

华中地区PM_{2.5}时空分布特征及气象驱动因子分析

林 萌, 杜晓初*

湖北大学地理科学学院, 湖北 武汉

收稿日期: 2026年4月2日; 录用日期: 2026年5月5日; 发布日期: 2026年5月26日

摘 要

在我国城市化进程提速、大气污染问题愈发突出的背景下, PM_{2.5}作为核心大气污染物, 其污染防治已成为生态环境治理的关键任务。从PM_{2.5}浓度CHAP栅格数据提取华中地区2019~2023年PM_{2.5}年均浓度数据, 利用空间自相关、普通最小二乘法回归、地理探测器等方法研究PM_{2.5}时空分布特征及气象驱动因子特征。结果表明: 1) 2019~2023年华中地区PM_{2.5}年均浓度整体呈现“先持续下降、后小幅反弹”, 总体下降的特征, 月均浓度呈现出显著的周期性波动特征, 峰值浓度多集中在1~2月, 6~8月为全年浓度低谷, 四季浓度始终保持“冬季最高、夏季最低”的特征。2) 2019~2023年华中地区PM_{2.5}浓度存在稳定的空间自相关性。局部空间呈现出清晰的“北高南低”分异格局, 河南省北部大部分地区在五年间均呈现高-高集聚区域, 低-低集聚区域主要分布于湖南南部和湖北西部。3) 风速和气温对PM_{2.5}浓度具有正向驱动作用, 降水量和相对湿度对PM_{2.5}浓度具有抑制作用, 2019~2023年间气象因子对PM_{2.5}浓度平均解释力为相对湿度(0.726) > 降水量(0.552) > 风速(0.443) > 气温(0.417)。2020年前降水量为主导驱动因子, 2020年后相对湿度为主导驱动因子, 其中气温和风速的交互作用对PM_{2.5}浓度的影响最强。

关键词

PM_{2.5}, 空间自相关, 驱动因素, 地理探测器

Spatial and Temporal Distribution Characteristics of PM_{2.5} in Central China and Analysis of Meteorological Driving Factors

Meng Lin, Xiaochu Du*

School of Geography Science, Hubei University, Wuhan Hubei

*通讯作者。

文章引用: 林萌, 杜晓初. 华中地区 PM_{2.5}时空分布特征及气象驱动因子分析[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(5): 877-888.
DOI: 10.12677/aep.2026.165087

Abstract

Against the backdrop of accelerated urbanization and increasingly prominent air pollution issues in China, PM_{2.5}, as a key air pollutant, its pollution prevention and control has become a critical task in ecological and environmental governance. Based on the CHAP raster data of PM_{2.5} concentration, annual average PM_{2.5} concentration data in Central China from 2019 to 2023 were extracted. Spatial autocorrelation, ordinary least squares regression, geographic detector, and other methods were used to investigate the spatiotemporal distribution characteristics of PM_{2.5} and its meteorological driving factors. The results show that: 1) From 2019 to 2023, the annual average PM_{2.5} concentration in Central China generally presented a trend of “continuous decline first, followed by a slight rebound” with an overall downward tendency. Monthly average concentration showed significant periodic fluctuations, with peak concentrations mostly concentrated in January and February, and the lowest concentrations from June to August. Seasonal concentrations consistently maintained the characteristic of “highest in winter and lowest in summer”. 2) Stable spatial autocorrelation of PM_{2.5} concentration existed in Central China from 2019 to 2023. Local spatial differentiation featured a clear “high in the north and low in the south” pattern. High-high (H-H) clusters were mainly distributed in most areas of northern Henan Province during the five years, while low-low (L-L) clusters were primarily located in southern Hunan and western Hubei. 3) Wind speed and air temperature exerted positive driving effects on PM_{2.5} concentration, whereas precipitation and relative humidity had inhibitory effects. During 2019~2023, the average explanatory power of meteorological factors on PM_{2.5} concentration ranked as: relative humidity (0.726) > precipitation (0.552) > wind speed (0.443) > air temperature (0.417). Precipitation was the dominant driving factor before 2020, while relative humidity took the leading role after 2020. Among interactive effects, the combination of air temperature and wind speed imposed the strongest impact on PM_{2.5} concentration.

Keywords

PM_{2.5}, Spatial Auto-Correlation, Driving Factor, Geographic Detector

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

近年来,一系列关于大气污染防治的重大决策部署相继出台实施,作为大气污染防治重点内容之一的PM_{2.5}污染治理也取得了一定成效,但其影响因素非常复杂,治理难度相对较大[1]。随着城镇化发展,以PM_{2.5}为主要组成部分的大气污染已成为目前国内最突出的大气环境问题之一[2]。PM_{2.5}能吸附比粗颗粒更多的有害物质[3],在大气中停留时期长、输送距离远、易于富集有毒物质,不仅影响城市空气质量,还威胁生态系统和居民健康。在生态环境方面,PM_{2.5}易吸附微生物和重金属等有害物质,对空气质量有着较大的负面影响[4]。有害的化学成分,如硫化物和有机污染物,进入水体和土壤后会污染生态环境,影响植物的光合作用和生长,破坏食物链,导致生物多样性降低[5]。在人体健康方面,高浓度PM_{2.5}环境可能会对暴露人群的呼吸系统产生严重影响,同时损害神经系统,并可能导致多种慢性疾病[6]。研究表明,长期暴露于PM_{2.5}污染环境,心血管疾病的患病风险显著增加,严重者可能导致癌症或过早死亡

