

魏颖, 陈焕盛, 刘航, 等. 2020. 春季沙尘对关中地区 PM_{2.5} 浓度影响的多尺度模拟研究 [J]. 大气科学, 44(1): 76–92. WEI Ying, CHEN Huansheng, LIU Hang, et al. 2020. Multi-scale Simulation of the Influence of Spring Dust on PM_{2.5} Concentration in Central Shaanxi Area, China [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 44(1): 76–92. doi:10.3878/j.issn.1006-9895.1902.18224

春季沙尘对关中地区 PM_{2.5} 浓度影响的多尺度模拟研究

魏颖^{1,2} 陈焕盛¹ 刘航^{1,2} 陈学舜^{1,5} 王威³ 吴其重⁴ 李杰^{1,5} 王自发^{1,2,5}

1 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京 100029
2 中国科学院大学, 北京 100049
3 中国环境监测总站, 北京 100012
4 北京师范大学全球变化与地球系统科学研究院, 北京 100875
5 中国科学院城市环境研究所区域大气环境研究卓越创新中心, 厦门 361021

摘要 “一带一路”建设让古代丝绸之路的起点——西安成为世界焦点, 西安的空气质量也是政府和公众关注的焦点。以2017年5月我国北方的一次强沙尘过程为例, 首次利用中国科学院大气物理研究所气溶胶和大气化学模式系统 IAP-AACM (Aerosol and Atmospheric Chemistry Model of the Institute of Atmospheric Physics) 模拟关中地区细颗粒物 (PM_{2.5}) 的时空分布, 并结合地面逐小时 PM_{2.5} 观测数据对沙尘气溶胶和 PM_{2.5} 模拟的关系进行深入探究。结果表明: 加入沙尘组分对模拟关中地区 PM_{2.5} 时空变化特征作用显著, 相关性可提升 0.4~0.6, 并且可以很好地再现强沙尘时段 PM_{2.5} 浓度骤增的过程; 在强沙尘时段和一般时段, 沙尘组分对 PM_{2.5} 的贡献分别为 60%~80% 和 10%~30%; 0.11°×0.11° 高分辨率模拟有助于提升模式捕捉污染物时空变化的能力。

关键词 关中地区 西安 沙尘 PM_{2.5} IAP-AACM 模式

文章编号 1006-9895(2020)01-0076-17

中图分类号 P X513

文献标识码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9895.1902.18224

Multi-scale Simulation of the Influence of Spring Dust on PM_{2.5} Concentration in Central Shaanxi Area, China

WEI Ying^{1,2}, CHEN Huansheng¹, LIU Hang^{1,2}, CHEN Xueshun^{1,5}, WANG Wei³,
WU Qizhong⁴, LI Jie^{1,5}, and WANG Zifa^{1,2,5}

1 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 China National Environmental Monitoring Center, Beijing 100012

4 College of Global Change and Earth System Science, Beijing Normal University, Beijing 100875

5 Center for Excellence in Urban Atmospheric Environment, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021

收稿日期 2018-09-05; **网络预出版日期** 2019-05-14

作者简介 魏颖, 女, 1990 出生, 博士, 主要从事大气化学模式和大气环境污染研究。E-mail: weiyiying@mail.iap.ac.cn

通讯作者 陈学舜, E-mail: chenxsh@mail.iap.ac.cn

资助项目 国家重点研发计划高性能计算专项 2016YFB0200800, 中国科学院重点部署项目——西安空气质量预警预报系统研发与应用 ZDRW-ZS-2017-6-3, 国家自然科学基金项目 41705108、41605104

Funded by National Major Research High Performance Computing Program of China (Grant 2016YFB0200800), Key Projects of Chinese Academy of Sciences—Development and Application of Air Quality Warning and Forecasting System in Xi'an (Grant ZDRW-ZS-2017-6-3), National Natural Science Foundation of China (Grants 41705108, 41605104)

Abstract The implement of "one belt and one road" program has made the starting station of the Silk Road Xi'an become the focus of the world. The air quality in Xi'an also attracts attention from the government and the public. Taking a strong dust period in northern China in May 2017 as a case, we firstly used the aerosol and atmospheric chemistry model developed by the Institute of Atmospheric Physics (IAP-AACM) to simulate the spatial and temporal distribution of fine particulate matter (PM_{2.5}) in the Central Shaanxi area. Combined with hourly surface PM_{2.5} observation data, we explored the relationship between dust aerosol and the PM_{2.5} simulation. Results show that adding the dust component to anthropogenic PM_{2.5} significantly improves simulation accuracy, through which the correlation can be elevated by 0.4–0.6, and the sudden increase of PM_{2.5} during the strong dust period can be well reproduced. During strong dust and general periods, the contribution of dust aerosol to PM_{2.5} ranges from 60%–80% and 10%–30%, respectively. High-resolution simulations improve the model's ability to capture the spatiotemporal changes of the pollutants.

Keywords Central Shaanxi area, Xi'an, Dust aerosol, PM_{2.5}, Aerosol and Atmospheric Chemistry Model of the Institute of Atmospheric Physics (IAP-AACM)

1 引言

自“一带一路”合作项目建立以来，西安作为千年古都，“丝绸之路”上的明珠，又一次成为举世瞩目的焦点。然而，西安处于关中盆地核心位置，受关中盆地口袋型不利地形及气象条件影响，大气重污染事件频发，这就对我国“一带一路”战略生态文明建设提出了挑战，影响我国向中亚、西亚乃至欧洲等“一带一路”沿线国家和地区扩大影响力。因此，及时准确的空气污染预报预警对西安举办重大国际活动的空气质量保障尤为重要，其中PM_{2.5}预报是空气质量保障关注的重点。

PM_{2.5}是指环境空气中空气动力学当量直径≤2.5 μm的颗粒物，也称为细颗粒物，是PM₁₀（粒径≤10 μm的颗粒物，也称为可吸入颗粒物）的一部分，对空气质量、能见度（杨欣等，2014；缪育聪等，2015；Tao et al., 2014）和人体健康（李金娟等，2006；Kan and Chen, 2002；Pope et al., 2002）均有重要影响。PM_{2.5}的来源分为自然源和人为源，内陆地区自然源主要来自风沙、火山爆发、森林火灾和生物排放等直接排放，人为源则主要来自化石燃料燃烧、建筑扬尘、工业、交通和居民生活等（唐孝炎等，2006）。随着城市化和工业化的发展，人类活动导致PM_{2.5}浓度骤增，造成大城市霾事件频发。对于沙源地附近的城市，沙尘气溶胶也是其PM_{2.5}的重要组分。关中地区位于中国西北的东南部，黄土高原与秦岭山脉之间，地表植被少，土质疏松。春季气候干燥，冷空气活动频繁，强冷锋过境往往造成大面积的沙尘天气（常青，1995）。由于沙尘气溶胶的粒径主要集中在粗

粒径段，沙尘过程与PM₁₀浓度剧烈变化存在显著正相关，是PM₁₀的主要成分（杨欣等，2014；木拉提等，2010），过去有大量研究通过观测数据分析沙尘天气对西北地区PM₁₀浓度的影响（陶健红等，2007；冯鑫媛等，2011；刘晓东等，2004），也有研究采用轨迹模型研究春季沙尘过程中PM₁₀的来源和传输路径（刘娜等，2012；吴焕波等，2018）。与此同时，沙尘天气对PM_{2.5}浓度的影响也不容忽视，Cao et al.（2005）在2002年4月一次强沙尘暴入侵西安的过程中测得黄土高原PM_{2.5}质量浓度达到740 μg m⁻³，是非沙尘暴观测期的3倍多。Shen et al.（2011）在2005年春季的一次沙尘活动中测得通榆的PM_{2.5}浓度达到399 μg m⁻³。王平等（2013）在2010年4月沙尘暴期间测得西安浐灞PM_{2.5}平均质量浓度达到346.2 μg m⁻³，因此准确预报起沙过程并量化沙尘影响对于关中地区春季PM_{2.5}预报至关重要。春季PM_{2.5}预报的准确性将同时依赖人为源气溶胶和沙尘气溶胶模拟的准确性，然而目前的研究对沙尘气溶胶在PM_{2.5}模拟中的影响缺乏明确的分析。因此量化沙尘对PM_{2.5}模拟的影响是十分有必要的。

