

引用格式:董佳丹,陈晓玲,蔡晓斌,等.基于中国大气环境监测站点的2015—2019年大气质量状况时空变化分析[J].地球信息科学学报,2020,22(10):1983-1995. [Dong J D, Chen X L, Cai X B, et al. Analysis of the temporal and spatial variation of atmospheric quality from 2015 to 2019 based on China atmospheric environment monitoring station[J]. Journal of Geo-information Science, 2020,22(10):1983-1995.] DOI:10.12082/dqxxkx.2020.200212

基于中国大气环境监测站点的2015—2019年大气质量状况时空变化分析

董佳丹¹,陈晓玲¹,蔡晓斌²,徐强强¹,关宇廷¹,李婷慧¹,刘诗燕²,陈芳^{1*}

1. 武汉大学测绘遥感信息工程国家重点实验室,武汉 430079; 2. 中国科学院测量与地球物理研究所,武汉 430077

Analysis of the Temporal and Spatial Variation of Atmospheric Quality from 2015 to 2019 based on China Atmospheric Environment Monitoring Station

DONG Jiadan¹, CHEN Xiaoling¹, CAI Xiaobin², XU Qiangqiang¹, GUAN Yuting¹, LI Tinghui¹, LIU Shiyan², CHEN Fang^{1*}

1. State Key Laboratory of Information Engineering in Surveying, Mapping and Remote Sensing, Wuhan University, Wuhan 430079, China; 2. Institute of Geodesy and Geophysics, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430077, China

Abstract: After 2013, several serious haze pollution events in China have attracted wide attention from the public. Therefore, the Chinese government has developed a series of policies, measures, and laws for air pollution prevention and control. We select the air quality index and six key air pollutant observations in the national air environmental monitoring station network of China to analyze the changes trend and spatial pattern of the country-scaled atmospheric quality from 2015 to 2019. The annual and seasonal average concentrations of these parameters were used to investigate their relationships by using the ratios and correlation coefficients among them. The results showed that the concentration of PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, CO, NO₂, and AQI all decreased significantly. The annual average concentrations of them in 2019 decreased by 4.5%, 3.84%, 7.86%, 3.74%, 0.95%, and 19.31%, respectively, compared with that in 2015. Only O₃ significantly increased by 0.79% in the same period. The average annual concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, O₃, NO₂, SO₂, CO, and AQI in northern China all are higher than those in southern China by 25.2%, 18.73%, 4.95%, 17.6%, 32.74%, 16.17%, and 28.3%, respectively. Besides, AQI and all six pollutants showed the seasonality. The seasonal variation pattern of O₃ exists with a higher concentration in summer and a lower concentration in winter, while the other five pollutants and AQI present the inverse seasonality. In general, PM_{2.5} and O₃ are the most severe air pollutants in China during these five years. Furthermore, the relationships among different pollutants were found in the study period. The PM_{2.5} concentration is significantly positively correlated with NO₂, SO₂ and CO ($r > 0.85$, $p < 0.01$), and O₃ is negatively correlated with its precursor NO₂ and CO ($r > 0.8$, $p < 0.01$).

Key words: key atmospheric pollutants; atmospheric quality; temporal trend; spatial pattern; monitoring sites; composite indicator; correlation analysis; seasonal pattern

*Corresponding author: CHEN Fang, E-mail: harwitchcf@hotmail.com

收稿日期:2020-04-30;修回日期:2020-08-29.

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFB0503905-03)。[**Foundation item:** National Key Research and Development Program of China, No.2017YFB0503905-03.]

作者简介:董佳丹(1996—),女,湖北襄阳人,硕士生,主要研究方向为大气遥感。E-mail: jiajiadong@whu.edu.cn

*通讯作者:陈芳(1981—),女,湖北武汉人,博士生,主要从事大气遥感研究。E-mail: harwitchcf@hotmail.com

摘要:2013年以来几次严重的雾霾污染事件引起了公众的广泛关注,此后中国实施了一系列有关大气污染防治的政策、法规和措施来改善大气质量。为了分析近年来中国大气质量的时空变化特征,本文选取2015—2019年生态环境部国控站点监测的大气污染关键参数,对比分析了空气质量指数和6种大气污染物的季均、年均浓度变化结果,并利用组合指标分析法和相关分析法探讨了不同大气污染物之间的相关性。结果表明:① $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、CO和 NO_2 浓度和AQI均有明显下降,2019年均浓度较2015年均浓度分别下降4.5%、3.84%、7.86%、3.74%、0.95%,AQI下降了19.31%,同时, O_3 浓度则上升了0.79%;②从空间分布来看,中国北方地区 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、 O_3 、 NO_2 、 SO_2 、CO年均质量浓度和AQI分别比南方地区高25.2%、18.73%、4.95%、17.6%、32.74%、16.17%、28.3%;③从季节性变化规律来看,除了 O_3 呈现出夏季浓度高,冬季浓度低外,其他5种污染物和AQI都呈现相反的季节变化规律;④总体而言,目前中国大气污染以 $PM_{2.5}$ 和 O_3 为主, $PM_{2.5}$ 与 NO_2 、 SO_2 、CO之间有极显著的正相关关系($r>0.85, p<0.01$),而 O_3 与其前体物 NO_2 和CO之间存在显著的负相关关系($r>0.8, p<0.01$)。

关键词:大气污染物;大气质量状况;时序变化;空间分布;监测站点;组合指标;相关分析;季节性规律

1 引言

大气污染是近年来备受关注的环境问题。它主要来自于工业生产、生活和交通运输3个方面的人为活动。大气污染问题给广大人民群众的健康造成了严重影响,仅2015年大气污染就导致中国160万人死亡^[1]。为了应对日益严重的大气污染,国家发布并实施了一系列有关大气污染防治的政策、法规,并采取了一些专项整治行动来改善大气质量。新发布的《火电厂大气污染物排放标准(GB13223-2011)》^[2]自2012年1月1日起实施,该标准提高了火电行业环保准入门槛,推动火电行业排放降低强度并减少污染物排放。交通运输层面也引入了车辆燃料升级和淘汰老旧污染车辆的策略^[3]。2013年9月10日,中国政府发布了《大气污染防治行动计划》。2015年1月1日,《中华人民共和国环境保护法》^[4]正式实施,强化了社会公众的监督作用。在相关措施的综合作用下大气污染减排工作成效显著,如2015年中国 SO_2 和 NO_x 的年排放量相对于2010年分别下降了5.8%和10.9%^[4]。此外,生态环境部和国家质量监督检验检疫总局于2012年发布了新版《环境空气质量标准(GB3095-2012)》^[5],首次在标准中增加了臭氧指标。“十三五”规划提出在全国范围内建立实时大气污染国控质量监测站点网络(简称国控站点)后,国控站点数量迅速增加。2013—2019年中国大陆地区国控站点覆盖站点数量分别为820、944、1494、1467、1486、1494、1464个。

近年来利用大气监测站点数据展开的大气质量研究较多^[6-8],结合社会经济数据(如统计年鉴数据、社会调查数据)和自然因素数据(如气象条件数据)相关研究分析了不同区域的大气质量状况、时空分布规律及其影响因素^[9-13]。与此同时,也产生了

一系列新的分析方法与技术,如多尺度空气质量模型CMAQ^[14]、空间计量模型^[15]等。总体而言,现有的大气质量变化研究主要基于离散的监测站点数据直接进行时空统计,然而大多研究仅聚焦于局部地区或重点城市群等区域研究,全国尺度的研究还相对较少,无法从整体上反映中国不同大气污染物的空间分布格局及需要重点关注的污染区域;且研究时段较短,难以把握近年的总体变化特征。本研究立足中国31个省份及八大综合经济区^[16],采用监测站点数量相对稳定(2015年1月至2019年12月)的国控站点数据集,基于6种大气关键参数的插值结果,分析了中国6种主要大气污染物和空气质量指数(Air Quality Index, AQI)的时空变化规律以及不同大气污染物之间潜在互动影响关系。在探讨中国大气污染季节性规律的基础上,分析了中国大气污染最为严重的地区。在此基础上分析其形成机制,以期为国家大气污染防治决策及跨区域综合治理提供数据支撑。

