DOI: 10.5846/stxb202102250517

金自恒,高锡章,李宝林,翟德超,许杰,李飞.川渝地区空气质量时空分布格局及影响因素.生态学报,2022,42(11):4379-4388. Jin Z H, Gao X Z, Li B L, Zhai D C, Xu J, Li F.Spatio-temporal distribution pattern and influencing factors of air quality in Sichuan-Chongqing region. Acta Ecologica Sinica,2022,42(11):4379-4388.

川渝地区空气质量时空分布格局及影响因素

金自恒^{1,2},高锡章^{1,2},李宝林^{1,2,*},翟德超^{1,2},许杰^{1,2},李飞^{3,4}

1 中国科学院地理科学与资源研究所,资源与环境信息系统国家重点实验室,北京 100101

2 中国科学院大学,北京 100049

3 青海省生态环境厅信息中心,西宁 810000

4 国家环境保护青藏高原生态环境监测与评估重点实验室,西宁 810000

摘要:川渝地区尤其是四川盆地已成为我国空气污染最严重的地区之一,基于 2018—2019 年川渝地区 128 个城市站和 71 个县 级站空气质量监测及自然与社会经济数据,采用全局和局部莫兰指数分析了川渝地区空气质量指数(AQI)和不同空气质量分 指数(IAQI)的时空格局,并采用偏最小二乘回归(PLSR)从较为宏观的尺度综合分析了川渝地区空气污染的主要驱动因素。研究结果表明:(1)川渝地区空气质量整体为良,主要污染物为 O₃,其次为 PM₁₀和 PM_{2.5}。盆地区与高原区的主要污染物分别 为 PM_{2.5}和 O₃;(2) AQI 及 PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂呈"U"型变化,春冬季最高,夏秋季最低;O₃则在内部两区域都大致呈倒"U"型变化, 但峰值分布时间与持续时长明显不同;SO₂和 CO 年内无明显变化;(3) 各污染物具有明显的空间聚集性特征, AQI 及 PM_{2.5} QI 及 PM_{2.5}、NO₂、O₃的高-高聚集区分布在盆地西部、中部和南部;(4) 川渝地区不同污染物所受主要影响因素存在差异, PM_{2.5} 受风 速、太阳辐射、气温、相对湿度与城镇化率等影响突出, PM₁₀主要受风速和相对湿度影响,O₃与城镇化率、人口密度、人均 GDP 以 及植被状况(NDVI)关系密切。研究结果可为川渝地区的空气质量时空分布规律及形成机制的认识以及有关部门的环境保护 政策制定提供参考。

关键词:川渝地区;空气质量指数;时空分布;偏最小二乘法;驱动因素

Spatio-temporal distribution pattern and influencing factors of air quality in Sichuan-Chongqing region

JIN Ziheng^{1,2}, GAO Xizhang^{1,2}, LI Baolin^{1,2,*}, ZHAI Dechao^{1,2}, XU Jie^{1,2}, LI Fei^{3,4}

1 State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Information Center, Department of Ecology and Environment of Qinghai Province, Xining 810000, China

4 State Key Laboratory for Environmental Protection Monitoring and Assessment of the Qinghai-Tibet Plateau, Xining 810000, China

Abstract: Sichuan-Chongqing region, especially Sichuan Basin, has become one of the most serious air pollution areas in China. It is of great significance to understand the spatio-temporal pattern of air quality and its formation mechanism accurately in this area for the formulation of environmental protection policies. Based on the air monitoring data at 128 city stations and 71 county stations in Sichuan-Chongqing region from 2018 to 2019, this paper analyzed the spatio-temporal patterns of Air Quality Index (AQI) and Individual Air Quality Index (IAQI) in Sichuan-Chongqing region using global and local Moran's index, and explored the main driving factors of air pollution through Partial Least Squares Regression

收稿日期:2021-02-25; 网络出版日期:2022-02-10

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0500205);昆仑英才高端创新人才项目;国家自然科学青年基金项目(41701475)

