

doi:10.12118/j.issn.1000-6060.2020.03.28

中国366个城市空气污染综合程度的 时空演变特征分析^①

刘清¹, 杨永春^{1,2}, 刘海洋³

(1 兰州大学资源环境学院,甘肃 兰州 730000; 2 兰州大学西部环境教育部重点实验室,甘肃 兰州 730000;
3 西北师范大学地理与环境科学学院,甘肃 兰州 730070)

摘要:采用2016—2017年中国366个城市1484个监测站点的空气质量近地监测数据,以期最大程度覆盖西部地区,填补现状对西北热点地区污染因子探讨的空白。运用空间描述性统计、空间插值、空间自相关、标准差椭圆与重心分析方法,从年度、季度、月度、日度对比的角度探讨中国空气质量的污染类型、发展趋势、集聚与迁移特征。研究发现:基于插值法,可将全国分为3个区域,临海性与山地性对空气质量优良区产生显著的正响应。山西是污染加重程度最大的省份,主要受SO₂浓度升高影响,而北京与河南是污染改善效果最明显的省份,主要是PM_{2.5}的治理成效显著。空气质量分布格局以新疆西部和冀鲁豫形成双核高值聚类模式,并且集聚深受温度分带的影响。空气质量总体分布朝向呈东北—西南方向,转移重心均分布在河南省,以向东北方向移动为主,这种分布变迁又重新定义了其季节分异。全国主要的污染类型以PM₁₀与PM_{2.5}为主。PM₁₀主要分布在新疆地区,受风沙过境扬尘污染自然因素更大,PM_{2.5}主要分布在华中、华北、苏北地区,受人为经济活动影响更大。

关键词: 空气质量指数; 首要污染物; 时空格局; 重心迁移

文章编号: 1000-6060(2020)03-0820-11(0820~0830)

自中国共产党的“十八大”提出生态文明建设国策以来,习近平总书记和李克强总理提出了加大生态环境保护力度,推动我国现代化建设^[1-2],空气质量问题也是生态文明建设中首要问题之一。国内外关于空气质量已经开展了以下4方面的研究:(1)空气污染的时空格局分析。主要运用遥感反演数据和近地面监测数据,从全国范围^[2-6]、发达地区^[7]、典型城市^[8-9]等空间尺度的研究,从长时间序列^[10-11]、两年对比^[12]、一年演化、重大活动期^[13]时间尺度的研究。(2)空气污染来源解析、区域传输与排放清单。如姜磊等^[14]对外商投资与AQI的互动关系进行定量测度,刘嘉毅等^[15]研究中国空气污染对入境旅游的影响,吴勋等^[16]研究污染治理中的财政分权、环保支出与雾霾污染的回归关系,张伟等^[17-18]研究了大气污染转移与环境公平问题。关于空气质量的成因探索集中在自然因素(气象要

素、热岛效应、沙尘暴、大雾天气)、污染源、社会经济要素(经济增长、城市规模、人口分布、工业发展、城市化、交通出行及能源结构)等方面^[19-20]。(3)空气污染与相关疾病的患病率,如LIN等^[21]综合研究PM_{2.5}、O₃污染指标对老年人视力下降的影响,DONG等^[22]对空气恶化与高血压的发病率进行定量测度等。

国内自王振波、方创琳等开始运用空气质量近地监测数据研究PM_{2.5}的时空分布格局开始,学术界已经涌现出许多相关的研究。但是,现状研究在研究指标、研究区域还存在部分有必要却尚未涉及的方面。从研究指标来看,利用监测数据所做的空气质量评估多建立在单一指标上,尤其集中在对PM_{2.5}的研究,虽然PM_{2.5}对中国的总体空气污染影响最大,但它并不能代表其他五项污染因子在中国的污染影响,不能全面衡量空气质量状况。因此,我们在

① 收稿日期:2019-02-25; 修订日期:2019-04-27

基金项目:国家自然科学基金项目(41571155);兰州大学“一带一路”专项项目(2018dbryb025)资助

作者简介:刘清(1995-),女,甘肃华亭人,硕士研究生,研究方向为城市与区域规划。E-mail:liuq18@lzu.edu.cn

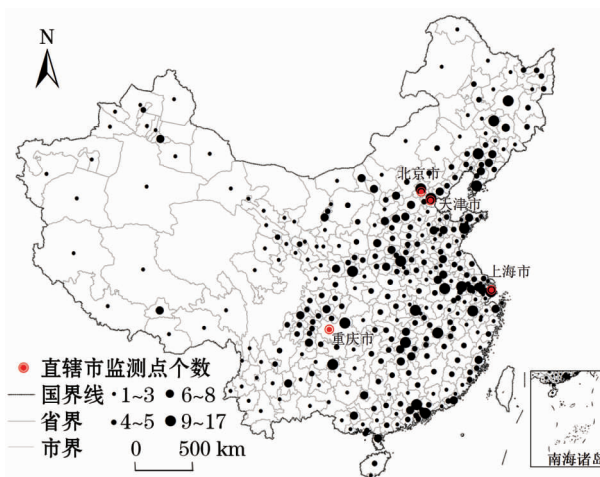
通讯作者:杨永春(1969-),男,陕西白水人,教授,博士生导师,研究方向为城市与区域规划。E-mail:yangych@lzu.edu.cn

研究中需一个相对权威、涵盖主要污染因子、能全面衡量空气质量状况的综合性指标,以及应补充六项污染因子的污染现状与污染治理效果评价。从研究区域来说,现状空气质量研究区域多是从一个或几个城市、某一发达区域开展,主要集中在京津冀、长三角、珠三角等经济发达城市群或者国家环保部公布的重点监测 74 座城市,对全国尺度的研究多基于遥感反演数据,气溶胶光学厚度(AOD)在某种程度上能揭示较大范围内 $PM_{2.5}$ 浓度分布情况。但是,西部沙漠、干旱和半干旱区域在数据处理过程中被去除灰尘, $PM_{2.5}$ 浓度显然被低估了^[23],MODIS 它不能每次都获得图像,难以揭示 $PM_{2.5}$ 浓度在不同时间维度的分异^[23],因此反演结果不理想。因此,中国西部尤其是塔里木盆地的热点地区因缺乏 AOD 数据研究出现空白,虽有研究已发现新疆西北部的 $PM_{2.5}$ 存在高值异常^[24],但目前还未有文章系统讨论导致西北热点地区的污染因子有哪些,谁的贡献最大,如真的就只是 $PM_{2.5}$ 一种吗?它与中国东部城市的成因机制又有何不同?基于研究现状存在的些许空白之处,本文在肖悦、熊欢欢等的研究基础之上,选取中国 366 个城市 1 484 个监测站点,以期以最大程度覆盖西部地区,尝试回答“什么是中国空气质量的时空模式,东西部有何差异?”这一科学问题。而且探索近两年各区域的主要污染类型,空气质量的总体发展趋势,加重或改良空间分布、集聚特征,污染重心的迁移特征等问题。

