

引用格式:王桂林. 城市化背景下中国 PM_{2.5}时空变化特征[J]. 山地学报, 2024, 42(6): 880-894.

WANG Guilin. Spatiotemporal evolution of PM_{2.5} pollution in the urbanizing cities of China [J]. Mountain Research, 2024, 42(6): 880-894.

城市化背景下中国 PM_{2.5} 时空变化特征

王桂林

(上海城建职业学院 城市发展研究中心, 上海 200438)

摘要:快速城市化进程中,人类活动是城市 PM_{2.5}污染的主要因素。分析城市化对 PM_{2.5}污染的影响,掌握 PM_{2.5}污染演变规律,对于控制 PM_{2.5}污染,提升城市治理水平具有现实意义。然而,以往城市 PM_{2.5}污染研究多依赖地面监测点 PM_{2.5}数据,且未能有效排除 PM_{2.5}中自然源(如扬尘、海盐等)对城市污染的独立影响,从而在一定程度上影响了研究结果的准确性和可靠性。本研究基于卫星遥感气溶胶垂直厚度、GEOS-Chem 模拟值以及地面监测值,通过运用时空地理加权回归模型 GTWR,反演了 1998—2017 年中国 PM_{2.5}污染和人为排放 PM_{2.5}(排除扬尘、海盐影响)的时空分布,并分析二者的演化关系。结果表明:(1)基于 GTWR 的 PM_{2.5}模拟精度为 87.94%,比 GEOS-Chem 模型模拟精度高 7.80%。(2)中国 PM_{2.5}污染空间分布呈倒“T”形态,纵横交界处华北平原污染最为严重;人为排放 PM_{2.5}呈“胡焕庸线”分布格局,虽整体上升但具有阶段性波动趋势。(3)中国人口城市化水平与人为排放 PM_{2.5}污染呈显著正相关($R=0.66$)。低城市化(人口城市化率为 0~40%)城市的 PM_{2.5}污染处于最低水平;中城市化(40%~60%)的 PM_{2.5}平均质量浓度为 $(27.49 \pm 8.95) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,是低城市化的 5.92 倍;高城市化(60%~80%)的 PM_{2.5}质量浓度均值为 $(34.40 \pm 7.71) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,比中城市化城市高出 25.14%,是低城市化的 7.41 倍;北京、上海、天津的人口城市化率最高,处于 80%~100%,PM_{2.5}平均质量浓度为 $(61.60 \pm 10.15) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,比高城市化城市高出 79.07%,是中城市化城市的 2.24 倍,是低城市化城市的 13.28 倍。本研究结果可为改善城市空气质量、制定科学合理的污染防治策略提供相关依据。

关键词:城市化;PM_{2.5}污染;MODIS;GTWR

中图分类号: X8

文献标志码: A

快速城市化推动中国经济的持续快速发展,但也带来了广泛的区域大气环境污染问题,尤以细颗粒物 PM_{2.5}(即空气动力学当量直径小于等于 $2.5 \mu\text{m}$)为主要成分之一的城市雾霾^[1-4]对公共健康构成了严峻挑战^[5-7]。

中国政府综合运用行政、技术、经济和法律手段,采取一系列综合举措,调整产业布局,优化能源消费结构,严格控制工农业生产和社会生活等领域的大气污染排放^[8-12],有效遏制了城市 PM_{2.5}污染,但仍未达到雾霾治理的目标要求^[13-15]。

PM_{2.5}污染源主要分为自然源和人为源两大类。自然源主要包括扬尘和海盐等,而人为源主要归因于城市化进程中急剧增加的人为排放污染物,诸如工业排放、机动车尾气排放、烹饪排放等。受到地理位置、气候条件、能源结构、工业结构等多种因素的综合影响,PM_{2.5}污染的空间分布和时间变化特征呈现复杂性和多样性。在城市化进程中,人类活动是 PM_{2.5}污染的主要因素,人为排放是城市 PM_{2.5}污染的主要来源。基于地面监测网络收集人为排放 PM_{2.5}浓度数据,分析 PM_{2.5}时空分布特征,是治理

收稿日期(Received date): 2023-12-23; **改回日期**(Accepted date): 2024-12-11

基金项目(Foundation item): 上海城建职业学院校级重点项目(cjky202541)。[Key Project of Shanghai Urban Construction Vocational College (cjky202541)]

作者简介(Biography): 王桂林(1986-),女,江西上饶人,博士,副研究员,主要研究方向:大气污染。[WANG Guilin (1986-), female, born in Shangrao, Jiangxi Province, Ph. D., associate professor, specialized in air pollution] E-mail: kawgl@126.com

PM_{2.5}污染的基础^[16],也是评估区域 PM_{2.5}污染治理效果的关键依据^[17]。

然而,城市 PM_{2.5}污染研究与治理,仍存在两个局限。首先,地面监测点 PM_{2.5}数据存在离散性和时空限制,难以开展大尺度、长时序的深入研究。其次,针对城市化过程导致的 PM_{2.5}污染问题,以往多数研究^[19-21]未能有效排除 PM_{2.5}的自然源(如扬尘、海盐等)对城市污染的独立影响,从而在一定程度上影响了研究结果的准确性和可靠性。

遥感卫星数据与地面监测数据的优势互补,为反演区域 PM_{2.5}浓度提供了一种有效的解决方案^[18-20]。卫星影像中分辨率成像光谱仪(Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS)凭借其高分辨率的地表反射率、温度等数据,在环境监测、气候研究等领域得到了广泛应用,可以用来监测 PM_{2.5}污染的空间分布^[21]。

为了更好地理解和把握中国城市化导致的大气环境效应,本研究综合考虑高程、土地利用分类、气象数据,在 PM_{2.5}反演模型中剔除自然源(如扬尘、海盐)的影响,分析城市化进程中人类活动导致的 PM_{2.5}污染问题;采用时空地理加权回归(Geographically and Temporally Weighted Regression, GTWR)方法提取 PM_{2.5}质量浓度,以不同卫星气溶胶垂直厚度(Aerosol optical depth, AOD)、GEOS-Chem(Goddard Earth Observation System Chemical)化学传输模型值以及地面监测值为数据基础,反演

中国各省市 1998—2017 年 PM_{2.5}污染空间分布特征,深入剖析城市化程度与 PM_{2.5}污染的时空演变规律。本研究结果对制定科学合理的污染防治策略、改善城市空气质量以及保护公众健康具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 数据来源

数据涵盖两大类:监测站点实时监测数据与遥感卫星提取数据。地表监测数据源自遍布全国的自动监测站,其精确度高,但受限于站点数量及监测时长,难以全面揭示 PM_{2.5}污染的长时间序列时空变化规律。相比之下,遥感卫星数据凭借覆盖广泛、多时相观测及长时间序列记录等显著优势,有效地弥补了地面监测的不足。作为面源数据的代表,卫星数据能更真实地反映地区 PM_{2.5}污染状况。本文运用 GTWR 方法,以不同卫星 AOD、GEOS-Chem 模型值以及地面监测值为数据基础,反演了中国区域内 1998—2017 年 PM_{2.5}污染以及人为排放 PM_{2.5}空间分布和范围。由于国家监测数据只有 2013 年至今的地表监测数据,PM_{2.5}数据(1998—2012)、PM₁₀数据(2008—2013 年)来自世界卫生组织(World Health Organization, WHO)和全球疾病负担研究(Global Burden of Disease, GBD)^[22],数据来源如表 1 所示。

表 1 数据来源
Tab. 1 Data sources

数据源	时段(年)	时间分辨率	空间分辨率	用处
MODIS (DT 提取算法)	2000—2014	d	10 km	AOD 来源
MODIS (DB 提取算法)	2000—2014	d	10 km	AOD 来源
MODIS (MAIAC 提取算法)	2000—2014	d	1 km	AOD 来源
MISR (MISR 提取算法)	2000—2014	周	17.6 km	AOD 来源
SeaWiFS (DB 提取算法)	1998—2014	d	0.1°	AOD 来源
GEOS-Chem 化学传输模型	1998—2014	h	2°	AOD 来源,AOD 与 PM _{2.5} 空间关系模拟
AERONET	1998—2014	15 min(无云)	点观测	GTWR 预测变量和 AOD 不确定性评估
CALIOP	2006—2011	16 d	5 km	模拟垂直剖面高度
MODIS 产品 5 (MCD12C1)	2001—2012	a	0.05°	GTWR 预测变量
ETOPO1 Global Relief Model	—	—	1°	GTWR 预测变量
PM _{2.5} 地面监测站点	2008—2017	a	点观测	GTWR 校正与评估
城市分类数据	2015	a	250 m	表征城市化水平

1.2 基于 GTWR 的 PM_{2.5} 浓度估算

作为空间数据分析工具的地理加权回归模型,凭借其回归系数随空间变化的特性,模型预测精度大为提高,特别是在空间特征复杂的区域表现出色。随着地理加权回归模型在空间关系处理领域的不断进步,GTWR 模型应运而生,该模型将时间维度融入地理加权回归中^[23]。BAI^[11]等基于 AOD 数据,运用 GTWR 模型对中国长江三角洲地区的 PM_{2.5} 污染分布进行了模拟预测,结果显示,相较于传统回归模型普通最小二乘法 (Ordinary Least Squares, OLS),GTWR 模型的精度提升了 0.287,充分证明时空要素的加入对 PM_{2.5} 质量浓度反演精度的显著提升作用。