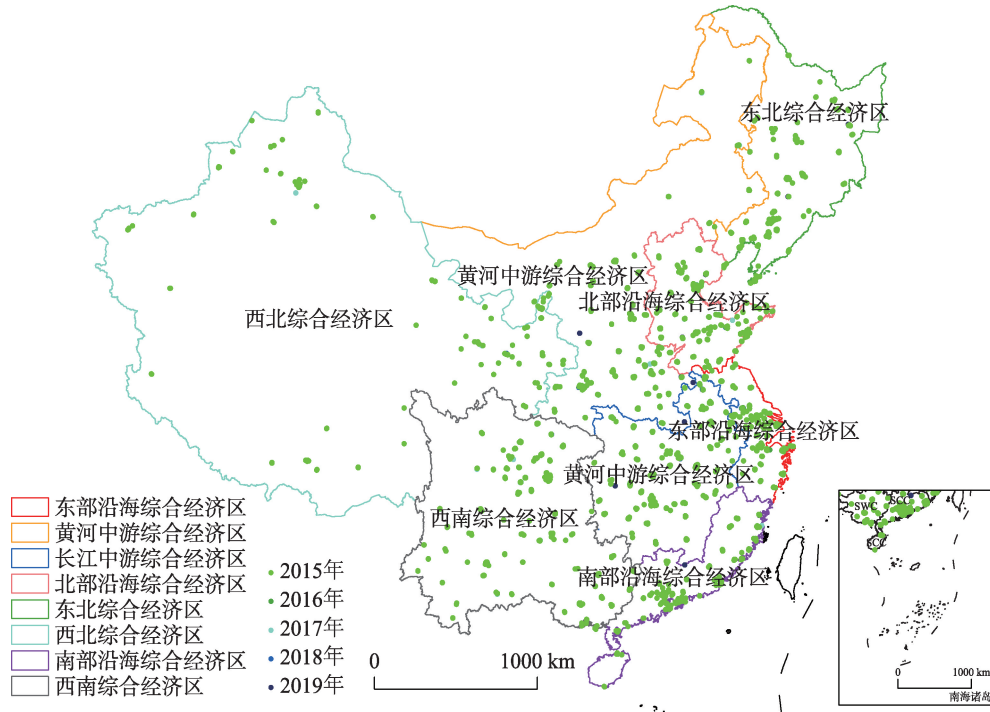
2 数据与方法

2.1 研究数据

研究数据主要包括生态环境部发布的2015—2019年国控站点全国站点时报数据中的AQI和6种大气污染物($PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 O_3 、 NO_2 、 SO_2 、CO)。其中除 O_3 指标 O_3_8h 为8h平滑的结果外,其余5种大气污染物数据均为每小时监测结果。从大气质量监测站点的分布来看(图1),可以发现大气质量监测站点呈现出东密西疏的分布规律,本文选取2015—2019年的共有站点(1456个)进行统计分析。

首先,以秦岭淮河一线作为中国南北方的分界

① 由中华人民共和国第十二届全国人民代表大会常务委员会第八次会议于2014年4月24日修订通过,自2015年1月1日起施行。



注:该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)1697号的标准地图制作,底图无修改。由于数据获取困难,本次研究不包括香港、台湾和澳门。

图1 2015—2019年中国大气质量监测国控站点分布

Fig. 1 Map of air quality monitoring stations in China from 2015 to 2019

线,对比了中国南方和北方地区的大气环境质量差异。同时,为了更好地分析社会经济活动对大气污染的潜在影响,采用国务院发展研究中心发展战略与区域经济研究部划分的“八大综合经济区”对不同站点进行了分区分析。“八大综合经济区”分别为东北综合经济区(简称东北区,具体包括辽宁、吉林、黑龙江)、北部沿海综合经济区(简称北部区,具体包括北京、天津、河北、山东)、东部沿海综合经济区(简称东部区,具体包括上海、江苏、浙江)、南部沿海综合经济区(福建、广东、海南)、黄河中游综合经济区(简称黄中区,具体包括陕西、山西、河南、内蒙古)、长江中游综合经济区(简称长中区,具体包括湖北、湖南、江西、安徽)、西南综合经济区(以下简称西南区,具体包括云南、贵州、四川、重庆、广西)和西北综合经济区(简称西北区,具体包括甘肃、青海、宁夏、西藏、新疆)。

为了分析气象条件对大气污染过程的影响,本文使用了欧洲中期天气预报中心(European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF) ERA5陆地月均数据集中的风速、近地面气温、总降水量和地表受到的太阳向下辐射4种数据。

2.2 研究方法

研究重点关注大气环境质量参数的季相差异及趋势性变化规律,因此将1h为监测频率的时报数据规整为月均数据。为了更好地反映大气环境参数的空间分布规律,利用反距离权重插值方法^[17-18]将站点监测数据转换为6 km×6 km的空间化栅格数据。在此基础上,分析了PM_{2.5}、PM₁₀、O₃、NO₂、SO₂、CO共6种大气污染物和AQI的月均、季均及年均浓度结果的时空变化规律。同时,为了更好地研究中国大气环境质量及其主要污染物潜在来源,本文还采取了组合指标分析法、相关分析法2种分析方法。

2.2.1 组合指标分析法

来自特定污染源的不同大气污染物之间可能存在明显的伴生关系,因而比单一的污染物指标对特定污染源的指向性更好。根据不同污染物浓度的两两间比值组合形式,可以分析其污染物的潜在主要来源,即组合指标分析法。例如,一个区域的PM_{2.5}/PM₁₀越低,即粗颗粒物污染的贡献率越大,则该区域的主要污染源来自沙尘天气的可能性就越大^[19]。由于汽车尾气中氮氧化物占比较高,而工业燃烧产生的SO₂比重相对较高,因此SO₂/NO₂越高,

说明该区域的大气污染来自固定污染源(工业燃烧等)的可能性越大,反之则说明来其相关污染可能主要来自移动污染源(如机动车尾气排放等)^[20]。与之类似,PM_{2.5}/SO₂越高,则说明交通排放形成的PM_{2.5}污染可能占主导地位,相反则说明工业燃烧可能是该区域PM_{2.5}的主要来源^[1]。此外,大气中的PM_{2.5}既包含固定污染源排放、机动车尾气以及建筑工地扬尘直接产生的一次污染物,也有二氧化硫、氮氧化物、VOCs经过复杂的物理化学反应产生的二次污染物。CO则主要来自固定污染源和移动污染源的一次污染,因而PM_{2.5}/CO越高,则说明由二次污染形成的PM_{2.5}可能更高^[4,21]。

2.2.2 相关分析法

本文通过计算两大大气污染物的皮尔逊相关系数来度量大气污染物之间的相关性(式(1))。

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}} \quad (1)$$

式中: r 代表皮尔逊相关系数; n 表示参与相关性分析的数组个数; X 和 Y 分别表示参与相关性分析的2种大气污染物。

3 结果与分析

3.1 空间变化分析

从全国6种大气污染物均值来看(图2),PM_{2.5}、PM₁₀、O₃、NO₂、SO₂、CO的浓度分别为37.63 μg/m³、63.9 μg/m³、59.02 μg/m³、25.56 μg/m³、20.06 μg/m³、0.84 mg/m³,而AQI的近5年均值为69.53。其中,PM_{2.5}是6种大气污染物中唯一一种年均值超标的大气污染物(年均浓度标准限值35 μg/m³)^[5]。各种大气关键参数污染均表现出较为明显的空间分异规律。其中中国北方地区的PM_{2.5}、PM₁₀、O₃、NO₂、SO₂、CO年均质量浓度和AQI分别为48.77 μg/m³、86.67 μg/m³、61.29 μg/m³、33.65 μg/m³、20.04 μg/m³、1.02 mg/m³和101.34,相较于中国南方地区分别高25.2%、18.73%、4.95%、17.6%、32.74%、16.17%和28.3%。总之,中国北方地区的大气污染状况更为严重,尤其表现在SO₂和PM₁₀这2种大气污染物。