1 研究区域、数据与方法

1.1 研究区域、数据来源与指标解释

研究区覆盖了中国大陆 31 个省(由于使用不同的空气监测方法和标准以及受数据可得性的限制,研究不包含香港,澳门,台湾等地区)。研究样本为中国 366 个城市的 1 484 个监测站点近地实时监测的逐小时与月均空气质量数据;每个城市的监测站点名称与空间位置信息通过天气后报网站(<http://www.tianqihoubao.com/aqi/>)来获取(图 1),行政区划数据来自 1:400 万中国基础地理信息数据库。主要研究指标是 AQI(Air Quality Index)及构成其的六项污染物指标。根据《环境空气质量评价技术规范(试行)》(HJ 663-2013)要求,本文涉及到的 O_3 和 CO 浓度均指百分位数浓度。浓度限值标准采用二类环境功能区对应限值,即适用于居住区、



注:行政边界底图由国家测绘地理信息局监制,
审图号为 GS(2016)2880 号

图 1 中国空气质量监测站的空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of China's air quality monitoring station

商业交通居民混合区、文化区、工业区和农村地区。另外,鉴于从 2016 年在全国开始实行新标准,本文的数据对比年份选取 2016 年与 2017 年进行空气质量时空格局的动态比较分析。

1.2 空间插值分析与最优选择

要获取在每一个空间位置上的空气质量数据较为困难。虽然目前可使用遥感图像反演可获取在任一地理位置与空气质量相关的数据集,但这种方法有很多局限性^[24-25],此外,在区域层级环境空气的空间插值方法具有相对精确性,且空气污染物浓度直接受禁止表面,气象因素和污染源特征等因素的影响而显示出显著的空间相关性,可通过插值估计空间分布。选择 180 个实验站点应用交叉验证法对 SKM,OKM,IDW 和 SPLINE 插值拟合优度进行对比选择(表 1)。一般来说,标准误差越小且均值误差越接近均方根误差,其模型是最优的。普通克里金圆模函数法标准误差与均值误差均最小,说明对于空气质量时空分布格局问题的拟合优度最佳,故选之。

1.3 空间聚合分析

大气污染存在空间转移与扩散现象,说明环境空气质量具有显著的空间相关性,因此空间自相关可以精准的刻画在同一地区空气质量观测数据潜在的相互关联性与空间依赖性。本文主要引用全局空间自相关(Global Moran's I)与局部空间自相关(Anselin Local Moran's I)来表征空气质量的空间分

布状态与集聚类型。全局 Moran 指数 I 的计算公式与标准化统计量 Z 检验的计算公式如下:

$$I = \frac{n}{S_0} \times \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} z_i z_j}{\sum_{i=1}^n z_i^2}$$
$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij};$$
$$z_i = Y_i - \bar{Y}; z_j = Y_j - \bar{Y} \quad (1)$$
$$Z_I = \frac{I - E[I]}{\sqrt{V[I]}}; E[I] = -1/(n-1)$$
$$V[I] = E[I^2] - E[I]^2 \quad (2)$$

式中: I 全局自相关统计量; n 为城市数量; w_{ij} 为空间权重矩阵, 通常满足相邻单元取 1, 其他取 0; Y_i 与 Y_j 分别为第 i 与第 j 地区的观测值; \bar{Y} 为地区均值。Moran 指数 I 的取值在 $[-1, 1]$ 之间, 当其显著为正说明区域的环境空气质量空间为集聚模式, 即高高值或低低值集聚特征明显; 反之说明存在空间负相

关, 即相邻单元趋于分散模式; 当其为 0 时说明相邻单元趋于随机分布。本文采取在 0.01 的显著性水平, 运用 ArcGIS 的 Spatial Autocorrelation Model 模块对 366 个城市 AQI 年度、月度均值数据进行全局空间自相关验证(表 2)。从 Moran's I 来看, 2016 年与 2017 年 12 个月平均值的 $Z(I)$ 分别为 28.11 与 26.34, 均大于 2.58, 通过了 1% 的显著性水平检验, 说明空气质量的全局分布存在显著的空间集聚特征, 但集聚程度出现冬大夏小的月度差异性。

1.4 标准差椭圆与重心迁移

标准差椭圆从重心分布范围, 密度, 方向和形状的角度来解释空间分布特征和地理要素的时空演化规律。该方法在本文主要用于测度空气质量的季度分布是否为狭长形, 且是否因此具有特定方向问题。重心又称加权平均中心, 通过重心的变动可以反映区域某种属性的变化轨迹和空间差异性。本文拟用加权平均模型研究 2016—2017 年不同月份空气质

表 1 月均空气质量指数的插值交叉检验

Tab. 1 Interpolation cross-test of air quality monthly average index

月份	反距离加权		样条函数		克里金插值							
					圆模法		指数函数法		球面线性法		高斯权重法	
	均值误差	标准误差	均值误差	标准误差	均值误差	标准误差	均值误差	标准误差	均值误差	标准误差	均值误差	标准误差
1	0.487	10.888	0.402	16.588	0.012	12.115	0.113	14.888	-0.281	13.274	0.098	17.013
2	0.622	13.624	0.537	12.108	0.217	13.578	0.315	16.723	0.139	11.815	-0.314	12.374
3	0.394	9.255	0.276	10.112	-0.461	10.827	0.790	14.546	0.554	15.337	0.221	10.825
4	0.499	11.074	0.188	8.642	-0.285	8.995	-0.435	9.159	0.078	9.021	-0.577	9.993
5	0.942	11.749	0.296	9.884	0.168	8.276	-0.341	12.663	0.448	8.835	-0.281	7.573
6	0.561	17.836	0.192	6.509	-0.021	5.566	-0.099	8.458	-0.219	7.661	0.022	5.502
7	0.126	5.571	0.284	7.893	-0.037	7.888	-0.074	7.615	-0.083	9.592	0.356	8.835
8	0.374	7.888	0.163	5.321	0.012	4.591	0.022	5.939	-0.537	6.633	-0.042	12.795
9	0.753	13.449	0.487	8.595	-0.118	8.886	0.357	11.246	0.035	10.428	0.033	7.013
10	0.877	7.694	0.592	9.925	-0.061	5.758	0.441	13.824	0.777	11.559	0.593	9.602
11	0.991	12.575	0.899	12.669	-0.215	10.759	0.569	10.121	0.591	9.370	0.701	11.251
12	1.212	15.222	0.996	14.788	-0.135	9.902	0.472	8.079	0.339	7.777	0.439	9.088
平均	0.653	11.402	0.443	10.253	-0.077	8.928	0.178	11.105	0.153	10.109	0.104	10.155

表 2 中国主要城市空气质量(AQI)的空间自相关性验证

Tab. 2 Spatial autocorrelation verification of air quality (AQI) in major cities of China