1.2.1 气溶胶误差校正

气溶胶误差校正是依据 Aerosol Robotic Network (AERONET) 数据,通过 AERONET 的特定区域加权平均校正,从而计算出中国地表的气溶胶垂直厚度。局部权重因子则是根据土地利用覆盖相似度 (Land Cover Similarity, LCS) 和距离平方倒数来确定,其中 LCS 计算公式如下^[24]:

$$S_{LC(i,j,k)} = \sum_{n=1}^N |T_{i,j,n} - T_{k,n}| \quad (1)$$

式中, $S_{LC(i,j,k)}$ 为土地利用覆盖相似度; N 为土地利用类型总数; $T_{i,j,n}$ 为栅格 (i,j) 上的土地利用类型 (n) 所占百分比数; $T_{k,n}$ 为栅格点 (k) 的土地利用类型 (n) 的百分比。土地利用类型数据源自 MODIS 产品,覆盖率差值在 1% ~ 50% 范围内。该类型变化对权重因子的影响和这一地区的地形变化关系密切。校正偏差则是用校正后的 AOD 与校正前的 AOD 的归一化均方根差 (Normalized Root Mean Square Difference, NRMSD) 表示,计算公式如下^[24]:

$$S_{NRMSD} = \frac{\sqrt{(A_{AOD, 校正} - A_{AOD, AER})^2}}{A_{AOD, AER}} \quad (2)$$

式中, S_{NRMSD} 为归一化均方根差; A_{AOD} 为气溶胶垂直厚度, $A_{AOD, 校正}$ 则表示校正后的 AOD 值, $A_{AOD, AER}$ 表示 AERONET 观测值。

1.2.2 气溶胶垂直订正

气溶胶垂直订正是通过利用大气激光雷达 (Cloud-Aerosols Lidar and Orthogonal Polarization, CALIOP) 监测的消光垂直剖面数据,调整 GEOS-Chem 模型模拟的 AOD 近地面消光数值。订正过程

主要依据 CALIOP 垂直剖面,进行雷达方程校正,使 GEOS-Chem 模型的化学传输结果与气溶胶光学特性保持一致。

1.2.3 基于 GEOS-Chem 模型的 PM_{2.5} 浓度估算

采用 GEOS-Chem 模型,模拟 PM_{2.5} 浓度与 AOD 的时空地理变化关系。分别结合 NASA 嵌入 GEOS-Chem 模型的 GEOS-5.7 和 GEOS-5.2 的气象条件,模拟了中国 1998—2017 年的模拟 PM_{2.5} 与 AOD 的时空地理变化关系。在 GEOS-Chem 模型中, AOD 与 PM_{2.5} 质量浓度的关系表达式为^[24]:

$$P = \alpha + \beta A_{AOD} \quad (3)$$

式中, P 为 PM_{2.5} 质量浓度值; α 为随机搅动项; β 为随着时间、空间的变化而变化的时空系数,通过 GEOS-Chem 模型获得。

1.2.4 基于 GTWR 的 PM_{2.5} 浓度估算

作为一种统计方法,GTWR 允许线性回归预测和响应模型中的预测系数存在时空变化关系,因此可以预测具有空间结构的自变量。本文汇总多源传感器的 AOD、GEOS-Chem 模型数据及地面稀少的监测站数据,用来提取中国范围内的 PM_{2.5} 质量浓度。另外,采用地面监测 PM_{2.5} 浓度值拟合空间分辨率为 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ 的 GTWR 模型,拟合模型表达式如下^[25]:

$$P_{obs} \sim P_{sim} = \beta_0(u_i, v_i, t_i) + \beta_1(u_i, v_i, t_i) D_{Dust} + \beta_2(u_i, v_i, t_i) S_{Snaoc} + \beta_3(u_i, v_i, t_i) E_{Distance} \times 1/U_{Distance} + \varepsilon_i \quad (4)$$

式中, P_{obs} 为观测的 PM_{2.5} 质量浓度值, P_{sim} 为其模拟值; $\beta_0(u_i, v_i, t_i)$ 、 $\beta_1(u_i, v_i, t_i)$ 、 $\beta_2(u_i, v_i, t_i)$ 、 $\beta_3(u_i, v_i, t_i)$ 为时空变化回归系数; D_{Dust} 、 S_{Snaoc} 为依据 Philip^[22] 等的方法分别计算 Dust (扬尘和海盐)、Snaoc (硝酸盐、硫酸盐、氨、有机碳浓度的总和) 对 PM_{2.5} 质量浓度的贡献率,从而获取二者的浓度值; $U_{Distance}$ 为距离城市用地的最短间隔 (基于 $1'$ 分辨率的 MODIS 土地覆盖产品数据); $E_{Distance}$ 为栅格高程与区域高程均值差的对数; ε_i 为随机搅动项。

1.2.5 模型精度验证

模型精度验证通过对比模拟值和实际值,并通过 R^2 、均方根误差 (Root Mean Square Error, RMSE)、平均绝对差 (Mean Absolute Difference, MAD) 和平均绝对百分比误差 (Mean Absolute Percentage Error, MAPE) 等常规统计学指标来分析模型的模拟精度。

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_{\text{obs},i} - P_{\text{sat},i})^2}{\sum_{i=1}^n (P_{\text{obs},i} - \overline{P_{\text{obs}}})^2} \quad (5)$$

式中, n 为地面监测站点数量; P_{obs} 和 $\overline{P_{\text{obs}}}$ 分别代表 PM_{2.5} 质量浓度的地面观测值及其平均值。 P_{sat} 为卫星反演的地表 PM_{2.5} 质量浓度值。

RMSE 对系统误差和随机误差的敏感性很强, 是测量地面观测值与模拟值差异的最佳工具, 其计算公式如下:

$$S_{\text{RMSE}} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (P_{\text{obs},i} - P_{\text{sat},i})^2} \quad (6)$$

式中, S_{RMSE} 为均方根误差。

MAD 用来测量平均误差篇幅的大小, 计算公式如下:

$$D_{\text{MAD}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |P_{\text{obs},i} - P_{\text{sat},i}| \quad (7)$$

式中, D_{MAD} 为平均绝对差。

MAPE 运用百分制的方式来表达模型的模拟精度, 计算公式如下:

$$A_{\text{MAPE}} = \frac{100}{n} \times \sum_{i=1}^n \left| \frac{(P_{\text{obs},i} - P_{\text{sat},i})}{P_{\text{obs},i}} \right| \quad (8)$$

式中, A_{MAPE} 为平均绝对百分比误差。

2 结果分析

2.1 PM_{2.5} 反演与精度验证

基于多源多时相 AOD 数据, 分别采用 GEOS-

Chem 模型和 GTWR 模型, 对中国 1998—2017 年的 PM_{2.5} 污染空间分布进行反演。两种方法得出的 PM_{2.5} 污染空间分布大体一致, 污染最严重的区域为华北平原—长江三角洲—中原地区, 新疆塔克拉玛干沙漠、川渝城市群污染则较为严重。采用 GEOS-Chem 模型反演得出的 2014 年 PM_{2.5} 空间分布图, 最大值位于华北平原, 数值达 154.22 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (图 1a); 采用 GTWR 模型反演的 2014 年 PM_{2.5} 空间分布图, 最大值位于新疆塔克拉玛干沙漠和华北平原区域, 数值为 116.00 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (图 1b)。

提取 PM_{2.5} 质量浓度之后, 基于中国环境保护部发布的全国每小时实时 PM_{2.5} 浓度, 采用 R^2 、RMSE、MAD 和 MAPE 值验证 GTWR 模型的模拟精度。首先, 对获取的每小时 PM_{2.5} 地面监测数据 (来源于 PM_{2.5}in.com) 预处理, 剔除“异常值”和小于“0”的值, 统计有效数据, 然后计算各站点 2013—2017 年的年度均值。其次, 根据地面各监测站点的经纬度, 利用 ArcGIS 空间技术叠加地面监测站点和 PM_{2.5} 模拟空间分布图, 获取各站点的 2013—2017 年模拟 PM_{2.5} 值, 进而分析 GTWR 模型的 PM_{2.5} 模拟精度。截至 2016 年 12 月 26 日, 收集地面监测站共有 1568 个站点, 包括全国范围内的 370 个城市, 主要分布在“胡焕庸线”以东的城市。全国地面 PM_{2.5} 自动监测站点分布如图 2 所示。

通过点对点精度验证, 得出 GEOS-Chem 模型的

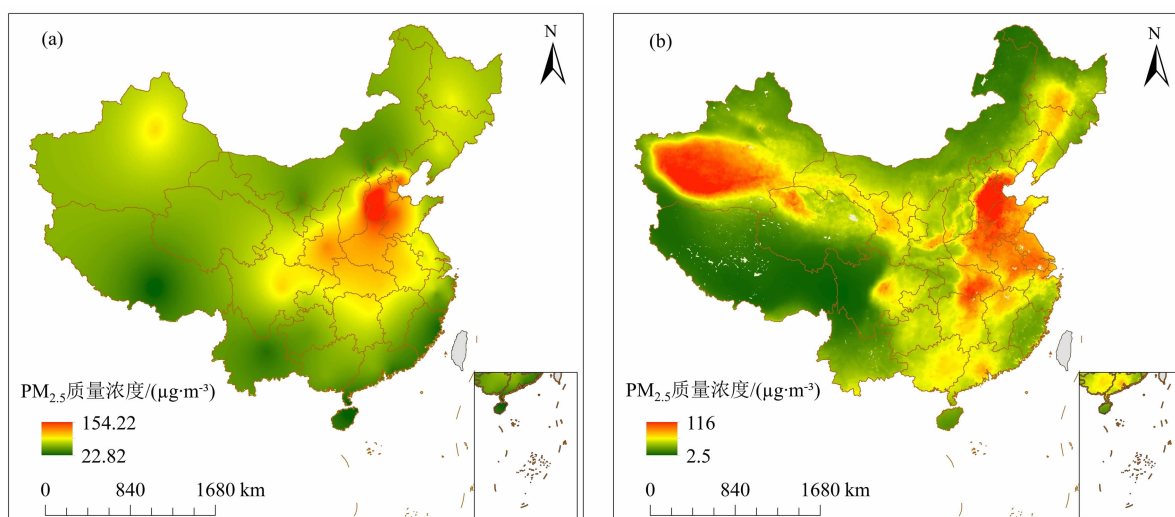


图 1 两种模型提取 PM_{2.5} 空间分布对比图: (a) GEOS-Chem 模型; (b) GTWR 模型

Fig. 1 Spatial distribution comparison of PM_{2.5} extraction based two models: (a) GEOS-Chem model; (b) GTWR model