从八大综合经济区来看,北部区是PM_{2.5}、NO₂和PM₁₀污染最为严重的区域,在研究期5年内的平均浓度相应为59.03、40.49、96.27 μg/m³,分别比全国平均浓度高42.28%、42.32%、31.46%。同时北部

区也是AQI值最大的区域,即该地区整体的大气污染更为严重,其5年空气质量指数为90.76,高出全国平均水平30.52%。黄中区是CO和SO₂污染最为严重的区域,其5年平均浓度相应为1.12 mg/m³和26.1 μg/m³,分别比全国平均浓度高23.92%、56.7%。西北区和东部区是O₃污染最为严重的区域,其5年O₃平均浓度分别为66.2 μg/m³和66.68 μg/m³,高出全国平均浓度10.38%、11.18%。

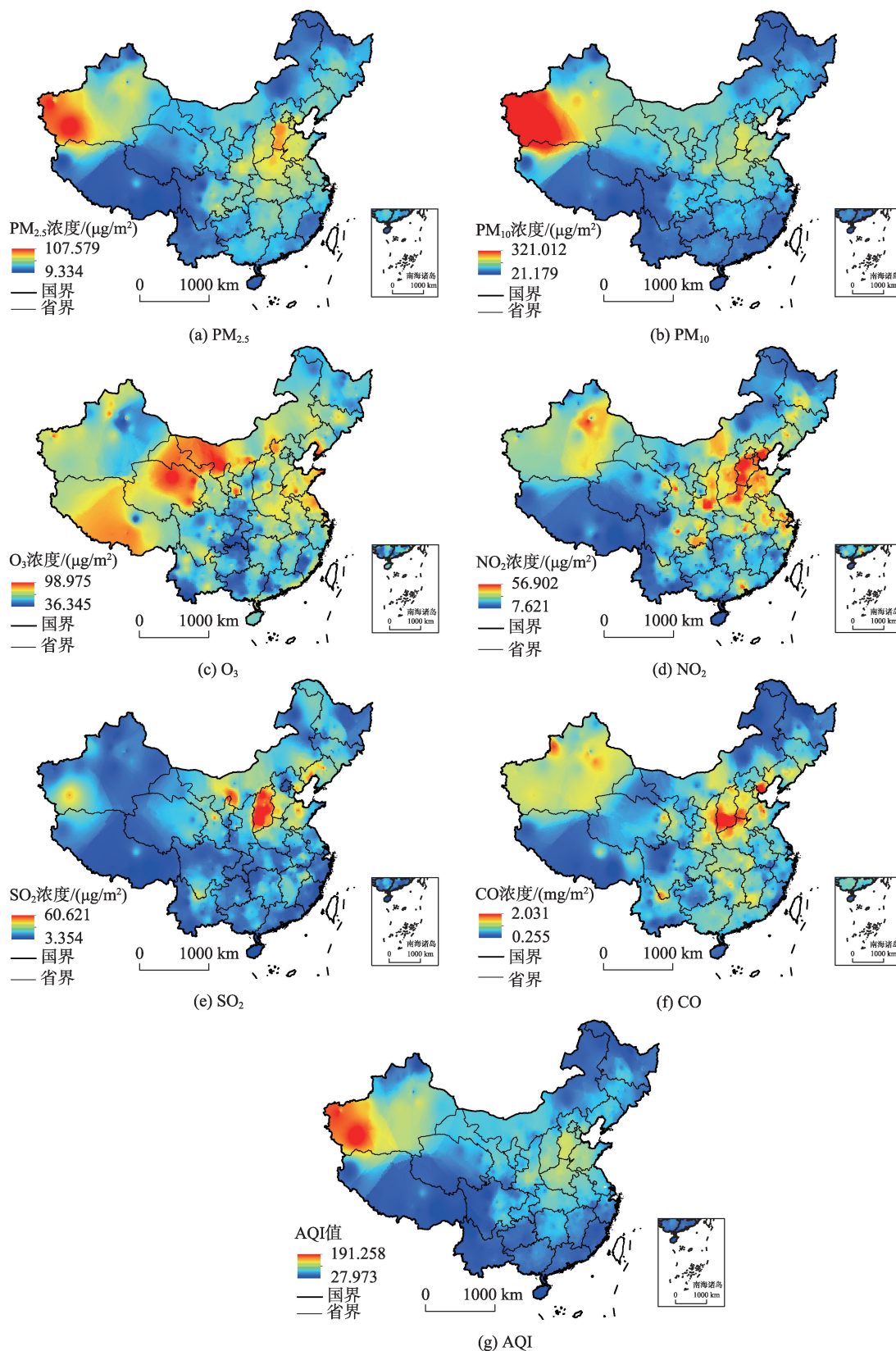
3.2 时序变化分析

3.2.1 月均值变化规律

从整体上看,6种大气污染物的月均浓度和AQI都呈现出明显的季节性波动规律(图3)。全国PM_{2.5}月均浓度在1月和12月最高,近5年这2个月的平均值为62.89 μg/m³,在8月和9月最低,近5年这2个月的平均值(26.99 μg/m³)仅为1月和12月这2个月的平均值的42.92%。

全国PM₁₀月均浓度在1、3、4、12月较高,近5年这4个月的平均值为89.84 μg/m³,在8月和9月最低,近5年这2个月的平均值(54.03 μg/m³)仅为1、3、4、12月这4个月平均值的60.13%。全国O₃月均浓度在5月和6月最高,近5年这2个月的平均值为79.5 μg/m³,在1月和12月最低,近5年这2个月的平均值(36.59 μg/m³)仅为1月和12月的平均值的46.03%。全国NO₂月均浓度在1月和12月最高,近5年这2个月的平均值为38.6 μg/m³,在7月和8月最低,近5年这2个月的平均值(19.98 μg/m³)仅为1月和12月这2个月的平均值的51.77%。全国SO₂和CO的月均浓度都在1月最高,7月最低,其中SO₂近5年1月的平均值为28.91 μg/m³,7月的平均值(10.28 μg/m³)仅为1月平均值的35.57%;CO近5年1月的平均值为1.28 μg/m³,7月的平均值(0.72 μg/m³)仅为1月的平均值的56.18%。从全国AQI来看,其在1月最高,8月最低,8月的平均值(49.63)仅为1月平均值的49.09%。

就污染物浓度的时序趋势变化而言,SO₂、CO、PM_{2.5}、PM₁₀呈现显著下降趋势($p < 0.05$),2019年年均浓度较2015年分别下降7.86%、3.74%、4.5%和3.84%,NO₂下降趋势不明显,2019年年均浓度较2015年分别下降0.95%;O₃呈现显著上升趋势($p < 0.05$),2019年O₃年均浓度较2015年上升0.79%。整体上,AQI也呈现显著下降趋势($p < 0.05$),2019年较2015年下降19.31%。



注：该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)1697号的标准地图制作，底图无修改。由于数据获取困难，本次研究不包括香港、台湾和澳门。

图2 2015—2019年中国6种大气污染物和AQI多年平均质量浓度空间分布

Fig. 2 Average mass concentration of six key atmospheric pollutants and AQI in China from 2015 to 2019