Moran's I 与 $Z(I)$		1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
2016 年	Moran's I	0.42	0.27	0.25	0.32	0.26	0.11	0.32	0.28	0.23	0.25	0.38	0.41
	$Z(I)$	41.76	22.24	20.63	32.41	17.70	16.33	30.64	28.91	23.70	25.12	37.69	40.53
2017 年	Moran's I	0.37	0.18	0.25	0.34	0.28	0.27	0.31	0.26	0.23	0.12	0.36	0.38
	$Z(I)$	37.21	17.92	25.87	34.52	28.20	26.92	30.85	26.93	22.78	11.60	37.47	39.62

注: 本表代表在 1% 的显著性水平上的 Moran's I 值

量迁移规律,公式如下:

$$\begin{aligned} X_G &= \frac{\sum_{i=1}^n x_i w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \\ Y_G &= \frac{\sum_{i=1}^n y_i w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \end{aligned} \quad (3)$$

式中: X_G 、 Y_G 为重心坐标,表示空气质量通过加权平均得到的全国几何中心; n 为城市的个数; x_i 、 y_i 表示第 i 个城市所在的几何地理中心坐标; w_i 表示第 i 个城市各月的空气质量数据。

2 城市空气综合污染程度的总体时空演化特征

2.1 空气质量的时间维度演变特征

2.1.1 年度、季度、月度及日度演变特征 从年度的 AQI 比较来看,2016 年与 2017 年中国 366 个城市的 AQI 年均值分布 76 与 49,说明 2017 年较 2016 年空气质量有较为明显的改善,主要贡献在于空气质量处于中间水平的城市对于 $PM_{2.5}$ 治理取得的成效,相比空气污染严重和质量优质的城市 AQI 变动幅度不甚明显。以河北与新疆省的高污染城市为主,其中河北与新疆城市的首要污染物分别为 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} ,说明中国城市的空气污染主要还是由可吸入悬浮颗粒物引起。大气污染转移与扩散存在明显的季月度分异。由图 2a 可知,两年的 AQI 季度均值分布呈阶梯状分布,表现为冬高夏低,春秋居中过渡的特点。再从两年的季度均值对比发现,可以发现 2017 年季均 AQI 较 2016 年整体呈下降趋势,尤其是冬季的下降幅度最大,这主要得益近几年冬季各地较有成效的雾霾治理行动,说明空气质量短期改善的趋势明显通过对两年月均 AQI 的超标^①与各质量等级天数按月统计发现(图 2b、2c),一年中超标率最高的月份集中在 1 月、2 月、12 月,超标率分别为 32.26%、37.93%、45.16%,相比 6~9 月份的超标率均低于 10%。从空气质量各等级的天数来看,中度污染及以上污染天气主要出现在冬春季,其中重度污染主要集中在 12 月到次年 2 月。

2.2 空间维度演变特征

2.2.1 2016—2017 年 AQI 空间分异规律的动态比较 由图 3a、3b 可知,2016 年 AQI 年均值最高的前 10

个城市依次为喀什、和田、阿克苏、库尔勒、石家庄、保定、衡水、吐鲁番、德州市,2017 年 AQI 年均值最高的前 10 个城市和田、喀什、保定、石家庄、阿克苏、临汾、西安、邯郸、邢台,高值区集聚在中原城市群、山东半岛城市群、环渤海城市群与疆西地区,低值区($AQI < 50$)主要集聚在海峡西岸的三明、泉州、南平、龙岩,珠三角的茂名、汕尾、梅州,南桂昆的三亚、海口、黔东南、中甸、丽江、大理,以及青藏高原的林芝、阿里等城市,说明临海性与山地性对空气质量具有显著正响应。一方面沿海区域有大量降水一定程度上稀释了空气污染并抑制地面扬尘的发生,具有较高的自我净化能力;另一方面陆海环流有利于大气污染转移,形成了海陆间空气输送的良性循环;高原城市特殊的海陆位置和地形条件形成山地季风,有利于污染物的扩散,使高原山地区维持了较好的空气质量状态。空气质量的超标情况,2016 年有 57 个城市超标天数 300 d 以上,其中喀什、和田、阿克苏、石家庄、德州、菏泽、聊城、宿迁、合肥和邯郸的超标天数多于 340 d;2017 年有 25 个城市超标天数 300 d 以上,超标天数明显降低的城市主要分布在皖中、苏北(达标天数增加 78 d)、成渝(达标天数增加 53 d)城市群。两年超标率最高的城市均出现在疆西—天山南麓的喀什、和田、阿克苏、库尔勒,两年只有鄂尔多斯、中甸、丽江、海口、拉萨、林芝和三亚超标 100 d 以内。由图 3b、3e 发现全国城市首要污染类型是以 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 为代表的可吸入悬浮颗粒, O_3 与 NO_2 为代表的氮氧化物次之。其中, $PM_{2.5}$ 主要分布在胡焕庸线以东的长三角、珠三角、成渝、哈长、晋鲁豫城市群,受人为经济活动影响更大; PM_{10} 在胡焕庸线以西的关中天水、兰—西、河西、疆西和青藏高原城市群,受风沙过境扬尘污染自然因素更大; O_3 趋于零散分布于中国南方沿海城市、高原城市以及内蒙古的锡林郭勒、疆北城市,且主要发生在春季。主要受气象因素、植被覆盖、和外源输送等因素影响。天气晴朗、日照较长的气象特征是其发生的内源条件,而工业污染、汽车尾气是其外源输送条件。高原类城市海拔高,热量差异大,紫外线强烈,强太阳辐射产生大气光化学作用,并且辐射强度存在经向差异。再者,中国南方沿海与高原城市

^① 根据《环境空气质量标准》(GB3095—2012)规定,当 $AQI \leq 100$ 时,属于优良等级,即空气质量达标;当 $AQI > 100$ 时属于超标情况,根据不同超标区间划分为轻度、中度、重度与严重污染等级。