(审图号: GS(2020)4619 号; 不含港澳台数据)

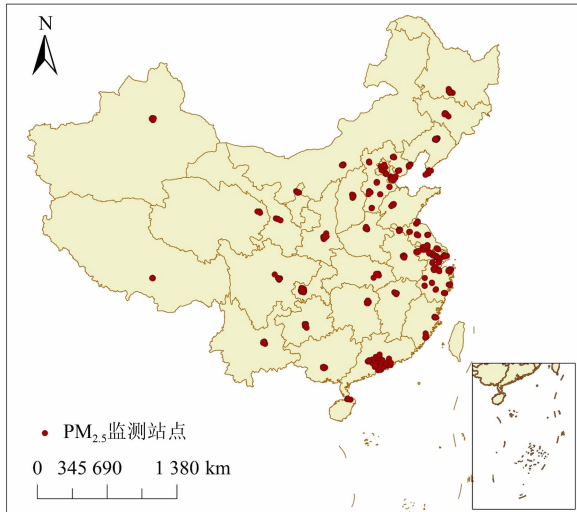


图2 中国PM_{2.5}自动监测站点分布图

Fig.2 Spatial map of the PM_{2.5} monitoring stations in China

(审图号:GS(2020)4619号;不含港澳台数据)

模拟精度为80.14%(图3a),而GTWR为87.94%(图3b)。虽然这两种模型的提取精度都符合实验需求,但是GTWR的模拟精度比GEOS-Chem模型高出7.80%。

另外,通过统计指标 R^2 、RMSE、MAD和MAPE值对比两种模型的模拟精度,可以发现, R^2 值越高,相关性越高,而RMSE、MAD、MAPE值越低,则相关性越好。GTWR模型和GEOS-Chem模型的 R^2 、RMSE、MAD、MAPE值的结果如表2所示。从表中可以得出,GTWR模型的 R^2 比GEOS-Chem模型高出13.11%,而GTWR模型的RMSE、MAD、MAPE值

表2 GTWR、GEOS-Chem模型模拟精度评估

Tab.2 Precision evaluation of GTWR and GEOS-Chem model simulation

模型名称	统计指标精度/%			
	R^2	RMSE 值	MAD 值	MAPE 值
GTWR 模型	0.77	11.36	8.64	14.39
GEOS-Chem 模型	0.64	15.87	12.11	21.12

均比GEOS-Chem模型的低,其RMSE、MAD、MAPE值分别低了4.51%、3.47%、6.73%。上述模拟精度验证指标表明,GTWR模拟精度总体高于GEOS-Chem模型。

2.2 中国PM_{2.5}污染时空分布特征

依据GTWR模型反演结果,本文揭示了中国1998—2017年PM_{2.5}污染变化趋势:1999—2003年,PM_{2.5}质量浓度从 $29.89 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 显著攀升至 $39.49 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,增长率为32.12%。随后,2004—2006年,浓度继续上升,从 $34.76 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 增长至 $38.82 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,但增长率放缓至11.68%。进入2006—2012年这一阶段,PM_{2.5}质量浓度呈现出轻微的减缓趋势,从 $38.82 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 减缓至 $33.02 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,减缓率为14.94%。然而,在2012—2017年,再次呈现增长态势,增长率为4.03%。自2013年国家出台一系列的大气污染控制、治理政策之后,PM_{2.5}虽然呈增长趋势,但增长速度(4.03%)仅为1999—2003年(8.03%)的一半(图4)。综上可以得出,1998—2017年,中国PM_{2.5}污染总体虽然呈现一定程

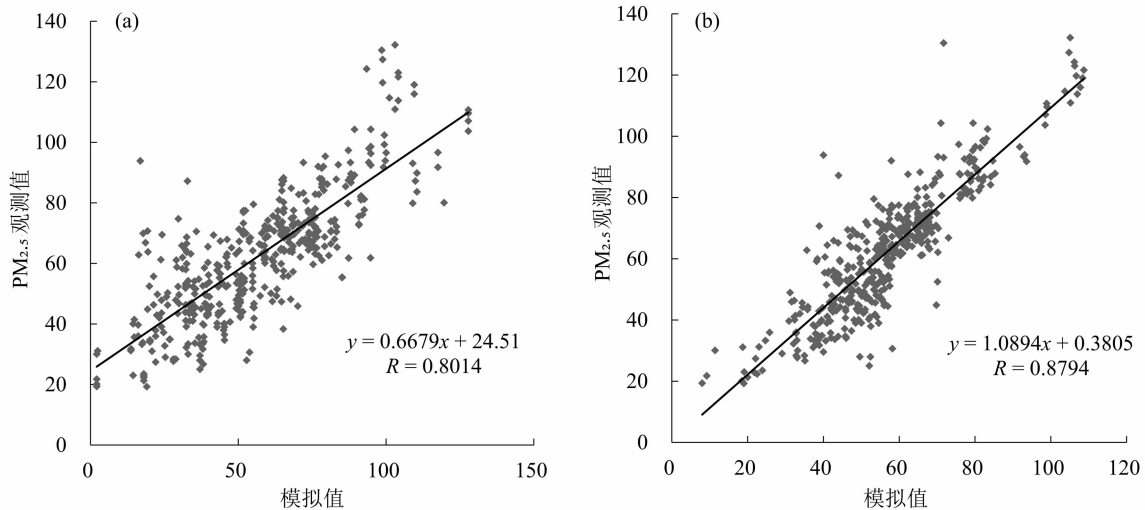


图3 两种模型模拟精度验证:(a)GEOS-Chem模型;(b)GTWR模型

Fig.3 Precision validation of the model result: (a) GEOS-Chem model; (b) GTWR model

度的加剧,但并不显著。

从中国 PM_{2.5} 污染时空分布上可以看出,1998—2017 年 PM_{2.5} 污染分布格局呈现倒“T”形状(图 5)。横向污染带横跨华北平原绝大部分地区,经由山西、甘肃、宁夏、青海西宁,直达新疆塔克拉玛干沙漠;而纵向污染带则从东北三省开始,穿越华北平原,延伸至中东部、川渝、湖南,最终抵达广西,两条污染带在华北平原交汇。从图中可以看出,在 20 世纪 90 年代,还存在一条“绿色”通道,它像一条分隔线,从内蒙古起始,经东北、山西、陕西,穿越重庆、贵州,直至云南,将东部与西部的污染带清晰分隔。然而,到了

2010 年,这条曾经的“绿色”通道已被 PM_{2.5} 污染逐渐侵蚀,失去了往日的清新。

到了 2017 年,新疆塔克拉玛干沙漠的 PM_{2.5} 污染状况尤为严重,其主要成分为沙尘暴及风沙扬尘所带来的颗粒物。从整体来看,中国近 20 年来 PM_{2.5} 污染形势愈发严峻,倒“T”形状的污染格局不仅持续加剧,还呈现出向四周扩散的趋势,已从华北平原逐渐向西南方向延伸,污染带扩散至江西、湖南、广东和广西局部。