过去针对沙尘天气对空气质量影响的数值模拟研究较少，且集中在对大颗粒物的影响研究，早期王雁鹏等（2007）利用CAMx空气质量模式曾对2001年北京春季沙尘传输进行模拟，并和观测到的总悬浮颗粒物浓度进行了对比，Li et al.（2011）利用区域模式RAQMS分析了2010年春季一次大范围沙尘过程中沙尘气溶胶对中国不同地区PM₁₀的贡献。目前对关中地区PM_{2.5}的数值模拟研究主要是针对冬季重污染时期，例如李国辉和冯添

(2016) 用 WRF-Chem 对 2014 年 2 月关中地区的一次重污染过程输送和来源作了分析, 孟宁等 (2017) 用模式分析了关中地区冬季人为源减排对 PM_{2.5} 的影响, 赵淑雨 (2015) 利用外场观测和模式分析了关中地区黑碳的时空变化和成因, 但关于沙尘气溶胶对 PM_{2.5} 影响的模拟和预报则鲜有报道。

本文利用气象模式 WRFv3.7 和中科院大气所气溶胶和大气化学模式 IAP-AACM 对春季 (2017 年 5 月) 关中地区 PM_{2.5} 浓度变化进行多尺度模拟, 分析造成该地区强沙尘天气的典型天气形势和关键气象因子, 通过和观测数据对比, 定量分析沙尘气溶胶对 PM_{2.5} 模拟结果的影响, 同时评估模式不同分辨率的模拟能力。本文采用全球模式进行多尺度高分辨率模拟研究, 不仅为关中地区未来的城市大气污染控制政策提供参考, 也为“一带一路”沿线国家和地区的气候和环境研究提供借鉴。

2 模式介绍及设置

2.1 IAP-AACM 模式介绍

IAP-AACM 模式 (Aerosol and Atmospheric Chemistry Model of the Institute of Atmospheric Physics) 是由中国科学院大气物理研究所自主研发的全球气溶胶和大气化学模式系统, 该模式以王自发等 (2006) 发展的区域—城市尺度的嵌套网格空气质量预报模式系统 NAQPMS (Nested Air Quality Prediction Modeling System) 和 Chen et al. (2015) 发展的全球嵌套网格空气质量预报模式系统 GNAQPMS (Global Nested Air Quality Prediction Modeling System) 模式为基础。NAQPMS 系统中嵌入适合东亚的起沙机制模块用以模拟沙尘发生、输送及沉降等过程, 并集成区域及城市尺度大气污染预报理论和模拟技术, 已经在北京、上海、深圳、郑州等城市环境监测中心实施空气质量的实时预报。IAP-AACM 模式继承了 NAQPMS 和 GNAQPMS 的优点, 不仅可从全球到区域进行多尺度嵌套, 描述全球到区域的大气化学和大气气溶胶过程, 经过发展, 已经耦合到中国科学院地球系统模式 CAS-ESM (Earth System Model of Chinese Academy of Sciences), 作为量化气溶胶效应和全球气候变化的有效工具。

IAP-AACM 模式中海盐、沙尘和二甲基硫

(DMS) 采用动态排放方案。其中起沙方案源于王自发等人开发的风蚀模型 (Wang et al., 2000), 后经改进 (罗淦等, 2006), 形成以摩擦速度与理查逊数作为主要起沙判据的边界层不稳定层结起沙机制。起沙通量计算见公式 (1), 并按照 0.1、0.3、0.3、0.3 的比例将起沙通量分配到 0.43~1 μm、1~2.5 μm、2.5~5 μm、5~10 μm 四个粒径段。

$$F = C \cdot \frac{\rho_a}{g} \cdot E \cdot B \cdot u^{*3} \left(1 + \frac{u_0^*}{u^*}\right) \left(1 - \frac{u_0^{*2}}{u^{*2}}\right) \left(1 - \frac{R_H}{R_{H0}}\right), \quad (1)$$

其中, F 是起沙通量 (单位: $\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$); C 为起沙标准系数, 模式中取为 1.0×10^{-5} ; ρ_a 是空气密度 (单位: kg m^{-3}); g 是重力加速度 (单位: m^2s^{-2}); E 是起沙权重系数, 由地表植被覆盖、土壤类型及冰雪覆盖等因子共同决定; B 是下垫面不稳定层结系数; u^* 是近地面摩擦速度, 正比于模式第一层的风速; u_0^* 是起沙临界摩擦速度, 大部分地区定为 0.4 m s^{-1} ; R_H 是下垫面相对湿度; R_{H0} 是临界相对湿度, 设定为 40%。

海盐的模拟采用 Athanasopoulou et al. (2008) 的方案。DMS 排放通量在线计算采用 Lana et al. (2011) 的方案。IAP-AACM 模式的干沉降过程基于阻力模型处理, 采用 Zhang et al. (2003) 的方案。气相反应采用 CBM-Z 方案 (Zaveri and Peters, 1999)。AACM 中, 云对流、液相化学、云内云下湿清除过程基于 RADM2 机制处理 (Stockwell et al., 1997)。气溶胶过程中, 采用热力学平衡模块 ISORROPIA 计算无机气溶胶的气粒分配和气溶胶含水量 (Nenes et al., 1999), 二次有机气溶胶模块则基于 Strader et al. (1999) 发展的机制。

2.2 模式设置

2.2.1 模拟区域设置

关中盆地处于陕北高原和秦岭山脉之间, 西起宝鸡, 东至潼关, 为三面环山向东敞开的河谷盆地, 地形东宽西窄, 地势西高东低, 海拔 325~900 m。其南部为秦岭山脉, 北部为黄土高原, 属于沙尘影响区 (杜吴鹏等, 2009)。关中地区包括宝鸡、西安、咸阳、铜川、渭南等城市, 其中西安位于关中盆地的中心。研究区域及其周边沙尘源地分布见图 1。图中沙尘源地为 United States Geological Survey (USGS) 土地利用数据中的第 19 类——裸地及低植被覆盖地, 主要分布于蒙古

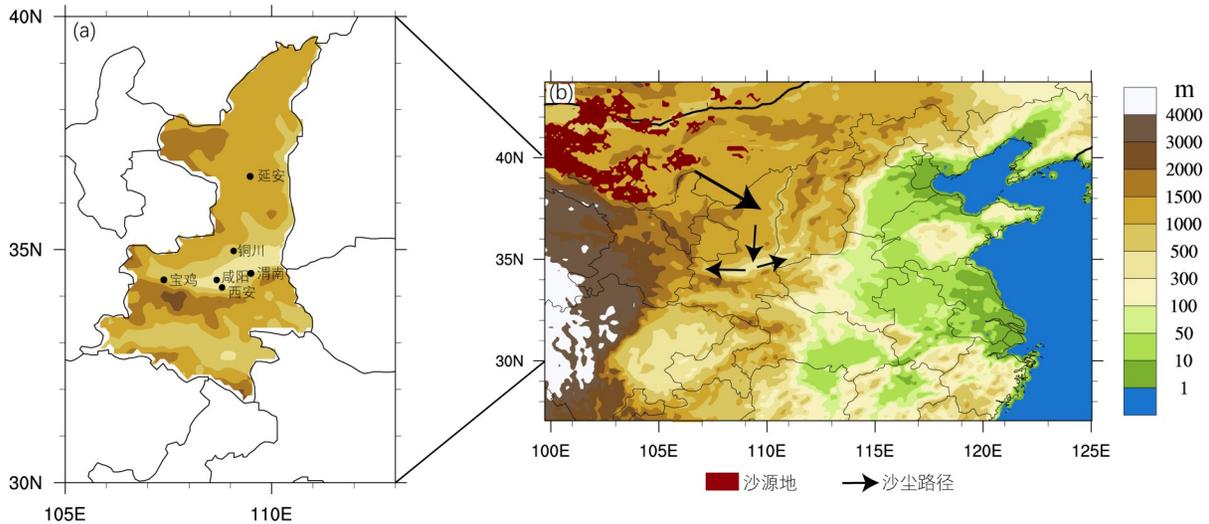


图1 (a) 研究区域地理位置和 PM_{2.5} 观测点位置；(b) 第三层区域 (D03) 地形高度、沙尘源地分布和沙尘传输路径

Fig. 1 (a) Location of Guanzhong area and the data observation sites; (b) terrain height of D03 (domain 3) in the model setting, the dust source areas and transportation paths are also shown