[3]。

华中地区地理区位独特, 资源条件优越, 经济发展迅速, 进一步缩小了与沿海经济发达地区的差距。作为我国重要的经济交通枢纽, 华中地区承担着承东启西、接南济北的重要作用。同时, 快速城镇化与工业化进程、人口与经济的快速增长也带来了许多生态环境问题, 深入探究 $PM_{2.5}$ 的时空分布和驱动因素至关重要[7]。气象因素对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响也表现出显著的空间异质性[8]。河南省作为农业大省和能源原材料基地, 秋冬季采暖期燃煤排放集中, 加之不利气象条件影响, 易发生持续性污染事件[9]; 湖北省处于污染区过渡地带, 空气质量在全国处于中等偏下水平, 以武汉为核心的中东部城市群污染问题突出; 湖南省空气质量相对较好, 但长株潭城市群工业化进程加快, 局部污染问题不容忽视。

因此, 有必要对华中地区城市 $PM_{2.5}$ 污染现状进行深入探究和分析, 以便准确把握 $PM_{2.5}$ 浓度的时空演变规律, 探究 $PM_{2.5}$ 浓度的气象驱动因素, 为区域大气污染精准防控提供科学依据。

2. 数据与方法

2.1. 研究区概况

本文研究区为华中地区, 包括河南、湖北和湖南三省, 下辖 49 个地级市。其区域位置独特, 北部与华北平原的京津冀接壤, 东部与华东长江三角洲地区相邻, 南伸可达包括珠江三角洲的华南地区, 西部则与四川盆地和关中平原相连[10]。总面积约 56 万平方千米, 占中国国土面积的 5.9%。华中地区的地理特点多样, 包括盆地、丘陵和平原等不同类型的地貌, 同时, 横跨了海河、黄河、淮河和长江四大重要水系[11]。

2.2. 数据来源

$PM_{2.5}$ 栅格数据来源于韦晶博士、李占清教授团队发布在国家青藏高原科学数据中心网站上的中国高分辨率高质量近地表空气污染物数据集(China High Air Pollutants, CHAP) [12], 空间分辨率为 1 km, 时间分辨率包括日、月、年, 文中采用的 $PM_{2.5}$ 月均和年均浓度数据是该数据集的主要指标之一。气象数据源于国家冰川冻土沙漠科学数据中心, 将 NetCDF 转化为 tif 格式数据, 提取华中地区的降水量、近地面 2 m 年均气温、相对湿度和近地面 10 m 风速。

2.3. 研究方法

1) 全局空间自相关

全局空间自相关可以描述 $PM_{2.5}$ 空间格局的总体特征, 其计算公式如下:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2 \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}} \quad (1)$$

式中, I 为全局莫兰指数; n 是研究区域内地域单元总数; i 、 j 表示第 i 个和第 j 个地域单元; w_{ij} 是空间权重矩阵的元素值, x_i 、 x_j 是地域单元 i 、 j 的属性值; \bar{x} 是所有地域单元属性值的平均值, S^2 为地域单元属性值方差[13]。 I 的计算结果在 $[-1, 1]$, 小于 0 表示负相关, 大于 0 表示正相关, 等于 0 表示研究区内的各空间对象单元彼此相互独立。

2) 局部空间自相关

局部自相关是分析 $PM_{2.5}$ 在局部区域的聚集分布情况, 通过低-低(Low-Low, LL)、低-高(Low-High, LH)、高-低(High-Low, HL)和高-高(High-High, HH)这 4 种局部关联类型来揭示数据的空间异质性。其计算公式为:

$$V = \frac{X_i - \bar{X}}{S^2} \sum_{j=1}^n W_{ij} (X_j - \bar{X}) \quad (2)$$

式中: V 为第 i 个空间单元的局部莫兰指数; X_i 为第 i 个单元的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度值; \bar{X} 为研究区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的全局平均值; W_{ij} 为空间单元 i 与 j 之间的空间权重; S^2 为 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的方差; n 为空间单元总数。

3) 地理探测器

地理探测器可通过计算各影响因素的贡献值, 分析哪些是影响 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的主要因素。本研究主要利用因子探测器和交互探测器, 探究气象因素对因变量 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度的解释力。交互探测可以揭示两个自变量对因变量的联合影响。影响程度可通过 q 统计量计算, 公式如下所示:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (3)$$

式中: $h=1, \dots, L$ 为因变量或因子的分区; N_h 和 N 为分区 h 和全区的单元数; σ_h^2 和 σ^2 为分区 h 和全区的方差[14], q 值在 0 到 1 之间变化。

3. 华中地区 $\text{PM}_{2.5}$ 时间分布特征

3.1. 年际变化特征

如图 1 所示, 为华中地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度随年份变化的折线图, 2019~2023 年华中地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度整体呈现“先持续下降、后小幅反弹”的阶段特征: 2019 年浓度为 $30.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2020~2022 年浓度逐年稳步下降, 至 2022 年降至 $24.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的五年最低值, 四年间累计降幅近 20%, 区域大气污染防治成效显著, 且全时段均满足我国《环境空气质量标准》(GB 3095-2012) 年均 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的二级标准, 2023 年浓度小幅回升至 $26.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 虽较 2022 年有所反弹, 但仍显著低于 2019 年水平, 反弹大概率与经济复苏不利扩散的极端气象条件增多等因素相关。