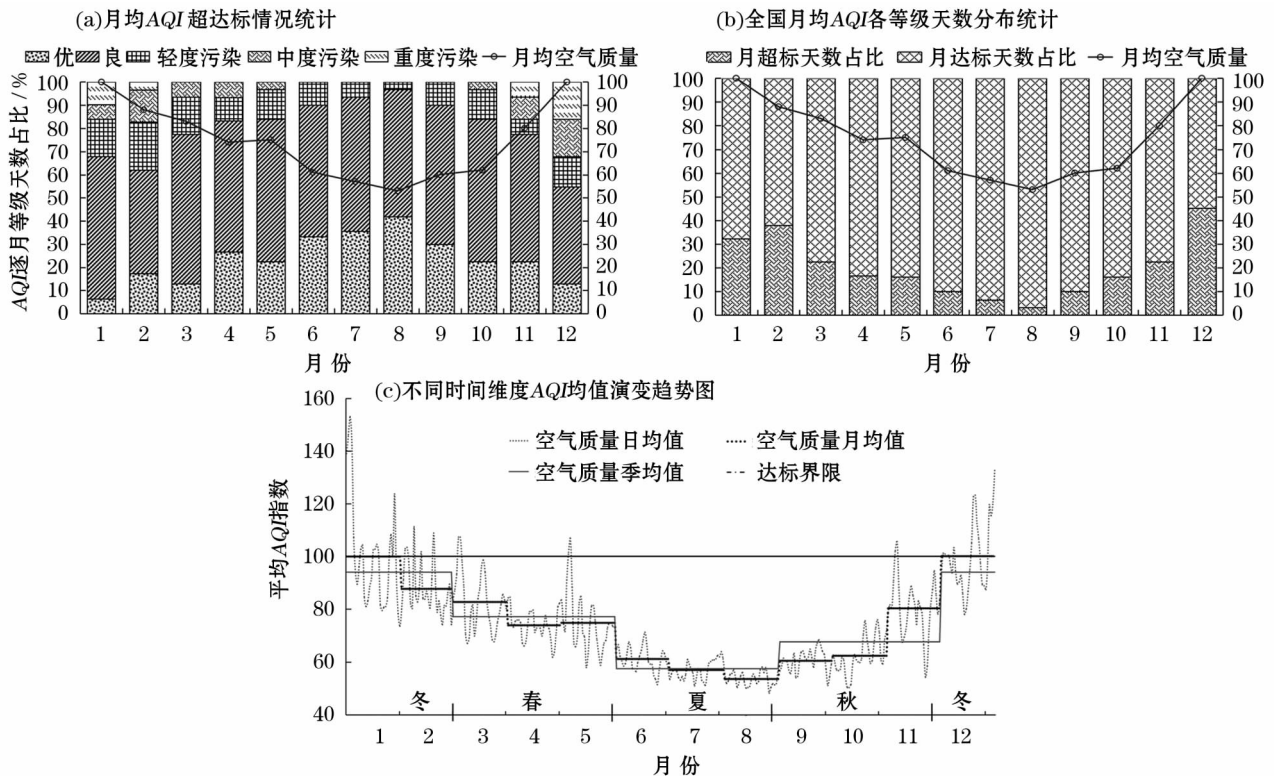


图2 2016—2017年中国主要城市平均空气质量(AQI)的时间变化规律

Fig. 2 Time variation of average air quality in major cities of China in 2016 and 2017

植被覆盖率较高,以 O_2 为主的植物排放源也成为这一区域的 O_3 超标贡献值。为研究全国空气污染的完整空间分布规律,对 2016—2017 年空气质量数据运用克里金的圆模函数法进行插值运算,并按省域进行均值统计,结合 GIS 自然间断法将其分为高污主导区($AQI > 150$)、均衡过渡区($101 \sim 150$)、长期优良区($0 \sim 100$) (图 3c)。高污主导区主要分布在京津冀、黄河中游、山东半岛、新疆等地区;均衡过渡区主要分布在川渝、陕甘宁、长江中游、长三角等城市群;长期优良区主要分布在东北、南桂昆、海峡西岸、青藏高原、青海、内蒙古等。为探究这两年各城市空气污染属于改良区还是加重区,对全国空气质量年际累积变化情况进行统计(图 3f),其累积变化的取值范围为 $[-10, 10]$,其负值属于污染改良区,正值属于污染加重区,绝对值越大说明变化幅度越大。从 AQI 的变化幅度来看,共有 204 个城市 AQI 年均值升高,主要包括山西、兰州、九江、常熟、银川、大庆、自贡、乌鲁木齐、沈阳等工业、矿业城市。污染加重程度最大的是山西,山西是我国的产煤大省,大量化石燃料煤的燃烧,再加上大量重化工企业无序发展,加速了空气质量的恶化。污染改良区改善幅度最大的省份有北京、西藏、河南。结合前面的

分析发现虽然近两年北京、河南还是属于空气质量的高污主导区,但是空气污染的治理已达到全国优先水平,主要监测指标达到近来同期最好水平,这主要得益于地方政府对环境保护的大力财政支出与污染治理的严格监管。

2.2.2 空间集聚与趋势分析 全国的空气质量呈现出显著的集聚特征,整体分布格局以新疆西部和冀鲁豫为主形成显著的双核聚类模式,具体以胡焕庸线和长江为界表现出“西疏冬密,南轻北重”的分布特点。集聚趋势由集中连片分布变成零星点状扩散,空气质量冷点北移趋势较为明显。通过 Gi_Bin 字段用于识别统计显著性的热点和冷点。本文主要采用置信区间 $+3 \sim -3$ 中的要素来反映置信度为 99% 的统计显著性,置信区间 0 的要素表示无聚类的统计学意义,称为无特征点。从全年整体集聚趋势来看,2017 年较 2016 年 Moran's I 下降了 0.05,说明扩散程度有所提升,污染范围有所减小,尤其是夏季与冬季较上一年减少幅度较大。从生态地理的角度分析来看,四季置信度为 99% 的热点主要出现暖温带,冷点主要分布在北亚热带,中部亚热带和南亚热带地区。中国空气质量长期优良区域分布在云南、西藏地区、长江中游、东南沿海与珠三角城市群,

