



生态学杂志

Chinese Journal of Ecology

ISSN 1000-4890, CN 21-1148/Q

《生态学杂志》网络首发论文

题目: 2015—2019年中东部地区PM_{2.5}时空演变及其驱动力
作者: 姚荣鹏, 张勃, 王立兵, 张耀文
DOI: 10.13292/j.1000-4890.202103.004
收稿日期: 2020-07-11
网络首发日期: 2020-12-16
引用格式: 姚荣鹏, 张勃, 王立兵, 张耀文. 2015—2019年中东部地区PM_{2.5}时空演变及其驱动力. 生态学杂志. <https://doi.org/10.13292/j.1000-4890.202103.004>



网络首发: 在编辑部工作流程中, 稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定, 且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式(包括网络呈现版式)排版后的稿件, 可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定; 学术研究成果具有创新性、科学性和先进性, 符合编辑部对刊文的录用要求, 不存在学术不端行为及其他侵权行为; 稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准, 正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性, 录用定稿一经发布, 不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认: 纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司签约, 在《中国学术期刊(网络版)》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版, 以单篇或整期出版形式, 在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊(网络版)》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物(ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z), 所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

DOI: 10.13292/j.1000-4890.202103.004

2015—2019 年中东部地区 PM_{2.5} 时空演变及其驱动力

姚荣鹏 张 勃* 王立兵 张耀文

(西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070)

摘 要 我国中东部地区雾霾事件频发。作为雾霾的主因, 科学识别 PM_{2.5} 时空演变特征与驱动力对于区域联防联控意义重大。基于国控环境空气质量监测站 2014 年 12 月—2019 年 11 月 PM_{2.5} 数据, 结合地统计、REOF、地理探测器等方法揭示了我国中东部地区 PM_{2.5} 污染的时空特征与演变规律, 确定了 3 个同比变化区, 并进一步探究了各区域 PM_{2.5} 分异的驱动因素。结果表明, 中东部整体 PM_{2.5} 年均浓度呈稳定下降趋势, 年均下降 3.2 $\mu\text{g m}^{-3}$, 高 PM_{2.5} 年均浓度区域在空间上呈快速收缩趋势, 但存在部分区域 PM_{2.5} 污染天数增加的不显著趋势; PM_{2.5} 浓度以京津冀地区为中心向外辐射降低, 总体上呈“北高南低”的特征; 中东部地区有显著的强空间集聚性, 四季全局 Moran I 均超过 0.70 以上 ($P<0.01$), 热点区域主要分布在华北平原及其周围, 冷点区域主要分布在华南地区; 基于 REOF 分析得到 3 个同比变化区, 其边界与地形地貌重叠较好, 时间系数呈“脉冲型”的下降趋势, 表明 PM_{2.5} 污染有显著的改善趋势; 气象因素与人类活动是引起各区域 PM_{2.5} 分异的重要驱动因素, 并在各区域具有不同的关键驱动因素。

关键词 PM_{2.5}; 时空特征; 旋转经验正交函数 (REOF); 地理探测器

Spatiotemporal evolution of PM_{2.5} and driving factors over central and eastern China between 2015 and 2019

YAO Rong-peng, ZHANG Bo*, WANG Li-bing, ZHANG Yao-wen (College of Geography and Environment Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China).

Abstract: The occurrence of smog events in central and eastern China is common. Scientifically identifying the spatiotemporal evolution and the drivers of PM_{2.5}, the primary cause of smog, is of great significance for regional prevention and control. Using PM_{2.5} data from December 2014 to November 2019 of the national ambient air quality station, and using the methods in geo-statistics, REOF and Geodetector, the spatiotemporal characteristics and evolution of PM_{2.5} pollution were revealed, the subregions were identified, and the driving factors for differentiation of PM_{2.5} were explored in each subregion. The results showed a steady downward trend in PM_{2.5} annual concentration in central and eastern China, with an average annual decrease of 3.2 $\mu\text{g m}^{-3}$. The area with high PM_{2.5} annual concentration showed a rapid contraction in space, but there is an insignificant tendency of increased PM_{2.5} pollution days in some areas. The concentration of PM_{2.5} decreased outward in the center of Beijing-Tianjin-Hebei and showed a characteristic of “higher concentration in the north than in the south”. The strong spatial agglomeration of PM_{2.5} concentration was distributed in central and eastern China. Global Moran's I in all four seasons exceeded 0.70 ($P<0.01$). Hot spots were mostly distributed in and around the North China Plain and cold spots in south China. Based on the result of REOF, three regions were obtained. Its boundary roughly overlaps with the topography and geomorphology. The time coefficients showed a “pulse” downward trend, indicating a significant improvement trend of PM_{2.5} pollution. Meteorological factors and human activities are essential drivers of differentiation of PM_{2.5} in various regions and have different key drivers in each region.

Key words: PM_{2.5}; spatiotemporal characteristics; rotated empirical orthogonal function (REOF); geodetector

随着经济与城镇化的快速发展, 城市大气污染问题已经成为大气环境领域的研究热点 (Zhou *et al.*, 2019; 黄小刚等, 2019b), 主要分为光化学污染和颗粒物污染两大类。颗粒物 (PM) 是一种悬浮于大气中的混合物, 其中空气动力学直径小于 2.5 μm 的称为细颗粒物 (以下简称 PM_{2.5})。医学研究已经明确指出, PM_{2.5} 污染不仅会极大的影响人体健康, 而且会引起过早死亡 (Liu *et al.*, 2016; Tian *et al.*, 2019)。PM_{2.5} 通常来

国家自然科学基金项目(41561024)资助。

收稿日期: 2020-07-11

接受日期: 2020-12-09

*通讯作者 E-mail: zhangbo@nwnu.edu.cn

源于汽车尾气、工业生产、道路扬尘、冬季燃煤、二次气溶胶生成等，并受到气象因素（Li *et al.*, 2016; Cai *et al.*, 2018; An *et al.*, 2019）与地形地貌（程麟钧等, 2017）的影响而扩散或积累，从而表现出不同的区域污染特征。科学地揭示 $\text{PM}_{2.5}$ 时空格局演变，识别 $\text{PM}_{2.5}$ 分异的同比变化区及其驱动因素，对 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的有效防控具有重要的现实意义。

目前，国内外众多学者针对 $\text{PM}_{2.5}$ 展开了多方面的研究，如 $\text{PM}_{2.5}$ 污染特征和影响因素（Van Donkelaar *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2019）、跨界输送（Wang *et al.*, 2015）、大气环流背景（Cai *et al.*, 2018; Leung *et al.*, 2018）、化学性质（Huang *et al.*, 2014）等研究，这些研究从不同切入点加深了对 $\text{PM}_{2.5}$ 的格局、形成和转化的认知。针对大气污染特征及驱动力解析国内外已有较多研究：1）在污染特征方面，基于一种新的 3 km AOD 数据集和地理加权回归模型估算 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度（付宏臣等, 2019）；建立 $\text{PM}_{2.5}$ 与气象要素的多元线性回归模型（韩磊等, 2019）估算 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度；通过空间计量模型、WRF-CMAQ 模式探究大气污染的空间集聚性、空间溢出效应、空间异质性和区域输送规律（张强等, 2017; 黄小刚等, 2019a; Zhou *et al.*, 2019）。2）在影响因素方面，通过空间滞后（黄小刚等, 2019a）、空间杜宾（王振波等, 2019）、地理探测器（Zhou *et al.*, 2019）、灰色关联（贺祥等, 2016）等模型进行解析，表明人口密度、能源消耗、城镇化率、产业结构、气象要素、地形地貌、植被盖度等对 $\text{PM}_{2.5}$ 有不同程度的直接贡献。上述研究针对全国、热点区域城市群或者城市均有展开分析，但存在以下局限性。首先，中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 污染事件频发，但针对整个中东部地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染特征与驱动力研究相对较少。其次，部分研究由于缺乏地面站点数据而通过遥感影像反演 AOD 估算 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度，准确性将受到大气化学成分与物理性质的削弱（Kumar, 2010），且时间大多截止到 2015 年，基于地面实测站点近五年来的研究很少报道。此外，以上驱动力因素研究主要将研究区作为一个整体进行驱动力解析，而没有考虑到区域内地形地貌、气候、社会经济等因素所导致的子区域之间的差异，对大气污染物的时空分布产生重要影响（程麟钧等, 2017）。