西部和我国新疆塔克拉玛干、内蒙古西部和河西地区。Su and Fung (2015) 曾比较过在模式中采用 USGS 和国内研究机构 (北京师范大学) 开发的土地利用数据模拟东亚沙尘排放的差异, 结果表明这两套土地数据都能够合理的模拟沙尘量和沙尘分布, 二者没有明显差别。

模式采用三层嵌套: 第一层 (D01) 为全球范围 $1^\circ \times 1^\circ$ 分辨率; 第二层 (D02) 分辨率为 $0.33^\circ \times 0.33^\circ$ ($15.2^\circ\text{N} \sim 54.8^\circ\text{N}$, $73.2^\circ\text{E} \sim 147.8^\circ\text{E}$), 覆盖东亚地区; 第三层 (D03) 分辨率为 $0.11^\circ \times 0.11^\circ$ ($27.1^\circ\text{N} \sim 43.7^\circ\text{N}$, $99.7^\circ\text{E} \sim 125.0^\circ\text{E}$), 覆盖中国大部分省市 (含关中地区) 以及此次沙尘过程的部分沙源地 (第二层区域覆盖全部沙源地, 为第三层模拟提供侧边界条件), 第三层区域范围具体见图 1。垂直方向上, 模式不均匀地分为 20 层, 最低层约 50 m 而顶层为 20 km, 其中约有 10 层位于 3 km 以下, 同时也有部分模式层位于平流层中。模式第一层区域覆盖全球, 无需侧边界条件, 内层嵌套区域的侧边界条件则由母区域提供。AACM 中未考虑平流层化学, O_3 、 NO_x 、CO 等上边界浓度由 MOZART 模拟结果提供, 而其他物种不设定上边界条件。

IAP-AACM 模式的气象场由 WRFv3.7 提供, 水平分辨率和模拟区域与 IAP-AACM 模式保持一致, 垂直方向分为 32 层, 模式层顶为 50 hPa。WRF 模式采用的主要参数化方案包括: 微物理过

程采用 WSM3 方案, 长波辐射采用 RRTM 方案, 短波辐射采用 Dudhia 方案, 近地层采用 Monin-Obukhov 方案, 陆面过程采用 Noah LSM 方案, 边界层采用 YSU 方案, 积云对流过程采用 Kain-Fritsch 方案。过去有大量研究对不同参数化方案模拟效果作过讨论, 其中 Han et al. (2008) 指出, Noah LSM 方案比其它方案能更准确的模拟地面水汽混合比。Shin and Dudhia (2016) 比较发现, YSU 和 ACM2 等边界层方案在小尺度模拟中都能很好地再现总垂直热量传输。

2.2.2 模拟时段

本文以 2019 年 5 月份为研究时段, 模拟时段为 2017 年 4 月 1 日 00 时 (北京时, 下同) 至 6 月 1 日 00 时, 其中前一个月为预积分时间。模式第一层输出时间间隔三小时, 第二层和第三层为逐小时输出。

2.2.3 排放源

模式采用以 2010 年为基准年的全球排放源数据, 并对其中 HTAP-v2 (the Hemispheric Transport of Air Pollution) 人为源在中国地区的排放清单进行了更新, 采用清华大学的清华多尺度排放清单模型 (MEIC) 最新发布的 2015 年源清单。排放源包括甲烷 (CH_4)、一氧化碳 (CO)、二氧化硫 (SO_2)、氮氧化物 (NO_x)、非甲烷挥发性有机物 (NMVOC)、氨 (NH_3)、黑碳 (BC) 和有机碳 (OC) 在内的共 29 个物种, 分辨率为 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$,

表1 IAP-AACM模式使用的排放源清单

Table 1 Emission inventory used in IAP-AACM model

排放清单名称	缩写	基准年	排放源类别	分辨率
the Hemispheric Transport of Air Pollution version2 (Janssens-Maenhout et al., 2015)	HTAP-v2	2010*	人为源	0.1°×0.1°
the Global Fire Emissions Database version4 (Randerson et al., 2015)	GFED-v4	2010	生物质燃烧	0.25°×0.25°
The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature-Monitoring Atmospheric Composition and Climate (Sindelarova et al., 2014)	MEGAN-MACC	2010	生物源	0.5°×0.5°
the Regional Emission inventory in Asia (Yan et al., 2005)	REAS	2001	土壤(NO _x)	0.5°×0.5°
Precursors of Ozone and their Effects in the Troposphere ^①	POET	2000	海洋(VOCs)	1°×1°
the Global Emission Initiative (Price et al., 1997)	GEIA	1983~1990 平均	闪电(NO _x)	1°×1°

*表示 HTAP-v2 2010 年人为源的中国地区采用清华大学 MEIC 2015 进行了替换

通过插值匹配, 可适用于不同尺度的应用。本研究中排放源的网格分辨率匹配先从 0.1°×0.1° 插值为 1°×1°, 再插值为 0.33°×0.33° 和 0.11°×0.11°。排放源清单详见表 1。

3 PM_{2.5} 模拟分析与验证

3.1 观测资料

站点气象观测数据来自中国气象局 MICAPS 和美国 NOAA 国家气候数据中心 (NCDC), 包括气温、相对湿度和风速风向等气象要素逐小时数据。PM_{2.5} 监测数据来自中国环境监测总站, 为逐小时观测数据。以上数据观测时间与模拟时间一致, 均为 2017 年 5 月 1 日至 5 月 31 日。观测站点详细信息见表 2。

3.2 气象场验证与沙尘天气形势分析

为了深入了解 IAP-AACM 模式对关中 PM_{2.5} 的模拟能力, 我们首先对 WRF 气象场模拟效果进行评估。为此, 我们选取了关中地区及其周围的 4 个站点 (户县、咸阳、郑州和太原) 的模式第三层结果和观测数据进行对比。表 3 为 2017 年 5 月 1~31 日各站点模拟与观测的统计参数结果, 图 2 为观测和模拟时间序列对比。

如图 2 所示, 模式对气象场的模拟不仅能够准确的反映各要素的日变化趋势, 并且较为精确的表征实际观测结果。从表 3 中可以看到, 模式对气温的模拟表现最优异, 时间相关性 (R) 达到 0.92 以上, 标准化偏差 (NMB) 接近 0, 在 -0.07~0.03

表2 气象要素和 PM_{2.5} 浓度观测站点信息一览表Table 2 List of data observation sites for meteorological factors and PM_{2.5} concentration

	站点名	经度(°E)	纬度(°N)	海拔高度/m
气象要素	咸阳	108.75	34.45	479
	户县	108.62	34.12	415
	太原	112.55	37.78	780
	郑州	113.65	34.72	111
	天津	117.17	39.10	5
	承德	117.92	40.97	423
PM _{2.5}	西安曲江集团	108.99	34.20	
	咸阳中医学院	108.74	34.32	
	宝鸡三陆医院	107.19	34.37	
	延安百米大道	109.51	36.61	
	渭南高新一小	109.43	34.50	
	铜川兰芝公司	108.96	34.87	

内。其次是相对湿度, 相关性在 0.76 以上, 相对湿度模拟结果总体偏低, NMB 在 -0.22~-0.10 之间。黄海波等 (2011) 对不同云微物理方案的研究表明, WSM3 方案对中雨和大雨量级的降水预报效果较其它方案更好, 但是对小雨量级的降水漏报率相对较高 (0.38), 由于春季关中地区降水较少, 这会在一定程度上造成地表相对湿度模拟偏低。风速的模拟上, WRF 模式能够抓住关中地区风速变化的主要特征, 但受西北地区局地复杂地形条件影响, 模拟和观测之间的相关性低于温度和湿度。对华北地区站点 (以天津和承德为例) 风速的模拟效果考察发现, 风速模拟值和观测值之间的相关性要显著高于西北地区站点 (见图 2)。总体来讲,

^① Granier C, Lamarque J F, Mieville A, et al. 2005. POET: A database of surface emissions of ozone precursors, Tech. Report, available at: <http://www.aero.jussieu.fr/projet/ACCENT/POET.php>, 2005.