^{*}通讯作者 Corresponding author.E-mail: libl@ lreis.ac.cn

(PLSR) method. The influencing factors included annual average wind speed, annual average temperature, annual average relative humidity, annual total precipitation, Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), annual average solar radiation, population density, urbanization rate, secondary industry proportion and per capita GDP. The results showed that (1) the air quality in Sichuan-Chongqing region was generally moderate, and O_3 was the primary pollutant, followed by PM10 and PM25. The primary pollutant in the basin and plateau were PM25 and O3, respectively. (2) The AQI, PM25, PM10 and NO2 showed "U" shape with the highest value in spring and winter but the lowest value in summer and autumn; O_3 showed "inverted U" shape, and the peak and duration time of the inner two regions were obviously different. SO₂ and CO indicated no obvious variation within a year. (3) Each pollutant had obviously spatial autocorrelation characteristics. For AQI, PM10, PM25, NO2 and O3, high-high clusters were found in the western, central and southern parts of the basin region. Some low-low clusters were mostly distributed in the plateau area. (4) The driving factors of different pollutants in Sichuan-Chongqing region were different. PM25 was significantly affected by wind speed, solar radiation, air temperature, relative humidity and urbanization rate; PM_{10} was significantly affected by wind speed and relative humidity; O_3 was closely related to urbanization rate, population density, per capita GDP and vegetation cover condition represented by NDVI. PM25 pollution in the basin area may be related to climatic conditions such as high-intensity economic activities together with low wind speed, high temperature and humidity. PM₁₀ pollution may be mainly related to the accumulation and secondary transformation of particulate matter under low wind speed and high humidity conditions, so the PM₁₀ concentration in the basin area is significantly higher than that in plateau area. The high O3 concentration may be mainly related to the poor vegetation condition in the plateau area, and the high-intensity human activities in the basin area. The results can improve the understanding the spatio-temporal patterns and formation mechanism of air pollution in Sichuan-Chongqing region, and be helpful for policies-making of environmental protection by local governments.

Key Words: Sichuan-Chongqing region; air quality index; spatio-temporal distribution; partial least squares regression; driving forces

川渝地区是我国空气污染最为严重的地区之一,准确认识区域内空气质量时空格局及形成机制对该地区 环境保护政策制定具有重要意义。早期川渝地区空气质量格局研究多集中在成都和重庆两大核心城市^[1-3], 随着空气质量监测网络的逐步完善,部分学者展开了更大范围的时空格局分析^[4-6]。另外,纵观已有研究,学 者们普遍认为逆温^[7]、相对湿度^[8]、边界层高度^[9]、地形^[10]、风速^[11-12]、风向^[13]、气温^[14]、太阳辐射^[14]、降水 量^[15]等自然因素可对盆地区域的空气质量产生明显影响。

但是上述研究主要基于城市站的监测数据,受监测站位置的限制,这种有偏样本难以准确反映川渝地区 西部高原与盆地偏远地区的空气质量时空分布格局。而对空气质量影响因素的剖析也多基于重污染事件,注 重气象和地形条件等自然因素的影响^[7-15],对自然与人为因素的综合性分析较为缺乏,给准确认识川渝地区 空气质量的形成机制带来较大局限。因此,本文拟基于 2018 年和 2019 年覆盖川渝地区全部县域的 199 个空 气质量监测以及自然与社会经济数据,采用空间分析方法从较为宏观的尺度研究川渝地区全域的空气质量时 空格局,并确定其主要的自然与人为影响因素,从而为环境管理决策提供依据。

1 数据与方法

1.1 数据来源与数据预处理

(1)研究区概况

川渝地区行政上包括四川省和重庆市,整体可分为东部盆地区和西部高原区两大自然地理单元。西部高 原区主要位于攀枝花市、阿坝州、甘孜州及凉山州4个地市州,其余18个地级市多位于东部盆地区。东部盆 地区多为平原和丘陵,四面环山;年平均气温为17.1℃,夏季最高为26.5℃,冬季最低为7.9℃;年降水量约 850mm,雨季为7—9月。年均风速1.7m/s,年均相对湿度78%,逆温现象时常发生;区内人口密集,工业发达, 能源消耗和排放量高。西部高原区海拔较高,全年有7个月为旱季,日照丰富,降水量较少;经济活动以畜牧 业为主,只有攀枝花市和凉山州拥有相对发达的工业(图1)。



图1 研究区位置与主要自然和人文要素分布

(2)数据来源与预处理

本文采用六项基本空气污染物(PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO、O₃)2018 年和 2019 年的逐日监测数据,共涉及 128 个城市站和 71 个县级站。城市站数据来源于中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台 (https://quotsoft.net/air/),县级站数据来源于国家重点生态功能区县域生态环境质量评价项目。

首先,根据《环境空气质量标准(GB 3095—2012)》对空气质量监测数据有效性的规定,对获得的空气质 量监测数据去除无效数据,并剔除离群值。然后依据《环境空气质量指数技术规定(试行)(HJ633—2012)》, 利用各污染物的质量浓度数据计算空气质量指数(Air Quality Index, AQI)以及各项污染物的空气质量分指数 (Individual Air Quality Index, IAQI)。

其次,获取各自然指标栅格数据。气温、降水量、风速、相对湿度等气象站点数据来自于中国气象数据网(http://data.cma.cn/),包含川渝地区及周边181个气象站点的逐日监测数据。使用 ANUSPLIN 软件,利用高程作为协变量对气象数据插值^[16]。高程数据来自资源环境科学与数据中心网站(http://www.resdc.cn/)。年均太阳辐射数据来源于 ECMWF 气象再分析数据(https://cds.climate.copernicus.eu/)。用于表征植被覆盖

Fig.1 Study area and distribution of major natural and socio-economic driving forces of air quality