中东部地区经济发展迅速，人口密集，大气环境问题突出（柏玲等, 2018; Cai *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2019）。2013 年国务院印发《关于印发大气污染防治行动计划的通知》以来，中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈现出怎样的时空特征？ $\text{PM}_{2.5}$ 污染在区域内是否有明显分异，形成各自的同比变化区？各同比变化区之间引起 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的关键因子有何差异？是本文拟解决的核心问题。因此，本文基于 2014 年 12 月—2019 年 11 月地面站点逐小时 $\text{PM}_{2.5}$ 数据以及 2015 年自然与社会经济数据，对中东部地区开展近五年 $\text{PM}_{2.5}$ 时空格局演化、子区域识别以及驱动力研究，以期合理评价大气污染防治工作的成效，并为区域大气污染联防联控治理提供决策参考。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区域经纬度范围为 105°E — 125°E 、 20°N — 43°N ，包括 17 个省市，共 201 个城市，如图 1 所示。研究区面积为 219.32 km^2 ，人口约为 9.9 亿，地区生产总值 775292.4 亿元（2020 年中国统计年鉴数据），分别占比全国的 22.8%、70.5% 和 78.2%。区内包括京津冀、汾渭平原、长三角、以及长江中游城市群等大气污染较严重的区域（Liu *et al.*, 2015）。

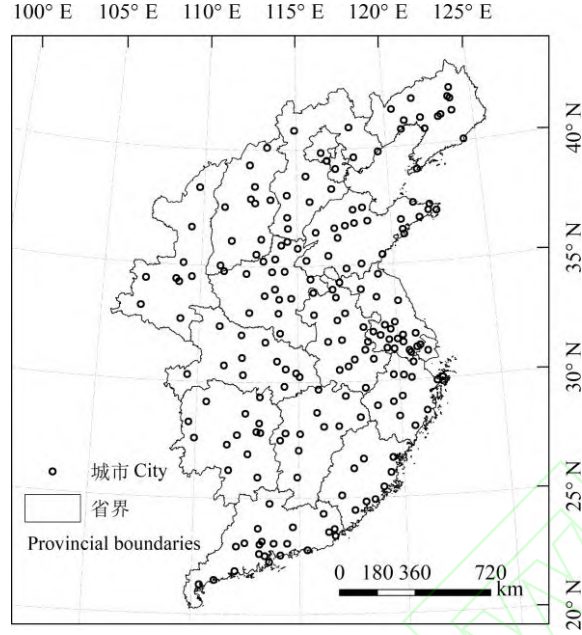


图 1 研究区域概况
Fig.1 Overview of the study area

1.2 数据来源与处理

本研究使用的 2014 年 12 月—2019 年 11 月逐小时 $PM_{2.5}$ 数据来自全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035/>)；2015 年降水和相对湿度数据来自中国地面气候资料日值数据集 (V3.0) (<http://data.cma.cn/>)；2015 年人口密度和植被指数 (NDVI) 数据来自中国科学院地理科学与资源环境研究所数据中心 (<http://www.resdc.cn/>)；数字高程数据 (DEM) 来自美国地质勘探局 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) 提供的 SRTM DEM 90M 数据集；2015 年人均 GDP、二产业占比、城市绿化率、工业烟尘排放量、二氧化硫排放量和用电量数据来自 2016 年中国城市统计年鉴。

$PM_{2.5}$ 数据可能由于仪器故障等原因导致长时间缺测，故剔除 140 个缺测站点，保留 860 个国控监测站点，其有效性按照《环境空气质量标准(GB 3095—2012)》执行。 $PM_{2.5}$ 的日均值获取自 $PM_{2.5}$ 小时浓度 (有效监测时数 ≥ 20 h)，月均值 (有效监测天数 ≥ 27 d，二月有效监测天数 ≥ 25 d) 和年均值 (有效监测天数 ≥ 324 d) 以日均值为基础获取，城市 $PM_{2.5}$ 浓度基于市域内监测站点的平均值。由于旋转经验正交法 (REOF) 不适用于含缺失的数据集。考虑到随机森林插补具有较强的稳定性，并且插补精度随着数据相关性的提高而提高 (余泽禹, 2018)，故采用 R 语言 missForest 包 (Stekhoven *et al.*, 2012) 对城市 $PM_{2.5}$ 月均值进行插补，袋外错误率 (OOBError) 为 0.215，表明插补效果较好。为符合实际，将四季划分为春季 (3—5 月)、夏季 (6—8 月)、秋季 (9—11 月) 和冬季 (上年 12 月—2 月)，与此对应，年划分为上年 12 月—本年 11 月，即 2015 年为 2014 年 12 月—2015 年 11 月，依此类推。

1.3 研究方法

1.3.1 空间自相关 空间自相关分析能够探究整个研究区的集聚情况，已广泛应用于大气污染物空间关联的研究中 (毛婉柳等, 2017; 黄小刚等, 2019a; Zhou *et al.*, 2019)。本文选取全局 Moran I 来表征中东部地区 $PM_{2.5}$ 的空间自相关性。计算公式如下：

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} z_i z_j}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} \sum_{i=1}^n z_i^2}$$

式中： z_i 和 z_j 分别是城市 i 和 j 的 $PM_{2.5}$ 浓度与其平均值的偏差 ($x_i - \bar{x}$) 和 ($x_j - \bar{x}$)， $w_{i,j}$ 是城市 i 和 j 之间的空间

权重, n 是监测城市的数量。全局 Moran I 的值域为 $[-1,1]$, 在给定的显著性水平下, $I>0$ 时, 表示 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈正空间自相关, 其值越大说明空间集聚性越强; $I<0$ 时, 呈负空间自相关, 其值越小则空间离散性越强; I 值越接近 0, 则表明空间差异性越小。同时采用 Z 检验进行全局 Moran I 的显著性检验, 计算公式为:

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

式中: $E(I)$ 为全局 Moran I 的数学期望, $\text{Var}(I)$ 为其方差, $Z(I)$ 为其 Z 检验值, 能够衡量其显著性水平。

1.3.2 热点分析 全局 Moran I 能够揭示研究区 $\text{PM}_{2.5}$ 的集聚程度, 但无法揭示区内的集聚模式与结构, 而 Getis-Old G_i^* 热点分析能够很好解析区内集聚性和异质性。计算公式如下:

$$G_i^* = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{i,j} x_i x_j}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n x_i x_j}, \forall j \neq i$$

式中: x_i 和 x_j 分别是城市 i 和 j 的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度, $w_{i,j}$ 是城市 i 和 j 的空间权重, n 是监测城市的数量。同时对 G_i^* 进行显著性检验, 采用 Z 检验法, 计算公式为:

$$Z(G_i^*) = \frac{G_i^* - E(G_i^*)}{\sqrt{\text{Var}(G_i^*)}}$$

式中: $E(G_i^*)$ 为 G_i^* 的数学期望, $\text{Var}(I)$ 为其方差。

1.3.3 旋转经验正交函数 (REOF) 经验正交函数 (EOF) 和旋转经验正交函数 (REOF) 是广泛应用于分析气象要素时空特征的统计方法 (魏凤英, 2007; 程麟钧等, 2017; 熊敏谔, 2017)。EOF 的局限性在于, 分离出的方差载荷均匀分布在各个地区, 不能清晰表示不同地理区域的特征与内部的相似性。旋转经验正交函数 (REOF) 可以很好地克服上述局限。其公式原理在文献 (魏凤英, 2007) 中有详细介绍, 不再赘述。