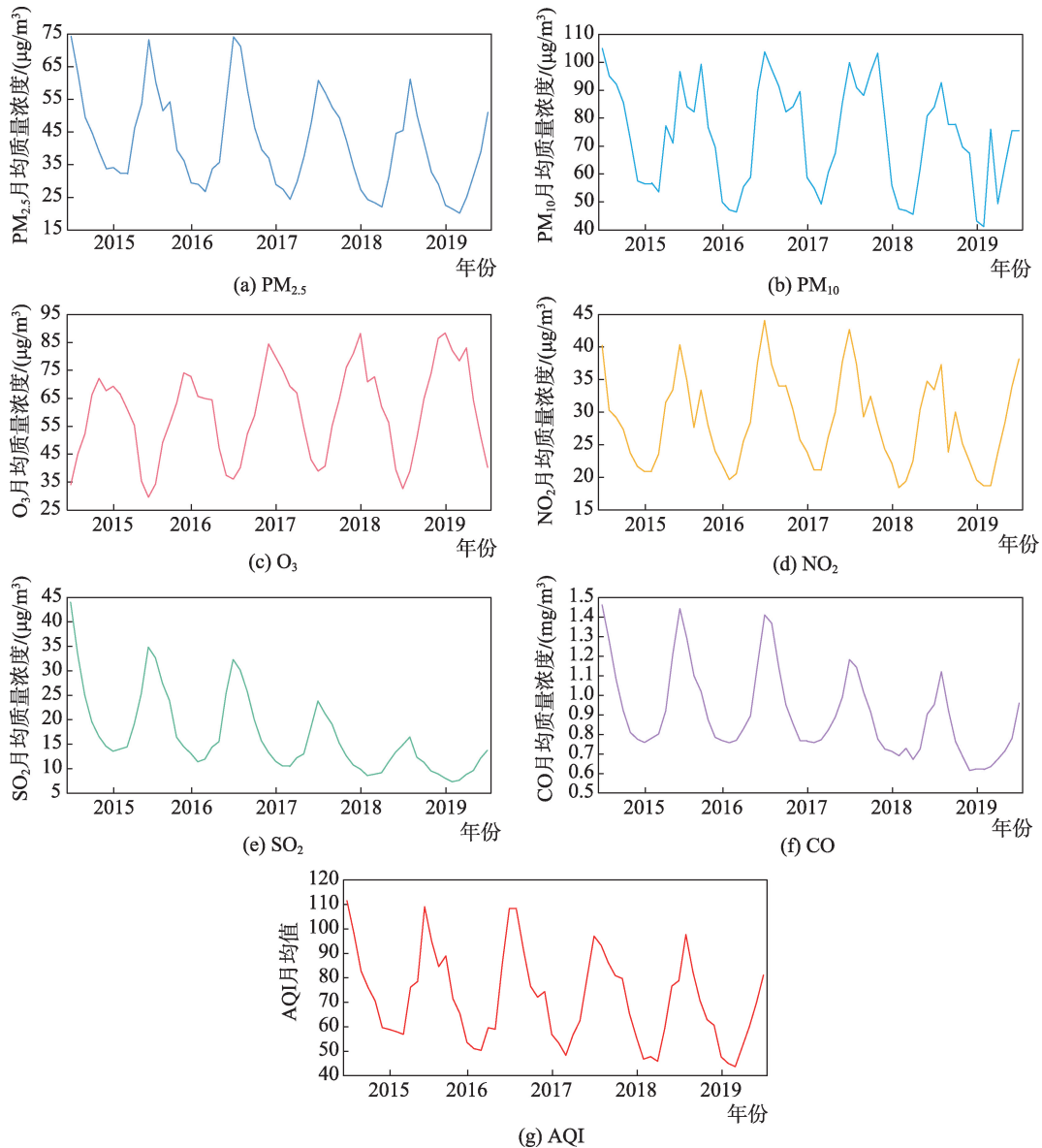


图3 2015—2019年6种大气污染物和AQI月均质量浓度变化

Fig. 3 Monthly average mass concentration changes of six key atmospheric pollutants and AQI from 2015 to 2019

3.2.2 分省的季节性变化规律

从近5年6种大气污染物和AQI的月均浓度变化可以发现其呈现出明显的季节性波动规律(图3)。考虑到不同省份气候各异,因此以省级行政单位为基本分析单元分析了各省6种大气污染物和AQI的季节性变化规律(图4)。其中,本文以春季(3—5月)、夏季(6—8月)、秋季(9—11月)、冬季(12—2月)为标准进行季节划分。

就 $PM_{2.5}$ 来看,新疆春季的 $PM_{2.5}$ 浓度最高($69.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$),而夏季和秋季天津市的浓度最高,浓度分别是 $45.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $59.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$,冬季河南省的 $PM_{2.5}$ 浓度最高($60.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。海南省四季的 $PM_{2.5}$ 浓

度均为全国最低,年平均值仅为 $18.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。与 $PM_{2.5}$ 类似,新疆为全国春季 PM_{10} 浓度值最高的省份,平均浓度高达 $220.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$,约为全国平均浓度的2.6倍。但非春季新疆 PM_{10} 浓度也为全国最高,平均浓度为 $135.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$,约为全国平均水平的1.9倍。海南省四季的 PM_{10} 浓度均为全国最低,平均值仅为 $33.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于 O_3 ,重庆市春季 O_3 浓度最低($53.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$),西藏浓度最高($85.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$);夏季海南省 O_3 浓度最低($42.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$),山东省浓度最高($95.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$);秋季北京市 O_3 浓度最低($38.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$),上海市浓度最高($69.87 \mu\text{g}/\text{m}^3$);冬季天津市 O_3 浓度最低($28.59 \mu\text{g}/\text{m}^3$),海南省浓度最高($65.36 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。