状况的归一化植被指数(NDVI)数据来源于 MODIS 网站(https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataprod/mod13.php)。

然后,确定各市区县空气质量代表值以及站点代表性位置。由于城市站在部分市区有多个站点分布,为 了减少由于站点较多对区域总体统计量估计造成的偏差,本文对市区内的多个监测站点数据取平均值以代表 某市区的空气质量总体状况,并以监测站位置中心代表某市区的监测站代表性位置。对于其他区县,则采用 原监测数据及监测站位置作为这些区县空气质量代表值以及监测站代表性位置。最终纳入统计分析的站点 为 86 个,其中盆地区 41 个,高原区 45 个。

最后,基于各自然因子指标栅格数据,以监测站代表性位置周围 15km 为缓冲区,统计各自然因子的区域 均值作为该位置的指标值。人口城镇化率、人口密度、第二产业占比和人均 GDP 等人为因素指标为县域尺度 统计值,数据来源于《四川统计年鉴》^[17]、《重庆统计年鉴》^[18]、《中国县域统计年鉴》^[19]和《中国城市统计年 鉴》^[20]。

1.2 研究方法

1.2.1 空间格局分析

采用全局莫兰指数(Global Moran's I)和局部莫兰指数(Local Moran's I)表征空气质量(分)指数的全局和局部聚集性特征^[21]。全局莫兰指数的计算公式如下:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} W_{ij}(x_{i} - \bar{x}) (x_{j} - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n} (x_{i} - \bar{x})^{2} \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} W_{ij}}$$
(1)

式中, n 为空间单元的数量, $x_i \ x_j$ 分别是单元 $i \ j$ 的 AQI 值或 IAQI 值, \bar{x} 为所有空间单元的平均值。 W_{ij} 为空间单元 $i \ j$ 的空间权重矩阵。采用标准化统计量 Z 检验空间自相关是否显著,计算公式为:

$$Z(I) = \frac{I - E(I)}{\sqrt{\operatorname{Var}(I)}}$$
(2)

式中, E(I) 表示 I 的均值, Var(I) 表示 I 的方差。

局部莫兰指数的计算公式如下:

$$I_{i} = \frac{(x_{i} - \bar{x}) \sum_{j=1}^{n} W_{ij}(x_{j} - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n} (x_{i} - \bar{x})^{2}}$$
(3)

式中各符号含义与公式(1)相同,显著性检验也由公式(3)计算。若研究指标在单元 *i* 上有聚集性,则可能存 在高值-高值聚集、高值-低值聚集、低值-高值聚集和高值-低值聚集四种聚集类型。

1.2.2 自然与人为影响因素的综合分析

由于常用的空气质量影响因子间普遍存在多重相关性,然而在建模时回归系数估计值对样本数据的微小 变化敏感,给回归系数的统计检验造成了一定困难,回归系数的一般解释将不再适用。因此,本文采用偏最小 二乘回归(Partial Least Squares Regression, PLSR)分析空气质量的影响因素,该方法集成了多元线性回归、主 成分分析和典型相关分析的优点,能够在自变量存在严重多重相关性的条件下进行回归建模^[22]。

PLSR 模型各因子的回归系数反映了该因子对因变量的影响大小与方向,变量映射重要性(Variable Importance in Projection, VIP)则反映了自变量对因变量的解释力,自变量的 VIP 值越大,对因变量影响能力 越强,本文将 VIP 的阈值设置为1,大于该数值代表自变量对因变量有显著影响^[23],并采用 *R*² 反映回归方程 的可靠程度。获得各因子的回归系数后,计算某个(类)因子回归系数绝对值相对于全部因子的占比,以确定 某个(类)因子的解释能力。限于篇幅本文因变量只选择了三种污染较为严重的污染物(PM_{2.5}, PM₁₀和 O₃)的 IAQI 值。

2 研究结果

11 期

2.1 时空分布格局

川渝地区空气质量整体为良,西部高原区空气质量明显优于东部盆地区。川渝地区全区 AQI 为 55.2 ± 26.5,其中盆地区为 63.9 ±31.2,高原区为 47.2 ±18.1;主要污染物为 O₃,其次为 PM₁₀和 PM_{2.5},NO₂、CO 和 SO₂ 对空气质量影响较小。盆地区和高原区主要污染物构成存在较大差异。盆地区主要污染物为 PM_{2.5},其次为 PM₁₀和 O₃,但三者较为接近,其均值分别为 47.8、47.4 和 44.3;高原区主要污染物为 O₃,其次为 PM₁₀和 PM_{2.5}, O₃明显高于其他两项,其均值分别为 41.1、30.4 和 21.9。