1.3.4 地理探测器 空间分异性是地理现象的基本特点之一, 空间分层性及其背后驱动力的科学判别对于愈加精细或者大范围的研究意义重大 (王劲峰等, 2017)。Wang 等 (2010) 基于存在某个自变量对于因变量有重要影响, 则两者的空间分布必然具有相似性的假设, 提出地理探测器 (GeoDetector, GD) 方法。考虑到 $\text{PM}_{2.5}$ 污染主要受人类活动、气象与自然地理条件的综合影响 (Cai et al., 2018; Zhou et al., 2019) 而在不同区域呈现不同程度的污染特征, 故本文选取人口密度、人均 GDP、城市绿化率、二产业占比、工业粉尘排放量、二氧化硫排放量、用电量、年均相对湿度、年降水量、降水大于 0.1 mm 日数、植被指数和地形坡度 12 个影响因子, 通过模型中的因子探测器探究其对 $\text{PM}_{2.5}$ 分异的解释力大小 (q 值, 越接近于 1 表明其解释力越大)。本研究均匀布置 40 km 间距的格点, 提取格点上的 2015 年 $\text{PM}_{2.5}$ 年均值和当年各影响因子值, 地理探测器原理可参考文献 (Wang et al., 2010), 不再赘述。

2 结果与分析

2.1 $\text{PM}_{2.5}$ 污染总体分布特征

中东部整体 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度呈稳定下降趋势, 年均下降 $3.2 \mu\text{g m}^{-3}$ (图 2a)。结果表明, 2015—2017 年年均浓度依次为 54.3 、 51.6 、 $50.5 \mu\text{g m}^{-3}$, 各城市 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度差异较大, 如保定、邯郸和石家庄等城市年均浓度超过 $90 \mu\text{g m}^{-3}$, 且浓度散布区间 (max-min) 较大 ($70 \mu\text{g m}^{-3}$ 左右)。2018—2019 年有明显的转好趋势, 年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别为 45.6 和 $41.4 \mu\text{g m}^{-3}$ 。浓度散布区间由 $70 \mu\text{g m}^{-3}$ (2015—2017 年) 降低为 $50 \mu\text{g m}^{-3}$ (2018—2019 年), $\text{PM}_{2.5}$ 浓度散布趋于集中, 且没有出现异常高值。2018 年是 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度降低最为明显的时期, 降低了 $4.9 \mu\text{g m}^{-3}$, 主要原因在于印发《京津冀及周边地区 2017—2018 年秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》, 随后 2018 年 7 月国务院印发《打赢蓝天保卫战三年行动计划》, 有效推进了北方地区冬季清洁取暖, 重点防控京津冀、汾渭平原、长三角地区等地区, 在很大程度上改善了秋冬季 $\text{PM}_{2.5}$ 污染状况。但中东部地区年均浓度仍远高于 $\text{PM}_{2.5}$ 年评价指标 ($35 \mu\text{g m}^{-3}$), 同时也高于全国同期

水平 $36 \mu\text{g m}^{-3}$ (2019 年)。

参考《环境空气质量标准(GB 3095—2012)》，进一步将 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度划分为 6 个浓度区间，统计各区间城市数量占比，可以看出中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈整体改善趋势 (图 2b)。具体来说， $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度低于 $35 \mu\text{g m}^{-3}$ ($\text{PM}_{2.5}$ 年评价指标) 的城市数量明显增多，由 11.7% (2015 年) 增加到 36.4% (2019 年)；低于 $50 \mu\text{g m}^{-3}$ 的城市数量由 39.8% (2015 年) 增加到 74.1% (2019 年)；高于 $70 \mu\text{g m}^{-3}$ 的城市数量则显著减少，由 16.4% (2015 年) 降低到 0 (2019 年)。同样也可以看出，2018 年各浓度区间有明显变化， $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度低于 $50 \mu\text{g m}^{-3}$ 城市数量突破 60%，达 62.2%，高浓度区间 ($>70 \mu\text{g m}^{-3}$) 环比 2017 年大幅减少 (减少了 11.4%)，表明中东部高浓度区域呈明显的收缩趋势。

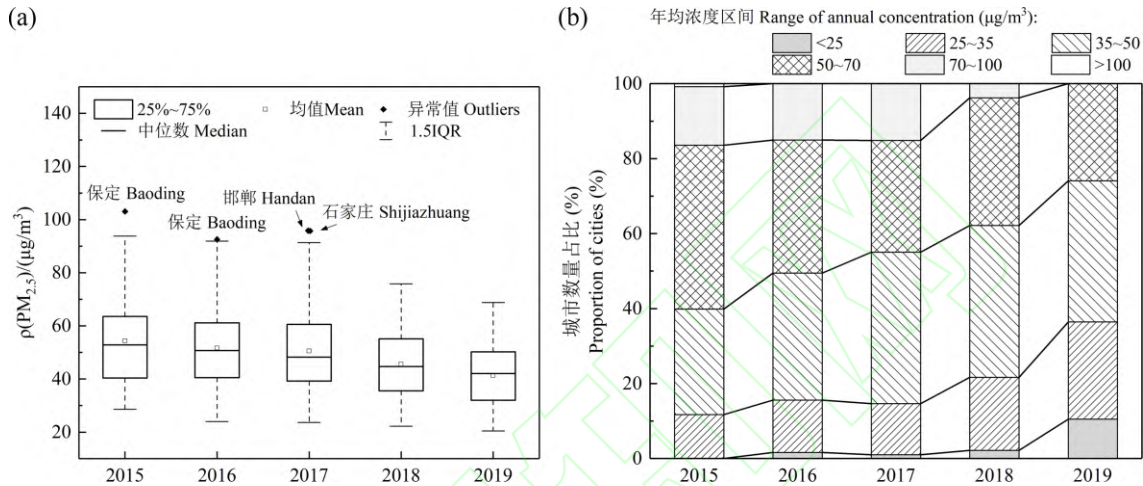


图 2 中东部城市 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度箱线图与不同浓度等级下城市数量的变化
Fig.2 Box-plot of $\text{PM}_{2.5}$ annual concentration and variations of cities in $\text{PM}_{2.5}$ concentration by range from 2015 to 2019

为进一步揭示 $\text{PM}_{2.5}$ 污染在空间上的变化趋势，将 $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度划分为 4 个等级 (优良、轻度、中度和重度及以上)，统计 2015—2019 年不同 $\text{PM}_{2.5}$ 日均浓度等级下的天数。考虑到各城市有效监测天数可能存在差异，城市间可比性较差，故进行换算，计算方法如下：

$$D_p = d_p \times \alpha$$
$$\alpha = Td / d$$

式中： D_p 为换算之后的某一浓度区间的天数， d_p 为原始某浓度区间的天数， α 为比例系数， Td 为年内总天数， d 为年内 $\text{PM}_{2.5}$ 实测天数。对 2015—2019 年各浓度区间天数进行 Theil-Sen 回归分析以探究其变化倾向，统计结果如图 3 所示。大部分城市的优良天数 ($\rho(\text{PM}_{2.5}) < 75 \mu\text{g m}^{-3}$) 呈增加趋势 (污染状况改善的城市占比 85.6%)，其中通过 0.1 级别显著性检验的城市占比 39.8% (以华北平原地区的城市为主)。大部分城市增加天数为 $1 \sim 22 \text{ d a}^{-1}$ ，京津冀大部以及山东丘陵部分地区改善最为显著，达 $22 \sim 46 \text{ d a}^{-1}$ (图 3a)。污染天数 ($\rho(\text{PM}_{2.5}) \geq 75 \mu\text{g m}^{-3}$) 则呈总体下降趋势，环渤海湾省市减少趋势最为一致，仅营口市有不显著的增加趋势。汾渭平原和黄淮平原大部分城市中度及以上污染天数呈不显著的上升趋势 (图 3c~d)。对两地区进一步分析表明，其上升趋势主要体现在 2018 年以前，而 2018 年以来有所回落，即 2018 年是一个拐点，这与黄小刚等 (2019a) 发现 2015—2017 年汾渭平原地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 超标天数逆势上升的观点一致。在 3 个污染等级 ($\rho(\text{PM}_{2.5}) \geq 75 \mu\text{g m}^{-3}$) 中，污染天数增加的城市比例分别为 2.5% ($75 \sim 115 \mu\text{g m}^{-3}$)、8.5% ($115 \sim 150 \mu\text{g m}^{-3}$) 和 8.0% ($\geq 150 \mu\text{g m}^{-3}$)。总体来说，中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 的中度及以上污染天数呈减少趋势，尤其是华北平原地区有显著的下降趋势，同时也存在小区域范围内 (汾渭平原和黄淮平原) $\text{PM}_{2.5}$ 污染天数增加的趋势 (可能与其产业结构有关)，但其趋势不显著且存在较大波动。

