2</sub>浓度3月下降幅度最大,为47.5%,2月和4月的下降幅度分别为32.3%和26.0%.CO浓度2月下降幅度最大,为23.9%,3月下降幅度为21.5%,4月平均浓度值有所上升,上升16.2%.疫情管控初期,来自工厂燃煤和车辆尾气排放的颗粒物和SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、CO都有明显下降,随着3月份开始的复工,污染物浓度也逐渐上升,下降幅度较小,甚至CO出现比2019年同期浓度高的现象.这两年O<sub>3</sub>浓度变化趋势并未有较大改变,均呈现逐月增长的趋势,较2019年相比,O<sub>3</sub>浓度2月上升幅度最大,为22.6%,3月上升幅度为5.8%,4月上升幅度为16.2%.表明O<sub>3</sub>浓度变化受疫情期间停工减排的影响很小.近年来中国东部地区O<sub>3</sub>的形成已经从挥发性有机物敏感状态转变为混合敏感状态<sup>[21]</sup>于封城期间氮氧化物和其他空气污染物排放的大幅减少,从而增强了中国东部地区大气氧化能力,这使得O<sub>3</sub>消耗量降低,导致大气中O<sub>3</sub>浓度降低<sup>[24-26]</sup>.这是疫情期间O<sub>3</sub>未出现明显下降的可能原因.

#### 2.4.4 南京市疫情前后与其他城市污染物浓度对比分析

本文选取了上海、杭州、合肥3个城市与南京市进行对比,这3个城市为中国东部典型受大气污染较为严重的城市,通过对比分析可以了解到疫情前后南京市在整个长三角地区的大气污染水平.由图7可以看出,南京、上海、杭州和合肥的AQI月均值在2、3月份较前两个月来讲有明显的下降,空气质量情况有所提高,4、5月份污染逐渐加重,到了6月份,由于夏季降水天气增多,AQI值又有所下降,可见长三角地区疫情防控期间污染物源排放源的减少对于该区域大气环境有明显的改善.其中杭州市在整个分析时段各月平均AQI数值要底于其他3个城市,在整个分析时间段,4个城市的PM<sub>25</sub>和PM<sub>10</sub>月平均浓度的整体变化趋势一致,均在疫情防控前(12—1月)达到最高值,在疫情防控 开始后(2—4月)月均浓度有较大幅度降低,直到疫情防控结束后才出现回弹现象.与其他两个城市相比,南京市和上海市的SO<sub>2</sub>浓度偏高,而防控期间4月的南京市和合肥市明显高于其他两个城市,防控结束后,南京市5月SO<sub>2</sub>平均浓度远远高于其它3个城市的平均值,这说明复工复产后南京工业水平恢复速度很快,污染物排放源再次变多.4个城市的NO<sub>2</sub>变化趋势保持一致,NO<sub>2</sub>月均浓度值在12月份和1月份数值比较大,2月份浓度值有明显的下降,3、4月份又开始上升,但是在5、6月份仍然呈下降趋势.





4期



Fig.7 Comparison of pollutant concentrations between Nanjing and other cities

O<sub>3</sub>的月均浓度值并未有受疫情防控措施影响的特征,从2019年12月开始,4个城市的O<sub>3</sub>月均浓度值逐渐上升,在5月份达到最大值,6月份有所下降,在这其中南京市的O<sub>3</sub>浓度又明显高于其他3个城市.CO月均值浓度在疫情防控前(12—1月)较大,开始防控后浓度月均值变化不大,但在4个城

市当中,南京市的 CO 浓度月均值浓度一直大于其他 3 个城市.

根据《环境空气质量标准》(GB3095—2012)中各污染物二级年平均值作为参考来对 4 个城市空气污染情况进行评估,在 7 个月内 4 个城市的  $PM_{2.5}$  月均值浓度在疫情防控前均大于  $PM_{2.5}$  年平均浓度 限值(35 µg·m<sup>-3</sup>),但是在 2 月份疫情防控开始后,  $PM_{2.5}$  月均值浓度均小于限值.  $PM_{10}$  与  $PM_{2.5}$  相比污染较轻,只有 12 月份的南京、合肥和杭州超过平均浓度限值(70 µg·m<sup>-3</sup>),其他情况下均小于平均浓度 限值.4 个城市 SO<sub>2</sub> 浓度在疫情防控前和疫情防控开始后均小于 SO<sub>2</sub> 年平均浓度限值(60 µg·m<sup>-3</sup>),低 于《环境空气质量标准》中 SO<sub>2</sub> 的一级标准(20 µg·m<sup>-3</sup>),这说明 SO<sub>2</sub> 在长三角城市中污染物程度相对较小.4 个城市 12 月的 NO<sub>2</sub> 月均浓度值均超过了 NO<sub>2</sub> 年平均浓度限值(40 µg·m<sup>-3</sup>),其余 6 个月都未超 过,污染相对较轻.在分析情况的 7 个月中,4 个城市的 O<sub>3</sub> 浓度均未超过 O<sub>3</sub> 年平均浓度限值 (160 µg·m<sup>-3</sup>).