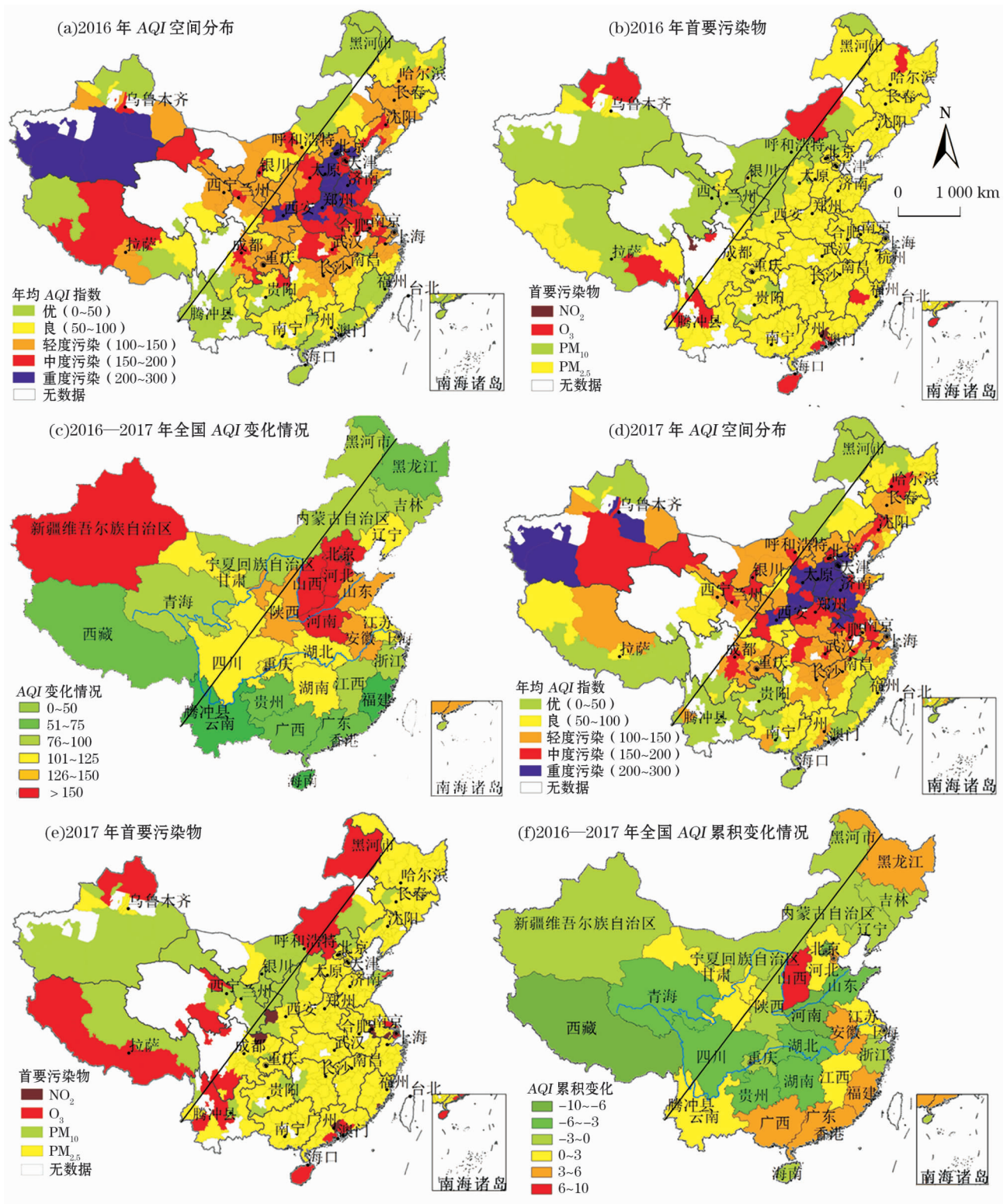
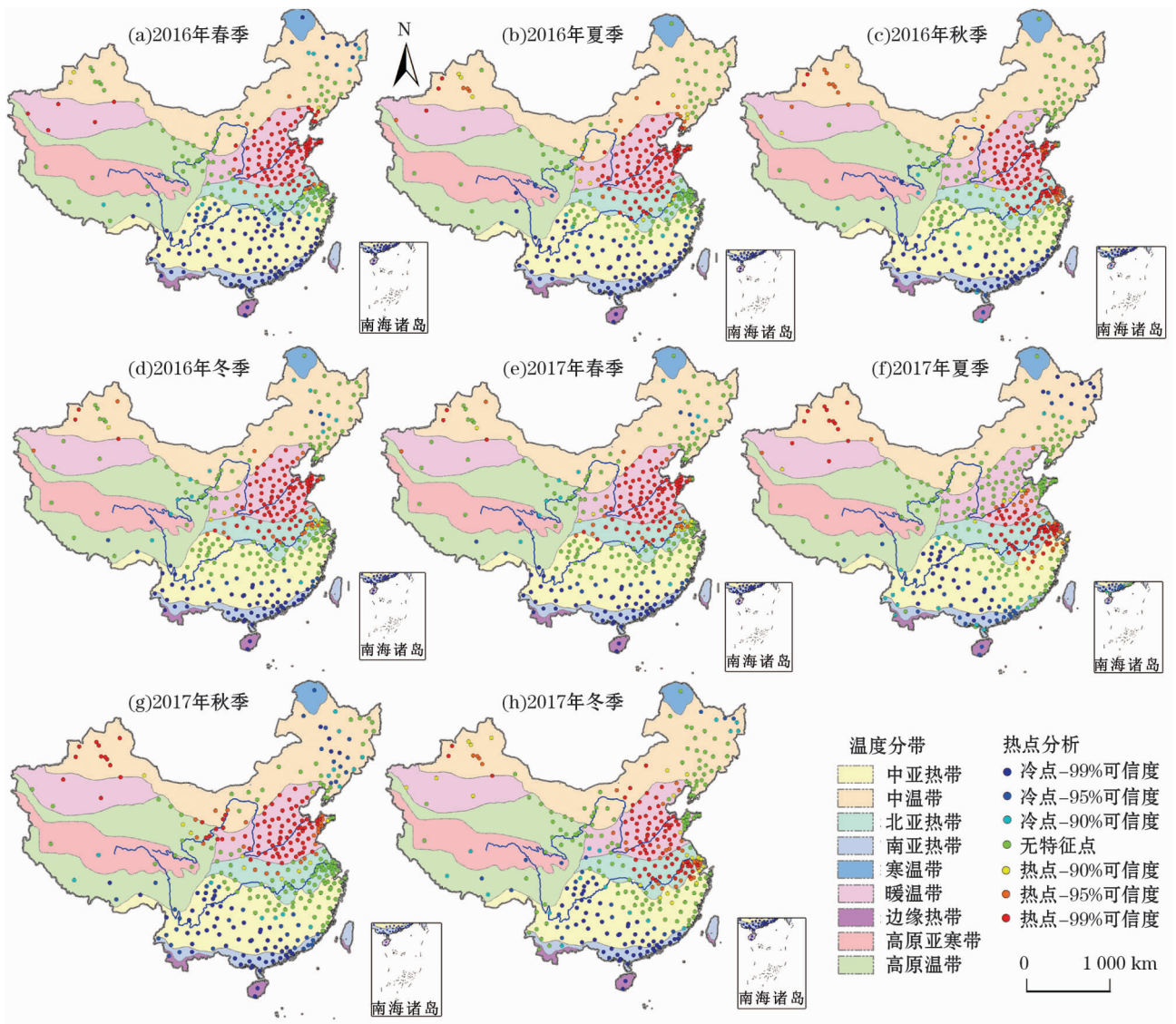


图 3 2016 年与 2017 年中国主要城市空气质量空间格局分布与演化

Fig. 3 Spatial distribution and evolution of air quality in major cities of China in 2016 and 2017