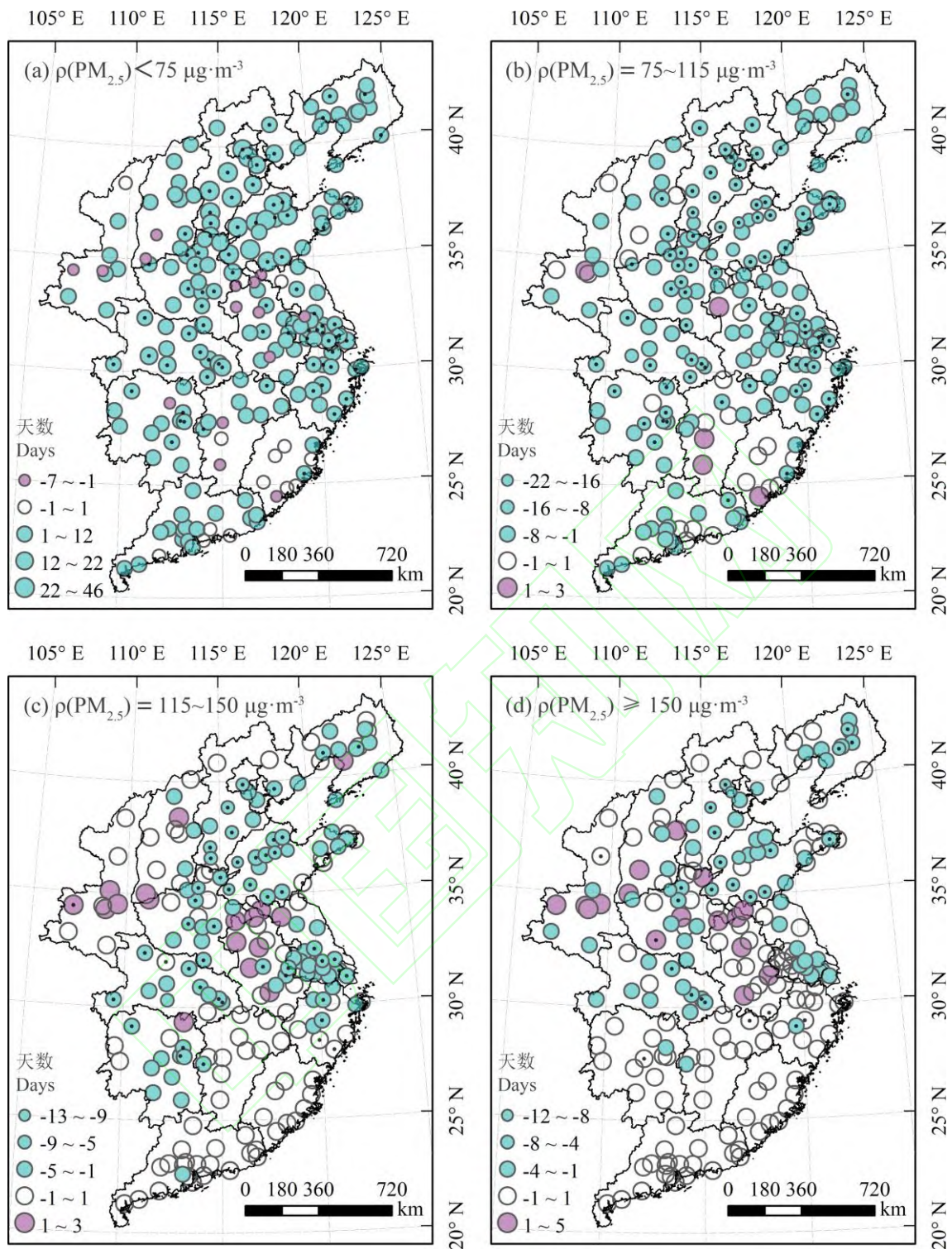


图3 2015—2019年不同 $PM_{2.5}$ 日均浓度等级下天数的演变倾向

Fig.3 The trends of the number of days at different daily $PM_{2.5}$ concentration levels from 2015 to 2019

注：表示趋势通过 0.1 级别的显著性检验。

Note: indicates that the trend passed the significance test at 0.1 level.

2.2 $PM_{2.5}$ 季节性空间特征

选用经验贝叶斯克里金法对 2015—2019 年四季 $PM_{2.5}$ 均值进行插值，以反映四季 $PM_{2.5}$ 浓度的分布状况，结果如图 4a~d 所示。华北平原大部分城市 $PM_{2.5}$ 浓度处于较高水平，而其北部辽宁和其南部地区 $PM_{2.5}$ 浓度较低，总体上呈现“北高南低”的特征（大致以长江为南北界限）。京津冀地区 $PM_{2.5}$ 浓度四季均处于较

高水平，而长三角、汾渭平原和长江中游城市群呈现出季节性的变化，即高 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度主要出现在春季、秋季以及冬季，但就目前而言， $\text{PM}_{2.5}$ 污染最为严重的依然是京津冀地区。统计逐年逐季节各个城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分布，如图 4e~h 所示。 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度呈现出冬季最高，夏季最低，春秋季节持平。春、夏和秋季均有显著的下降趋势 ($P<0.05$)，年均下降幅度在 $3.1\sim 3.5\ \mu\text{g m}^{-3}$ 的水平，其中夏季降幅最大 ($3.5\ \mu\text{g m}^{-3}$)，而冬季没有显著的下降趋势，可能原因是 2017 年冬季京津冀 ($124.1\ \mu\text{g m}^{-3}$) 和汾渭平原 ($130.2\ \mu\text{g m}^{-3}$) 拉高了中东部地区的整体浓度。另外，部分城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 异常高值主要出现在 2015—2017 年，2018 年之后 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度有明显的降低和集中趋势，尤其是冬季 (图 4h)，再次验证了上述结果。

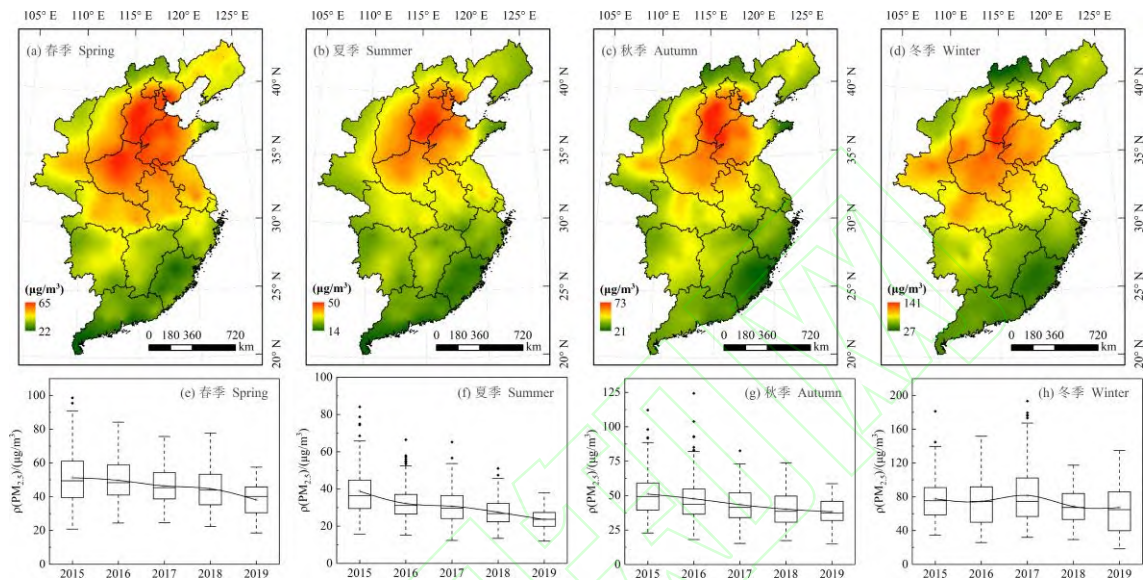


图 4 2015—2019 年 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度季节性时空格局演变
Fig.4 The evolution of spatiotemporal patterns of $\text{PM}_{2.5}$ concentration from 2015 to 2019