总体来说,疫情期间随着人为排放源的大量减少,4个城市的空气质量都有所改善,除O<sub>3</sub>以外的5种污染物浓度均有很大程度的下降,但是对于O<sub>3</sub>来说,疫情防控期间浓度并未下降,反而在此期间O<sub>3</sub>浓度每月一直在上升.本次疫情前后,南京市空气污染在整个长三角地区相对较重,其他3个城市在不同污染物情况上各有高低,但整体空气质量情况都优于南京市.南京市和合肥市位于长三角北部地区,春冬季节易受北方污染传输的影响,而且苏北地区重工业发达,工业生产的颗粒物较多,导致污染严重,上海市和杭州市位于长江三角洲东部沿海地区受海陆风影响,扩散条件比内陆城市要好,污染相对较轻.疫情期间在减少的人为源背景下,尽管气象条件不利于污染物扩散,但污染物浓度明显降低,说明控制源的排放是有效减少长三角地区空气污染的有效措施,O<sub>3</sub>不减反增的现象有待后续进行研究.

### 3 结论(Conclusions)

(1)与 2019 年未爆发疫情时相比, 2020 年 6 种污染物的年平均浓度均有所下降. PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>、CO 分别下降 22.3%、35%、30%、14.4%、2.3%、4%. 说明人类活动对于污染物浓度有很 大贡献, 疫情封锁减少了人类活动, 污染物的人为源大幅度减少, 显著影响了环境空气质量.

(2)PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>和 SO<sub>2</sub>季节平均浓度都明显呈现春冬季节高于夏秋季节; CO 季节平均浓度为冬 天最高,春秋次之,夏季最低; NO<sub>2</sub>则是冬季平均浓度最高,秋季大于春季,夏季最低的特征; O<sub>3</sub>的季节 平均浓度则呈现夏季最高,春秋次之,冬季最低的情况.

(3)与疫情前的 AQI 值对比, 2020 年在防控开始前后, AQI 的均值和最大值都有降低. 疫情防控前, 2020 年 AQI 均值为 86, 与 2019 年相比下降 6%; 疫情防控期间同期相比 AQI 均值下降了 5%, 轻度及以上污染的天气数下降了 11 d.

(4)2020年 PM<sub>2.5</sub>、 PM<sub>10</sub>、 SO<sub>2</sub>、 NO<sub>2</sub>、 CO 日变化浓度较其他 3 年相比为历年最低值. O<sub>3</sub> 浓度为历 年最高值. 2018—2021年 2—4 月污染物峰谷型并未有较大的变化. PM<sub>2.5</sub>、 PM<sub>10</sub>、 SO<sub>2</sub>、 CO、 O<sub>3</sub> 为单峰 型, NO<sub>2</sub> 为双峰单谷型.

(5)除 O<sub>3</sub>以外的其他 5 种污染物浓度在 2020 年疫情防控期间与 2019 年同期相比呈下降趋势, PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、NO<sub>2</sub>、CO 浓度 2 月份下降幅度最大, 分别为 47.2%、44.7%、31.0%、23.9%. SO<sub>2</sub> 浓度 3 月 下降幅度最大, 为 47.2%. 与 2019 年相比, O<sub>3</sub> 浓度在疫情管控期间不降反升, 2 月上升幅度最大, 为 22.6%.

(6)与长三角区域其他省会城市相比,南京市空气污染在长三角地区相对较重,6种污染物浓度比 其他3个城市浓度值偏高.SO<sub>2</sub>、CO和O<sub>3</sub>在长三角地区污染较轻.在疫情防控前后,4个城市6种污染 物浓度的变化趋势大致相同,都呈现先下降,再上升然后再下降的变化趋势.

致谢: 感谢印度 Koneru Lakshmaiah 大学 K.Raghavendra Kumar 博士在写作过程中的指导.