盆地区与高原区的 AQI 在季节尺度上存在明显差异。盆地区 AQI 在冬季最高(81.7),而春、夏、秋分别为 65.6、59.2 和 49.0。高原区 AQI 在春季最高(54.5),而冬、夏、秋分别为 48.9、45.8 和 39.9。两区域内除 O₃ 外各污染物的 IAQI 都表现出大体一致的季节分异。PM_{2.5}、PM₁₀、CO 以及盆地区的 NO₂都表现为冬季最高,随后依次为春季、秋季和夏季,只有高原区的 NO₂表现为秋冬季略高于春夏季。O₃的 IAQI 在盆地和高原区都表现为春夏季较高,秋冬季较低。盆地区 O₃的 IAQI 在夏季略高于春季,而在高原区春季明显高于夏季。SO₂ 无论在盆地还是在高原区不同季节间差异均较小。

在月尺度上,PM_{2.5}、PM₁₀基本为"U"形曲线,每年1月 IAQI 较高,随着气温回升逐渐降低,到夏季7月份 降为最低,然后逐渐升高,一直持续到年底(图2)。O₃则表现为倒"U"型变化,盆地区O₃峰值在4—8月,持续 时间较长,高原区峰值在4—5月,持续时间较短。NO₂和 CO 都呈现宽浅的"U"形,只在冬季明显升高,其他 季节变化不大,而 SO₂则全年都没有明显的波动。盆地区 AQI 变化为颗粒物主导型,曲线形状与 PM₁₀和 PM_{2.5} 基本一致,只是在4—8月份受O₃影响,U 形曲线底部更为平缓,并在4月和8月出现局部的峰值。高原区 AQI 变化则为O₃主导型,总体上也呈上凸曲线,3—10月份曲线形状与O₃一致,只是在冬季月份由于颗粒物 的增加,曲线两端翘起。





2.1.3 空间分布格局

川渝地区空气污染具有明显的空间聚集性特征(图3)。AQI 以及 PM₁₀、PM_{2.5}、O₃、SO₂、NO₂、CO 的 IAQI 全局莫兰指数分别为 0.57、0.53、0.60、0.32、0.39、0.27 和 0.31,都呈现出显著的聚集性特征(*P*<0.01)。除 AQI 外, PM₁₀和 PM_{2.5}的全局莫兰指数最高, 这表明在川渝地区内, PM₁₀和 PM_{2.5}较其他污染物更具聚集性。从局部 莫兰指数所表现出的聚集性来看, 川渝地区的 AQI 以及各项污染物的 IAQI 多表现为高-高聚集和低-低聚集 特征, 高-低聚集区和低-高聚集区较少。

PM_{2.5} AQI PM_{10} СО SO_2 NO_2 300 km O, 海拔高度/m 成都与重庆主城区 无显著特征 6304 高-高聚集 高-低聚集 62 低-高聚集 低-低聚集

图 3 AQI 及各污染物 IAQI 的年度聚类图 Fig.3 Cluster of AQI and IAQIs' year mean value

AQI 表现为高-高聚集和低-低聚集同时共存,高-高聚集主要分布在盆地西部和中部平原的成都、眉山、乐山、自贡、内江、资阳等地,低-低聚集区主要分布在甘孜州和阿坝州的中南部。PM₁₀、PM_{2.5}和 NO₂与 AQI 的空间聚集性类似,但除上述的高值聚集区外,在大巴山区东部的部分县市也出现了小规模的聚集区;低值聚集区也比 AQI 范围更广,几乎囊括了甘孜州和阿坝州的所有县市。O₃则多表现出高-高聚集性,低-低聚集区很少出现,高-高聚集区主要出现在四川盆地的西部、中部和南部。SO₂在攀枝花市和凉山州具有明显的高-高聚集区。CO 的空间聚集性相对不明显,仅在盆地东北边缘有局部高值聚集。

2.2 主要影响因素分析

本文所选择的各影响因素指标对三个主要污染物的 IAQI 都具有较好的解释能力,自变量可以解释 IAQI 变化的 43%—75%。其中对 PM_{2.5}变化的解释能力最好,可解释 75%;其次为 PM₁₀,可解释 61%;对 O₃变化解释能力最小,为 43%,这说明可能存在其他因素影响着 O₃浓度(表 1)。

对 PM_{2.5}而言,所有自然因素指标的解释力占比为 78.2%,人为因素为 21.8%。对 PM_{2.5}能产生重要影响的 指标主要包括年均风速、年均相对湿度、年均太阳辐射、年均气温和城镇化率,各项指标的解释力占比分别为 23.2%、15.5%、14.1%、8.5%和 10.7%,风速和太阳辐射越低 PM_{2.5}的 IAQI 越高;气温、相对湿度与城镇化率越高 PM_{2.5}的 IAQI 越高(表 1)。

对 PM₁₀而言,全部自然因素指标的解释力占比为 90.7%,人为因素只有 9.3%。其中年均风速和年均相对湿度的影响最为突出,解释力占比分别为 36.3%和 28.6%,风速越小 PM₁₀的 IAQI 越高;相对湿度越高 PM₁₀的 IAQI 越高。虽然年均气温和年均太阳辐射对 PM₁₀也有重要影响,但解释能力较低,分别只有 4.4%和 2.7%(表 1)。