基于 1998—2017 年 PM_{2.5} 的空间分布数据(不含港澳台数据),采用 GIS 空间分区统计中国 22 个省、4

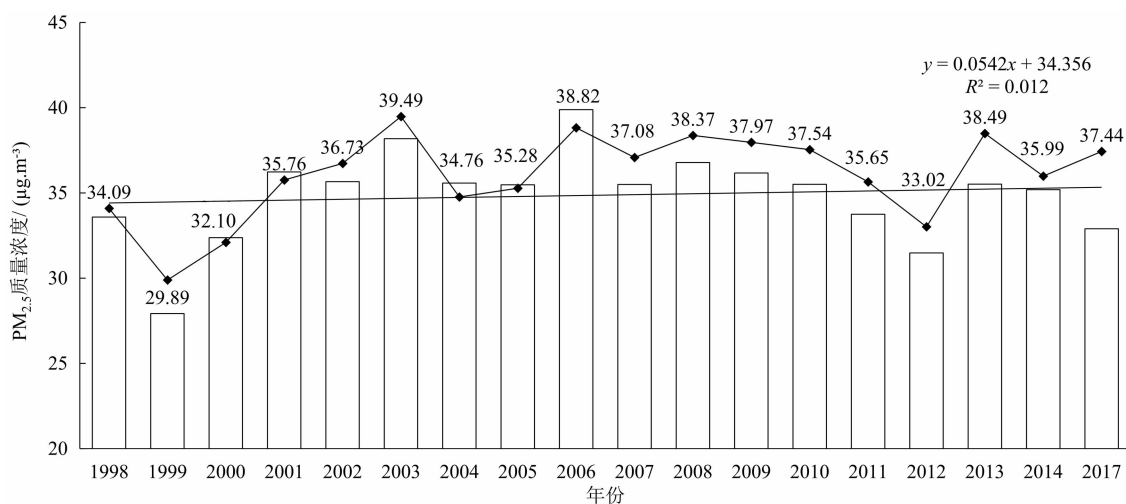


图 4 1998—2017 年中国 PM_{2.5} 质量浓度变化趋势

Fig. 4 Changes of PM_{2.5} concentration between 1998—2017

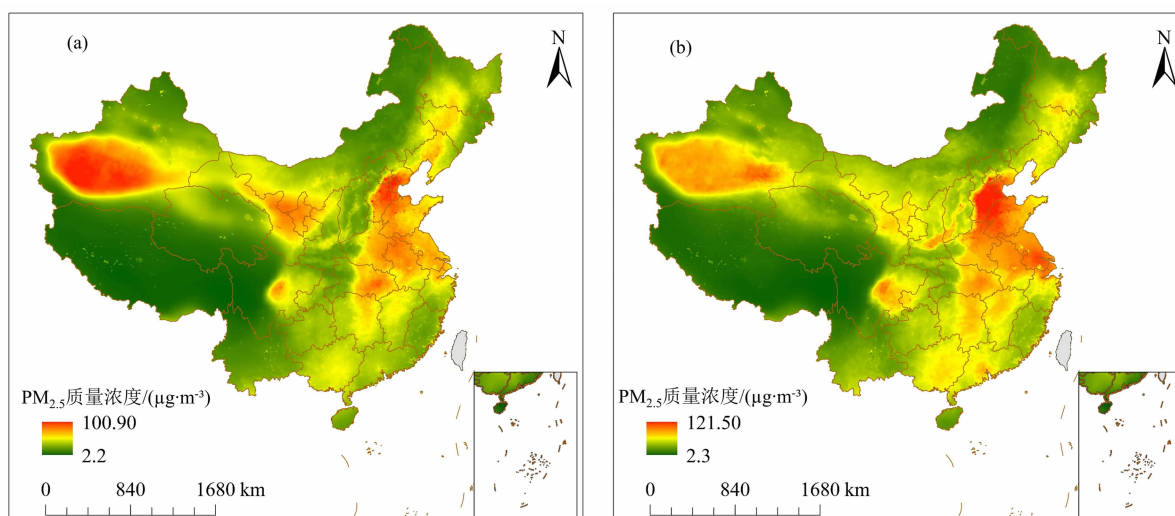


图 5 中国 PM_{2.5} 污染时空分布:(a)1998 年;(b)2002 年;(c)2006 年;(d)2010 年;(e)2014 年;(f)2017 年

Fig. 5 Spatiotemporal distribution of PM_{2.5} pollution in China:(a)1998;(b)2002;(c)2006;(d)2010;(e)2014;(f)2017

(审图号:GS(2020)4619 号;不含港澳台数据)

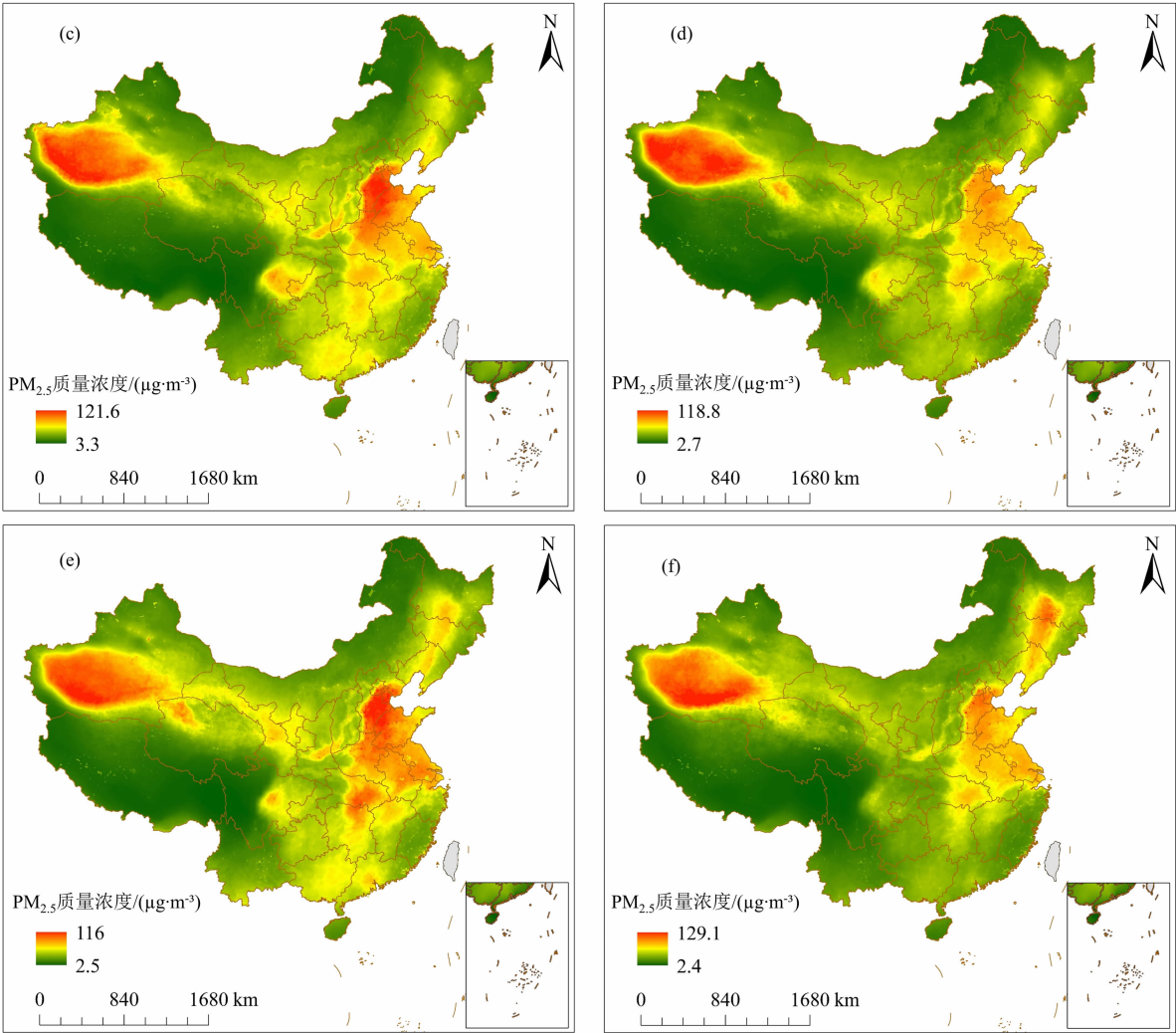


图 5 (续)

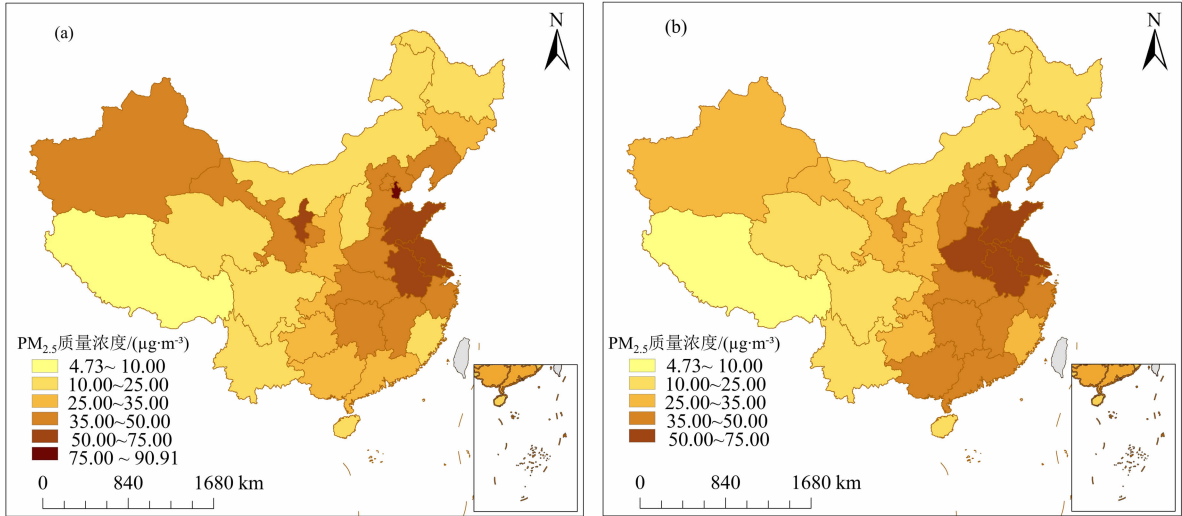


图 6 中国各省/市 PM_{2.5} 年均质量浓度值变化趋势: (a)1998 年; (b)2002 年; (c)2006 年; (d)2010 年; (e)2014 年; (f)2017 年
Fig. 6 Provinces/cities PM_{2.5} concentration distribution map during: (a) 1998; (b) 2002; (c) 2006; (d) 2010; (e) 2014; (f) 2017

(审图号:GS(2020)4619 号;不含港澳台数据)