2.3 $\text{PM}_{2.5}$ 空间集聚特征

基于 ArcGIS 计算中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 季节浓度的全局 Moran I ，均通过 Z 检验，统计结果如表 1 所示。春季、夏季、秋季和冬季 Moran I 均大于 0.7，并同样呈现出冬季最高，夏季最低的特征，表明四季均有显著的强空间集聚性。

表 1 中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度全局 Moran 指数及其检验
Table 1 Global Moran's I of seasonal $\text{PM}_{2.5}$ concentration in central and eastern China and its tests

变量 Variables	Moran's I	P	$Z(I)$
春季 Spring	0.72	0.01	20.78
夏季 Summer	0.71	0.01	20.54
秋季 Autumn	0.72	0.01	20.81
冬季 Winter	0.74	0.01	21.33

全局 Moran I 不能揭示区域内部的集聚程度与分布，因而进一步采用 Getis-Old G_i^* 解析其内部的集聚状况。从图 5 可以看出，冷热点变化梯度变化明显，热点集中分布在华北平原及其周边，包括京津冀、山东西部、河南以及山西中部地区，冷点则集中于华南地区，包括广东、福建和浙江南部地区。四个季节冷热点位置基本相同，部分地区热点城市有季节性的变化，如北京和天津有随季节变化的热点特征，春季、夏季和秋季表现出不同信度的热点特征，冬季减弱为无特征点，而汾渭平原则在冬季增强为热点；冷点主要位于华南沿海城市，而靠近内陆的韶关、漳州、抚州、丽水、杭州等城市信度较低，并有季节性变化特征，表明 $\text{PM}_{2.5}$ 污染势力有随着季节变化而发生扩张或收缩的趋势。

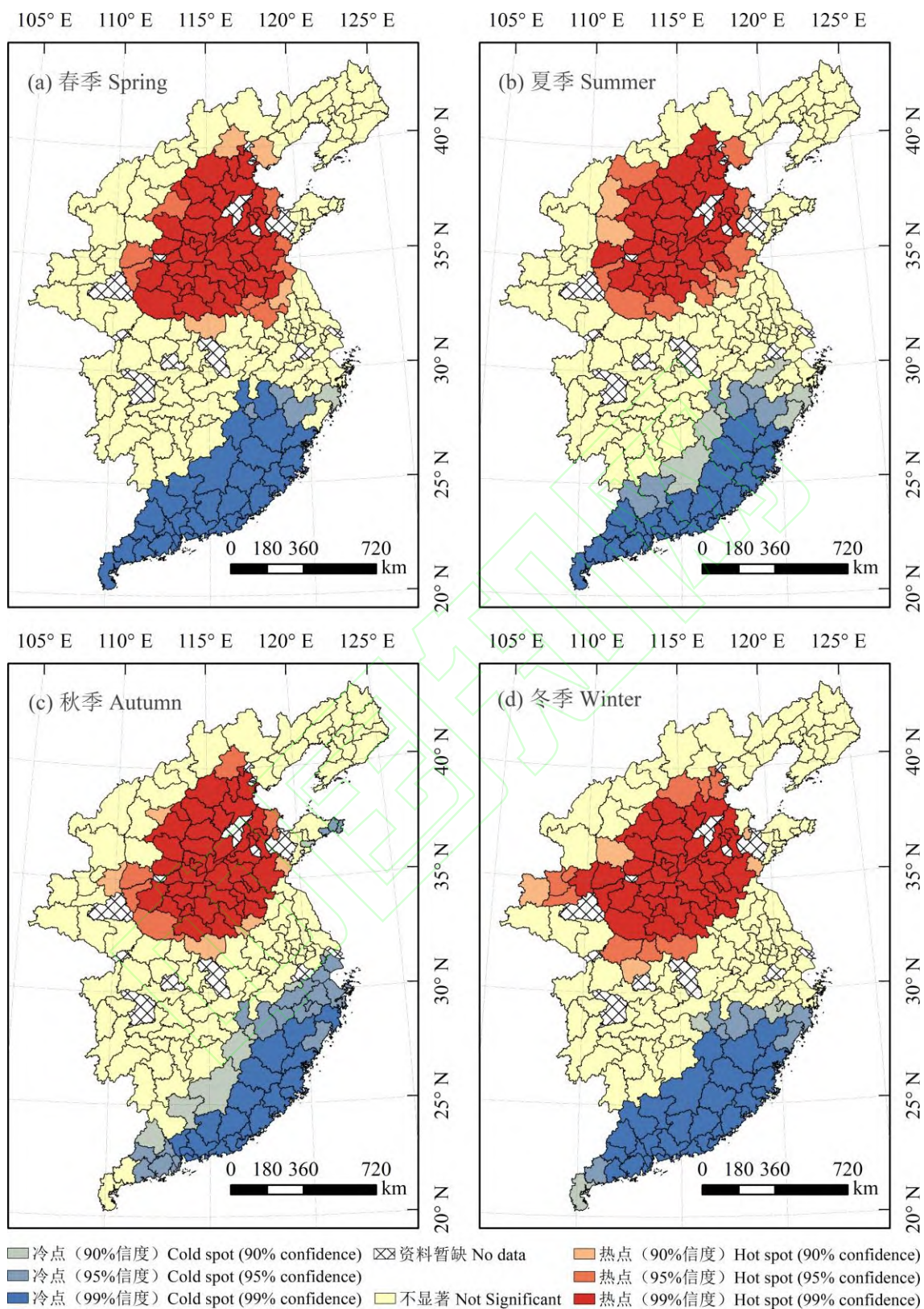


图 5 2015—2019 年 $PM_{2.5}$ 浓度季节性空间集聚演变

Fig.5 Spatial agglomeration of seasonal $PM_{2.5}$ concentration from 2015 to 2019

2.4 $PM_{2.5}$ 分区结果

基于 2015—2019 年标准化处理后的 $PM_{2.5}$ 月均值进行 EOF 分析，并进行 north 检验（剔除不具备实际

意义的噪声),选取前3个通过检验的EOFs进行极大方差正交旋转,得到3个REOFs,贡献率分别为35.5%、34.9%和14.6%,占总贡献率85.0%,能够表征 $PM_{2.5}$ 浓度的空间分布结构。对REOFs进行插值,并选取各自的高值区进行拼接完成分区。