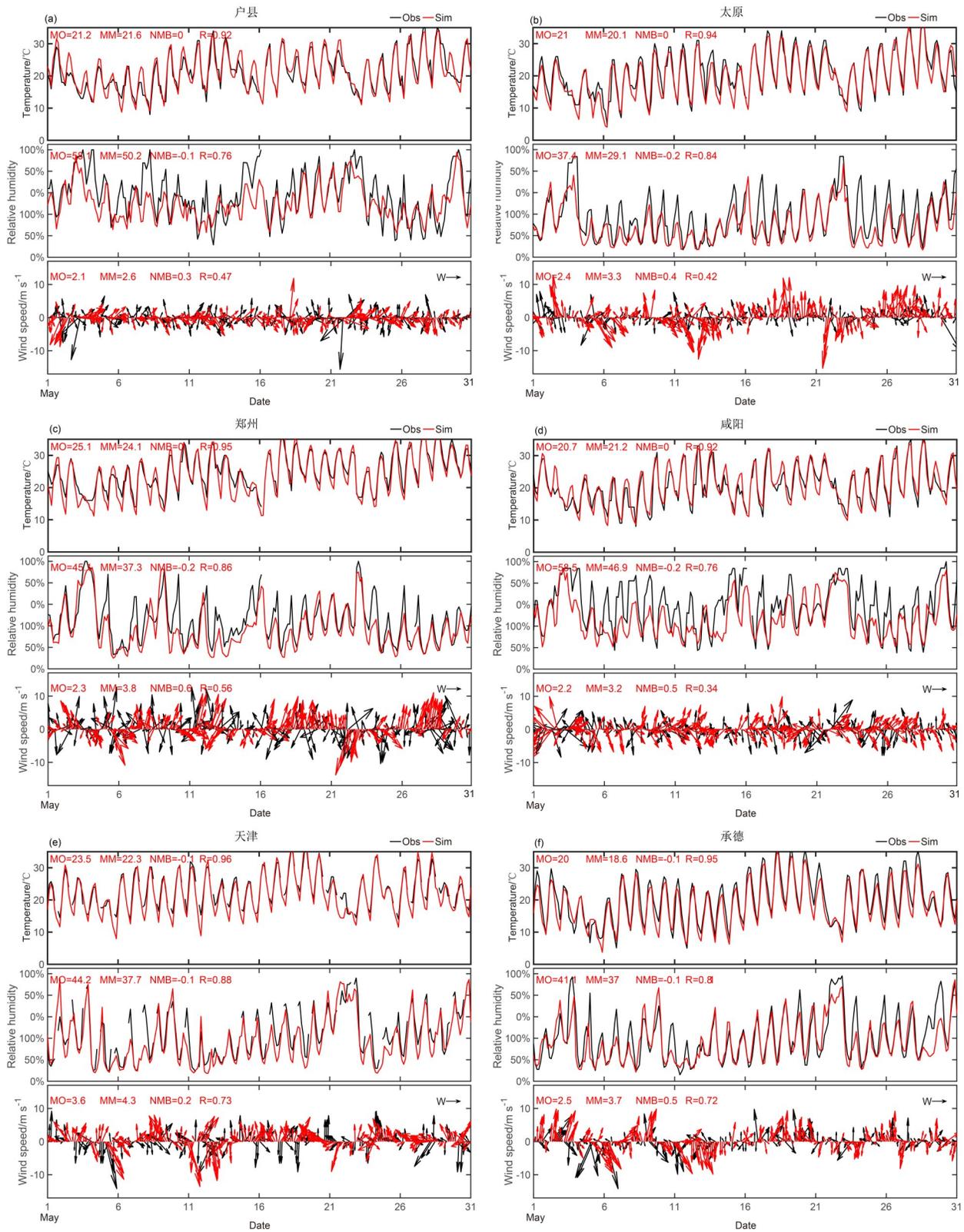


图2 2017年5月1日00时~31日23时(北京时,下同)6个站点气象要素(温度、相对湿度和风向风速)观测和模拟对比:(a)户县;(b)太原;(c)郑州;(d)咸阳;(e)天津;(f)承德

Fig. 2 Comparison between observed and simulated meteorological factors (temperature, relative humidity, wind direction and wind speed) at six sites from 0000 BT (Beijing time) 1 May 2017 to 2300 BT 31 May 2017: (a) Huxian; (b) Taiyuan; (c) Zhengzhou; (d) Xianyang; (e) Tianjin; (f) Chengde

表3 模拟与观测的气象要素对比统计参数一览表

Table 3 Statistical summary of the observed and simulated meteorological factors

站点	气温				相对湿度				风速			
	MB/°C	NMB	RMSE/°C	R	MB/%	NMB	RMSE/%	R	MB/m s ⁻¹	NMB	RMSE/m s ⁻¹	R
咸阳	0.53	0.03	2.45	0.92	-11.62	-0.20	18.27	0.76	1.01	0.46	1.81	0.34
户县	0.37	0.02	2.39	0.92	-7.88	-0.14	15.95	0.76	0.56	0.27	1.49	0.47
太原	-0.94	-0.04	2.50	0.94	-8.31	-0.22	14.04	0.84	0.89	0.36	2.09	0.42
郑州	-0.96	-0.04	2.33	0.95	-7.86	-0.17	13.22	0.86	1.48	0.65	2.05	0.56
天津	-1.20	-0.05	2.33	0.96	-6.57	-0.15	12.47	0.88	0.67	0.18	1.62	0.73
承德	-1.42	-0.07	2.60	0.95	-4.08	-0.10	13.69	0.81	1.28	0.52	2.04	0.72

注: MB: 平均偏差; NMB: 标准化偏差; RMSE: 均方根误差; R: 相关性

WRF 模式模拟的气象场及其系统移动路径和影响范围是比较接近实际的, 可以为空气质量模拟和分析提供良好基础。

2017年5月1~6日我国北方地区发生了一次强沙尘过程并席卷整个东亚, 这场沙尘暴起源于东亚的沙漠(塔克拉玛干沙漠、蒙古戈壁沙漠、河西走廊和阿拉善沙漠)。大范围的浮尘扬沙天气从内蒙古西部向我国中部地区发展, 5月4日主要影响关中及其周边地区, 5月5日浮尘天气在华北地区出现, 关中地区在此次沙尘过程中也受到强烈影响(Zhang et al., 2018)。为了评估气象模式对沙尘天气的模拟能力, 分析典型强沙尘天气影响关中地区的过程, 我们对比分析了本次过程的高空天气形势和地面沙尘浓度变化。图3为5月3~5日500 hPa高空形势场, 图4为对应时次地面沙尘质量浓度分布(取模式第一层结果)。

此次影响关中地区的沙尘天气是由蒙古气旋发展造成, 大风沙尘天气首先出现在我国内蒙古西部, 是典型的西北路冷空气入侵。如图3所示, 模式500 hPa高度场和地面沙尘爆发具有很好的对应关系。3日08时, 欧亚大陆为两脊一槽形势, 脊前偏北气流强盛, 槽线位于新疆西北部, 关中地区上空有强冷平流。从图4地面沙尘浓度分布来看, 此时地面沙尘天气主要出现在蒙古国境内, 还没有影响关中地区。3日20时, 蒙古气旋东移发展, 关中地区上空受西北气流控制, 地面出现偏北大风, 沙尘天气在我国内蒙和河西地区发展, 沙源地的沙尘向东南输送进入陕北。4日08时, 低压槽加强, 向东南方向移动, 关中地区上空受强西风气流控制, 地面出现持续偏北大风和强沙尘天气。4日20时, 低压中心较之前北缩并东移, 地面风力逐渐减小, 强沙尘天气向浮尘天气转变。5日08时, 低压槽继

续东移, 关中地区地面再次出现偏北大风, 新一轮沙尘天气生成。至5日20时, 低压槽逐渐移出关中地区。由此可见, 此次影响关中地区的沙尘天气过程可概括为: 伴随蒙古气旋的强冷空气经由内蒙古西部沿河西走廊和宁夏一带侵入关中, 将西部沙源地的沙尘向关中地区输送, 同时该地区高空受偏西气流控制, 由于强风速区和强冷平流的共同作用, 本地地面易于形成偏北大风, 加重沙尘天气。如图1b所示, 由于关中盆地地势低洼, 沿西北路径过来的沙尘首先到达陕北地区, 然后自北向南侵入关中盆地中部, 受秦岭阻挡, 再沿河谷向东西方向扩散, 逐步影响整个关中地区。