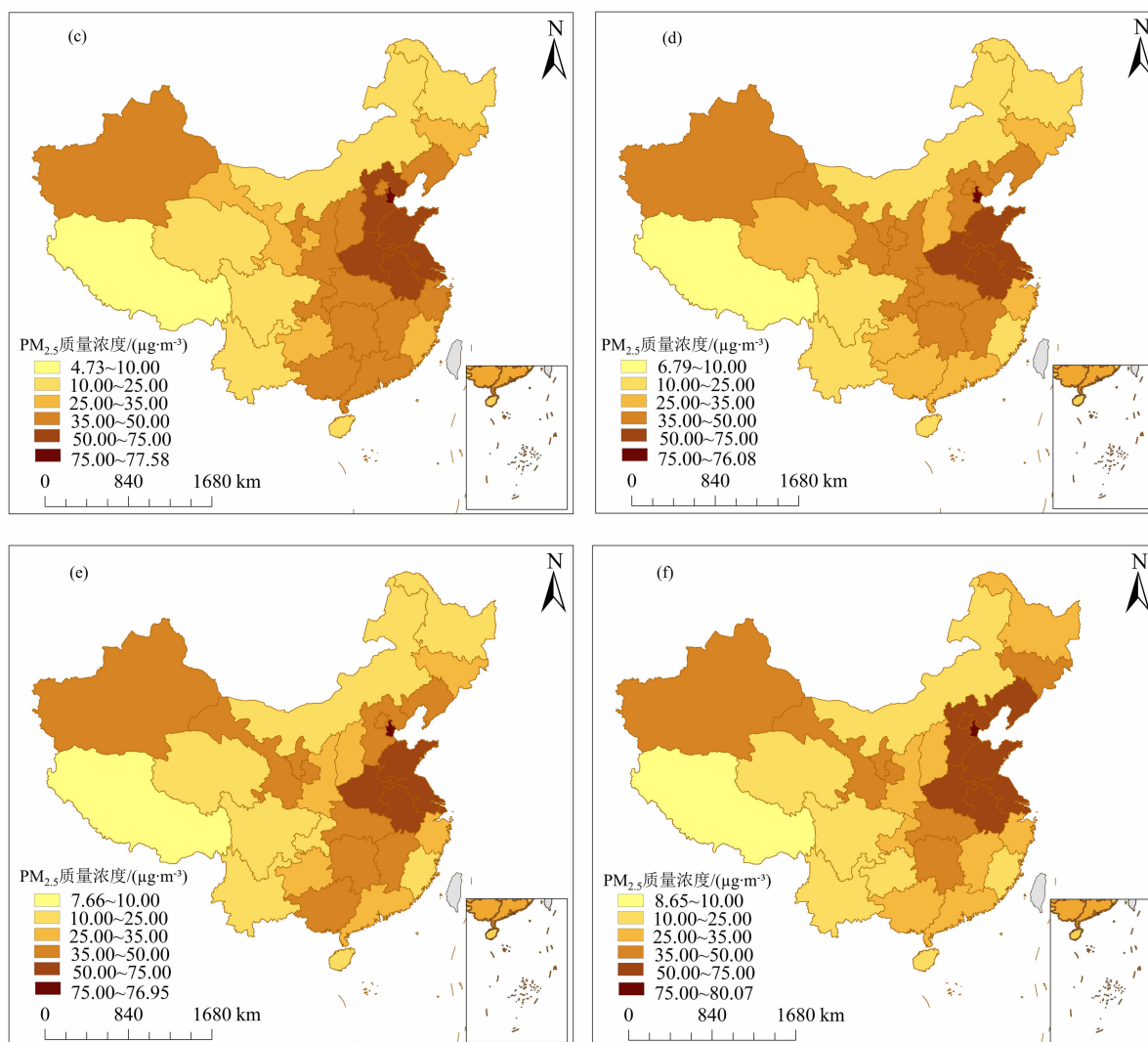


图6 (续)

个直辖市、5 个自治区 20 年来 PM_{2.5} 质量浓度年均值空间分布,且按 0~10、10~25、25~35、35~50、50~75、>75 μg·m⁻³ 划分为六个等级(图 6)。中国京津冀、珠江三角洲、长江三角洲、川渝地区的典型城市 1998—2017 年 PM_{2.5} 均值变化趋势如表 3 所示。

中国几个典型省市中,天津的 PM_{2.5} 污染最为严重,1998 年的 PM_{2.5} 质量浓度年均值为 75.76 μg·m⁻³, 2017 年增长至 80.07 μg·m⁻³,其中,1999—2003 年,PM_{2.5} 质量浓度从 54.34 μg·m⁻³ 增长至 80.14 μg·m⁻³,增长了 25.80 μg·m⁻³,年均增长率为 11.87%;2004—2009 年,PM_{2.5} 质量浓度从 59.80 μg·m⁻³ 增长至 83.84 μg·m⁻³,增长了 24.04 μg·m⁻³,年均增长率为 8.04%;2009—2012 年,PM_{2.5} 污染开始有所减缓,减少了 17.03 μg·m⁻³,年

均减缓率为 6.77%。2013 年,天津 PM_{2.5} 质量浓度年均值为 87.86 μg·m⁻³,达到近 20 年来的峰值。尤其是这年冬季,一次长达 9 天的 PM_{2.5} 高浓度污染,引起社会各界的高度关注,之后国家出台一系列的防治减排措施。2013—2017 年,天津空气质量虽然有所改善,但 PM_{2.5} 污染依然较严重。其次是上海,PM_{2.5} 质量浓度从 1999 年的 44.4 μg·m⁻³ 增长至 2003 年的 64.43 μg·m⁻³,增长 20.03 μg·m⁻³,年均增长率为 15.04%,高于天津的增长水平。上海 PM_{2.5} 质量浓度在 2004—2009 年小幅增长,在 2009—2012 年小幅减缓。2012—2017 年,上海 PM_{2.5} 质量浓度从 49.77 μg·m⁻³ 飙升至 66.45 μg·m⁻³,增长 16.68 μg·m⁻³,年均增长率为 11.17%。第三位是北京,该市西北部相对较轻、东

表 3 中国典型省/市 PM_{2.5} 质量浓度变化趋势Tab. 3 PM_{2.5} concentration variation trend in typical provinces/cities of China(单位: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

省/市	1998 年	2000 年	2002 年	2004 年	2006 年	2008 年	2010 年	2012 年	2014 年	2017 年
北京	43.89	38.06	45.56	41.61	49.87	52.37	47.61	46.26	49.61	54.04
天津	75.76	58.36	70.02	59.80	77.58	80.37	76.08	66.81	76.95	80.07
重庆	26.46	31.14	33.79	34.47	43.05	36.04	39.23	20.46	19.70	28.05
上海	51.32	48.24	64.43	56.85	54.54	62.50	56.83	49.77	52.41	66.45
浙江	35.26	32.56	40.18	35.58	36.71	39.60	34.84	32.70	35.19	32.75
广东	28.10	32.30	37.70	42.23	37.63	36.78	32.28	30.53	35.13	27.77

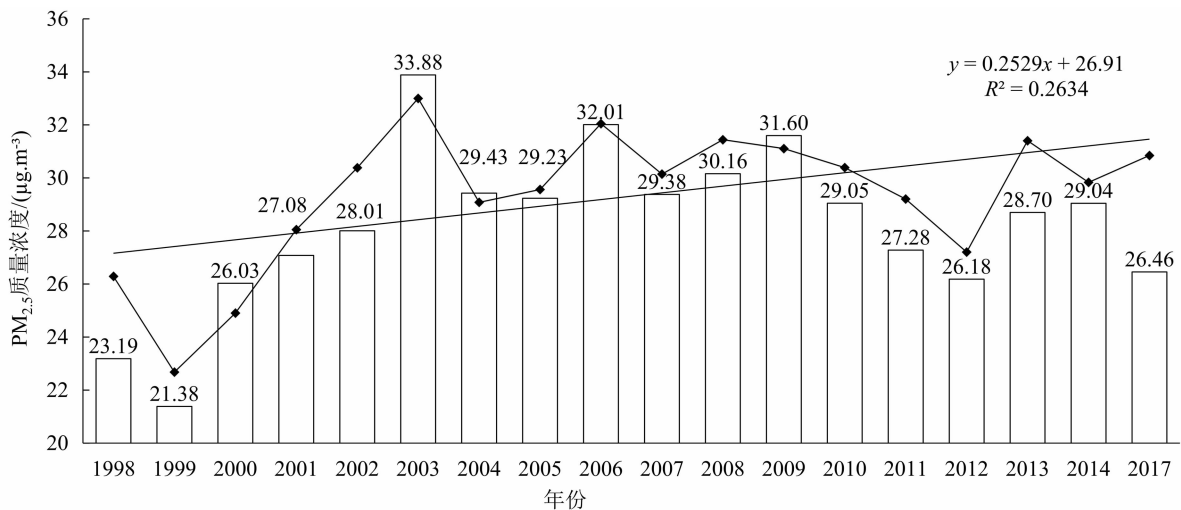
南区污染严重,北京的变化特征与天津极其相似。第四位是广东,与北京、天津、上海不同,在 1999—2004 年,广东的 PM_{2.5} 质量浓度从 $24.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 增长至 $42.23 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,年均增长率为 20.49%;2004—2017 年,PM_{2.5} 质量浓度减少至 $27.77 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,年均减缓率 3.11%,广东空气质量总体处于改善状态,是大气环境较好区域。第五位是重庆,1998—2006 年,PM_{2.5} 质量浓度从 $26.46 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 增长至 $43.05 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,增长 $16.59 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,增长率为 7.84%。2006—2012 年,重庆 PM_{2.5} 污染虽然稍有减缓,但幅度不大,到 2013 年 PM_{2.5} 污染稍微有所加剧。

2.3 中国 PM_{2.5} 污染(去扬尘、去海盐后)的时空分布特征

中国地势总体西部高、东部低,呈阶梯状分布态势,气温、降水的组合复杂多样,加之距海远近不同,导致各地的气候差异很大。西北地区地广人稀,常年干旱且沙尘暴频发,PM_{2.5} 污染带(新疆—甘肃—

宁夏)以扬尘为主,东南地区多平原、丘陵,海拔较低,人口密度大,经济活跃,PM_{2.5} 污染带(辽宁—京津冀—河南—山东—江苏—安徽—湖北—湖南—广西)以人类活动产生的污染为主。东部沿海城市的 PM_{2.5} 污染也受海盐细颗粒物的影响,扬尘、海盐等属于自然源,具有无法控制的特征。为了更好地研究城市化对空气污染的影响,将 PM_{2.5} 中自然源(扬尘、海盐)的成分剔除后,分析 1998—2017 年人类活动所产生的 PM_{2.5} 污染时空分布特征及其扩散规律。中国 PM_{2.5} (去扬尘、去海盐后)整体呈加剧趋势,且阶段性波动,其中 1999—2003 年具有较快的增长趋势,2004—2010 年处于波动性增长状态,2013—2017 年呈增长趋势,但增长率低于 1999—2003 年(图 7)。总之,1998—2017 年人为排放 PM_{2.5} 污染浓度呈显著的上升趋势,与城市化发展过程基本一致。

1998—2017 年中国 PM_{2.5} (去扬尘、去海盐后)呈“胡焕庸线”分布格局(图 8),即东高西低的态

图 7 1998—2017 年中国 PM_{2.5} 质量浓度变化趋势Fig. 7 Change trend of PM_{2.5} concentration in China during 1998 – 2017