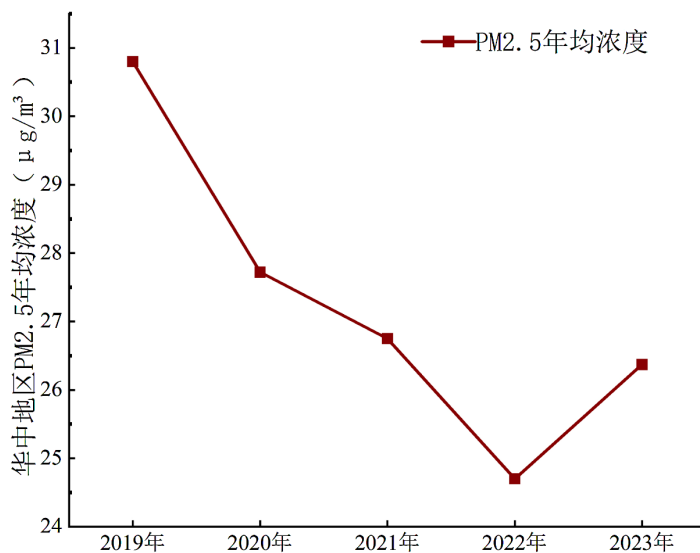


Figure 1. Interannual variation of $\text{PM}_{2.5}$ concentration in Central China from 2019 to 2023

图 1. 华中地区 2019~2023 年 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度年际变化

3.2. 月度变化特征

如图 2 所示, 为华中地区 2019~2023 年 $\text{PM}_{2.5}$ 月均浓度随月份变化的折线图。

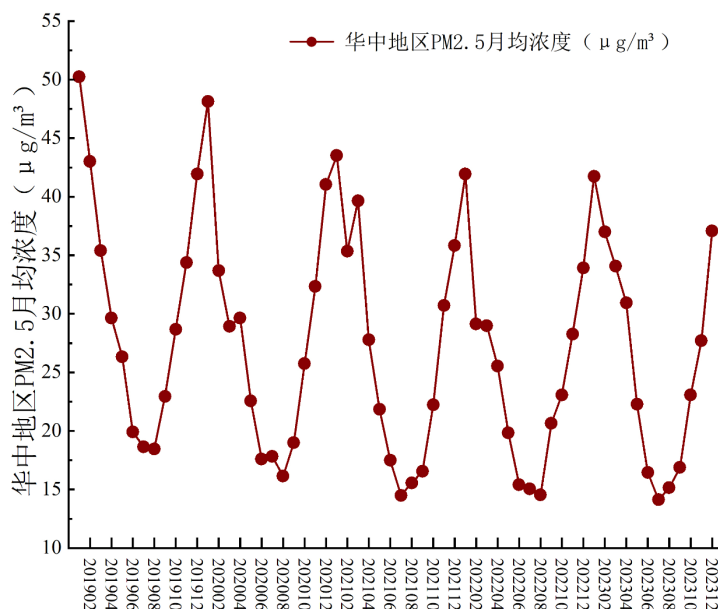


Figure 2. Monthly variation of PM_{2.5} concentration in Central China from 2019 to 2023
图 2. 华中地区 2019~2023 年 PM_{2.5} 浓度月度变化

2019 年 1 月至 2023 年 12 月, 华中地区 PM_{2.5} 月均浓度呈现出显著的周期性波动的特征。每年冬季 12 月至次年 2 月为 PM_{2.5} 浓度高值期, 峰值浓度多集中在年初 1~2 月, 6~8 月则为全年浓度低谷呈现“V”字形变化趋势, 且各年度的 PM_{2.5} 浓度峰值与谷值呈现逐年下降趋势, 峰值从 2019 年 1 月的 50.25 μg/m³ 降至 2023 年 12 月的 37.08 μg/m³, 谷值从 2019 年 7 月 18.05 μg/m³ 降至 2023 年 7 月的 14.72 μg/m³。

3.3. 季度变化特征

图 3 为华中地区 2019~2023 年 PM_{2.5} 浓度随季节变化的折线图, 将全年数据按月份划分为四个

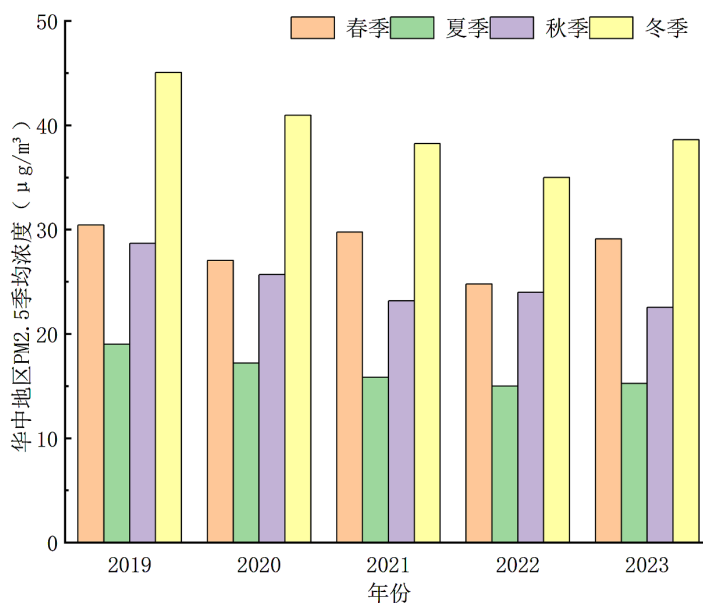


Figure 3. Seasonal variation of PM_{2.5} concentration in Central China from 2019 to 2023
图 3. 华中地区 2019~2023 年 PM_{2.5} 浓度季节变化