3.3 PM_{2.5}观测特征与模拟验证

为了进一步探究关中地区春季PM_{2.5}和沙尘的关系, 同时区分强沙尘事件发生时和一般天气下沙尘模拟对西安PM_{2.5}预报的影响, 我们自西向东选取关中地区的城市宝鸡、咸阳、西安、渭南、铜川以及关中以北的上游城市延安等六个城市监测站的PM_{2.5}结果进行分析, 并以5月1日00时至5月7日00时和5月16日00时至5月31日00时作为强沙尘时段和一般时段的典型代表。监测站详细信息见表2, 图5为相应城市逐小时PM_{2.5}观测和模拟对比(模拟取第三层区域结果)。

从图中观测到的PM_{2.5}浓度我们可以看出, 关中地区2017年5月, 除了1~7日的一次强沙尘过程, 其余时段PM_{2.5}维持在一个较低的水平, 均在100 μg m⁻³以内。对比六个城市此次强沙尘过程的观测结果可以发现, 位于关中地区以北的延安PM_{2.5}浓度骤增在5月2日就已经出现, 而位于关中地区中心的西安和咸阳则是从5月4日以后才开始出现PM_{2.5}浓度骤增的现象, 且关中地区中部(西安和咸阳)和关中地区东部(渭南和铜川)在这次

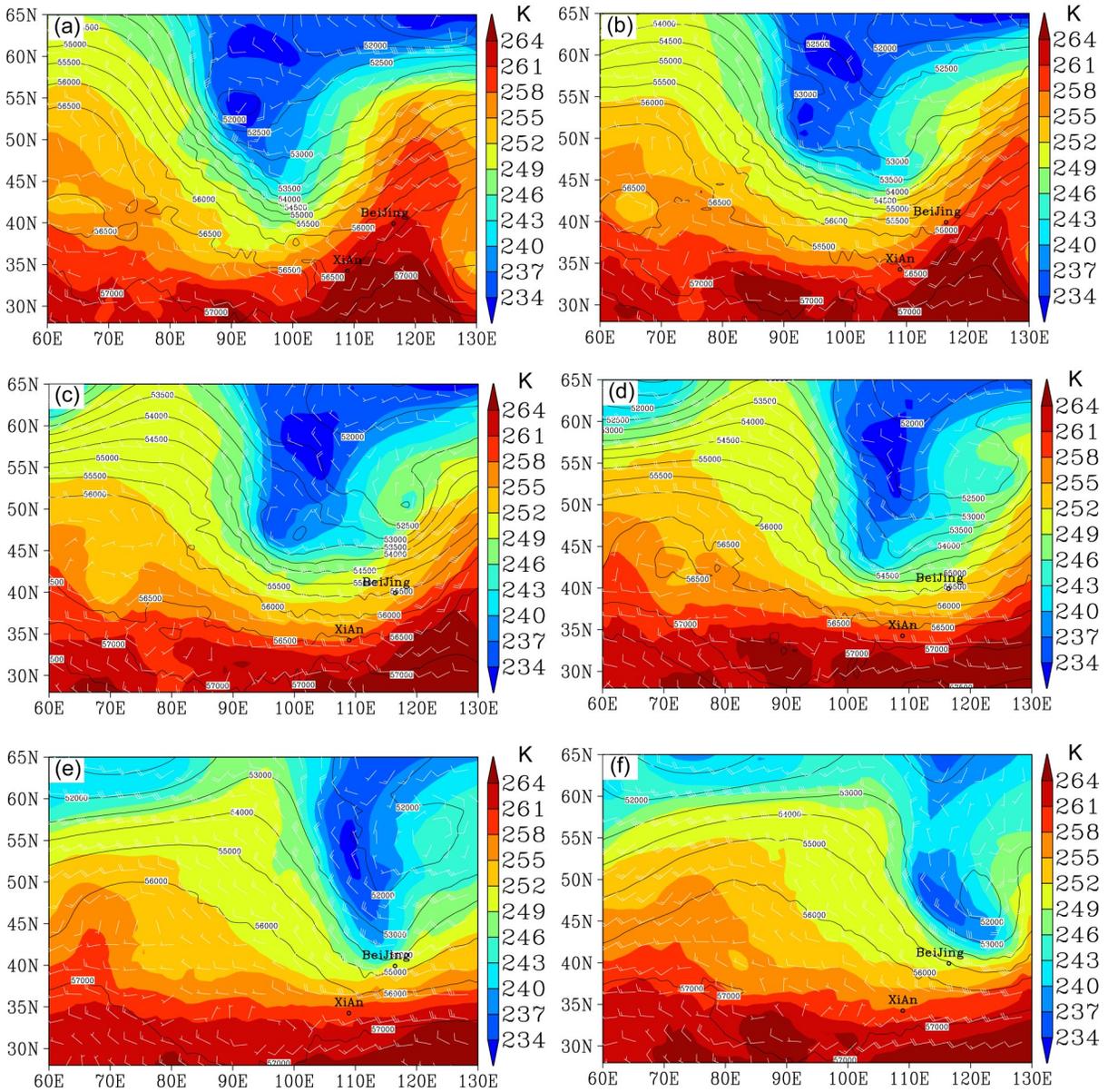


图3 2017年5月 (a, b) 3日、(c, d) 4日、(e, f) 5日500 hPa位势高度场 (等值线, 单位: $m^2 s^{-2}$)、温度 (阴影, 单位: K) 和风场: (a, c, e) 08时; (b, d, f) 20时

Fig. 3 Geopotential height (contours, units: $m^2 s^{-2}$), temperature, and wind field at 500 hPa on (a, b) 3 May, (c, d) 4 May and (e, f) 5 May 2017: (a, c, e) 0800 BT; (b, d, f) 2000 BT

沙尘过程中 PM_{2.5} 浓度都达到甚至超过 $400 \mu g m^{-3}$, 但位于关中地区西部的宝鸡 PM_{2.5} 浓度仅 $200 \mu g m^{-3}$ 左右, 这也反应了本次沙尘从西北路径入侵关中地区, 并向两侧扩散的过程。

如图5对比所示, IAP-AACM模式对沙尘的长距离输送具有较好的模拟能力, 能准确捕捉强沙尘过程中 PM_{2.5} 浓度骤增的过程, 但是关中地区各站点在一般时段 PM_{2.5} 模拟存在偏高。表4为 PM_{2.5} 模拟效果统计参数, 从表中可以看到, 模式对细颗粒物的变化趋势把握准确, 大部分城市相关性达到

0.5以上, 其中关中地区西部(宝鸡)和关中地区中部(西安和咸阳)的相关性表现较好, 达到0.62~0.76。在浓度模拟上, 由于模式在一般时段对 PM_{2.5} 的模拟存在明显的高估, NMB在0.3~1.1之间, 均方根误差(RMSE)在 $39 \sim 65 \mu g m^{-3}$ 之间, 这应该由于模式采用的排放源未能反映出从2015~2017年我国实行大力减排控制所带来的效果, 导致人为源系统性偏高。另外, 这和气象要素的模拟偏差也有关系。如公式(1)所示, 起沙通量的模拟和风速及地面相对湿度具有直接关系。根