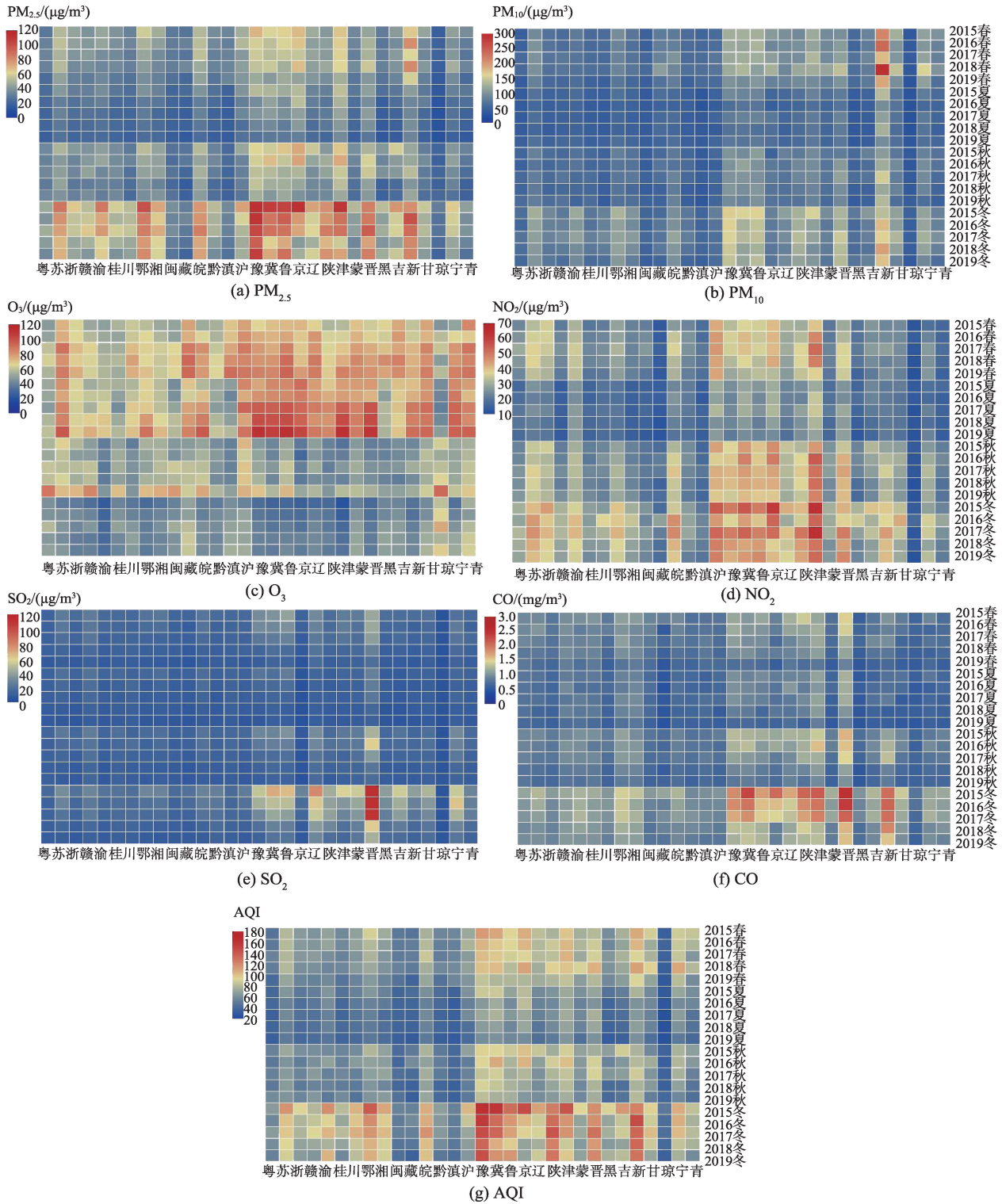


图4 2015—2019年6种大气污染物和AQI季均质量浓度变化

Fig. 4 Seasonal average mass concentration changes of six key atmospheric pollutants and AQI from 2015 to 2019

对于 NO_2 ，各省份中天津市的 NO_2 浓度在四季均为全国最高，平均值为 $45.91 \mu g/m^3$ 。海南省的 NO_2 浓度在四季均为全国最低，平均值为 $12.49 \mu g/m^3$ 。对于 SO_2 ，山西省为各省中的高值，尤其在冬季

其平均浓度为 $88.01 \mu g/m^3$ ，约为全国冬季 SO_2 平均值的3.6倍，为北方地区冬季 SO_2 平均值的2.56倍，在非冬季，山西省 SO_2 浓度也皆为全国最高，平均浓度为 $29.5 \mu g/m^3$ ，约为全国 SO_2 平均值的2.1倍，为北

方地区SO₂平均值的1.95倍。海南省在春季、秋季、冬季的SO₂浓度为全国最低,平均值为5.12 μg/m³,而夏季北京市的SO₂浓度为全国最低(4.28 μg/m³)。对于CO,山西省的CO浓度在四季均为全国最高,平均值为1.43 mg/m³,春季和秋季黑龙江省的CO浓度最低,分别为0.59 mg/m³和0.61 mg/m³,夏季西藏CO浓度最低(0.47 mg/m³),冬季海南省CO浓度最低(0.7 mg/m³)。从AQI来看,在冬季新疆的AQI最大(101.316),夏季和秋季河北省的AQI最大,分别为73.75和90.43,冬季河南省的AQI最大(149.22)。

3.3 组合比值分析

整体来看,研究期的5年内中国PM_{2.5}/PM₁₀、PM_{2.5}/CO、PM_{2.5}/SO₂、SO₂/NO₂平均值分别为0.57、45.05、2.68、0.61。考虑到气候条件可能会对来自特定污染源的不同大气污染物之间的伴生关系产生不同影响,因此本文对中国4个大气污染物组合指标的季节性变化进行了分析(图5)。

PM_{2.5}/CO、PM_{2.5}/PM₁₀、SO₂/NO₂表现出了明显的季节性波动规律。PM_{2.5}/CO在夏季较小,夏季平均值为0.04,相对比其他季节PM_{2.5}/CO均值低22.14%,说明在夏季由二次污染形成的PM_{2.5}得到一定的抑制。PM_{2.5}/PM₁₀在春季较小,平均值为0.48,比其他季节PM_{2.5}/PM₁₀均值低15.37%,这可能是北方春季多风、多尘时从沙土中释放出大量的粗

颗粒物所致。SO₂/NO₂在冬季较大,平均值为0.72,高于其他季节35.19%,可能与冬季北方取暖燃煤炉排放较多的SO₂直接相关。然而近年来由于“煤转天然气”项目的逐渐实施,燃煤锅炉改造为天然气锅炉,因此表征如工业燃烧等固定污染源的SO₂/NO₂在这5年显著下降($p < 0.01$),降幅为49.69%(0.79~0.40)。PM_{2.5}/SO₂在5年内显著上升($p < 0.01$),增幅52.35%(2.16~3.29),可能与SO₂浓度逐年降低,说明SO₂二次污染形成的PM_{2.5}有所减弱。此外,为了研究不同区域的污染组合差异,本文还对比分析了八大综合经济区的4种大气污染物组合比值(表1)。

就PM_{2.5}/PM₁₀来看,北方地区的PM_{2.5}/PM₁₀比南方低15.7%(0.54~0.60),尤其是西北区,PM_{2.5}/PM₁₀约为0.4,说明这些地方的粗颗粒物污染贡献率较大,主要污染源可能来自沙尘天气。东部区的PM_{2.5}/PM₁₀最大(0.64)。中国南方与北方的PM_{2.5}/CO无明显差异,PM_{2.5}/CO在北部区最大(53.44),说明该地区由二次污染形成的PM_{2.5}可能较高,而在南部区PM_{2.5}/CO最小(33.48)。对于PM_{2.5}/SO₂,中国北方地区的PM_{2.5}/SO₂比南方地区低12.63%(0.69~0.53),其中北部区的PM_{2.5}/SO₂最大(3.39),说明该地区由交通排放形成的PM_{2.5}污染可能占主导作用,东北区最小(2.15),说明工业燃烧可能是该区域PM_{2.5}的主要来源。中国北方地区的SO₂/NO₂比南方地区高30.19%(0.54~0.60),黄中区的

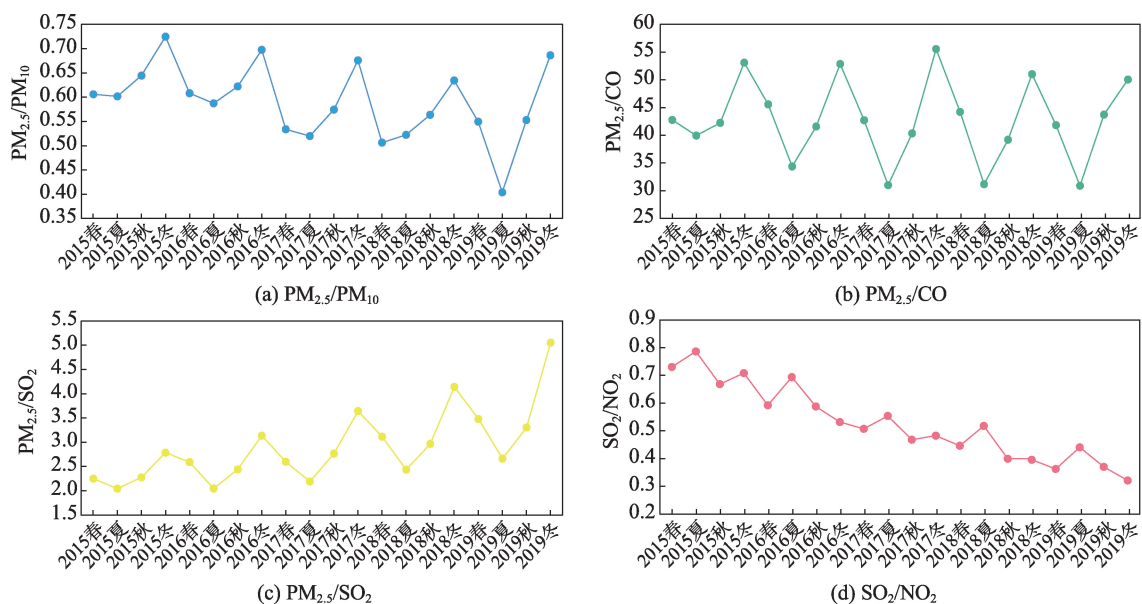


图5 2015—2019年中国大气污染物4种组合指标的季均值变化

Fig. 5 Seasonal average changes of four combination indexes of key atmospheric pollutants in China from 2015 to 2019