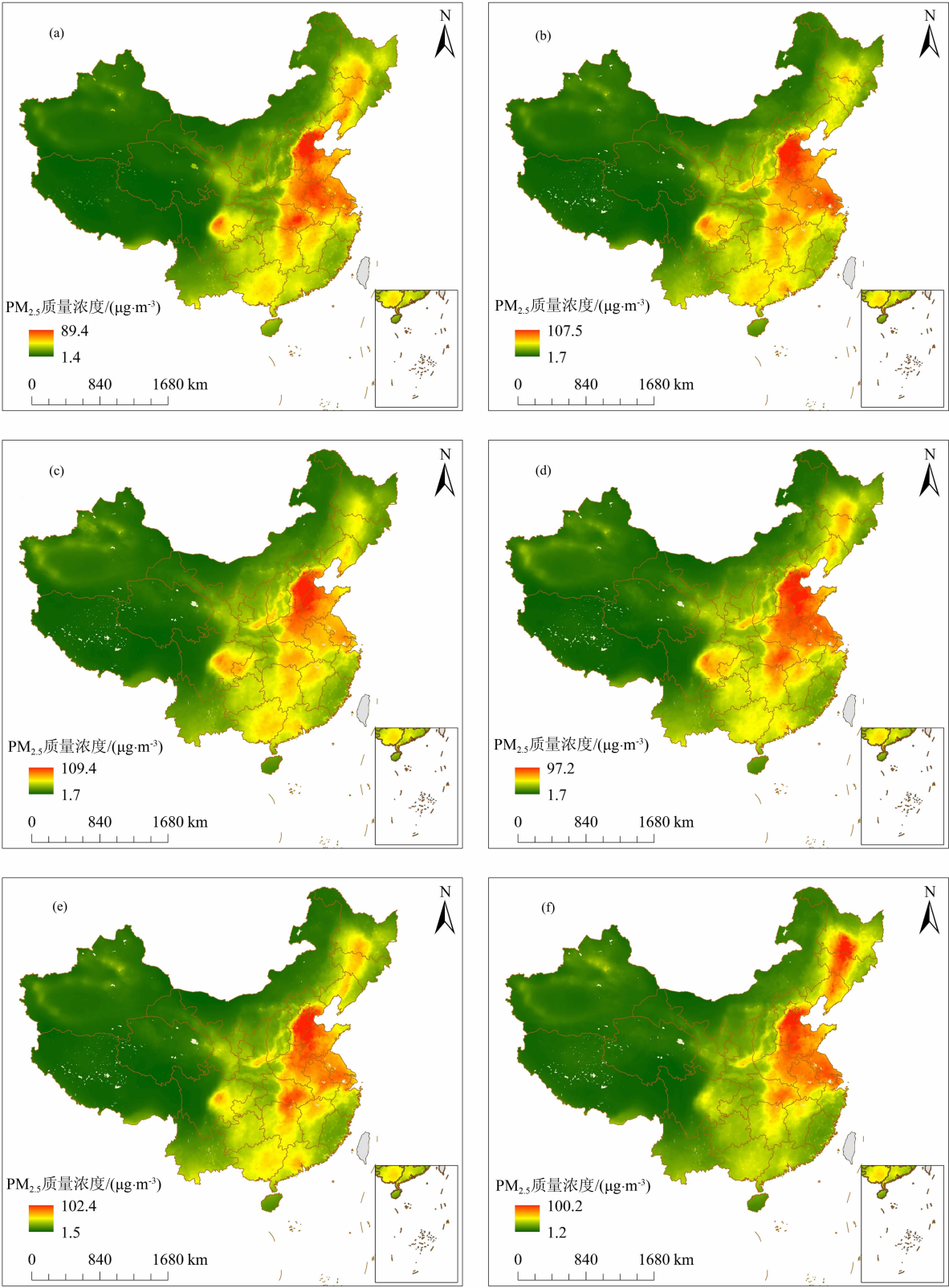


图 8 中国城市化导致的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度时空演变过程: (a)1998 年; (b)2002 年; (c)2006 年; (d)2010 年; (e)2014 年; (f)2017 年
Fig. 8 Distribution of $\text{PM}_{2.5}$ concentration caused by urbanization in China: (a) 1998; (b) 2002; (c) 2006; (d) 2010; (e) 2014; (f) 2017
(审图号: GS(2020)4619 号; 不含港澳台数据)

势。与包含全部成分的 $\text{PM}_{2.5}$ 呈倒“T”格局有所不同,即在倒“T”中,因沙漠扬尘形成的西北横向(新疆—甘肃—宁夏)污染带基本消失。东部地区污染显著高于西部地区,京津冀为污染最严重地区,且逐渐扩散至整个华北平原。2017 年,东北三省也开始进入高污染区。去掉扬尘和海盐等自然源成分,中国 $\text{PM}_{2.5}$ 时空分布格局与经济、人口、城市发展水平的分布格局高度一致,均呈“胡焕庸线”的分布格局。

根据 1998—2017 年中国 $\text{PM}_{2.5}$ (去扬尘、去海盐后) 分布图,本文运用空间分区方法,统计近 20 年各省、直辖市、自治区的 $\text{PM}_{2.5}$ 年均值空间分布。根据各省份的 $\text{PM}_{2.5}$ 年均值,按照 $0 \sim 10$ 、 $10 \sim 25$ 、 $25 \sim 35$ 、 $35 \sim 50$ 、 $50 \sim 75$ 、 $> 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 六个等级(图 9),

统计分析中国 22 个省、4 个直辖市、5 个自治区的 $\text{PM}_{2.5}$ 时空变化特征。可以看出,1998—2008 年,随着城市化发展,东部城市 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈显著加剧模式;2008—2017 年,虽然经济进一步发展,但 $\text{PM}_{2.5}$ 污染反而有所减缓,这表明坚持低碳循环、绿色发展能够有效降低空气污染水平。

2.4 城市化对 $\text{PM}_{2.5}$ 影响的定量分析

城市化进程中最直接的表现形式就是人口城市化,即农村人口转变为城市人口的过程。

本文以城市人口城市化率作为可测量空间指标来表征城市化水平,定量分析城市化水平对去扬尘、去海盐后的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的影响,发现二者相关性显著,相关系数 R 为 0.66, $P < 0.001$ (图 10)。

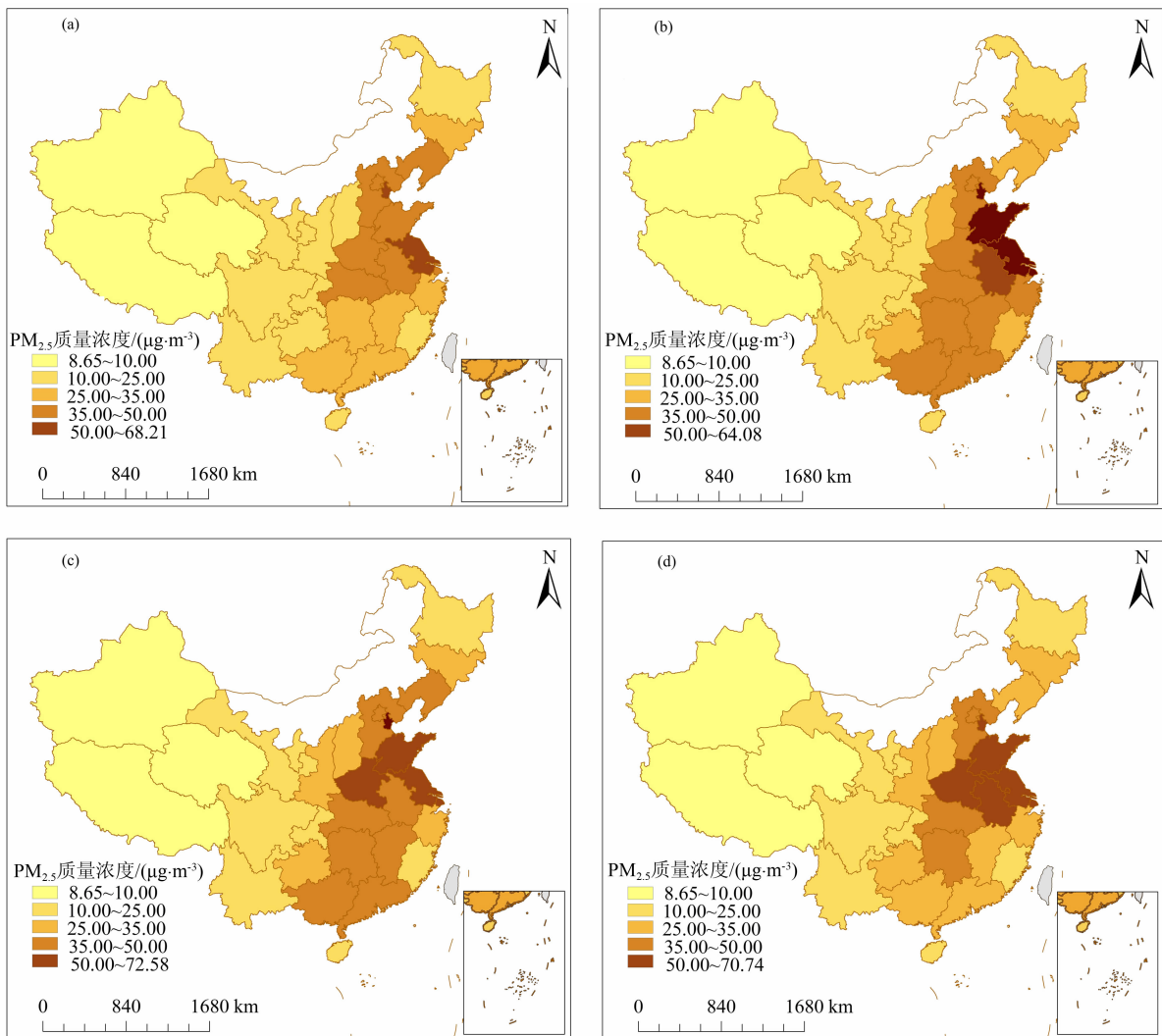


图9 中国各省/市的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度时空演变过程: (a)1998 年; (b)2002 年; (c)2006 年; (d)2010 年; (e)2014 年; (f)2017 年