O₃的 IAQI 变化全部自然因素指标的解释力占比为 38.0%, 人为因素为 62.0%。其中, NDVI 的影响最为 突出, 解释力占比为 21.7%, 三种人为因素对 O₃的 IAQI 解释能力分别为 20.7%、18.5%和 17.4%。NDVI 越高 O₃的 IAQI 越低; 城镇化率、人口密度和人均 GDP 越高, O₃的 IAQI 越高(表 1)。

Table 1 Partial Least Squares Regression results of Individual Air Quality Index for each pollutant								
影响田麦	PM _{2.5}		PM ₁₀		03			
Influencing factor	系数 Coefficient	VIP	系数 Coefficient	VIP	系数 Coefficient	VIP		
年均风速 Annual average wind speed	-0.33	1.32	-0.66	1.44	-0.07	0.90		
年均气温 Annual average temperature	0.12	1.31	-0.08	1.28	0.05	0.90		
年均相对湿度 Annual average relative humidity	0.22	1.09	0.52	1.14	0.00	0.66		
年降水量 Annual total precipitation	0.00	0.87	-0.21	0.83	-0.01	0.53		
NDVI	-0.24	0.56	-0.13	0.58	-0.20	1.29		
年均太阳辐射 Annual average solar radiation	-0.20	1.23	0.05	1.14	0.02	0.74		
城镇化率 Urbanization rate	0.15	1.03	-0.02	0.92	0.19	1.44		
人口密度 Population density	-0.12	0.93	-0.07	0.93	0.17	1.29		
第二产业占比 Proportion of secondary industry	0.02	0.57	-0.03	0.67	-0.05	0.53		
人均 GDP Per capita GDP	-0.02	0.72	0.05	0.70	0.16	1.20		
R^2	0.75		0.61		0.43			
Р	< 0.01		< 0.01		< 0.01			

表1 各污染物空气质量分指数的偏最小二乘回归结果

VIP: 变量映射重要性 Variable Importance in Projection; NDVI: 归一化植被指数 Normalized Difference Vegetation Index; GDP: 国内生产总值 Gross Domestic Product

3 讨论

3.1 基于城市站数据评估结果显著高估了川渝地区空气质量指数

由于城市站多位于地市级城市的市区/郊区,经济相对发达,比其他区县的污染物排放量大,基于城市站 数据的分析结果往往显著拉升了区域整体的 AQI,无法全面了解空气污染状况^[24]。本文采用独立样本 T 检 验方法,检验了只采用城市站和采用全部站点(包括城市站和县级站)计算的 AQI 和各污染物 IAQI 的均值差 异。在川渝全区、盆地区和高原区采用城市站计算的 AQI 显著高于采用全部站点的结果,分别高出 31.9%、 15.6%和 32.4%。PM_{2.5}、NO₂和 O₃的 IAQI 也表现出同样的规律,在全区分别被拉升了 54.4%、67.0%和 25.8%, 在盆地区分别被拉升了 14.0%、22.3%和 20.3%,在高原区分别被拉升了 68.9%、137.1%和 38.0%。而其他污 染物的 IAQI 则表现出不同的规律,SO₂和 CO 都在盆地区被显著拉低,在高原则相反。PM₁₀则只在全区和盆 地区被显著拉升,但在高原区在统计上未表现出显著的差异(表 2)。

	表 2	不同监测站范围对区域空气质量的评估差异
Table 2	Diffe	rences in assessment of air quality with different scales

デ氿枷	全区 Whole area			盆地 Basin area			高原 Plateau area		
Pollutants	市区	全部	差异	市区	全部	差异	市区	全部	差异
	Urban	Whole	Discrepancy	Urban	Whole	Discrepancy	Urban	Whole	Discrepancy
AQI	72.8	55.2	31.9% ***	73.9	63.9	15.6% ***	62.5	47.2	32.4% ***
PM _{2.5}	52.8	34.2	54.4% ***	54.5	47.8	14.0% ***	37.0	21.9	68.9% ***
PM_{10}	51.7	38.5	34.3% ***	52.7	47.4	11.2% *	42.4	30.4	39.5%
SO_2	10.5	10.7	-1.9% ***	8.9	10.4	-14.4% ***	24.5	10.9	124.8% ***
NO ₂	36.4	21.8	67.0% ***	36.7	30.0	22.3% ***	33.9	14.3	137.1% ***
CO	19.1	17.6	8.5% ***	18.2	19.0	-4.2% ***	27.6	16.3	69.3% ***
03	53.6	42.6	25.8% ***	53.3	44.3	20.3% ***	56.7	41.1	38.0% ***