表1 2015—2019年八大综合经济区的4种大气
污染物组合比值对比

Tab. 1 Comparison of the combined ratios of four key
atmospheric pollutants in eight major comprehensive
economic zones from 2015 to 2019

	PM _{2.5} /PM ₁₀	PM _{2.5} /CO	PM _{2.5} /SO ₂	SO ₂ /NO ₂
东北区	0.574	43.189	2.150	0.723
北部区	0.611	53.441	3.390	0.471
东部区	0.638	52.997	3.332	0.388
南部区	0.600	33.483	2.793	0.478
黄中区	0.518	43.647	2.188	0.778
长中区	0.626	46.903	3.060	0.605
西南区	0.604	40.197	2.584	0.551
西北区	0.395	44.871	2.515	0.667
中国北方	0.540	45.760	2.517	0.690
中国南方	0.601	44.338	2.835	0.533

SO₂/NO₂最大(0.78),说明其固定污染源(工业排放)相较于移动污染源(交通)更严重,东部区的SO₂/NO₂最小(0.39),说明其移动污染源相较于固定污染源更严重。

3.4 不同大气污染物之间的相关系数

利用2015—2019年每年6种大气污染物的月均值,计算得到中国不同大气污染物的皮尔逊相关系数(表2)。

整体来看,中国PM_{2.5}、PM₁₀呈现极显著正相关关系($r=0.86, p<0.01$),PM_{2.5}和PM₁₀两种污染物与NO₂、SO₂、CO之间均呈极显著正相关关系($r>0.85, p<0.01$),说明这些污染气体的共同来源是化石燃料燃烧和机动车尾气排放等。O₃与NO₂和CO呈较强负相关关系($r>0.8, p<0.01$)。这是因为对流层O₃主要由氮氧化物、CO及挥发性有机物(VOCs)等前体物在一定的条件下通过光化学反应相互作用而生成。从八大综合经济区的皮尔逊相关系数的结

果来看,东北区的CO和SO₂、NO₂、PM_{2.5}均呈现强烈正相关关系($r>0.9, p<0.01$)。CO主要来自固定污染源和移动污染源的一次污染,说明生物质燃烧(以秸秆燃烧为主)对东北区CO浓度造成了较大影响^[22],而秸秆燃烧会向大气中排放大量的SO₂、NO₂、PM_{2.5}。此外,黄中区的SO₂和CO呈现显著正相关性($r>0.95, p<0.01$),化石燃料燃烧是SO₂和CO的共同来源之一,处于黄河中上游能源化工区是中国煤炭产区、煤化工、能源电力行业生产基地,相关产业对该区域大气污染产生了较大影响^[23]。另外,相较于其他区域,西北区的PM₁₀与NO₂、SO₂、CO呈现较弱相关关系(NO₂、SO₂分别与PM₁₀的相关系数为0.38、0.39, $p<0.01$, CO与PM₁₀的相关系数为0.25,未通过显著性检验),可能主要受当地PM₁₀气候条件的(风沙、沙尘暴)影响,其化石燃料燃烧对PM₁₀的贡献相对较低。

4 讨论

4.1 中国大气污染最为严重的地区分析

从大气污染物和AQI的时空分布结果来看(图2),可以看出中国不同大气污染物的空间分布热点。各省份中新疆的PM₁₀污染最为严重,5年平均浓度为59.45 μg/m³,高出全国平均浓度42.57%。而其PM_{2.5}/PM₁₀指标为全国最低(仅为0.38),这说明其PM₁₀污染可能主要受区域的沙尘天气影响。西北的区域性沙尘天气可能是导致其粗颗粒物污染严重的主要原因^[24]。另外,新疆PM_{2.5}在其西南部喀什市附近也存在明显高值区。喀什三面环山的半封闭地形特征不利于污染扩散,可能是造成其值较高的重要原因^[25]。同时,新疆的AQI也很大,在研究期5年中AQI平均值为95.63,高出全国平均水平37.52%。

表2 2015—2019年中国不同大气污染物之间的相关系数

Tab. 2 Correlation coefficients of key atmospheric pollutants in China from 2015 to 2019

	CO	SO ₂	NO ₂	O ₃	PM ₁₀	PM _{2.5}
CO	1	0.950**	0.822**	-0.846**	0.741**	0.955**
SO ₂	0.950**	1	0.718**	-0.729**	0.707**	0.895**
NO ₂	0.822**	0.718**	1	-0.828**	0.799**	0.879**
O ₃	-0.846**	-0.729**	-0.828**	1	-0.581**	-0.815**
PM ₁₀	0.741**	0.707**	0.799**	-0.581**	1	0.861**
PM _{2.5}	0.955**	0.895**	0.879**	-0.815**	0.861**	1

注:**表示极显著($p<0.01$)。

山西省是全国SO₂污染最为严重的省份,5年平均浓度为44.13 μg/m³,约为全国平均浓度的2.6倍。煤烟氧化过程排放的SO₂被认为是中国持续严重雾霾形成的关键因素^[26],山西被称为“煤炭大省”,煤炭消费强度大,环境大气中的SO₂浓度相对较高。山西省的PM_{2.5}/SO₂最小(1.25),说明相较于交通排放,工业燃烧形成的PM_{2.5}污染可能占据主导作用。另外山西省的SO₂/NO₂指标亦为全国各省的最高值(1.21),也因此证明了该省相关污染可能主要来自固定污染源(工业燃烧等)。

北京市的PM_{2.5}/PM₁₀最高(0.77),说明北京虽然受北方沙尘天气影响较为严重,但沙尘天气对北京市PM_{2.5}的贡献有限,交通扬尘污染的贡献率更高。北京市PM_{2.5}/CO(60.83)、PM_{2.5}/SO₂(6.7)皆为全国最高,分别高出全国平均水平33.98%、169%,说明当地由二次污染形成的PM_{2.5}的可能更高。相较于工业燃烧,由交通排放形成的PM_{2.5}污染在北京可能占据主导作用。另外,北京市SO₂/NO₂为全国最低(0.21),其中SO₂平均浓度为8.64 μg/m³,仅高于海南省,NO₂平均浓度为40.41 μg/m³,仅低于天津市和上海市。说明北京市对固定污染源的SO₂污染控制较好,而对移动污染源为主的氮氧化物污染控制还有待加强。

河南省和河北省是全国AQI最大的2个省份,研究期5年内其AQI平均值分别为102.44和97.77,高出全国平均水平47.33%、40.61%。说明这2个省的大气污染整体状况较为严重,尤其是PM_{2.5}、PM₁₀和NO₂污染在全国均处于较为严重的水平(图2(a)、图2(b)、图2(d))。

4.2 大气污染季节性规律的形成机制分析

近5年中国CO、SO₂、NO₂、PM_{2.5}、PM₁₀浓度均呈现冬季高,夏季低的规律(图4)。冬季浓度升高主要受供暖燃煤和生物质燃烧的影响。此外,冬季风速较小(图6(a)),气温低(图6(b)),降雨稀少(图6(c))的气象条件也不利于污染物稀释和扩散^[27-28]。在冬季,北方地区的CO比南方地区高32.74%,春夏秋季则仅高8.11%,冬季北方地区的SO₂浓度比南方高113.23%,春夏秋季高19.2%。冬季北方地区供暖排放的废气很可能是其CO和SO₂冬季浓度高的主要原因。山西省在冬季出现了明显的SO₂浓度高值(图4),该省冬季SO₂浓度约为其他北方省份平均值的2.56倍。除了北方冬季取暖的原因,山西省的局地污染如工矿区燃煤脱硫技术不达标,居民区域的散煤燃烧排放也加剧了冬季SO₂污染^[29]。冬季北方地区的NO₂浓度比南方高