季节, 春季是3月、4月、5月, 夏季是6月、7月、8月, 秋季是9月、10月、11月, 冬季是12月、1月、2月。2019~2023年华中地区PM_{2.5}季均浓度整体呈现显著的季节性差异与阶段性变化特征。四季浓度始终保持“冬季最高、夏季最低”的特征, 冬季受采暖期燃煤排放、静稳逆温等不利气象条件影响, 年均浓度显著高于其他三季, 是PM_{2.5}污染的高发时段; 夏季受充沛降水, 浓度持续处于全年低值。时间维度上, 2019~2022年冬季污染峰值逐年下降, 夏、秋、春三季浓度同步降低。2023年春季和冬季浓度较2022年出现不同程度反升, 其中冬季反升幅度最为突出。

4. 华中地区PM_{2.5}空间分布特征分析

4.1. PM_{2.5}浓度空间分布差异

如图4所示, 为华中地区2019~2023年PM_{2.5}年均浓度空间分布图。结合2019~2023年华中地区PM_{2.5}浓度的时空分布格局进行分析, 可以看出2019年是PM_{2.5}污染最为严重的年份, PM_{2.5}浓度高于65 μg/m³的区域主要分布在河南北部的安阳市, PM_{2.5}浓度高于55 μg/m³的区域集中连片分布于河南省中部和北部、湖北省中部, PM_{2.5}年均浓度处于46 μg/m³至55 μg/m³之间; 湖南省大部分地区及湖北东部和西部PM_{2.5}浓度小于35 μg/m³, 其中邵阳市、郴州市、永州市这几个地级市的南部以及湖北恩施和神农架的PM_{2.5}浓度低于25 μg/m³, 形成了以河南北部、湖北中部为核心的橙红色污染带, 整体呈现北高南低的梯度格局。2020年, PM_{2.5}浓度在55 μg/m³以上的区域只有河南省北部的安阳市、鹤壁市、濮阳市和焦作市局部地区, 较2019年高值区的PM_{2.5}浓度都有所下降, 降至55 μg/m³以下, 湖北中部和河南南部地区PM_{2.5}浓度下降至36 μg/m³至45 μg/m³, 湖北西部和湖南西部及南部地区PM_{2.5}浓度在25 μg/m³以下。随着“大气十条”、“双碳”目标等政策的深入实施, 以及区域产业结构调整、能源结构优化等措施的推进, 2021年开始, PM_{2.5}浓度整体显著下降, 污染程度得到有效缓解, 相较于2019年和2020年, 华中地区所有区域PM_{2.5}浓度均降至55 μg/m³以下, 但2022年至2023年PM_{2.5}浓度低于25 μg/m³的区域有所减少, 主要集中在湖北西部的恩施、神农架和湘南的怀化、永州、郴州。这可能与人类活动的恢复, 复工复产有关。