#### 参考文献 (References)

[1] 刘跃斌, 张远, 张逸冰, 等. 邯郸市新冠疫情前后空气质量指数 (AQI) 对比与疫情防控期间大气污染特征分析 [J]. 环境化 学, 2021, 40(12): 3743-3754.

LIU Y B, ZHANG Y, ZHANG Y B, et al. Comparison of air quality index (AQI) before and after COVID-19 in Handan City and analysis of air pollution characteristics during COVID-19 prevention and control[J]. Environmental Chemistry, 2021, 40(12): 3743-3754 (in Chinese).

- [2] 程吴,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 (in Chinese).
- [3] 尹晓梅,李梓铭,乔林,等.北京冬季疫情期间空气质量及气象影响分析 [J].中国环境科学, 2021, 41(5): 1985-1994.
  YIN X M, LI Z M, QIAO L, et al. Effect analysis of meteorological conditions on air quality during the winter COVID-19 lockdown in Beijing[J]. China Environmental Science, 2021, 41(5): 1985-1994 (in Chinese).
- [4] 陈军辉, 冯小琼, 李媛, 等. 新冠疫情期间四川盆地空气质量及影响因素分析 [J]. 环境科学, 2021, 42(12): 5594-5601.
  CHEN J H, FENG X Q, LI Y, et al. Analysis of air quality and influencing factors in Sichuan Basin during the COVID-19 outbreak [J].
  Environmental Science, 2021, 42(12): 5594-5601 (in Chinese).
- [5] 徐超, 吴水平, 刘怡靖, 等. 厦门湾空气质量对新冠疫情管控的响应 [J]. 环境科学, 2021, 42(10): 4650-4659.
  XU C, WU S P, LIU Y J, et al. Response of air quality to COVID-19 lockdown in Xiamen Bay[J]. Environmental Science, 2021, 42(10): 4650-4659 (in Chinese).
- [6] ACHEBAK H, PETETIN H, QUIJAL-ZAMORANO M, et al. Trade-offs between short-term mortality attributable to NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> changes during the COVID-19 lockdown across major Spanish cities[J]. Environmental Pollution, 2021, 286: 117220.
- [7] MEO S A, ALMUTAIRI F J, ABUKHALAF A A, et al. Sandstorm and its effect on particulate matter PM 2.5, carbon monoxide, nitrogen dioxide, ozone pollutants and SARS-CoV-2 cases and deaths[J]. The Science of the Total Environment, 2021, 795: 148764.
- [8] ULPIANI G, RANZI G, SANTAMOURIS M. Local synergies and antagonisms between meteorological factors and air pollution: A 15year comprehensive study in the Sydney Region [J]. Science of the Total Environment, 2021, 788: 147783.
- [9] 杨婕,赵天良,程叙耕,等.2000—2019年中国北方地区沙尘暴时空变化及其相关影响因素[J].环境科学学报,2021,41(8):2966-2975.
  YANG J, ZHAO T L, CHENG X G, et al. Temporal and spatial variations of sandstorm and the related meteorological influences over
- Northern China from 2000 to 2019[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(8): 2966-2975 (in Chinese). [10] 贾瑞,刘玉芝,吴楚樵,等. 2007—2017 年中国沙尘气溶胶的三维分布特征及输送过程 [J]. 中国沙漠, 2019, 39(6): 108-117. JIA R, LIU Y Z, WU C Q, et al. Three-dimensional distribution and transport process of dust aerosols over China from 2007 to 2017[J]. Journal of Desert Research, 2019, 39(6): 108-117 (in Chinese).
- [11] PUI D Y H, CHEN S C, ZUO Z L. PM 2.5 in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation[J]. Particuology, 2014, 13: 1-26.
- [12] 纪源, 赵秋月, 陈凤, 等. 新冠肺炎疫情期间南京市 PM<sub>2.5</sub> 中碳质组分污染特征分析 [J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(8): 992-1000.

JI Y, ZHAO Q Y, CHEN F, et al. Characteristics of carbonaceous aerosols in ambient PM<sub>2.5</sub> during the COVID-19 period in Nanjing[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(8): 992-1000 (in Chinese).