江淮与成渝城市群近两年有空气质量转好趋势,而长江中游城市群、冀南、豫北、疆西属于空气污染集聚地。从季节性差异对比分析两年的空气质量聚集

动态特征(图 4),可知热点区域的扩散范围明显增大,新疆西部热点区域出现北移趋势。该地区不仅拥有大型封闭盆地,不利于污染物的扩散与稀释,且



注:行政边界底图由国家测绘地理信息局监制,审图号为GS(2016)2880号

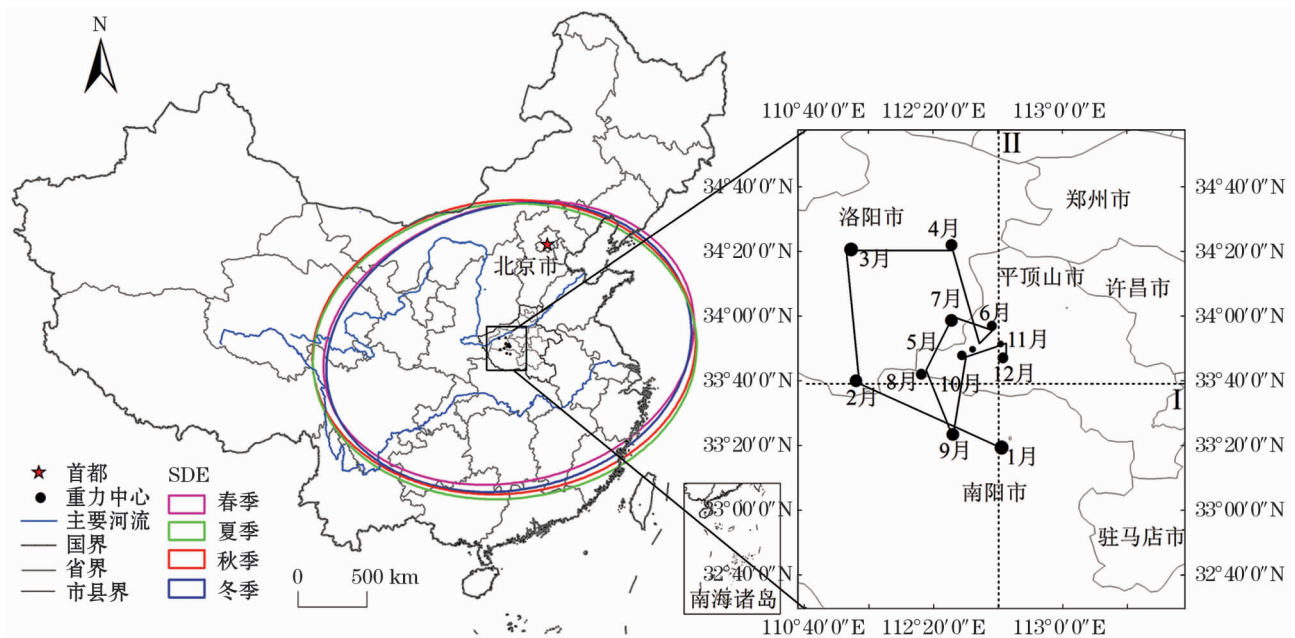
图4 2016年与2017年中国主要城市空气质量季度空间集聚变化

Fig. 4 Quarterly spatial agglomeration changes in air quality in major cities

主要位于西北沙漠、半沙漠的干旱地区,全年降雨极少,春季沙尘暴频发、扬尘天气显著,形成以 PM_{10} 为主的细颗粒悬浮物污染。2017年夏冬季的Moran's I 指数较2016年分别下降了0.13和0.08,说明空气污染物的集聚程度有所减轻,热点污染范围逐渐缩小。秋季空气污染有向西扩散的现象,陇东与宁夏地区出现阶段性的空气污染情况,长江以南的区域冷点范围扩大且北移趋势明显。

2.2.3 月度空间迁移规律与演化模式 图5是SDE的空间分布模式以及重心转移情况,其中黑点代表各月的重力中心,点的大小代表对应月份的AQI平均值大小。中国的空气质量总体分布格局呈东北—西南模式,但在2~3月不同于其他月份,呈

现出重心向西北方向迁移趋势,因为在春季西北地区多尘天气显著,导致春季新疆西部、甘肃河西地区等以 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 为主的污染物恶化了空气质量水平(图5)。逐月SDE重心点都是位于河南省的城市:平顶山、洛阳、南阳、许昌。经计算重心的转移频率,发现在逐月的转移时间里转移到东北、东南、西北和西南的分别有5个、3个、2个和2个。其中,向东的转移频率超过66%,显示出明显的东移趋势,尤其是东北方向。这个结果表明空气质量转移模式存在显著的东西向与南北向分异,并且东西向的分异更大,这种分布变迁又重新定义了其季节分异。空间模式逐渐由上半年的SE-NW方向转移到下半年的SW-NE方向。所有的月度重力中心偏离东南方



注:行政边界底图由国家测绘地理信息局监制,审图号为 GS(2016)2880 号

图 5 中国逐月空气质量中心的空间分布格局与转移情况

Fig. 5 Spatial distribution pattern and transfer of China's monthly air quality center

向地理几何中心,偏差延伸了较远距离,向东的转移距离大于向南的距离。在上半年污染主要是向北移动,下半年向南转移。但是,中国北方的空气高污染状况几乎没有改善,该东西方向的转移幅度大于南北方向。

3 结论

(1) 大气污染转移与扩散存在明显的季度与月度差异。近两年,空气质量状况与首要污染物变化均以夏季为转折点呈现出“夏优冬劣,春秋继替”的特征, AQI 浓度季节变化特征大体表现冬季 > 春季 > 秋季 > 夏季。2017 年 AQI 及 6 项污染物浓度较 2016 年同比出现明显下降,尤其是冬季降幅最大,说明空气质量短期内改善效果明显。

(2) 高值区分布在中原城市群、环渤海城市群与疆西地区,低值区主要分布在海峡西岸、珠三角、南桂昆以及青藏高原城市,说明临海性与山地性对环境空气质量具有显著正响应。中国的空气污染主要由可吸入悬浮颗粒物引起,氮氧化物次之,主要受到气候气象、地形地貌、扩散条件、产业结构、交通方式等因素的影响。其中, $PM_{2.5}$ 污染主要分布在中西部城市化较高城市,受社会经济人为活动的影响更大, PM_{10} 在关中—天水、兰—西、河西、疆西—天山南麓城市群,受气候、风沙过境扬尘污染等自然因素的

影响更大。

(3) 全国的空气质量整体分布格局以新疆西部和冀鲁豫为主形成显著的双核高值聚类模式,其中胡焕庸线是我国空气污染高低值的東西分界线,长江是南北分界线,并且其集聚分布深受温度分带的影响。从两年的聚集动态特征发现大气污染物的集聚程度有所减轻,但热点区域的扩散范围明显增大,如新疆西部热点区域出现北移趋势。

(4) 区域传播性与城市间输送是大气环境污染的重要特征。中国的空气质量总体分布格局呈东北—西南模式,逐月转移重心均分布在河南省,以向东北方向移动为主。空气质量转移模式和迁移距离存在巨大的东西向与南北向分异,并且东西向的分异更大,这种分布变迁又重新定义了其季节分异。

4 讨论

本文阐述了中国空气质量的时空分布模式,发现一个普适性的规律和一个区域性的高值异常。首先,地理人口分界线可以看做是 AQI 区域高低值集聚的分界线,地理人口分界线始于自然地理要素的分界线,其主要包括地形、气候、降水和温度分界线。自然地理分界线影响着人类的迁徙与聚居,因此,自然地理分界线基本上与人口密度分布、通勤、工业生产以及其他人类经济社会活动分布具有一致性^[25],