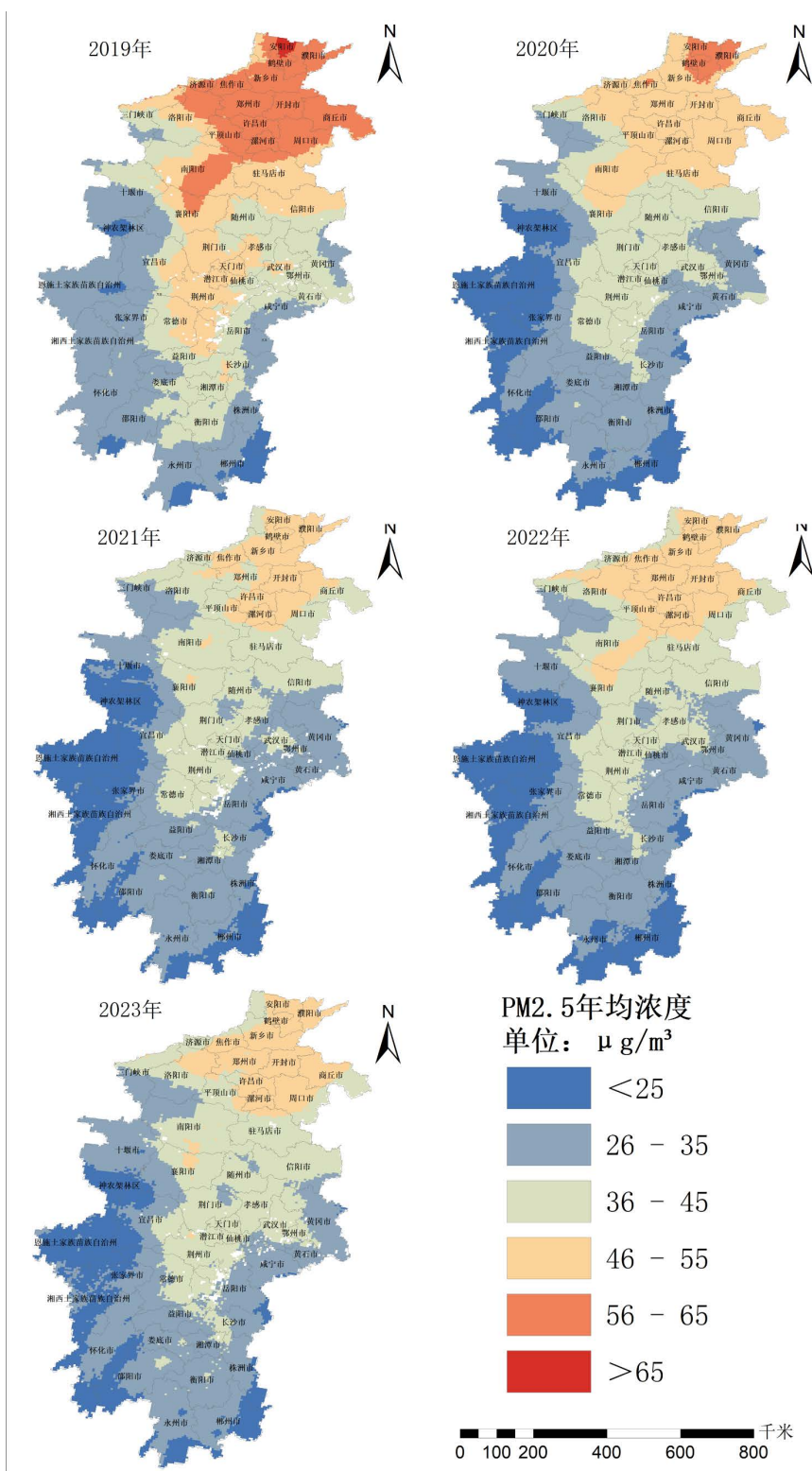
综上所述, 从空间上看, 研究区PM_{2.5}浓度的空间分布差异明显, 且随着时间变化, 浓度有所降低。在2019年至2021年, PM_{2.5}浓度高于65 μg/m³的区域有所减少; 从2021年至2023年, PM_{2.5}浓度有所升高, 但相较于2019年, 依旧是呈下降趋势。PM_{2.5}浓度高值区始终位于河南省中部及北部, 而湖北西部和湖南西部及南部PM_{2.5}浓度则始终在35 μg/m³以下, 这与地形、气象及人类活动密切相关, 鄂西、湘西人口密度低、工业活动较少, 且受降水沉降作用影响, 而豫北和湖北中部地区人口密集、工业发达、交通流量大, 污染物排放强度高。

4.2. 空间自相关分析

1) 全局空间自相关

利用ArcGIS空间统计工具, 本文采用Moran's I指数及其对应的Z得分, 对华中地区2019至2023年PM_{2.5}浓度的全局空间自相关特征进行分析, 探究研究期内该区域PM_{2.5}浓度的空间集聚规律与时间演变趋势, 分析结果如表1所示。

由表1可知, 2019至2023年华中地区PM_{2.5}浓度的全局空间自相关显著, 这一特征为揭示区域PM_{2.5}污染的空间分布规律提供了重要支撑。研究中, 2019至2023年的莫兰指数I值数值稳定在0.8以上, 均呈现出较高的正值, 与此同时, 各年份对应的Z得分稳定在9.17~9.57之间, 当Z得分绝对值大于1.96时, 空间自相关特征显著, 由此可见, 华中地区PM_{2.5}浓度在空间上存在极强的全局空间正自相关关系空间集聚特征十分突出。从随时间演变趋势来看, 华中地区PM_{2.5}浓度的空间集聚强度呈现出“M”



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(2024)0650号的标准地图制作, 底图无修改。

Figure 4. Distribution map of PM_{2.5} concentration in Central China from 2019 to 2023
图 4. 华中地区 2019~2023 年 PM_{2.5} 浓度分布图

Table 1. Global spatial autocorrelation Moran's index of PM_{2.5} concentration in Central China**表 1.** 华中地区 PM_{2.5} 浓度全局空间自相关莫兰指数

年份	2019	2020	2021	2022	2023
检验 Z 值	9.22	9.54	9.17	9.57	9.18
检验 P 值	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Moran's I	0.84	0.87	0.83	0.87	0.83

型变化趋势。2020 和 2022 年 I 值为 0.87, 是研究期内的最高值, 对应 PM_{2.5} 浓度的空间集聚程度最强。此外, Z 得分的变化趋势与 I 值基本一致, 其中 2021 和 2023 年 I 值为 0.83, 为 5 年间最低值, 较 2020 年小幅下降 0.04。2019 年 Z 得分为 9.22, 2020 和 2022 年 Z 值最高, 分别为 9.54 和 9.57, 2021 年降至 9.17, 2023 年降至 9.18。

总体来看, 从 2019 至 2023 年, 全局莫兰指数 I 下降 0.01, Z 值降低 0.04, 变化不太明显。由此可知, 2019 至 2023 年华中地区 PM_{2.5} 浓度存在稳定的空间自相关性。

2) 局部空间自相关

局部空间自相关结果反映的是市域之间局部 PM_{2.5} 年均浓度的相关性关系。对华中地区 PM_{2.5} 浓度进行局部空间自相关分析, 如图 5 所示。可以明显看出, 2019 至 2023 年华中地区 PM_{2.5} 浓度的局部空间自相关格局呈现出显著的空间差异与相对稳定的特征。