前3个REOFs以及其对应的时间系数以及区划结果如图6所示。第一模态高值区(I区)分布在长江以南地区,包括广东、江西、福建、湖南、湖北、安徽南部以及浙江西南部地区,表明该空间分异类型中长江以南地区是 $PM_{2.5}$ 月均浓度振幅最大,最典型的敏感区。代表城市为南平、韶关和惠州,载荷系数均为0.15,并以上述城市为中心向北迅速降低。第二模态高值区(II区)主要位于东部沿海地区,是该空间分异类型下的典型敏感区,包括辽宁、山东半岛、江苏以及浙江北部地区,代表城市为上海、荣成和大连,载荷系数分布为0.15、0.15和0.14,载荷系数向西迅速降低。第三模态高值区(III区)位于华北平原及其以西地区,为该空间分异类型下的典型敏感区,包括京津冀、山西、陕西中部、河南以及安徽北部地区,高载荷系数代表城市为太原、西安和石家庄,载荷系数分布为0.18、0.17和0.14,并向南迅速降低为负值。可以看出,第一,第二和第三模态 $PM_{2.5}$ 浓度变化具有反向性特征,但第一和第二反向性特征不如第三模态明显。第三模态的反向性特征与Lu等(2019)的观点一致,即冷空气南下往往伴随着重污染天气,北方城市空气污染程度下降而南方加剧。此外,三个模态的时间系数通常在1月份达到最高,6月份最低,且均呈现出显著的“脉冲型”下降趋势($P<0.01$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.1$),表明三种空间分异型通常在1和6月份最为典型,且 $PM_{2.5}$ 污染有明显的改善,与上述结果一致。

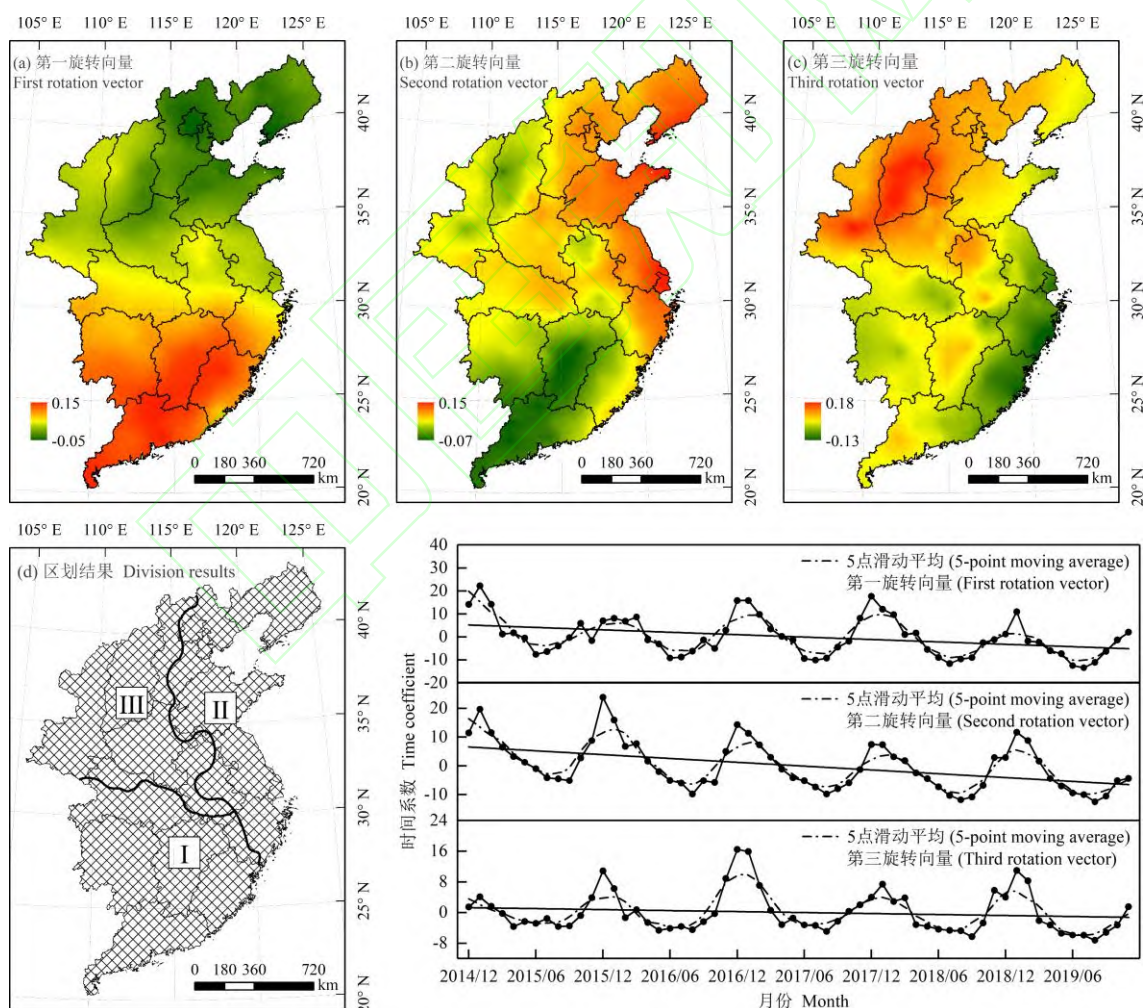


图6 基于 $PM_{2.5}$ 月均浓度的前3个REOFs (a-c) 及其对应的时间系数与区划结果 (d)

Fig. 6 The first three REOFs (a-c) and their time coefficients and division results (d) based on the monthly $PM_{2.5}$ concentration

2.5 PM_{2.5} 驱动因素解析

基于 REOF 分析所得的区划, 以 2015 年为断面, 利用因子探测器确定子区域内各影响因子对 PM_{2.5} 污染的解释力大小, 结果如表 2 所示。I 区中解释力超过 0.3 的影响因子依次为相对湿度 (0.487) > 年降水量 (0.454) > 城市绿化率 (0.437) > 二氧化硫排放量 (0.356) > 人均 GDP (0.317); II 区依次为用电量 (0.391) > 降水大于 0.1 mm 日数 (0.351) > 相对湿度 (0.345); III 区则依次为人口密度 (0.463) > 相对湿度 (0.405) > 用电量 (0.400) > 二氧化硫排放量 (0.393) > 年降水量 (0.338); 全区则表现出明显的规律性, 依次表现为气象因素 (0.267~0.489) > 地形坡度 (0.223) > 人类活动 (0.110~0.189)。以上结果表明各子区域的 PM_{2.5} 分异的主要驱动力有明显差异, I 区主要受气象因素影响较大, 相对湿度对于颗粒物的二次生成与转化具有重要作用, 而降水则能够有效清除大气中的颗粒物 (Tai *et al.*, 2010), 此外城市绿化率、二氧化硫排放量和人均 GDP 对 PM_{2.5} 均有较大影响, 反映出该区受多方面驱动力影响; II 区首要受到用电量影响, 其次为气象因素, 东部沿海地区人口密集, 工业发达, 是中国经济最为发达的区域, 且大部分城市以火力发电为主, 其在一定程度上反映了城市的颗粒物的排放水平; III 区主要受到人口密度的影响, 同时能源消费 (用电量和二氧化硫排放量) 与气象因子共同影响 PM_{2.5} 分异。综合全区来看, 气象因子始终是影响 PM_{2.5} 分异的主要驱动力, 其次是地形坡度对于气团的控制力, 再者是人类活动的影响。

表 2 影响因子地理探测分析结果

Table 2 Geographical detection analysis of PM_{2.5}

影响因子 Influencing factors	I 区 Region I	II 区 Region II	III 区 Region III	全区 Entire region
人口密度 Population density	0.043 [#]	0.253	0.463	0.166
人均 GDP Per capita GDP	0.317	0.218	0.205	0.133
城市绿化率 Urban greening rate	0.437	0.180	0.284	0.110
二产业占比 Proportion of secondary industry	0.220	0.259	0.197	0.112
工业烟尘排放量 Industrial soot emissions	0.293	0.166	0.268	0.121
二氧化硫排放量 Sulfur dioxide emissions	0.356	0.217	0.393	0.174
用电量 Electricity consumption	0.300	0.391	0.400	0.189
年均相对湿度 Annual average relative humidity	0.487	0.345	0.405	0.489
年降水量 Annual precipitation	0.454	0.238	0.338	0.447
降水大于 0.1 mm 日数 Number of days with precipitation greater than 0.1 mm	0.107	0.351	0.113 [#]	0.267
植被指数 NDVI	0.149	0.082	0.216	0.101
地形坡度 Terrain slope	0.067	0.297	0.146	0.223

注: [#]表示未通过显著性检验,其他均通过 0.01 级别的检验。

Note: [#] represent that the significance test has not passed, and the others have passed at 0.01 level.