人类的社会经济活动必然会生产出废气和高浓度的污染因子。另外,西北尤其是新疆西部塔里木盆地一带城市出现大气污染的高值异常,这与徐虹等提出的西北地区历史统计平均值最高的结论基本一致。其主要污染特征是 PM_{10} 作为西北地区空气污染的首要污染物,春季高发,冬季次之,尤其是新疆的和田与喀什 PM_{10} 超标率为全国最高。新疆西北部的这种高超标率现象自然因素的影响程度更大,该区域不仅拥有大型封闭盆地,不利于污染物的扩散与稀释,且主要位于西北沙漠、半沙漠的干旱地区和境内主要风沙路径的势力范围,全年降雨极少,春季沙尘暴频发、扬尘天气显著,所以该地区风沙过境扬尘污染对空气污染的贡献程度最大。本研究提出以下建议:(1) 区域层面的减排措施是大气治理的关键。近几年,京津冀、长三角、珠三角通过区域联防联控极大改善大气环境质量,今后应加强对西北地区区域层面的重点监测与管控。(2) 在控制 NO_x 和可吸入颗粒排放的同时,今后应注意加强对 VOCs 排放的控制,以避免造成 O_3 浓度的升高。

在今后的研究中还有以下需要进一步探究的问题。(1) 关于城市复合空气污染的研究。近年来关于中国空气质量的研究多集中在 $PM_{2.5}$, 部分研究发现中国复合空气污染也较为严重,在今后的相关研究中,如何从重点关注 $PM_{2.5}$ 等单一污染物拓展至复合空气污染是有待研究的。(2) 进一步开展城市与其周边区域空气污染的相互作用机制研究。城市污染研究常常比较重视对城市本身的影响,而在研究的过程中发现,随着城市污染的加剧,城市间输送与区域传播性是大气污染的重要特征,进而形成严重的区域性空气污染,因此建立对其周边区域的精确影响与反馈评估机制为解决区域空气污染提供有效途径。另外,城市内部污染物浓度的精细演变特征及其三维分布格局也是需要关注的方面。

参考文献 (References)

- [1] 中国共产党中央委员会. 让人民享有公平可及的健康服务 [N]. 人民日报, 2016-08-24(001). [Central Committee of the Communist Party of China. Allow people to have fair and accessible health services [N]. People's Daily, 2016-08-24(001).]
- [2] 中国共产党中央委员会. 政府工作报告 [N]. 人民日报, 2017-03-17(001). [Central Committee of the Communist Party of China. Government working report [N]. People's Daily, 2017-03-17(001).]
- [3] 王振波, 方创琳, 许光, 等. 2014 年中国城市 $PM_{2.5}$ 浓度的时空变化规律 [J]. 地理学报, 2015, 70(11): 1720-1734. [WANG Zhengbo, FANG Changlin, XU Guang, et al. Spatial-temporal characteristics of the $PM_{2.5}$ in China in 2014 [J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(11): 1720-1734.]
- [4] PENG Jian, CHEN Sha, LU Huiling, et al. Spatiotemporal patterns of remotely sensed $PM_{2.5}$ concentration in China from 1999 to 2011 [J]. Remote Sensing of Environment, 2016, 174(12): 109-121.
- [5] HUANG Yuanyuan, YAN Qingwu, ZHANG Chuanrong. Spatial-temporal distribution characteristics of $PM_{2.5}$ in China in 2016 [J]. Journal of Geovisualization and Spatial Analysis, 2018, 2(12): 4-18.
- [6] 蔺雪芹, 王岱. 中国城市空气质量时空演化特征及社会经济驱动力 [J]. 地理学报, 2016, 71(8): 1357-1371. [LIN Xueqin, WANG Dai. Spatio-temporal variations and socio-economic driving forces of air quality in Chinese cities [J]. Acta Geographica Sinica, 2016, 71(8): 1357-1371.]
- [7] 宓科娜, 庄汝龙, 梁龙武, 等. 长三角 $PM_{2.5}$ 时空格局演变与特征——基于 2013—2016 年实时监测数据 [J]. 地理研究, 2018, 37(8): 1641-1654. [MI Kena, ZHUANG Rulong, LIANG Longwu, et al. Spatio-temporal evolution and characteristics of $PM_{2.5}$ in the Yangtze River Delta based on real-time monitoring data during 2013-2016 [J]. Geographical Research, 2018, 37(8): 1641-1654.]
- [8] 李会霞, 史兴民. 西安市 $PM_{2.5}$ 时空分布特征及气象成因 [J]. 生态环境学报, 2016, 25(2): 266-271. [LI Huixia, SHI Xingmin. Temporal and spatial distribution, meteorological factors of $PM_{2.5}$ in Xi'an City [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(2): 266-271.]
- [9] 王占山, 李云婷, 陈添, 等. 2013 年北京市 $PM_{2.5}$ 的时空分布 [J]. 地理学报, 2015, 70(1): 110-120. [WANG Zhanshan, LI Yunting, CHEN Tian, et al. Spatial-temporal characteristics of $PM_{2.5}$ in Beijing in 2013 [J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(1): 110-120.]
- [10] 肖悦, 田永中, 许文轩, 等. 近 10 a 中国空气质量时空分布特征 [J]. 生态环境学报, 2017, 26(2): 243-252. [XIAO Yue, TIAN Yongzhong, XU Wenxuan, et al. Spatiotemporal pattern changes of air quality in China from 2005 to 2015 [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(2): 243-252.]
- [11] 李名升, 张建辉, 张殷俊, 等. 近 10 a 中国大气 PM_{10} 污染时空格局演变 [J]. 地理学报, 2013, 68(11): 1504-1512. [LI Ming-sheng, ZHANG Jianhui, ZHANG Yinjun, et al. Spatio-temporal pattern changes of ambient air PM_{10} pollution in China from 2002 to 2012 [J]. Acta Geographica Sinica, 2013, 68(11): 1504-1512.]
- [12] 熊欢欢, 梁龙武, 曾赠, 等. 中国城市 $PM_{2.5}$ 时空分布的动态比较分析 [J]. 资源科学, 2017, 39(1): 136-146. [XIONG Huanhuan, LIANG Longwu, ZENG Zeng, et al. Dynamic analysis of $PM_{2.5}$ spatial-temporal characteristics in China [J]. Resources Science, 2017, 39(1): 136-146.]