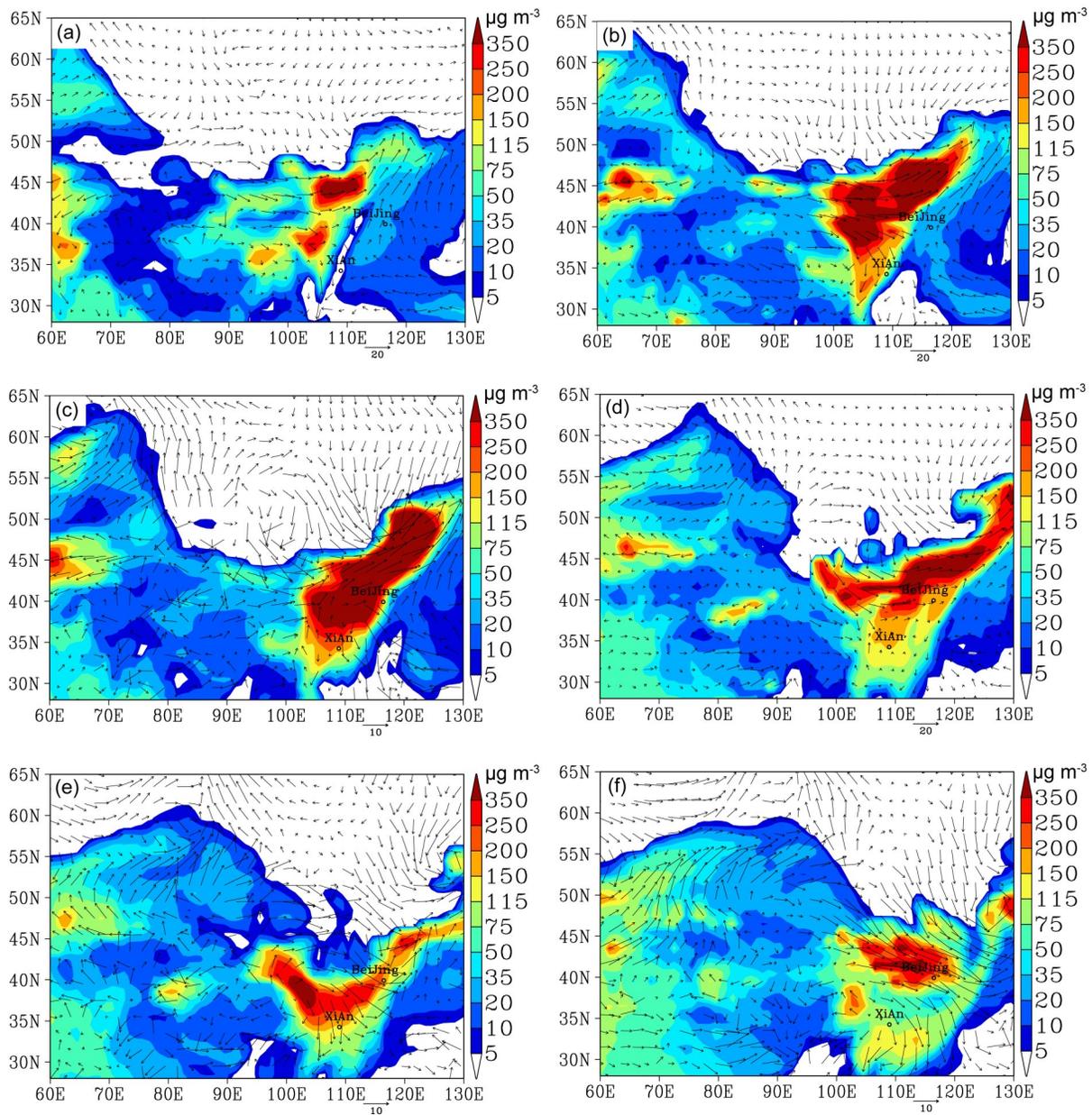


图4 2017年5月(a, b)3日、(c, d)4日、(e, f)5日地面沙尘浓度(阴影, 单位: $\mu\text{g m}^{-3}$)及风场(箭头, 单位: m s^{-1})分布:(a, c, e)08时;(b, d, f)20时

Fig. 4 Surface dust concentration (shaded, units: $\mu\text{g m}^{-3}$) and wind field (arrows) on (a, b) 3 May, (c, d) 4 May and (e, f) 5 May 2017: (a, c, e) 0800 BT; (b, d, f) 2000 BT

据表3中对气象要素模拟的分析结果,模式气象场相对湿度模拟偏低,风速模拟偏高,这都会造成沙尘模拟的偏高。这可能与WRF模式选取的参数化方案对气象要素模拟的偏差有关。张碧辉等(2012)的研究发现,WRF常用的边界层方案YSU和MYJ都存在模拟风速偏高的情况,低估了低风速出现的频率,这会导致IAP-AACM模式在一般时段也可能模拟出“假”的起沙过程,比如5月13~14日在除宝鸡以外的各站点都出现了不含沙尘

的 $\text{PM}_{2.5}$ 接近或低于(风速较大,人为 $\text{PM}_{2.5}$ 扩散条件好)观测值,但包含沙尘的 $\text{PM}_{2.5}$ 远远高于观测值的现象。

3.4 沙尘组分对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度模拟的影响

在城市空气质量预报的模拟中, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的计算一般只考虑黑碳、有机碳、硫酸盐、硝酸盐、铵盐和二次有机气溶胶等人为气溶胶,但是对于地处沙源地附近的关中地区,在春季必须考虑沙尘气溶胶对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响。为了探究沙尘颗粒在关

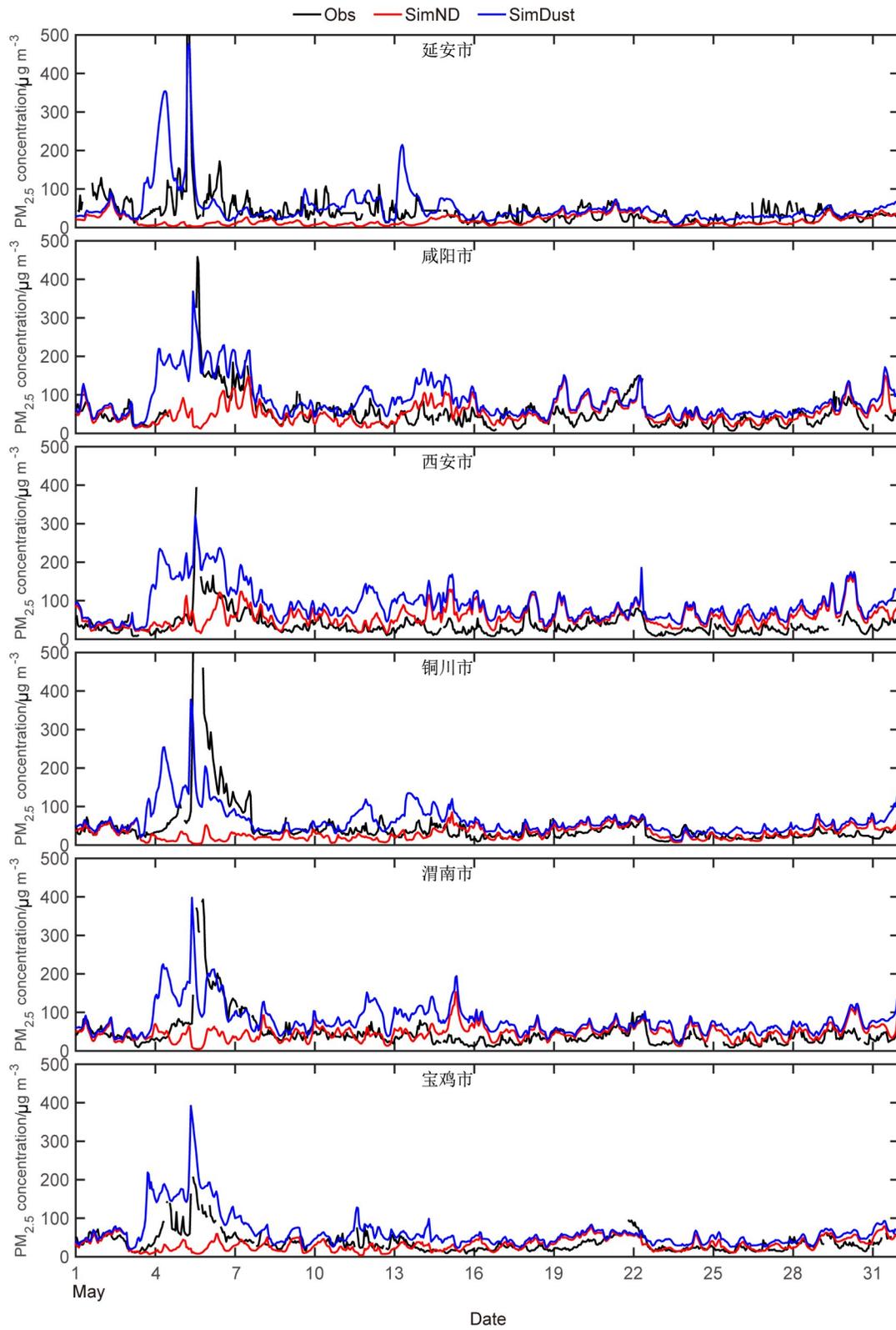


图5 观测和模拟的关中地区6个站点的地面PM_{2.5}浓度(单位: $\mu\text{g m}^{-3}$)对比。黑线为观测(Obs), 红线和蓝线分别代表不含沙尘(SimND)和含沙尘(SimDust)的模拟