2019 至 2023 年, 华中地区 PM_{2.5} 浓度的局部空间呈现出清晰的“北高南低”分异格局, 河南省北部大部分地区在五年间均呈现高-高集聚特征, 且具有一定持续性。低-低集聚区域主要分布于湖南南部和湖北西部, 但是五年间在空间上湖南省一些地区的 PM_{2.5} 聚集程度一直呈现变化趋势, 2019 年至 2020 年, 湖南省长沙市为 PM_{2.5} 浓度低-低集聚区, 而 2020~2021 年湖南省长沙市、株洲市、湘潭市为不显著集聚区, 2021 至 2022 年株洲市、郴州市等地又变为低-低集聚区, 2022 至 2023 年湘潭市变为不显著集聚区。总的来看, 2021 至 2023 年, 湖南省大部分地区为低-低集聚区。该区域作为华中地区的生态屏障, 体现了较好的生态环境。而湖北大部分地区呈现不显著集聚特征。

5. 基于地理探测器的气象影响因子分析

为了探究华中地区气象因素对 PM_{2.5} 浓度的解释力度, 利用地理探测器中分异及因子探测器分析华中地区不同年份气象因子(风速、温度、湿度、降雨量)对 PM_{2.5} 浓度的解释程度。

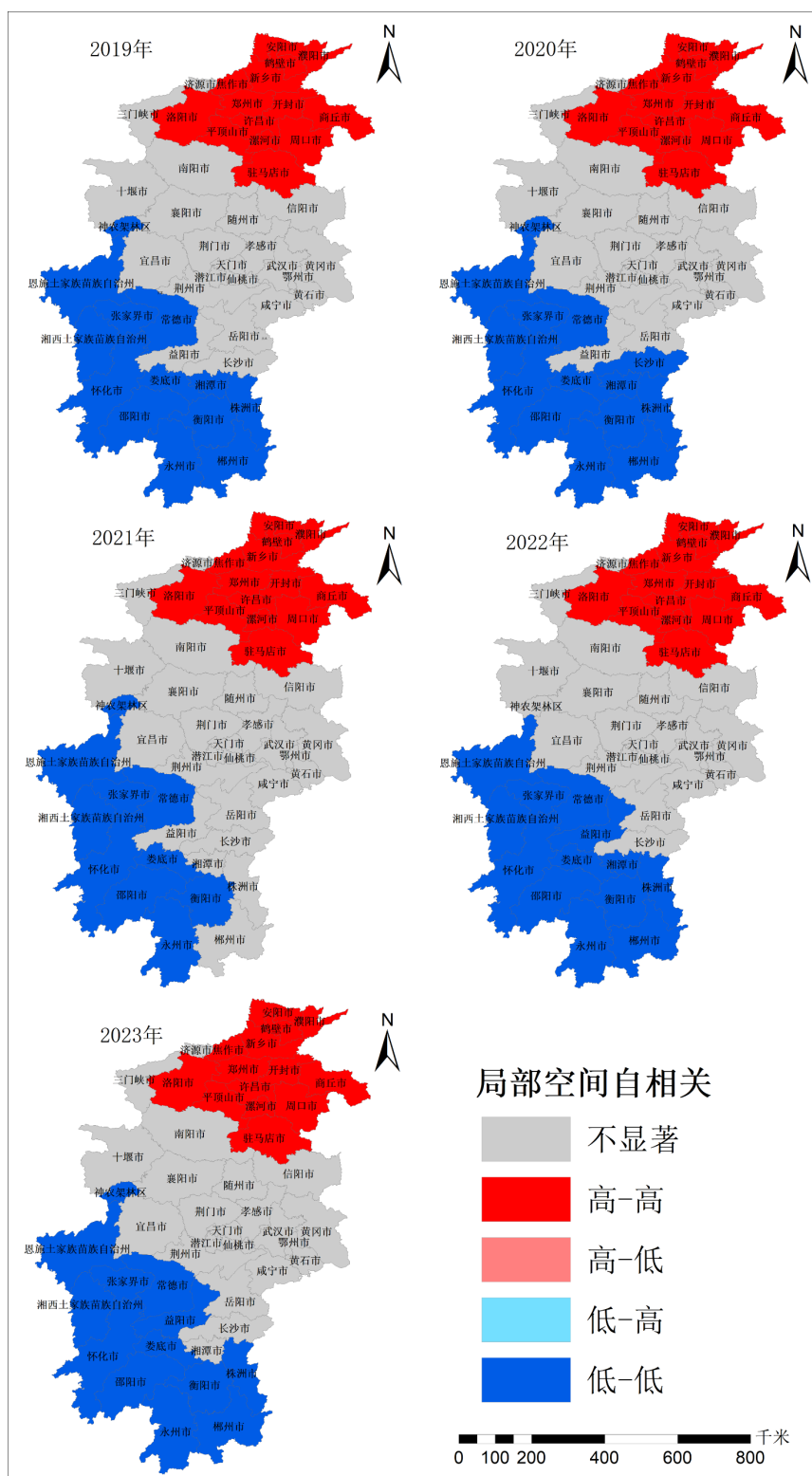
5.1. 单因子探测分析

利用分异及因子探测器可以确定各个气象影响因子对 PM_{2.5} 浓度变化的影响程度, 结果见表 2。

从 2019~2023 年解释力度平均值来看, 气象因素对 PM_{2.5} 浓度的解释力度大小依次为相对湿度(0.726) > 降水量(0.552) > 风速(0.443) > 气温(0.417)。2019 年, 降水量对 PM_{2.5} 浓度的影响作用最大; 2020~2023 年, 相对湿度对 PM_{2.5} 浓度的影响左右最大。结合上一节回归分析结果可知, 降水量和相对湿度越大, 对 PM_{2.5} 浓度的抑制作用越强。有研究表明连续降水可增强对大气颗粒物的清除效果[15], 虽然湿度增加有助于颗粒物吸湿增长, 生成二次污染物, 进而加剧 PM_{2.5} 污染, 但当空气中相对湿度超过一定阈值时, 易引发降水从而减少 PM_{2.5} 浓度[16]。