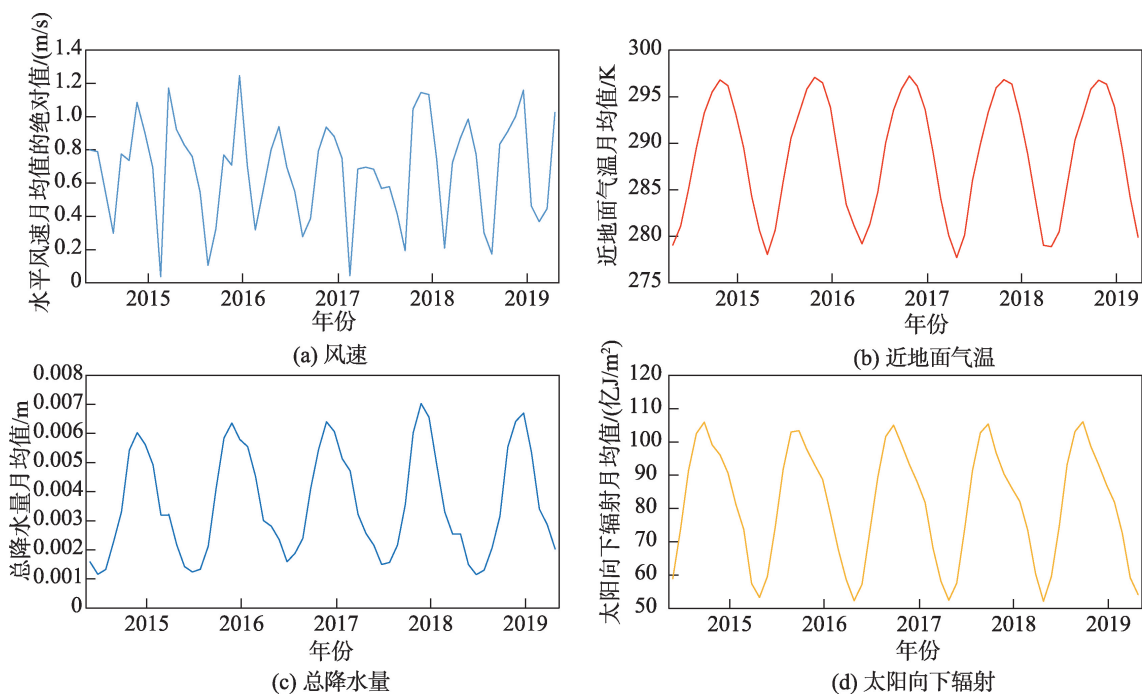


图6 2015—2019年中国4种气象数据月均值变化

Fig. 6 Monthly Changes of four types of weather data in China from 2015 to 2019

14.41%, 春夏秋季高 14.13%, 冬季北方地区的 $PM_{2.5}$ 浓度比南方高 20.35%, 春夏秋季高 20.78%, 可见 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 的南北方的差异度随季节变化不大 ($<0.5\%$)。冬季大气扩散条件整体较差, 不利于污染物扩散, 并且与夏季相比降雨较少对污染物清除效果差, 导致中国 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 整体浓度在冬季较大^[15]。

冬季北方地区的 PM_{10} 浓度比南方高 35.43%, 春夏秋季高 43.53%, 其中在春季北方地区比南方高 59.09%, 这是由于北方地区在春季多风、多尘时会从沙土中释放出大量的粗颗粒物所致。尤其是在新疆出现了明显的 PM_{10} 浓度高值(图 4), 这与新疆常年春季爆发的沙尘暴天气有关^[60]。 O_3 浓度整体呈现出夏季高, 冬季低, 的季节变化规律(图 4), 这是因为 O_3 的形成速率取决于太阳辐射和温度影响的光化学反应^[20], 夏季相较于冬季温度较高(图 6(b)), 太阳辐射更强(图 6(d)), 更易促进 O_3 的生成。

5 结论

本文基于国控站点大气质量监测数据, 分析了 2015 年 1 月至 2019 年 12 月中国大气污染现状, 研究大气污染物 ($PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 O_3 、 NO_2 、 SO_2 、 CO) 和 AQI 的时空变化以及大气污染物的相关性。研究结果表明:

(1) $PM_{2.5}$ 是 6 种大气污染物中年均值唯一超标的大气污染物, 但其年均浓度整体呈现下降趋势, 近 5 年降幅为 4.5%。 O_3 浓度是 6 种大气关键参数中年均值唯一上升的大气污染物, 2019 年年均浓度较 2015 年年均浓度上升了 0.79%。 O_3 是 6 种大气污染物中唯一的年均值具有显著增加的趋势的污染物, 与此同时, $PM_{2.5}$ 和 O_3 两种污染物之间又存在一定的交互影响。研究表明^[31], $PM_{2.5}$ 可以清除产生 O_3 的氢过氧化物 (HO_2) 和氮氧化物自由基, 近几年中国 O_3 污染的加剧可能与同期 $PM_{2.5}$ 浓度的下降有关。因此在控制 $PM_{2.5}$ 浓度的同时, 减少挥发性有机物 VOCs 及氮氧化物的排放才能有效抑制 O_3 污染。

(2) PM_{10} 、 SO_2 、 CO 和 NO_2 浓度均下降, 2019 年年均浓度较 2015 年年均浓度分别下降 3.84%、7.86%、3.74%、0.95%。整体上 2019 年的 AQI 较 2015 年下降 19.31%。

(3) 中国 CO 、 SO_2 、 NO_2 、 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 平均浓度和 AQI 变化呈现冬季最高, 夏季最低的季节性变化规

律。这主要是因为冬季供暖以及不利于污染物稀释和扩散的气象条件; 相反, O_3 则呈现出夏季浓度高, 冬季低, 的季节变化规律, 则可能与夏季的高温、强辐射下 O_3 的光化学反应速率加强有直接关系。

(4) 整体来看, 中国北方地区大气污染状况比南方地区严重, PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、 O_3 、 NO_2 、 SO_2 、 CO 的质量浓度和 AQI 分别比南方地区高出 25.2%、18.73%、4.95%、17.6%、32.74%、16.17% 和 28.3%。北部区是 $PM_{2.5}$ 、 NO_2 和 PM_{10} 污染最为严重的区域, 平均浓度分别高出全国平均浓度 42.28%、42.32%、31.46%。同时北部区也是中国 AQI 最大的区域, 即该地区大气污染整体较为严重。黄中区是 CO 和 SO_2 污染最为严重的区域, 平均浓度分别高出全国平均浓度 23.92%、56.7%。西北区和东部区是 O_3 污染最为严重的区域, 平均浓度分别高出全国平均水平 10.38%、11.18%。就各省而言, 新疆是 PM_{10} 污染最为严重的区域, 尤其在春季。另外, 新疆西南部的 $PM_{2.5}$ 污染也十分严重, AQI 也较大。北京市虽然受北方沙尘天气影响严重, 但沙尘天气对北京市 $PM_{2.5}$ 的贡献有限, 交通扬尘污染的贡献率可能更高。北京市工业燃烧等脱硫效果较好, 但对氮氧化物控制还有待加强。被称为“煤炭大省”的山西省一直是 SO_2 污染最严重的区域, 除冬季取暖原因外, 山西省部分工矿区燃煤脱硫不达标, 居民散煤燃烧也加剧了其冬季 SO_2 的污染。河南省和河北省是全国 AQI 最大的 2 个省份, 尤其是 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 NO_2 污染在全国均处于较为严重的水平。

通过国控站点实时观测的 6 种大气关键参数数据, 本研究对比分析了近 5 年中国的大气质量变化情况, 并探讨了大气污染物之间的相关性。然而, 中国各地的污染物排放特征、气候和地形系统不同且复杂, 与气象条件相关的大气污染与次生形成的关系需要进一步研究。

参考文献(References):

- [1] Song C B, He J J, Wu L, et al. Health burden attributable to ambient $PM_{2.5}$ in China[J]. Elsevier Ltd, 2017, 223: 575-586.
- [2] 中华人民共和国生态环境部. GB 13223-2011 火电厂大气污染物排放标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012. [Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. GB 13223-2011 Emission standards for air pollutants from thermal power plants[S]. Beijing: Stan-