Fig. 5 Comparison of observed and simulated surface PM_{2.5} concentrations (units: $\mu\text{g m}^{-3}$) at six sites in the Guanzhong area. The black, red, and blue lines indicate observational data, simulation without dust, and simulation with dust, respectively

表4 D03区域站点模拟PM_{2.5}浓度(含沙尘)统计分析Table 4 Statistical summary of station simulations of PM_{2.5} concentration (with dust) in D03 (domain 3)

站点名	所在城市	MO/ $\mu\text{g m}^{-3}$	MM/ $\mu\text{g m}^{-3}$	NMB	NME	RMSE/ $\mu\text{g m}^{-3}$	R
曲江集团	西安	36.67	90.16	1.46	1.48	64.26	0.62
中医学院	咸阳	53.10	82.53	0.55	0.67	46.57	0.65
三陆医院	宝鸡	36.70	63.55	0.73	0.78	39.55	0.76
百米大道	延安	42.29	53.88	0.27	0.63	47.69	0.57
高新一小	渭南	46.53	79.14	0.70	0.87	55.98	0.41
兰芝公司	铜川	46.51	62.77	0.35	0.71	57.31	0.49

注: MO: 观测平均值; MM: 模拟平均值; NMB: 标准化偏差; NME: 标准化绝对误差; RMSE: 均方根误差; R: 相关性

表5 D03区域站点模拟PM_{2.5}浓度(不含沙尘)统计分析Table 5 Statistical summary of station simulations of PM_{2.5} concentration (without dust) in D03

站点名	所在城市	MO/ $\mu\text{g m}^{-3}$	MM/ $\mu\text{g m}^{-3}$	NMB	NME	RMSE/ $\mu\text{g m}^{-3}$	R
曲江集团	西安	36.67	58.08	0.58	0.82	40.80	0.22
中医学院	咸阳	53.10	52.59	-0.01	0.47	43.11	0.29
三陆医院	宝鸡	36.70	31.87	-0.13	0.48	28.64	0.14
百米大道	延安	42.29	18.34	-0.57	0.64	52.69	0.00
高新一小	渭南	46.53	47.36	0.02	0.60	49.68	-0.10
兰芝公司	铜川	46.51	30.43	-0.35	0.60	68.45	-0.13

中地区PM_{2.5}模拟中的意义,我们分别计算了计入和不计入沙尘组分的PM_{2.5}浓度,并和观测作比较。如图5所示,在强沙尘事件中,西安和咸阳的站点不计入沙尘的PM_{2.5}浓度仅仅能达到150 $\mu\text{g m}^{-3}$ 左右,其他城市则更低,远远低于实际观测值的400 $\mu\text{g m}^{-3}$ 。此外,对比表4和表5的统计参数,不计入沙尘的PM_{2.5}浓度变化趋势和观测结果一致性显著变差,相关系数从0.41~0.76下降至0.2左右,渭南和铜川的相关性甚至为负,说明在关中地区,沙尘气溶胶对PM_{2.5}浓度变化趋势至关重要。

在不同天气条件下沙尘组分在PM_{2.5}浓度中的占比也存在显著差异。杜吴鹏等(2009)对2001~2006年北方沙尘天气和城市空气污染指数(API)进行分析发现,西安春季沙尘天气API比非沙尘天气时增加了27%。在黄耀等(2015)2013年3月的一次短期沙尘暴观测结果中,西安沙尘期OC和硫酸盐平均浓度比非沙尘期增加近一倍,而硝酸盐和铵盐则明显降低,作为沙尘主要成分的Na⁺、Mg²⁺、Ca²⁺的占比从57%增加到87%。个例中的组分观测结果往往和沙尘源地、传输路径、沙尘天气的强弱以及当地季节性排放源有关(例如西安3月初还处于供暖季),个体差异性明显,为了量化关中地区强沙尘天气为PM_{2.5}浓度带来的影响,西安当地空气质量数值预报工作提供参考,我们对

强沙尘时段和一般时段的模拟平均值进行统计发现(如图6所示),强沙尘时段PM_{2.5}中沙尘气溶胶占比是一般时段的3倍左右。在强沙尘时段,关中地区沙尘气溶胶在PM_{2.5}中的占比在60%~80%之间,一般时段该地区沙尘气溶胶在PM_{2.5}中的占比则降至10%~30%之间。此外,由于模式在关中地区系统性高估人为气溶胶浓度(见图5),实际人为气溶胶在不同时段的占比均应小于图6所示结果,即强沙尘时段沙尘气溶胶对PM_{2.5}浓度的影响将大于60%~80%。相较于关中地区,延安PM_{2.5}中的沙尘气溶胶占比在不同时段均更高,强沙尘时段超过了80%,一般时段则达到40%,这是由于延安的人为气溶胶水平相对较低。

3.5 不同分辨率的影响

由于计算效率的限制,全球模式往往采用比较低的网格分辨率(1°以上),不能够精确模拟区域和城市尺度的空气质量。而IAP-AACM模式可采用多尺度嵌套实现高精度模拟,在本研究中采用3层嵌套,最高分辨率约10公里。从2.3节的分析来看,模式能够较好地再现关中地区五月份的PM_{2.5}时空变化。一般认为,高分辨率有助于提高模式模拟效果,但受限于理化过程参数化方案所适用的尺度,单纯提高模式水平分辨率并不一定都能取得更好的模拟结果(马雷鸣和鲍旭炜,2017)。然而本

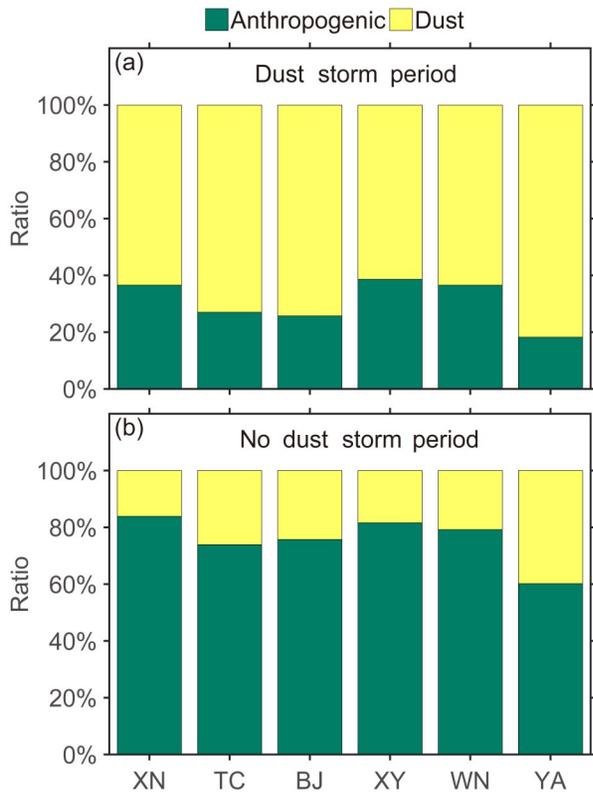


图6 IAP-AACM 模式模拟的6个站点（西安：XA，铜川：TC，宝鸡：BJ，咸阳：XY，渭南：WN，延安：YA）（a）强沙尘时段和（b）一般时段的PM_{2.5}中沙尘气溶胶和人为气溶胶占比

Fig. 6 Contributions of dust and anthropogenic aerosols to the PM_{2.5} concentration at six sites (Xi'an: XA, Tongchuan: TC, Baoji: BJ, Xianyang: XY, Weinan: WN, Yan'an: YA) in different periods simulated by IAP-AACM: (a) Strong dust period; (b) general period