- [13] 郭庆皓, 陈魁. 南京环境空气质量特征及变化分析 [J]. 南京信息工程大学学报 (自然科学版), 2022, 14(3): 294-303.
  GUO Q H, CHEN K. Spatial-temporal characteristics of ambient air quality in Nanjing[J]. Journal of Nanjing University of Information Science & Technology (Natural Science Edition), 2022, 14(3): 294-303(in Chinese).
- [14] 南京市统计局.南京统计年鉴 [M].南京:南京出版社, 2020.Nanjing Municipal Bureau of Statistics. Nanjing Statistical Yearbook [M]. Nanjing: Nanjing Publishing House, 2020(in Chinese).
- [15] 刘芷君,谢小训,谢旻,等. 长江三角洲地区臭氧污染时空分布特征 [J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(3): 445-450. LIU Z J, XIE X X, XIE M, et al. Spatio-temporal distribution of ozone pollution over Yangtze River Delta Region[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2016, 32(3): 445-450 (in Chinese).
- [16] 朱杰纯, 钱瑜, 乔月珍. 南京市天气类型与大气污染关系研究 [J]. 环境保护科学, 2020, 46(3): 23-29.
  ZHU J C, QIAN Y, QIAO Y Z. Study on the relationship between weather types and air pollution in Nanjing [J]. Environmental Protection Science, 2020, 46(3): 23-29 (in Chinese).
- [17] 孔琳,胡婷莛,牛植,等.新型冠状病毒肺炎疫情防控时期上海市空气质量特征及成因分析[J].环境工程,2021,39(9):110-116,198.

KONG L, HU T T, NIU Z, et al. Characteristics and causes of air condition in Shanghai during covid-19 prevention periods[J]. Environmental Engineering, 2021, 39(9): 110-116,198 (in Chinese).

[18] 王爱平,朱彬,秦玮,等.新冠疫情严控期间南京市空气质量[J].中国环境科学,2021,41(7):3088-3095.

WANG A P, ZHU B, QIN W, et al. Air quality in Nanjing during COVID-19 lockdown period [J]. China Environmental Science, 2021, 41(7): 3088-3095 (in Chinese).

[19] 江文华,周国兵,陈道劲,等.重庆中心城区空气污染特征及气象影响因素分析[J].西南师范大学学报(自然科学版),2022, 47(1):74-81.

JIANG W H, ZHOU G B, CHEN D J, et al. Analysis on characteristics and influencing meteorological factors of air pollution in central urban area of Chongqing[J]. Journal of Southwest China Normal University (Natural Science Edition), 2022, 47(1): 74-81 (in Chinese).

- [20] 杨光飞,李思茵,李文丽.中国城市二氧化氮浓度的时空分布特征 [J].环境科学与技术, 2019, 42(增刊 2): 200-206.
  YANG G F, LI S Y, LI W L. Spatial and Temporal Distribution Characteristics of Nitrogen Dioxide Concentration in Chinese Cities[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 42(Sup 2): 200-206 (in Chinese).
- [21] 查书平, 白凯伟, 胡秀芳. 长三角地区大气污染物空间分布特征研究 [J]. 环境生态学, 2020, 2(9): 71-78.
  CHA S P, BAI K W, HU X F. Spatial distribution characteristics of air pollutants in the Yangtze River Delta[J]. Environmental Ecology, 2020, 2(9): 71-78 (in Chinese).
- [22] WANG N, LYU X P, DENG X J, et al. Aggravating O<sub>3</sub> pollution due to NO<sub>x</sub> emission control in Eastern China[J]. The Science of the Total Environment, 2019, 677: 732-744.
- [23] HUANG X, DING A J, GAO J, et al. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China [J]. National Science Review, 2021, 8(2): nwaa137.
- [24] 丁峰,朱志锋,张良瑜,等.南京市环境大气质量变化特征及防治对策建议[J].环境监测管理与技术,2020,32(5):63-67. DING F, ZHU Z F, ZHANG L Y, et al. Air quality change characteristics and air pollution control countermeasures in Nanjing[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2020, 32(5):63-67 (in Chinese).
- [25] 刘军,朱志锋.南京市环境空气质量演变特征 [J].环境与发展, 2020, 32(7): 116-117. LIU J, ZHU Z F. Evolution characteristics of ambient air quality in Nanjing [J]. Environment and Development, 2020, 32(7): 116-117 (in Chinese).
- [26] 漏嗣佳,朱彬,廖宏.中国地区臭氧前体物对地面臭氧的影响 [J].大气科学学报, 2010, 33(4): 451-459.
  LOU S J, ZHU B, LIAO H. Impacts of O<sub>3</sub> precursor on surface O<sub>3</sub> concentration over China [J]. Transactions of Atmospheric Sciences, 2010, 33(4): 451-459 (in Chinese).