3 讨 论

中东部地区 PM_{2.5} 高值城市主要位于华北平原, 低值位于华南地区, 表现为北高南低的空间格局, 主要原因在于南北方城市的产业结构差异所致。北方地区多以大量化石能源为基础的冶金等重工业为主, 同时冬季城镇集中供暖, 农村散煤燃烧取暖, 焚烧秸秆等活动, 促使排放出大量污染物; 而南方地区主要以轻工业和纺织业为主, 污染物排放量有限。在时间分布上, PM_{2.5} 高值出现在冬季, 不仅是受上述社会经济活动的影响, 而且气象因素也显著地影响空气质量 (张淑平等, 2016; 张强等, 2017; Cai *et al.*, 2018)。通常来说, 冬季气温较低, 近地面形成高压场而盛行下沉气流, 导致排放的颗粒物及其前体物积累转化而浓度升高。同时, 气溶胶吸收并散射太阳辐射, 对近地面大气降温起到了协同效应 (Leung *et al.*, 2018; An *et al.*, 2019), 从而导致大气稳定度增加, 污染物浓度增加。这也解释了冬季京津冀地区通常需要在较强的偏北风作用下才能结束污染天气 (Wu *et al.*, 2017)。

本研究重点关注大区域尺度的 PM_{2.5} 污染的时空格局研究, 但区域内气象条件、地形地貌等因素的不同可能显著的影响 PM_{2.5} 污染的分布特征。本研究基于 REOF 法划分出三个同比变化区域, 其边界基本与地形地貌重叠, 反映出地形地貌特征对 PM_{2.5} 空间相关性的影响。地形的抬升作用能够影响气流运动, 进

而改变大气稳定度以及降水强度与分布(肖庆农等, 1995; 赵玉春 *et al.*, 2012), 而在地形地貌相对均匀的地区, 其大气环流条件具有相似性, 导致区内污染物浓度变化规律也相似(程麟钧等, 2017)。子区域 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的主导影响因子不同反映出各区域 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的成因有明显差异。I 区与 III 区二氧化硫排放均处于较为重要的地位, 一定程度反映了 I 区作为中国有色金属主产区, III 区作为能源、冶金等重工业基地对 $\text{PM}_{2.5}$ 的影响。总的来说, 自然地理条件所引起的气象分异以及人类活动方式不同, 是导致各子区域 $\text{PM}_{2.5}$ 分异的关键因素不同的原因, 同时也进一步表明在进行大区域尺度的成因研究时, 有必要对其子区域进行探究, 从而避免遗漏有用信息。

由于受地面实测数据和社会经济数据的获取限制, 本研究仅分析了近 5 年 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的时空格局与趋势, 仅以 2015 年为断面分析了各同比变化区的驱动因子的贡献力大小, 而无法探究驱动因子的时间变化趋势; 同时, 由于指标选取不够全面充分, 可能忽略其他有重要驱动作用的因素, 导致研究可能存在一定的不足。此外, 对于天气系统与大气污染已做了初步的讨论, 但不同区域的天气系统可能存在明显的差异, 需要在未来深入探究, 从而进一步厘清 $\text{PM}_{2.5}$ 特征分异的复杂驱动机制, 为政府制定大气污染治理政策提供实质性的建议措施。

4 结 论

我国中东部整体 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度呈稳定下降趋势, 年均下降 $3.2 \mu\text{g m}^{-3}$, 其中 2018 年下降最为明显。高 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度区域在空间上呈快速收缩趋势, 2019 年低于 $50 \mu\text{g m}^{-3}$ 的城市占总数相比较 2015 年增加了 34.3%; 中东部地区 $\text{PM}_{2.5}$ 的中度及以上污染天数呈减少趋势, 尤其是华北平原地区有显著的下降趋势, 同时也存在小区域范围内 $\text{PM}_{2.5}$ 污染天数增加的趋势, 但其趋势不显著且存在较大的年际波动。

地统计分析表明, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度整体上呈现“北高南低”的特征, 并以京津冀地区为中心向四周辐射降低。统计近 5 年季均浓度发现, 春、夏和秋季均呈显著的下降趋势 ($P < 0.05$), 下降幅度 $3.1 \sim 3.5 \mu\text{g m}^{-3}$ 。空间集聚特征分析表明, 四个季节 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度均有显著的强空间集聚性, 全局 Moran I 为 $0.71 \sim 0.74$ ($P < 0.01$)。热点区域主要分布在华北平原及其周边, 包括京津冀、山东西部、河南以及山西中部地区, 冷点则集中于华南地区, 包括广东、福建和浙江南部地区。

REOF 分析基于 2015—2019 年 $\text{PM}_{2.5}$ 月均浓度数据将中东部地区划分为 3 个同比变化区, 分别为长江以南地区、东部沿海地区和华北平原以西地区, 边界与地形地貌重叠较好。时间系数的“脉冲型”下降趋势表明 $\text{PM}_{2.5}$ 污染有显著的改善, 一般在 1 月和 6 月前后该 3 个同比变化区的分异最为典型, 区内相关性最高。

驱动力解析表明气象因素与社会经济活动是引起各区域 $\text{PM}_{2.5}$ 分异的重要驱动因素。不同区域的主导影响因子不同, I 区表现为自然因素占主导, 具体贡献力排序为: 相对湿度 > 年降水量 > 城市绿化率 > 二氧化硫排放量 > 人均 GDP; II 区和 III 区则由社会经济因素占主导, 排序分别为: 用电量 > 降水大于 0.1 mm 日数 > 相对湿度, 人口密度 > 相对湿度 > 用电量 > 二氧化硫排放量 > 年降水量。从中东部地区整体来看, 气象因素是影响 $\text{PM}_{2.5}$ 分异的主要驱动力, 其次是地形坡度对于气团的控制力, 再者是人类活动的影响。

参考文献

- 柏 玲, 姜 磊, 陈忠升. 2018. 长江中游城市群 $\text{PM}_{2.5}$ 时空特征及影响因素研究. 长江流域资源与环境, 27(5): 960-968. [Bai L, Jiang L, Chen ZS. 2018. Spatio-temporal characteristics of $\text{PM}_{2.5}$ and its influencing factors of the urban. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 27(5): 960-968.]
- 程麟钧, 王 帅, 宫正宇, 等. 2017. 中国臭氧浓度的时空变化特征及分区. 中国环境科学, 37(11): 4003-4012. [Cheng LJ, Wang S, Gong ZY, *et al.* 2017. Spatial and seasonal variation and regionalization of ozone concentrations in China. *China Environmental Science*, 37(11): 4003-4012.]
- 付宏臣, 孙艳玲, 王 斌, 等. 2019. 基于 AOD 数据和 GWR 模型估算京津冀地区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度. 中国环境科学, 39(11): 4530-4537. [Fu HC, Sun YL, Wang B, *et al.* 2019. Estimation of $\text{PM}_{2.5}$ concentration in Beijing-Tianjin-Hebei region based on AOD data and GWR model. *China Environmental Science*, 39(11): 4530-4537.]
- 韩 磊, 李蕴琪, 赵永华, 等. 2019. 关中地区 $\text{PM}_{2.5}$ 地面浓度分布及来源. 生态学杂志, 38(8): 2500-2507. [Han L, Li YQ, Zhao