Fig. 9 Distribution of $\text{PM}_{2.5}$ concentration in provinces/cities of China: (a) 1998; (b) 2002; (c) 2006; (d) 2010; (e) 2014; (f) 2017

(审图号: GS(2020)4619 号; 不含港澳台数据)

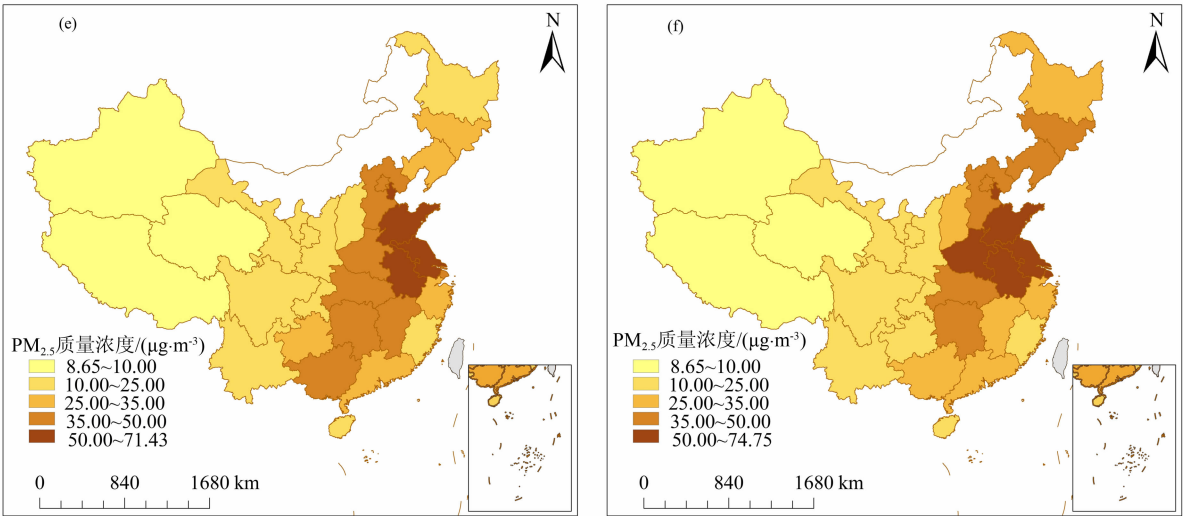


图9 (续)

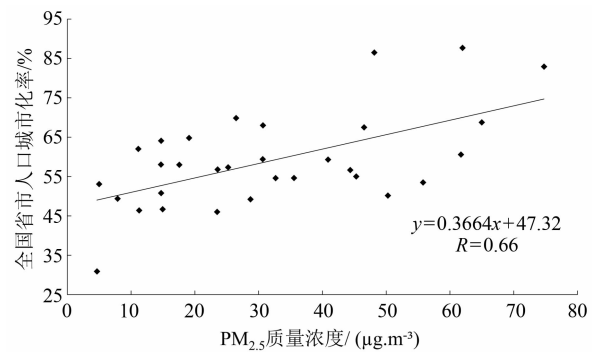


图10 城市化率与PM_{2.5}污染的相关性分析

Fig. 10 Relationship between urbanization and PM_{2.5} pollution

将中国各省份的人口城市化率划分为 0 ~ 40%、40% ~ 60%、60% ~ 80%、80% ~ 100% 四个等级,对应的 PM_{2.5} 质量浓度均值分别为 (4.64 ± 2.92)、(27.49 ± 8.95)、(34.40 ± 7.71)、(61.60 ± 10.15) μg · m⁻³ (表 4)。人口城市化率处于 0 ~ 40% 级别的城市对应的空气质量最好。人口城市化

率处于 40% ~ 60% 的城市的 PM_{2.5} 平均质量浓度是处于 0 ~ 40% 的城市的 5.92 倍。人口城市化率处于 60% ~ 80% 的城市的 PM_{2.5} 质量浓度均值比处于 40% ~ 60% 的城市的均值高 25.14%, 是 0 ~ 40% 的城市的 7.41 倍。北京、上海、天津的人口城市化率最高,处于 80% ~ 100%, PM_{2.5} 平均质量浓度为 (61.6 ± 10.15) μg · m⁻³, 比 60% ~ 80% 的城市高 79.07%, 是 40% ~ 60% 的城市的 2.24 倍, 是 0 ~ 40% 的城市的 13.28 倍。由此可见,城市化水平越高,PM_{2.5} 污染越严重,二者显著相关,城市化进程对 PM_{2.5} 污染影响显著。

3 结论与建议

本文通过 GTWR 模型反演了 1998—2017 年中国 PM_{2.5} 污染和人为排放 PM_{2.5} (去扬尘、去海盐后) 空间分布和范围,分析了二者的时空关系,得出如下结论。

表 4 2017 年城市化水平与 PM_{2.5} 质量浓度相关性分析
Tab. 4 Relationship between urbanization and PM_{2.5} concentration in 2017

省/市	人口城市化率/%	PM _{2.5} 质量浓度/(μg · m ⁻³)			省/市占比
		平均值	最高值	最低值	
西藏	0 ~ 40	4.64 ± 2.92	7.56	1.72	3.23
贵州、甘肃、云南、广西、新疆、河南、四川、青海、安徽、江西、湖南、河北、吉林、陕西、山西、宁夏、海南、湖北、黑龙江	40 ~ 60	27.49 ± 8.95	55.77	4.97	61.29
江苏、浙江、广东、辽宁、福建、重庆、内蒙古、山东	60 ~ 80	34.40 ± 7.71	64.98	11.12	19.35
北京、上海、天津	80 ~ 100	61.60 ± 10.15	74.75	48.12	9.68

(1)近20年来,中国 $\text{PM}_{2.5}$ 污染加剧,且呈倒“T”分布格局,“华北平原—山西—宁夏—甘肃—西宁—新疆塔克拉玛干沙漠”一线为横向污染带,“东北三省—京津冀—山东—江苏—河南—安徽—湖北—湖南—广西”为纵向污染带,纵横交汇处——华北平原污染最为严重。

(2)去扬尘、去海盐后的人为排放 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈“胡焕庸线”分布格局,呈整体上升趋势,且具有阶段性波动,与城市发展水平东高西低的分布高度一致,表明城市化引起了一定程度的空气污染。

(3)中国城市化水平与人为排放 $\text{PM}_{2.5}$ 污染呈显著相关($R=0.66$)。人口城市化率处于0~40%的城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染(去扬尘、去海盐后)处于最低水平,人口城市化率为40%~60%的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度为 $(27.49 \pm 8.95) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,是0~40%的城市的5.92倍;人口城市化率60%~80%的城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 均值为 $(34.4 \pm 7.71) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,比40%~60%的城市高出25.14%,是0~40%的城市的7.41倍;北京、上海、天津的人口城市化率最高,处于80%~100%, $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度为 $(61.6 \pm 10.15) \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,比60%~80%的城市高出79.07%,是40%~60%的城市的2.24倍,是0~40%的城市13.28倍,呈现出城市化水平越高、 $\text{PM}_{2.5}$ 污染越严峻的规律。

城市化进程的加速对 $\text{PM}_{2.5}$ 的时空变化产生了深远影响。一方面,城市化推动了工业化和能源消耗的增加,导致环境空气恶化;另一方面,城市化也促进了人口密集度的提高,使得 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露对公众健康的影响更加显著。此外,城市化还带来了交通拥堵、建筑扬尘等污染源的增加,进一步加剧了 $\text{PM}_{2.5}$ 的污染问题。

未来中国的发展将更加注重高质量,这意味着需要采取更加科学、精细和可持续的治理方式。本文提出以下对策建议,以期有效解决 $\text{PM}_{2.5}$ 污染等环境问题,实现经济与环境的协调发展。

(1)创新驱动治理:利用大数据、人工智能等先进技术,建立精准的污染源监测和预警系统,提高治理的针对性和有效性。

(2)优化产业结构:推动产业结构向绿色低碳方向转型,大力发展清洁能源、节能环保等新兴产业,减少高污染、高能耗行业的比重。

(3)调整能源结构:加快能源生产和消费革命,提高清洁能源比重,降低煤炭消费比例,减少大气污

染物排放。

(4)区域联防联控:建立跨区域的空气质量联防联控机制,共同应对大气污染问题,实现区域协同治理。

(5)政策支持和法规保障:制定和完善相关政策法规,为高质量发展提供制度保障,同时加大对违法排污行为的打击力度,维护良好的生态环境。

版权声明:

本文是作者博士学位论文《快速城市化背景下中国 $\text{PM}_{2.5}$ 污染时空演变过程及其与城市扩张和城市特征变化的时空关系研究》的后续研究。其采用了该学位论文的基础数据,但在研究内容和方法上更侧重于分析城市化对 $\text{PM}_{2.5}$ 污染空间分布特征影响解析。博士论文版权归属原培养单位:云南师范大学。特此声明。

参考文献(References)