- dards Press of China, 2011.]
- [3] Wu Y, Zhang S J, Hao J M, et al. On-road vehicle emissions and their control in China: A review and outlook[J]. Elsevier B.V, 2017,574:332-349.
- [4] He J J, Gong S L, Yu Y, et al. Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014-2015 in major Chinese cities[J]. Elsevier Ltd, 2017, 223:484-496.
- [5] 中华人民共和国生态环境部.GB 3095-2012环境空气质量标准[S].北京:中国标准出版社,2012. [Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China.GB 3095- 2012 Ambient air quality standard[S]. Beijing: Standards Press of China, 2012.]
- [6] Zhang F Y, Shi Y, Fang D K, et al. Monitoring history and change trends of ambient air quality in China during the past four decades[J]. Pubmed, 2020,260:110031.
- [7] 汪行东.城市人口规模、城市密度与环境污染——基于主要城市2003-2014年空气质量面板数据的研究[J].湖南第一师范学院学报,2019,19(3):85-90,104. [Wang X D. Urban population size, urban density and environmental pollution: A study based on air quality panel data of major cities from 2003 to 2014 [J]. Journal of Hunan First Normal University, 2019,19(3):85-90,104.]
- [8] 董夏燕,何庆红.空气污染与中老年人心理健康的关系研究[J].中国经济问题,2019(5):50-61. [Dong X Y, He Q H. Research on the relationship between air pollution and mental health of middle-aged and elderly people[J]. China Economic Issues, 2019(5):50-61.]
- [9] 刘旖.中国空气污染的时空分布特征及影响因素分析[D].北京:北京交通大学,2018. [Liu Y. Spatial and temporal distribution characteristics of air pollution in China and analysis of influencing factors[D]. Beijing: Beijing Jiaotong University, 2018.]
- [10] Zhao S P, Yu Y, Yin D Y, et al. Annual and diurnal variations of gaseous and particulate pollutants in 31 provincial capital cities based on in situ air quality monitoring data from China National Environmental Monitoring Center[J]. Pubmed, 2016,86:92-106.
- [11] Wen X, Chen W W, Chen B, et al. Does the prohibition on open burning of straw mitigate air pollution? An empirical study in Jilin Province of China in the post-harvest season[J]. Elsevier Ltd, 2020,264:110451.
- [12] Zhang H L, Wang Y G, Hu J L, et al. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China[J]. Pubmed, 2015,140:242-254.
- [13] Song Y, Li Z R, Yang T T, et al. Does the expansion of the joint prevention and control area improve the air quality?—Evidence from China's Jing-Jin-Ji region and surrounding areas[J]. Elsevier Besloten Vennootschap, 2020,706:136034.
- [14] Liu T, Wang C L, Wang Y Y, et al. Impacts of model resolution on predictions of air quality and associated health exposure in Nanjing, China[J]. Pubmed, 2020,249:126515.
- [15] 肖悦.中国空气质量时空分布特征及影响因素分析[D].重庆:西南大学,2018. [Xiao Y. Spatial and temporal distribution characteristics of air quality in China and analysis of influencing factors[D]. Chongqing: Southwest University, 2018.]
- [16] 高赢.中国八大综合经济区绿色发展绩效及其影响因素研究[J].数量经济技术经济研究,2019,36(9):3-23. [Gao Y. Research on green development performance and its influencing factors of eight comprehensive economic zones in China[J]. Journal of Quantitative and Technological Economics, 2019,36(9):3-23.]
- [17] 严超.基于ArcGIS的大气污染物中二氧化硫的空间插值方法比较研究[J].山东化工,2019,48(12):215-216. [Yan C. A comparative study of spatial interpolation method for sulfur dioxide in air pollutants based on ArcGis[J]. Shandong Chemical Industry, 2019,48(12):215-216.]
- [18] 丁卉.三种区域空气质量空间插值方法对比研究[C].中国环境科学学会.2013中国环境科学学会学术年会论文集(第八卷).中国环境科学学会:中国环境科学学会, 2013:680-687. [Ding H. A comparative study of three spatial interpolation methods for regional air quality[C]. Chinese Society for Environmental Science. Proceedings of the 2013 annual conference of Chinese society for environmental science (vol. 8). Chinese society for environmental science: Chinese society for environmental science, 2013:680-687.]
- [19] Zhou X H, Cao Z Y, Ma Y J, et al. Concentrations, correlations and chemical species of PM_{2.5}/PM₁₀ based on published data in China: Potential implications for the revised particulate standard[J]. Pubmed, 2016,144:518-526.
- [20] Aneja V P, Agarwal A, Roelle P A, et al. Measurements and analysis of criteria pollutants in New Delhi, India[J]. Pubmed, 2001,27(1):35-42.
- [21] Zhang Y L, Cao F. Fine particulate matter (PM_{2.5}) in China at a city level[J]. Pubmed, 2015,5:14884.
- [22] 王甜甜,陈良富,陶金花,等.生物质燃烧对中国东北地区CO浓度的影响研究[J].遥感技术与应用,2016,31(2): 297-306. [Wang T T, Chen L F, Tao J H, et al. Effects of biomass combustion on CO concentration in northeast

- China[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2016,31(2):297-306.]
- [23] 马晓勇. 黄河中上游能源化工区(山西)生态环境现状及演变趋势[J]. 环境与可持续发展, 2012,37(6):108-112. [Ma X Y. Current situation and evolution trend of ecological environment in the middle and upper reaches of the Yellow River energy and chemical industry area (shanxi) [J]. Environment and Sustainable Development, 2012,37(6):108-112.]
- [24] 吴兑, 吴晟, 李菲, 等. 粗粒子气溶胶远距离输送造成华南严重大气污染的分析[J]. 中国环境科学, 2011,31(4):540-545. [Wu W, Wu S, Li F, et al. Analysis of severe air pollution in south China caused by long-distance transport of coarse aerosol particles[J]. China Environmental Science, 2011,31(4):540-545.]
- [25] 付宏臣, 孙艳玲, 景悦. 基于地理加权回归模型的新疆地区PM_{2.5}遥感估算[J]. 天津师范大学学报(自然科学版), 2019,39(1):63-70,80. [Fu H C, Sun Y L, Jing Y. Remote sensing estimation of xinjiang region by PM_{2.5} based on geographical weighted regression mode[J]. Journal of Tianjin Normal University (Natural Science Edition), 2019,39(1):63-70,80.]
- [26] Wang G H, Zhang R Y, Gomez M E, et al. Persistent sulfate formation from London Fog to Chinese haze[J]. Pubmed, 2016,113(48):13630-13635.
- [27] Yang Y Q, Wang J Z, Gong S L, et al. PLAM-a meteorological pollution index for air quality and its applications in fog-haze forecasts in North China[J]. Copernicus Publications, 2016,16(3):1353-1364.
- [28] He J J, Gong S L, Yu Y, et al. Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014-2015 in major Chinese cities[J]. Elsevier Ltd, 2017, 223:484-496.
- [29] 于小红, 封秋娟. 山西冬季二氧化硫地面、高空分布个案分析[J]. 科技与创新, 2017(2):31-33. [Yu X H, Feng Q J. Case study of surface and upper air distribution of sulfur dioxide in winter in shanxi[J]. Science and Technology Innovation, 2017(2):31-33.]
- [30] 李红军, 汤浩. 北疆春季沙尘暴极多与极少年环流场特征[J]. 沙漠与绿洲气象, 2017,11(1):35-40. [Li H Q, Tang H. Characteristics of spring sandstorms in northern xinjiang [J]. Desert and Oasis Meteorology, 2017,11(1):35-40.]
- [31] Daniel L K, Jacob J, Liao H, et al. A two-pollutant strategy for improving ozone and particulate air quality in China[J]. Nature Publishing Group UK, 2019,12(11):906-910.