5.2. 交互因子探测分析

交互作用探测器主要是探究 2 个影响因子对 PM_{2.5} 浓度变化的共同影响, 结果见表 3。从结果中可以看出, 任意两个影响因子组合起来对 PM_{2.5} 浓度变化的共同影响都要比单一影响因子明显。



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(2024)0650号的标准地图制作，底图无修改。

Figure 5. Local spatial autocorrelation map of PM_{2.5} concentration in Central China from 2019 to 2023
图 5. 华中地区 2019~2023 年 PM_{2.5} 浓度局部空间自相关图

Table 2. Explanatory power of meteorological factors on PM_{2.5} concentration**表 2.** 气象因子对 PM_{2.5} 浓度的解释力

年份	解释力度			
	风速	气温	降水量	相对湿度
2019	0.419	0.459	0.720	0.712
2020	0.297	0.516	0.702	0.764
2021	0.544	0.330	0.231	0.721
2022	0.453	0.482	0.722	0.737
2023	0.501	0.296	0.386	0.694
平均值	0.443	0.417	0.552	0.726

Table 3. Results of interaction effects between meteorological factors**表 3.** 气象因子交互作用结果

	风速	气温	降水	相对湿度
风速	0.443			
气温	0.887	0.417		
降水	0.849	0.770	0.552	
相对湿度	0.845	0.860	0.804	0.726

相较于其他交互作用, 气温和风速的交互作用相对值(0.887)最高, 说明两者对 PM_{2.5} 浓度变化共同影响大于其他影响因子两两组合的共同影响。其次为风速与降水量(0.849)、风速与相对湿度(0.845)及气温与相对湿度(0.860), 交互解释力均在 0.8 以上。降水量与气温、降水量与相对湿度的交互 q 值分别为 0.770 和 0.804, 同样表现出明显的增强效应。

6. 讨论与结论

6.1. 讨论

1) 时空分布特征的区域对比

本研究发现华中地区 PM_{2.5} 年均浓度先降后小幅反弹、总体下降, 季节上冬高夏低, 月度呈“V”形波动, 与黄河流域、长三角、成渝城市群已有研究结论一致。不同之处在于, 本研究 2023 年 PM_{2.5} 浓度反弹幅度较小, 区别于北方部分地区因采暖与工业排放出现的大幅反弹。在 PM_{2.5} 浓度空间格局上, 华中地区呈现北高南低, 与近 50 年华中霾污染“北重南轻”的长期格局高度吻合, 验证了区域污染空间分异的稳定性。与长三角、珠三角相比, 华中地区空间集聚度更高, 与其承东启西的地理区位、产业发展差异有关。

2) 气象驱动因子的对比

在单因子驱动方面, 本研究得出风速、气温正向驱动, 降水、相对湿度负向抑制, 与全国多数区域研究一致。但已有研究多将降水和气温视为华中地区 PM_{2.5} 最主导的气象因子, 而本研究发现 2019 年降水主导、2020 年后相对湿度主导的阶段转变, 华中地区的气象驱动作用大小为相对湿度(0.726) > 降水(0.552) > 风速(0.443) > 气温(0.417), 与北方城市“降水 > 风速 > 湿度”、长三角“风速 > 湿度 > 降水”存在明显差异。原因在于华中地区处于亚热带湿润区, 湿度阈值效应更显著, 超过阈值后以湿沉降

为主导, 抑制颗粒物生成。

在双因子驱动交互方面, 本研究发现气温与风速交互解释力最高(0.887), 区别于北方“降水与风速”主导、西南“湿度与气压”主导的结果, 这主要是因为华中地区冬季静稳天气与气温回升叠加时, 扩散条件快速恶化。

6.2. 结论

基于 $PM_{2.5}$ 浓度数据, 利用空间自相关的方法分析了 2019~2023 年华中地区 $PM_{2.5}$ 浓度时空变化特征, 利用最小二乘法回归和地理探测器对影响 $PM_{2.5}$ 浓度的气象驱动因子进行分析, 主要结论如下:

1) 2019~2023 年华中地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度整体呈现“先持续下降、后小幅反弹”的特征, $PM_{2.5}$ 月均浓度呈现出显著的周期性波动特征, 峰值浓度多集中在年初 1~2 月, 6~8 月则为全年浓度低谷, 呈现“V”字形变化趋势, 四季浓度始终保持“冬季最高、夏季最低”的特征。

2) 2019~2023 年华中地区 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布的莫兰指数数值稳定在 0.8 以上, 空间集聚强度呈现出“M”型变化趋势, $PM_{2.5}$ 浓度存在稳定的空间自相关性。华中地区 $PM_{2.5}$ 浓度的局部空间呈现出清晰的“北高南低”分异格局, 河南省北部大部分地区在五年间均呈现高-高集聚特征, 低-低集聚区域主要分布于湖南南部和湖北西部。