***: $P < \! 0.001;$ **: $P < \! 0.05;$ *: $P < \! 0.1;$ AQI: 空气质量指数 Air Quality Index

3.2 川渝地区空气质量影响机制

对 PM_{2.5}来说,高风速是颗粒物稀释和扩散的重要驱动力^[8,25],本文研究结果表明在川渝地区诸多影响污染物时空分布特征的因素中,风速对 PM_{2.5}的 IAQI 影响最为突出。强太阳辐射可使近地面层热力对流旺盛, 逆温出现的几率减小,易于形成有利的扩散条件^[26],实际上本文研究结果表现的太阳辐射越低其 IAQI 越高, 本质上也反映了空气扩散条件对 PM_{2.5}的 IAQI 影响。相对湿度和气温对 PM_{2.5}的 IAQI 影响主要与这两个因 素对 PM_{2.5}的形成能够产生促进作用有关。高相对湿度下气溶胶吸湿增长,有利于二次颗粒物的生成^[9],温度 升高也可加速 PM_{2.5}的二次产生^[10],因此川渝地区气温与相对湿度越高其 PM_{2.5}的 IAQI 越高。人口密度既能 表征工业源也能反映生活源的污染物排放能力,但污染物排放能力对川渝地区 PM_{2.5}污染的影响较自然因素 影响要小,因此确定准确的污染物大气容量对川渝地区空气污染的治理工作也就显得更为重要。

对 PM₁₀来说,风速越小其 IAQI 越高,相对湿度越高其 IAQI 越高,这可能反应了川渝地区 PM₁₀来源的内 源特征,PM₁₀污染可能主要与低风速高湿度条件下颗粒物的积累及二次转化过程有关。在风速低、湿度高的 气象条件下,颗粒物多附着、溶解或混合于雾气中,污染物扩散条件差,颗粒物容易积累^[27]。另外,川渝地区 PM_{2.5}和 PM₁₀浓度的相关性较强,在高原区与盆地区内相关系数分别为 0.78(*R*² = 0.52, *P* < 0.001)和 0.63 (*R*² = 0.83, *P* < 0.001), PM_{2.5}在全部 PM₁₀中的平均占比分别约为 49%和 62%。低风速高湿度条件下, PM_{2.5}容 易与其他污染物发生化学反应,增加二次气溶胶产生的可能性^[27]。因此,在不利于颗粒物扩散但却利于其积 累与二次转化的低风速与高湿度双重自然因子作用下, PM₁₀的 IAQI 表现为自然因素控制为主的特征,与人为 排放的相关性就表现得不再突出。

对 O₃来说,城镇化率、人口密度和人均 GDP 越高,可在一定程度上反映区域内汽车保有量较大^[28, 29],汽 车保有量大意味着前驱气体(VOCs 和 NO_x)的排放量较多,从而有利于 O₃的产生。而 O₃沉积在植被外表面 是地面臭氧清除的重要途径,同时 O₃也可从气孔进入植物体内被吸收^[30],因此植被状况(NDVI) 对 O₃的产生 呈现出显著的负向影响。虽然植物源 VOC 的主要成分异戊二烯和单萜烯是 O₃的重要前体物^[31],但据 Qiao 等^[32]对四川盆地西缘森林的研究,植被源 O₃占其总量最多为 15%,因此植被本身排放的萜烯类等 VOC 对 O₃ 浓度影响并不明显。低风速、低相对湿度、高气温、强太阳辐射有利于 O₃进行光化学反应及其前体物的积 累^[5, 33],而本文研究结果显示,上述因子对 O₃的 IAQI 并没有显著影响,这可能与研究的时空间尺度不同有 关,在不同时空尺度下,各影响因素对空气污染的影响机制会有所不同^[33, 34]。

3.3 研究结果的不确定性与研究展望

本文研究结果表明,国家重点功能区作为限制性开发区,虽然人为活动相对较弱,但在川渝地区的相关县域 O₃污染已经显现,需要引起足够的重视。相关县域较高的 O₃浓度,除了受人为排放影响外,与区域植被状况较差也可能有密切关系。因此,在川渝地区国家重点功能区相关县域 O₃污染的防治工作中,除了控制经济开发规模从而减小排放外,加强植被保护与生态修复也非常重要。

限于县域数据的可得性,有些可能对污染物时空分布产生影响的因素如逆温、大气边界层高度等自然因 素没有考虑,污染排放与治理等因素采用了城镇化率、第二产业产值与 GDP 等宏观社会经济指标来评估,这 都可能给分析结果带来一定的偏差。另外,由于县级站监测数据时间较短,目前仅有 2018~2019 年数据较为 完整,因此,本文空气质量影响因素分析主要采用空间梯度法基于年尺度进行。然而不同时间维度上的空气 质量形成机制可能存在差异。随着县级站空气质量监测数据的积累,未来研究可进一步深入挖掘川渝空气质 量的时空分布特征及形成机制。