- [1] 韩立建. 城市化与 $\text{PM}_{2.5}$ 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. Relationship between urbanization and urban air quality: An insight on fine particulate dynamics in China [J]. Progress in Geography, 2018, 37(8): 1011–1021] DOI: 10.18306/dlkxjz.2018.08.001
- [2] LI Xingru, JIANG Lei, BAI Yu, et al. Wintertime aerosol chemistry in Beijing during haze period: Significant contribution from secondary formation and biomass burning emission [J]. Atmospheric Research, 2019, 218(4): 25–33. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.10.010
- [3] 李名升, 任晓霞, 于洋, 等. 中国大陆城市 $\text{PM}_{2.5}$ 污染时空分布规律[J]. 中国环境科学, 2016, 36(3): 641–650. [LI Mingsheng, REN Xiaoxia, YU Yang, et al. Spatiotemporal pattern of ground-level fine particulate matter ($\text{PM}_{2.5}$) pollution in mainland China [J]. China Environmental Science, 2016, 36(3): 641–650]
- [4] 王晶, 赵龙, 吴辉, 等. 西南地区城市化进程加剧局地气象条件的空间差异[J]. 山地学报, 2022, 40(1): 120–135. [WANG Jing, ZHAO Long, WU Hui, et al. Urbanization magnifies spatial variations of local meteorological conditions in southwest China [J]. Mountain Research, 2022, 40(1): 120–135] DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.000660
- [5] KIM S Y, SHEPPARD L, BERGEN S, et al. Prediction of fine particulate matter chemical components with a spatio-temporal model for the multi-ethnic study of atherosclerosis cohort [J]. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 2016, 26(5): 520–528. DOI: 10.1038/jes.2016.29
- [6] LI Haiwei, WANG Dongfang, CUI Long, et al. Characteristics of atmospheric $\text{PM}_{2.5}$ composition during the implementation of

- stringent pollution control measures in Shanghai for the 2016 G20 Summit [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **648**: 1121–1129. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.219
- [7] BRAUER M, FREEDMAN G, FROSTAD J, et al. Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013 [J]. *Environmental Science and Technology*, 2016, **50**(1): 79–88. DOI: 10.1021/acs.est.5b03709
- [8] FOROUZANFAR M H, ALEXANDER L, ANDERSON H R. Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990–2013: A systematic analysis for the global burden of disease study 2013 [J]. *British Dental Journal*, 2015, **219**(7): 329–335. DOI: 10.1016/S0140-6736(15)00128-2
- [9] 李泽新, 王蓉. 山地城市道路交通环境特点及其控制对策[J]. *山地学报*, 2014, **32**(1): 46–51. [LI Zexin, WANG Rong. The environment's characteristics and control's methods of transportation in road for mountain city [J]. *Mountain Research*, 2014, **32**(1): 46–51] DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.2014.01.018
- [10] ATKINSON R W, ANALITIS A, SAMOLI E, et al. Short-term exposure to traffic-related air pollution and daily mortality in London, UK [J]. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 2016, **26**(2): 125–32. DOI: 10.1038/jes.2015.65
- [11] BAI Yang, WU Lixin, QIN Kai, et al. A geographically and temporally weighted regression model for ground-level PM_{2.5} estimation from satellite-derived 500m resolution AOD [J]. *Remote Sensing*, 2016, **8**(3): 262. DOI: 10.3390/rs8030262
- [12] MING Lili, JIN Ling, LI Jun, et al. PM_{2.5} in the Yangtze River Delta, China: Chemical compositions, seasonal variations, and regional pollution events [J]. *Environmental Pollution*, 2017, **223**: 200–212. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.01.013
- [13] 贺晋瑜, 燕丽, 王彦超, 等. 我国 PM_{2.5} 浓度分阶段改善目标情景分析[J]. *环境科学*, 2019, **40**(5): 2036–2042. [HE Jinyu, YAN Li, WANG Yanchao, et al. Scenario analysis of PM_{2.5} concentration targets and milestones in China [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(5): 2036–2042] DOI: 10.13227/j.hjxx.201808241
- [14] ZHU Wenhui, XU Xiangde, ZHENG Jun, et al. The characteristics of abnormal wintertime pollution events in the Jing-Jin-Ji region and its relationship with meteorological factors [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **626**: 887–898. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.083
- [15] 许文龙, 胡方超, 王雨轩. 基于 AERONET 数据估算近地面 PM_{2.5} [J]. *环境科学学报*, 2019, **39**(6): 1902–1912. [XU Wenlong, HU Fangcao, WANG Yuxuan. Estimating the near-ground PM_{2.5} concentration based on AERONET data [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, **39**(6): 1902–1912] DOI: 10.13671/j.hjxxb.2019.0098
- [16] 闫戈丁, 景海涛, 何湜, 等. 太行山区生态环境质量时空变化与演变趋势[J]. *山地学报*, 2023, **41**(3): 335–347. [YAN Geding, JING Haitao, HE Shi, et al. Spatial-temporal variation and evolutionary trends of eco-environment quality in the Taihang Mountains, China [J]. *Mountain Research*, 2023, **41**(3): 335–347]. DOI: 10.16089/j.cnki.1008-2786.000752
- [17] 王桂林, 杨昆, 杨扬. 京津冀地区不透水表面扩张对 PM_{2.5} 污染的影响研究[J]. *中国环境科学*, 2017, **37**(7): 2470–2481. [WANG Guilin, YANG Kun, YANG Yang. The spatio-temporal variation of PM_{2.5} pollution and the its correlation with the impervious surface expansion [J]. *China Environmental Science*, 2017, **37**(7): 2470–2481] DOI: 10.13227/j.hjxx.201812157
- [18] 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] DOI: 10.11821/dlxb201501009
- [19] HUANG Xinxin, JIAO Tifeng, LIU Qingqing, et al. Hierarchical electrospun nanofibers treated by solvent vapor annealing as air filtration mat for high-efficiency PM_{2.5} capture [J]. *Science China Materials*, 2019, **62**(3): 423–436. DOI: 10.1007/s40843-018-9320-4
- [20] TAO Jun, ZHANG Leiming, CAO Junji, et al. A review of current knowledge concerning PM_{2.5} chemical composition, aerosol optical properties, and their relationships across China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2017, **17**(15): 9485–9518. DOI: 10.5194/acp-2017-271
- [21] 段青春, 李兴华, 谭吉华, 等. 北京冬季大气颗粒物数浓度的粒径分布特征及来源[J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(10): 1134–1140. [DUAN Qingchun, LI Xinghua, TAN Jihua, et al. Size distribution and source apportionment of atmospheric particle number concentration in winter in Beijing [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, **22**(10): 1134–1140] DOI: 10.13198/j.res.2009.10.24.duanjch.016
- [22] PHILIP S, MARTIN R V, VAN DONKELAAR A, et al. Global chemical composition of ambient fine particulate matter for exposure assessment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(22): 13060–13068. DOI: 10.1021/es502965b
- [23] SHINDELL D T, LEE Y H, FALUVEGI G. Climate and health impacts of US emissions reductions consistent with 2 °C [J]. *Nature Climate Change*, 2016, **6**(5): 503–507. DOI: 10.1038/nclimate2935
- [24] VAN DONKELAAR A, MARTIN R V, BRAUER M, et al. Global estimates of fine particulate matter using a combined geophysical-statistical method with information from satellites, models, and monitors [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**(7): 3762–3772. DOI: 10.1021/acs.est.5b05833
- [25] VAN DONKELAAR A, MARTIN R V, LI Chi, et al. Regional estimates of chemical composition of fine particulate matter using a combined geoscience-statistical method with information from satellites, models, and monitors [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**: 2595–2611. DOI: 10.1021/acs.est.8b06392

Spatiotemporal Evolution of PM_{2.5} Pollution in the Urbanizing Cities of China

WANG Guilin

(Urban Development Research Center, Shanghai Urban Construction Vocational College, Shanghai 200438, China)

Abstract: In the process of rapid urbanization, human activities are the primary contributors to urban PM_{2.5} pollution. Analyzing the impact of urbanization on PM_{2.5} pollution and mastering the evolution law of PM_{2.5} pollution are of practical significance for removing PM_{2.5} pollution and improving the level of urban governance. Previous studies on urban PM_{2.5} pollution depended on ground-based PM_{2.5} data collected at ground monitoring stations in cities, and the influence of natural sources of PM_{2.5} (such as fugitive dust and sea salt) on urban pollution were not effectively excluded, thereby affecting the accuracy and reliability of the research results to a certain extent.

In this study, based on aerosol optical depth (AOD) from satellite remote sensing, Goddard Earth Observation System Chemical (GEOS-Chem) model simulations, and ground-based monitoring data, it employed a Geographically Time Weighted Regression (GTWR) model to retrieve the spatiotemporal distribution of PM_{2.5} pollution and anthropogenic PM_{2.5} emissions (excluding the influence of fugitive dust and sea salt) in China from 1998 to 2017 and analyzed the evolutionary relationship between the two.

(1) The simulation accuracy of urban PM_{2.5} based on GTWR was 87.94%, which was 7.80% higher than that the simulation accuracy of GEOS-Chem model.

(2) In China, the spatial pattern of PM_{2.5} pollution showed an inverted “T” shape, with the North China Plain at the intersection being the most polluted. Anthropogenic PM_{2.5} emissions followed the “Hu Huanyong line” distribution pattern, showing an overall increase and a periodic fluctuation trend.

(3) There was a significant positive correlation ($R = 0.66$) between the urbanization level of China's population and anthropogenic PM_{2.5} pollution.

(4) Cities with low urbanization (population urbanization rate of 0–40%) had the lowest PM_{2.5} pollution levels. The average PM_{2.5} concentration in moderately urbanized cities was $27.49 \pm 8.95 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ which was 5.92 times that of low-urbanized cities.

(5) The average PM_{2.5} concentration in highly urbanized cities was $34.40 \pm 7.71 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, which was 25.14% higher than that of medium-urbanized cities, and 7.41 times higher than that of low-urbanized cities. Beijing, Shanghai and Tianjin has the highest population urbanization rate, ranging from 80% to 100%, with an average PM_{2.5} concentration of $61.60 \pm 10.15 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, which was 79.07% higher than that in highly urbanized cities, 2.24 times higher than that of medium-urbanized cities, and 13.28 times higher than that of low-urbanized cities.

Conclusively, urbanization pattern in China had a significant impact on PM_{2.5} pollution. The higher the level of urbanization, the more severe anthropogenic PM_{2.5} pollution is. The findings of this study can provide a scientific basis for improving urban air quality and formulating scientific and reasonable pollution prevention strategies.

Key words: urbanization; PM_{2.5} pollution; MODIS; GTWR

(责任编辑 朱颖彦 钟雨倩)