- YH, *et al.* 2019. Ground concentration distribution and source of PM_{2.5} in Guanzhong Region. *Chinese Journal of Ecology*, **38**(8): 2500-2507.]
- 贺祥, 林振山, 刘会玉. 2016. 基于灰色关联模型对江苏省 PM_{2.5} 浓度影响因素的分析. *地理学报*, **71**(7): 1119-1129. [He X, Lin ZS, Liu HY. 2016. Analysis of factors affecting PM_{2.5} concentration in Jiangsu Province based on grey correlation model. *Acta Geographica Sinica*, **71**(7): 1119-1129.]
- 黄小刚, 邵天杰, 赵景波, 等. 2019a. 汾渭平原 PM_{2.5} 浓度的影响因素及空间溢出效应. *中国环境科学*, **39**(8): 3539-3548. [Huang XG, Shao TJ, Zhao JB, *et al.* 2019a. Influence factors and spillover effect of PM_{2.5} concentration on Fen-Wei Plain. *China Environmental Science*, **39**(8): 3539-3548.]
- 黄小刚, 赵景波, 曹军骥, 等. 2019b. 中国城市 O₃ 浓度时空变化特征及驱动因素. *环境科学*, **40**(3): 1120-1131. [Huang XG, Zhao JB, Cao JJ, *et al.* 2019b. Spatial-temporal variation of ozone concentration and its driving factor in China. *Environmental Science*, **40**(3): 1120-1131.]
- 毛婉柳, 徐建华, 卢德彬, 等. 2017. 2015 年长三角地区城市 PM_{2.5} 时空格局及影响因素分析. *长江流域资源与环境*, **26**(2): 264-272. [Mao WL, Xu JH, Lu DB, *et al.* 2017. An analysis of the spatial-temporal pattern and influencing factors of PM_{2.5} in the Yangtze River Delta in 2015. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, **26**(2): 264-272.]
- 王劲峰, 徐成东. 2017. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, **72**(1): 116-134. [Wang JF, Xu CD. 2017. Geodetector: Principle and prospective. *Acta Geographica Sinica*, **72**(1): 116-134.]
- 王振波, 梁龙武, 王旭静. 2019. 中国城市群地区 PM_{2.5} 时空演变格局及其影响因素. *地理学报*, **74**(12): 2614-2630. [Wang ZB, Liang LW, Wang XJ. 2019. Spatio-temporal evolution patterns and influencing factors of PM_{2.5} in Chinese urban agglomerations. *Acta Geographica Sinica*, **74**(12): 2614-2630.]
- 魏凤英. 2007. 现代气候统计诊断与预测技术. 第二版. 北京: 气象出版社. [Wei FY. 2007. Modern Diagnosis of Climate Statistics and its Prediction. 2nd edn. Beijing: China Meteorological Press.]
- 肖庆农, 伍荣生. 1995. 地形对于气流运动影响的数值研究. *气象学报*, **53**(1): 38-49. [Xiao QN, Wu RS. 1995. Numerical experiments of influence of topography on atmospheric motion. *Acta Meteorologica Sinica*, **53**(1): 38-49.]
- 熊敏谔. 2017. 近 60 年中国日降水量分区及气候特征. *大气科学*, **41**(5): 933-948. [Xiong MQ. 2017. Climate regionalization and characteristics of daily precipitation in China in recent 60 years. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences*, **41**(5): 933-948.]
- 余泽禹. 2018. 基于随机森林的大数据下数据缺失插补方法(硕士学位论文). 荆州: 长江大学. [Yu ZY. 2018. Random Forest Missing Data Algorithms in Big Data (Master's Thesis). Jingzhou: Yangtze University.]
- 张强, 薛迪, 王爽, 等. 2017. 青岛市 PM_{2.5} 重污染天气演变过程分析. *中国环境科学*, **37**(10): 3623-3635. [Zhang Q, Xue D, Wang S, *et al.* 2017. Analysis on the evolution of PM_{2.5} heavy air pollution process in Qingdao. *China Environmental Science*, **37**(10): 3623-3635.]
- 张淑平, 韩立建, 周伟奇, 等. 2016. 冬季 PM_{2.5} 的气象影响因素解析. *生态学报*, **36**(24): 7897-7907. [Zhang SP, Hang LJ, Zhou WQ, *et al.* 2016. Relationships between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological factors in winter at typical Chinese cities. *Acta Ecologica Sinica*, **36**(24): 7897-7907.]
- 赵玉春, 许小峰, 崔春光. 2012. 中尺度地形对梅雨锋暴雨影响的个例研究. *高原气象*, **31**(5): 1268-1282. [Zhao YC, Xu XF, Cui CG. 2012. Case study of the impact of mesoscale topography on the Meiyu frontal rainstorm. *Plateau Meteorology*, **31**(5): 1268-1282.]
- An ZS, Huang RJ, Zhang RY, *et al.* 2019. Severe haze in Northern China: A synergy of anthropogenic emissions and atmospheric processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **116**: 8657-8666.
- Cai Z, Jiang F, Chen JM, *et al.* 2018. Weather condition dominates regional PM_{2.5} pollutions in the eastern coastal provinces of China during winter. *Aerosol and Air Quality Research*, **18**: 969-980.
- Huang RJ, Zhang Y, Bozzetti C, *et al.* 2014. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. *Nature*, **514**: 218-222.
- Kumar N. 2010. What can affect AOD-PM_{2.5} association? *Environmental Health Perspectives*, **118**: A109-A110.
- Leung DM, Tai AP, Mickley LJ, *et al.* 2018. Synoptic meteorological modes of variability for fine particulate matter (PM_{2.5}) air

- quality in major metropolitan regions of China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **18**: 6733-6748.
- Li HM, Wang QG, Yang M, *et al.* 2016. Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} aerosols in a megacity of Southeast China. *Atmospheric Research*, **181**: 288-299.
- Liu J, Han YQ, Tang X, *et al.* 2016. Estimating adult mortality attributable to PM_{2.5} exposure in China with assimilated PM_{2.5} concentrations based on a ground monitoring network. *Science of the Total Environment*, **568**: 1253-1262.
- Liu Z, Guan DB, Wei W, *et al.* 2015. Reduced carbon emission estimates from fossil fuel combustion and cement production in China. *Nature*, **524**: 335.
- Lu MM, Tang X, Wang ZF, *et al.* 2019. Investigating the transport mechanism of PM_{2.5} pollution during January 2014 in Wuhan, central China. *Advances in Atmospheric Sciences*, **36**: 1217-1234.
- Stekhoven DJ, Buehlmann P. 2012. MissForest—non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, **28**: 112-118.
- Tai APK, Mickley LJ, Jacob DJ. 2010. Correlations between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM_{2.5} to climate change. *Atmospheric Environment*, **44**: 3976-3984.
- Tian YH, Liu H, Wu YQ, *et al.* 2019. Association between ambient fine particulate pollution and hospital admissions for cause specific cardiovascular disease: Time series study in 184 major Chinese cities. *The British Medical Journal*, **367**: l6572.
- Van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, *et al.* 2015. Use of satellite observations for long-term exposure assessment of global concentrations of fine particulate matter. *Environmental Health Perspectives*, **123**: 135-143.
- Wang JF, Li XH, Christakos G, *et al.* 2010. Geographical detectors-based health risk assessment and its application in the neural tube defects study of the Heshun Region, China. *International Journal of Geographical Information Science*, **24**: 107-127.
- Wang LL, Liu ZR, Sun Y, *et al.* 2015. Long-range transport and regional sources of PM_{2.5} in Beijing based on long-term observations from 2005 to 2010. *Atmospheric Research*, **157**: 37-48.
- Wu P, Ding YH, Liu YJ. 2017. Atmospheric circulation and dynamic mechanism for persistent haze events in the Beijing–Tianjin–Hebei region. *Advances in Atmospheric Sciences*, **34**: 429-440.
- Zhou L, Zhou CH, Yang F, *et al.* 2019. Spatio-temporal evolution and the influencing factors of PM_{2.5} in China between 2000 and 2015. *Journal of Geographical Sciences*, **29**: 253-270.

作者简介 姚荣鹏，男，1997 年生，硕士研究生，主要研究方向为区域环境与资源开发。E-mail: yrpskyscraper@163.com

责任编辑 魏中青