- [13] 丁镭,黄亚林,刘云浪,等. 1995—2012 年中国突发性环境污染事件时空演化特征及影响因素[J]. 地理科学进展,2015,34(6):749–760. [DING Lei, HUANG Yalin, LIU Yunlang, et al. Spatiotemporal variability of sudden environmental pollution incidents and influencing factors in China, 1995–2012[J]. Progress in Geography, 2015, 34(6):749–760.]
- [14] 姜磊,周海峰,柏玲. 外商直接投资对空气污染影响的空间异质性分析——以中国 150 个城市空气质量指数(AQI)为例[J]. 地理科学,2018,38(3):351–360. [JIANG Lei, ZHOU Haifeng, BAI Ling. Spatial heterogeneity analysis of impacts of foreign direct investment on air pollution: Empirical evidence from 150 cities in China based on AQI [J]. Scientia Geographica Sinica, 2018, 38(3):351–360.]
- [15] 刘嘉毅,陈玉萍,夏鑫. 中国空气污染对入境旅游发展的影响[J]. 资源科学,2018,40(7):1473–1482. [LIU Jiayi, CHEN Yuping, XIA Xin. Research on the effect of air pollution on the development of inbound tourism in China [J]. Resources Science, 2018, 40(7):1473–1482.]
- [16] 吴勋,王杰. 财政分权、环境保护支出与雾霾污染[J]. 资源科学,2018,40(4):851–861. [WU Xun, WANG Jie. Fiscal decentralization, environmental protection expenditure and haze pollution [J]. Resources Science, 2018, 40(4):851–861.]
- [17] 张伟. 中国贸易隐含大气污染转移与环境不公平研究[D]. 南京:南京大学,2018. [ZHANG Wei. Virtual air pollution transfer and environmental inequalities in China [D]. Nanjing: Nanjing University, 2018.]
- [18] 吴乐英,钟章奇,刘昌新,等. 中国省区间贸易隐含 PM_{2.5} 的测算及其空间转移特征[J]. 地理学报,2017,72(2):292–302. [WU Leying, ZHONG Zhangqi, LIU Changxi, et al. Measurement and spatial transfer of China's provincial PM_{2.5} emissions embodied in trade [J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(2):292–302.]
- [19] 韩立建. 城市化与 PM_{2.5} 时空格局演变及其影响因素的研究进展[J]. 地理科学进展,2018,37(8):1011–1021. [HAN Lijian. Research progress on urbanization and PM_{2.5} spatio-temporal pattern evolution and its influencing factors [J]. Progress in Geography, 2018, 37(8):1011–1021.]
- [20] 张艳平,张丽君,崔盼盼,等. 中国居民碳排放时空特征及影响因素研究[J]. 干旱区地理,2018,41(2):401–408. [ZHANG Yanping, ZHANG Lijun, CUI Panpan, et al. Spatial and temporal characteristics of Chinese residents' carbon emissions and its influencing factors [J]. Arid Land Geography, 2018, 41(2):401–408.]
- [21] LIN Hualiang, GUO Yanfei, RUAN Zengliang, et al. Ambient PM_{2.5} and O₃ and their combined effects on prevalence of presbyopia among the elderly: A cross-sectional study in six low-and middle-income countries [J]. Science of the Total Environment, 2018, 239(11):168–173.
- [22] DONG Guanghui, QIAN Zhengmin, XAVERIUS P K, et al. Association between long-term air pollution and increased blood pressure and hypertension in China [J]. Hypertension, 2013, 61(3):578–584.
- [23] XIN Liangxu, XI Bimin. Quantifying spatiotemporal patterns of urban expansion in China using remote sensing data [J]. Cities, 2013, 35(10):104–113.
- [24] LEVY R C, ROMER L A, MOTTO S, et al. Second-generation operational algorithm: Retrieval of aerosol properties over land from inversion of moderate resolution imaging spectroradiometer spectral reflectance [J]. Journal Geophysical Research, 2007, 112(7):1–21.
- [25] 徐虹,张晓勇,毕晓辉,等. 中国 PM_{2.5} 中水溶性硫酸盐和硝酸盐的时空变化特征[J]. 南开大学学报(自然科学版),2013,46(6):32–40. [XU Hong, ZHANG Xiaoyong, BI Xiaohui, et al. Spatiotemporal and seasonal distribution characteristics of sulfate nitrate in PM_{2.5} of China [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Nankaiensis, 2013, 46(6):32–40.]

Spatiotemporal evolution characteristics of air pollution degree in 366 cities of China

LIU Qing¹, YANG Yong-chun^{1,2}, LIU Hai-yang³

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China; 2 Key Laboratory of Western China's Environment System of the Ministry of Education, Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China; 3 College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, Gansu, China)

Abstract: This paper used spatial descriptive statistics, spatial interpolation, spatial autocorrelation, standard deviation ellipse, and gravity center analysis methods to explore and compare pollution types, development trends, agglomeration, and migration characteristics of air quality in China from an annual, quarterly, monthly, and daily perspective. Many studies have focused on the spatiotemporal evolution pattern of air quality in China. However, there are only a few articles that show the highest historical statistical average values in northwestern region, especially high $PM_{2.5}$ anomalies in Xinjiang. However, the time and causes of such high anomalies, pollution factors, and people's contribution to $PM_{2.5}$ have not been discussed. Air quality research mainly uses remote sensing inversion data and near-earth monitoring data. In the desert, arid, and semi-arid regions of western China, dust is often removed during remote sensing inversion data processing, and the concentration of respirable suspended particulates is obviously underestimated. The study results of near-earth monitoring data are greatly affected by the number of monitoring stations and their regional distribution. Air quality monitoring stations in China are mainly concentrated in the highly urbanized eastern-central regions, while the western region is rarely included in air quality monitoring. There are gaps in research in northwestern region, especially in the Tarim Basin, due to some flaws in data itself and limited access. Since 2016, the National Environmental Monitoring Center of China has expanded its coverage to more western cities and can obtain several times the previous air quality monitoring data. This paper used the near-earth air quality monitoring data from 1 484 stations in 366 cities in China from 2016 to 2017 to maximize coverage of the western region and to identify pollutants in northwest hotspots. The study found that the western region could be divided into three sub-regions based on interpolation. The coastal and mountainous areas show a significant positive response to excellent air quality areas. Shanxi is the largest province with pollution aggravation mainly affected by SO_2 concentration, while Beijing and Henan are the provinces that obviously improved pollution mainly by treating the adverse impact of $PM_{2.5}$. The overall distribution pattern is dominated by western Xinjiang and Hebei-Shandong-Henan, forming a significant dual nuclear high-value clustering model. The Hu Huanyong line is the boundary between east-west China's air pollution and the Yangtze River is the North-South boundary line. The air quality clustering feature in the north is obviously worse than that in the south, and in the east, it is significantly denser than that in the west. Agglomeration is greatly affected by temperature zoning. The overall air quality distribution is oriented in the NE-SW direction, and the gravity transfer center is distributed in Henan Province, mainly moving to the northeast. This distribution change redefines its seasonal differentiation. The main pollution sources in the whole country are PM_{10} and $PM_{2.5}$. PM_{10} is mainly distributed in Xinjiang, and is strongly affected by natural factors due to dust pollution. $PM_{2.5}$ is mainly distributed in Central China, Northern China, and Northern Jiangsu, which are mainly affected by man-made economic activities. In addition, as for urban composite air pollution, the mechanism of interaction between air pollution in the city and its surrounding is a further issue to be explored in the future.

Key words: air quality index; primary pollutants; space-time pattern; gravity shift