4 结论

本文通过对比利用川渝地区全部县域和只采用城市站数据的空气质量评价结果,发现只基于城市站数据的评估结果显著拉升了川渝地区的空气质量指数(AQI),在全区、盆地区和高原区分别拉升了 31.9%、15.6%

和 32.4%。盆地与高原区虽然 O₃大致都呈倒"U"型变化,但盆地区峰值期为 4—8 月,高原区峰值其只发生在 春季的 4—5 月;SO₂无论在盆地还是在高原区不同月份差异较小。AQI 及各污染物均有显著的空间聚集性特 征,空间上多呈高-高聚集或低-低聚集特征。高-高聚集区多分布在盆地西部、中部和南部,低-低聚集区多分 布在高原区。基于偏最小二乘回归方程各自变量的回归系数大小、方向及其对因变量影响显著性等分析表 明,PM_{2.5}受风速、太阳辐射、气温、相对湿度与城镇化率等影响突出,PM₁₀受风速和相对湿度影响明显,O₃与城 镇化率、人口密度和人均 GDP 越高以及植被状况(NDVI)关系密切。盆地区 PM_{2.5}污染可能与高强度经济活 动叠加低风速与高温高湿等气候条件有关;PM₁₀污染可能主要与低风速与高湿度条件下颗粒物的积累及二 次转化过程有关,因此 PM₁₀浓度在盆地区自然会明显高于高原区。高原区较高的 O₃浓度可能主要与植被状 况较差有关,盆地区可能与较高较强的人为活动有关。

参考文献(References):

- [1] Wang H B, Tian M, Chen Y, Shi G M, Liu Y, Yang F M, Zhang L M, Deng L Q, Yu J Y, Peng C, Cao X Y. Seasonal characteristics, formation mechanisms and source origins of PM_{2.5} in two megacities in Sichuan Basin, China. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018, 18(2): 865-881.
- [2] Chen Y, Luo B, Xie S D. Characteristics of the long-range transport dust events in Chengdu, southwest China. Atmospheric Environment, 2015, 122: 713-722.
- [3] Qiao X, Jaffe D, Tang Y, Bresnahan M, Song J. Evaluation of air quality in Chengdu, Sichuan Basin, China: are China's air quality standards sufficient yet?. Environmental Monitoring and Assessment, 2015, 187(5): 250.
- [4] 冯鑫媛, 张莹. 川渝地区大气污染物质量浓度时空分布特征. 中国科技论文, 2018, 13(15): 1708-1715.
- [5] Zhao S P, Yu Y, Yin D Y, Qin D H, He J J, Dong L X. Spatial patterns and temporal variations of six criteria air pollutants during 2015 to 2017 in the city clusters of Sichuan Basin, China. Science of the Total Environment, 2018, 624: 540-557.
- [6] Ning G C, Wang S G, Ma M J, Ni C J, Shang Z W, Wang J X, Li J X. Characteristics of air pollution in different zones of Sichuan Basin, China. Science of the Total Environment, 2018, 612: 975-984.
- [7] Feng X Y, Wei S M, Wang S G. Temperature inversions in the atmospheric boundary layer and lower troposphere over the Sichuan Basin, China: climatology and impacts on air pollution. Science of the Total Environment, 2020, 726: 138579.
- [8] 蒋婉婷,谢汶静,王碧菡,王式功,龙启超,廖婷婷. 2014—2016 年四川盆地重污染大气环流形势特征分析.环境科学学报, 2019, 39 (1):180-188.
- [9] Cai H K, Gui K, Chen Q L. Changes in haze trends in the Sichuan-Chongqing region, China, 1980 to 2016. Atmosphere, 2018, 9(7): 277.
- [10] Zhang L, Guo X M, Zhao T L, Gong S L, Xu X D, Li Y Q, Luo L, Gui K, Wang H L, Zheng Y, Yin X F. A modelling study of the terrain effects on haze pollution in the Sichuan Basin. Atmospheric Environment, 2019, 196: 77-85.
- [11] Liao T T, Gui K, Jiang W T, Wang S G, Wang B H, Zeng Z L, Che H Z, Wang Y Q, Sun Y. Air stagnation and its impact on air quality during winter in Sichuan and Chongqing, southwestern China. Science of the Total Environment, 2018, 635: 576-585.
- [12] Qiao X, Guo H, Wang P F, Tang Y, Ying Q, Zhao X, Deng W Y, Zhang H L. Fine particulate matter and ozone pollution in the 18 cities of the Sichuan Basin in southwestern China: model performance and characteristics. Aerosol and Air Quality Research, 2019, 19(10): 2308-2319.
- [13] 史海琪,曾胜兰,李浩楠.四川盆地大气污染物时空分布特征及气象影响因素研究.环境科学学报,2020,40(3):763-778.
- [14] Yang X Y, Wu K, Wang H L, Liu Y M, Gu S, Lu Y Q, Zhang X L, Hu Y S, Ou Y H, Wang S G, Wang Z S. Summertime ozone pollution in Sichuan Basin, China: meteorological conditions, sources and process analysis. Atmospheric Environment, 2020, 226: 117392.
- [15] Long W, Zhou Y J, Liu P. Numerical simulation of the influence of major meteorological elements on the concentration of air pollutants during rainfall over Sichuan Basin of China. Atmospheric Pollution Research, 2020, 11(11): 2036-2048.
- [16] 钱永兰, 吕厚荃, 张艳红. 基于 ANUSPLIN 软件的逐日气象要素插值方法应用与评估. 气象与环境学报, 2010, 26(2): 7-15.
- [17] 四川省统计局,国家统计局四川调查总队.四川统计年鉴 2019.北京:中国统计出版有限公司, 2019.
- [18] 重庆市统计局,国家统计局重庆调查总队.重庆统计年鉴 2019. 北京:中国统计出版有限公司, 2019.
- [19] 国家统计局农村社会经济调查司. 2019 中国县域统计年鉴(县市卷). 北京:中国统计出版社, 2020.
- [20] 国家统计局城市社会经济调查司. 中国城市统计年鉴 2019. 北京:中国统计出版社, 2020.
- [21] 陈涛,常庆瑞,刘京,齐雁冰,刘梦云.黄土高原南麓县域耕地土壤速效养分时空变异.生态学报,2013,33(2):554-564.
- [22] 王惠文. 偏最小二乘回归方法及其应用. 北京: 国防工业出版社, 1999.
- [23] Luedeling E, Gassner A. Partial least squares regression for analyzing walnut phenology in california. Agricultural and Forest Meteorology, 2012, 158-159; 43-52.