气象因子在不同年份对 $PM_{2.5}$ 浓度均具有较显著影响。风速和气温对 $PM_{2.5}$ 浓度具有正向驱动作用, 降水量和相对湿度对 $PM_{2.5}$ 浓度具有抑制作用。2019~2023 年间不同气象因子对 $PM_{2.5}$ 浓度平均解释程度排序为相对湿度(0.726) > 降水量(0.552) > 风速(0.443) > 气温(0.417)。2020 年前降水量为主导驱动因子, 2020 年后相对湿度为主导驱动因子, 其中气温和风速的交互作用对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响最强。

7. 政策建议

1) 构建差异化省级联防联控体系

针对北高南低空间格局, 建立豫鄂湘三省协同机制。以豫北为核心管控区, 强化冬季燃煤、工业排放治理; 湖北中部重点管控机动车与扬尘; 湘南、鄂西作为生态屏障区, 持续保持优良态势, 实现分区管控、精准治污。

2) 动态优化污染预警与应急触发条件

依据主导气象因子转变, 2020 年前以降水为核心预警指标, 现将相对湿度纳入一级预警关键因子。当相对湿度超过阈值且风速 $< 2 \text{ m/s}$ 时, 提前启动减排与扬尘管控, 提升预警时效性。

3) 聚焦强交互因子开展靶向防控

针对气温与风速最强交互效应, 在冬春气温回升、静稳无风时段, 加密监测、强化工业限产、机动车管控与扬尘抑制, 阻断污染快速累积。

4) 常态化管控与反弹应对并重

持续优化产业与能源结构, 严控复工复产排放增量。建立年际-季节-月度多尺度监测体系, 防止污染反弹, 巩固治理成效。

参考文献

- [1] 李琳, 赖瀚如, 凌璐羽, 等. 成都市温江区 2023 年环境空气质量 $PM_{2.5}$ 典型污染分析及防控建议[J]. 资源节约与环保, 2025(8): 66-69+74.
- [2] 乔璐靖, 栾宜通, 曾艳丽, 等. 近 20a 黑龙江省 $PM_{2.5}$ 时空分布变化及驱动力分析[J]. 环境科学, 2024, 45(12): 6980-6992.
- [3] 万好, 王琴, 余刘思, 等. 武汉市典型道旁绿地消减空气细微颗粒物的作用研究[J]. 西北林学院学报, 2020, 35(3):

237-242.

- [4] 王相男. 天山北坡城市群 $PM_{2.5}$ 浓度时空演变格局及驱动因素分析[D]: [硕士学位论文]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2023.
- [5] 吕昌伟. $PM_{2.5}$ 监测及其对空气质量的影响分析[J]. 皮革制作与环保科技, 2025, 6(8): 60-62.
- [6] Liu, H., Liu, J., Li, M., Gou, P. and Cheng, Y. (2022) Assessing the Evolution of $PM_{2.5}$ and Related Health Impacts Resulting from Air Quality Policies in China. *Environmental Impact Assessment Review*, **93**, Article 106727. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106727>
- [7] 易文利, 田苗, 郑浩浩, 等. 陕西省 $PM_{2.5}$ 时空分布及影响因素区域差异研究[J]. 地球环境学报, 2023, 14(1): 98-109.
- [8] 汤秦莉. 大气颗粒物 $PM_{2.5}$ 组分析及其对城市环境质量的影响评估[J]. 科技创新与应用, 2025, 15(22): 66-68+74.
- [9] 陈丽芬. 黄河流域 $PM_{2.5}$ 浓度及其驱动因素时空变化趋势研究[D]: [硕士学位论文]. 银川: 北方民族大学, 2025.
- [10] 谭成好, 赵天良, 崔春光, 等. 近 50 年华中地区霾污染的特征[J]. 中国环境科学, 2015, 35(8): 2272-2280.
- [11] 陈哲. 华中地区耕地非粮化空间分布格局及驱动因素[J]. 中南农业科技, 2025, 46(4): 128-131+137.
- [12] Wei, J. and Li, Z.Q. (2023) ChinaHigh $PM_{2.5}$: High-Resolution and High-Quality Ground-Level $PM_{2.5}$ Dataset for China (2000-2023). <https://data.tpdc.ac.cn/en/data/6168e75d-93ab-4e4a-b7ff-33152e49d0bf/>
- [13] 陈优良, 李芊芊, 范琴, 等. 长三角城市群 $PM_{2.5}$ 时空异质性及驱动因素分析[J]. 安全与环境学报, 2025, 25(8): 3252-3264.
- [14] Xue, L., Xue, C., Chen, X. and Guo, X. (2024) Spatial-Temporal Evolution Characteristics of $PM_{2.5}$ and Its Driving Mechanism: Spatially Explicit Insights from Shanxi Province, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, **196**, Article No. 632. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12795-9>
- [15] 罗进洪, 任孝宗, 王亚梅. 降水过程对大气颗粒物的清除作用研究——以山西省晋中市榆次区为例[J]. 科技和产业, 2024, 24(1): 173-177.
- [16] Cheng, Y., He, K., Du, Z., Zheng, M., Duan, F. and Ma, Y. (2015) Humidity Plays an Important Role in the $PM_{2.5}$ Pollution in Beijing. *Environmental Pollution*, **197**, 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.11.028>