http://www.ecologica.cn

- [24] Gao L, Yue X, Meng X Y, Du L, Lei Y D, Tian C G, Qiu L. Comparison of ozone and PM_{2.5} concentrations over urban, suburban, and background sites in China. Advances in Atmospheric Sciences, 2020, 37(12): 1297-1309.
- [25] Chen Y, Xie S D. Temporal and spatial visibility trends in the Sichuan Basin, China, 1973 to 2010. Atmospheric Research, 2012, 112: 25-34.
- [26] 李小飞,张明军,王圣杰,赵爱芳,马潜.中国空气污染指数变化特征及影响因素分析.环境科学,2012,33(6):1936-1943.
- [27] 赵晨曦,王云琦,王玉杰,张会兰,赵冰清.北京地区冬春 PM_{2.5}和 PM₁₀污染水平时空分布及其与气象条件的关系.环境科学,2014,35 (2):418-427.
- [28] 张淑平,韩立建,周伟奇,郑晓欣.冬季 PM25的气象影响因素解析.生态学报,2016,36(24):7897-7907.
- [29] 周文华, 王如松, 张克锋. 人类活动对北京空气质量影响的综合生态评价. 生态学报, 2005, 25(9): 2214-2220.
- [30] Fowler D, Pilegaard K, Sutton M A, Ambus P, Raivonen M, Duyzer J, Simpson D, Fagerli H, Fuzzi S, Schjoerring J K, Granier C, Neftel A, Isaksen I S A, Laj P, Maione M, Monks P S, Burkhardt J, Daemmgen U, Neirynck J, Personne E, Wichink-Kruit R, Butterbach-Bahl K, Flechard C, Tuovinen J P, Coyle M, Gerosa G, Loubet B, Altimir N, Gruenhage L, Ammann C, Cieslik S, Paoletti E, Mikkelsen T N, Ro-Poulsen H, Cellier P, Cape J N, Horváth L, Loreto F, Niinemets Ü, Palmer P I, Rinne J, Misztal P, Nemitz E, Nilsson D, Pryor S, Gallagher M W, Vesala T, Skiba U, Brüggemann N, Zechmeister-Boltenstern S, Williams J, O'Dowd C, Facchini M C, de Leeuw G, Flossman A, Chaumerliac N, Erisman J W. Atmospheric composition change: ecosystems ⁻ atmosphere interactions. Atmospheric Environment, 2009, 43(33): 5193-5267.
- [31] Guenther A, Hewitt C N, Erickson D, Fall R, Geron C, Graedel T, Harley P, Klinger L, Lerdau M, Mckay W A, Pierce T, Scholes B, Steinbrecher R, Tallamraju R, Taylor J, Zimmerman P. A global model of natural volatile organic compound emissions. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1995, 100(D5): 8873-8892.
- [32] Qiao X, Wang P, Zhang J, Zhang H L, Tang Y, Hu J L, Ying Q. Spatial-temporal variations and source contributions to forest ozone exposure in China. Science of the Total Environment, 2019, 674: 189-199.
- [33] Harrison R M, Hester R E. Air Quality in Urban Environments. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2009.
- [34] 刘海猛,方创琳,黄解军,朱向东,周艺,王振波,张蔷.京津冀城市群大气污染的时空特征与影响因素解析.地理学报,2018,73(1): 177-191.