研究针对的是沙尘和人为气溶胶的复合污染问题，理化方案和输送过程同等重要，强沙尘时段甚至输送过程更为重要，因为人为气溶胶浓度占比降低，且关中地区不是沙尘源地。为了探究不同水平分辨率下IAP-AACM模式在关中地区模拟效果的优劣，我们对不同分辨率下的PM_{2.5}浓度模拟结果进行了分析。

如图7所示，细颗粒态的沙尘气溶胶和人为气溶胶在空间分布上具有明显的梯度，D03比D01的模拟能更好的表征PM_{2.5}的空间梯度，输出更精细的空间分布。空间分布的差异经过输送和沉降等过程后会使得PM_{2.5}随时间变化也产生差异，从而影响到其时间相关性。表6中列出了不同分辨率模拟结果相应的统计参数。D01模拟和观测的相关系数在0.40~0.70之间，D02相关系数在0.36~0.72之间，D03相关系数在0.42~0.77之间。对比可见，高分

表6 关中地区及其周边代表站点PM_{2.5}浓度不同分辨率模拟统计参数对比

Table 6 Statistical summary of PM_{2.5} concentrations of sites in or near Central Shaanxi area from simulations at different resolutions

站点名	城市	MO/ μg m ⁻³	MM/ μg m ⁻³	NMB	NME	RMSE/ μg m ⁻³	R	
D01	曲江集团	西安	35.87	53.04	0.48	0.67	29.47	0.48
	中医学院	咸阳	53.50	51.91	-0.03	0.41	37.64	0.53
	三陆医院	宝鸡	36.96	35.64	-0.04	0.36	18.53	0.70
	百米大道	延安	43.50	33.46	-0.23	0.45	47.08	0.47
	高新一小	渭南	45.41	49.77	0.10	0.48	38.20	0.40
	兰芝公司	铜川	48.03	53.30	0.11	0.62	61.42	0.44
D02	曲江集团	西安	35.87	68.49	0.91	1.03	45.49	0.45
	中医学院	咸阳	53.50	66.58	0.24	0.54	43.15	0.46
	三陆医院	宝鸡	36.96	36.89	0.00	0.36	18.03	0.72
	百米大道	延安	43.50	30.19	-0.31	0.48	45.06	0.59
	高新一小	渭南	45.41	51.08	0.12	0.52	40.08	0.36
	兰芝公司	铜川	48.03	37.32	-0.22	0.47	62.83	0.44
D03	曲江集团	西安	35.87	90.15	1.51	1.53	64.57	0.61
	中医学院	咸阳	53.50	83.01	0.55	0.68	47.66	0.64
	三陆医院	宝鸡	36.96	64.28	0.74	0.78	41.19	0.77
	百米大道	延安	43.50	54.19	0.25	0.61	47.95	0.62
	高新一小	渭南	45.41	79.17	0.74	0.89	54.74	0.42
	兰芝公司	铜川	48.03	63.31	0.32	0.72	62.69	0.46

分辨率（0.11°×0.11°）的模拟能显著提高PM_{2.5}模拟结果和观测的时间相关性，而相较1°×1°分辨率而言，分辨率0.33°×0.33°对模拟相关性的提高则仅限于宝鸡和延安。

绝对浓度方面，如图8所示为强沙尘时段（5月1~6日）和一般时段（5月16~30日）各站点不同分辨率模拟结果的时间序列对比。由于模式第一层间隔3小时输出一次结果，为了统一对比，我们在对比中对D02和D03模拟结果也间隔3小时提取数据，因此图8a中部分站点强沙尘时次的观测和模拟结果没有体现。如图8a所示，在强沙尘时段，细分分辨率能更好的模拟快速上升的PM_{2.5}，但也更容易出现虚高的浓度。在图8b一般时段中，除了铜川和咸阳的部分时段以外，细分分辨率模拟结果系统性高估比粗分辨率更明显。从表6统计参数来看，D01模拟浓度低于D03，NMB在-0.23~

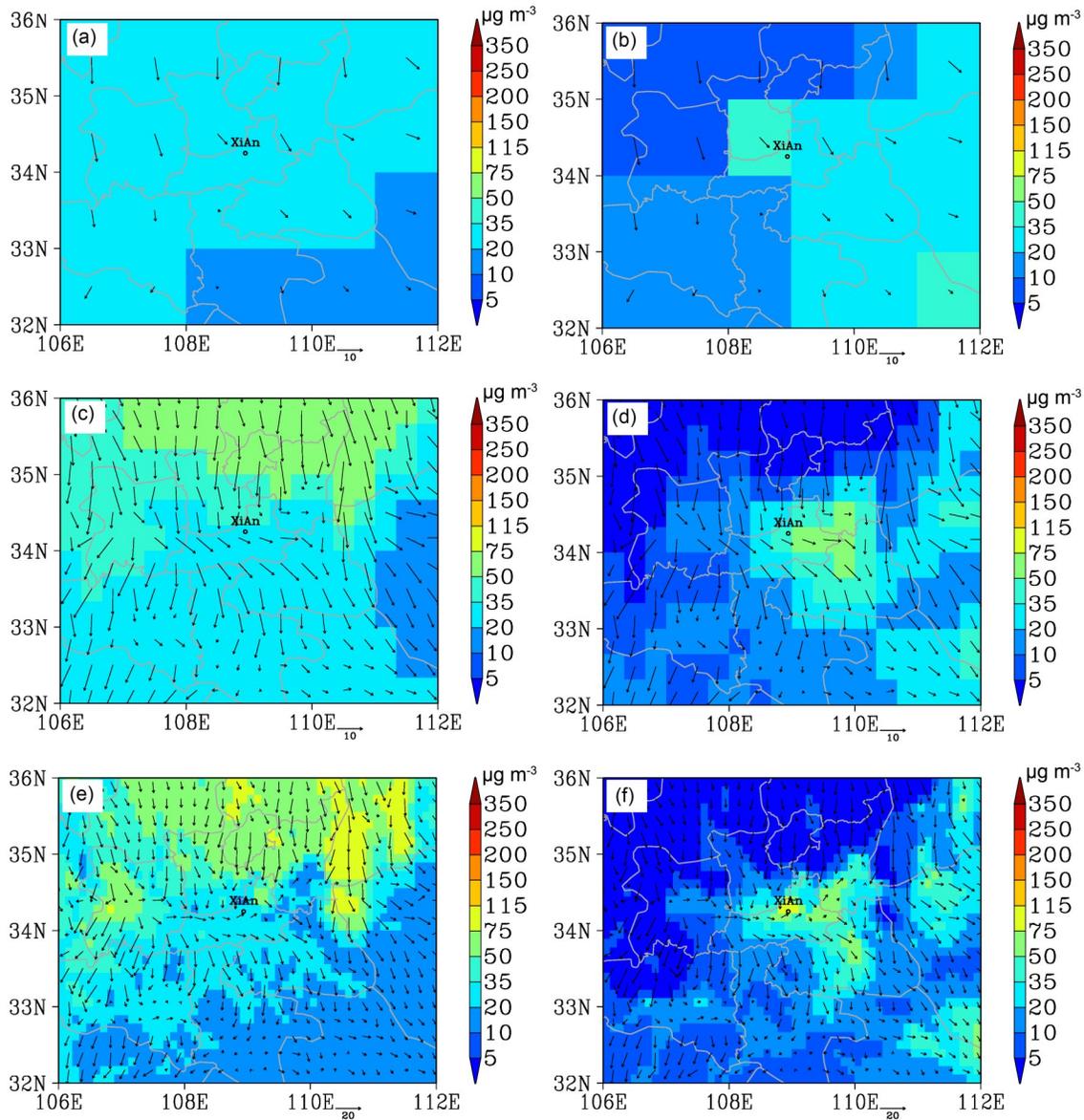


图7 2017年5月5日08时不同分辨率下 (a, c, e) 细模态沙尘和 (b, d, f) $PM_{2.5}$ 浓度 (阴影, 单位: $\mu g m^{-3}$) 空间分布和风场 (箭头, 单位: $m s^{-1}$): (a, b) D01; (c, d) D02; (e, f) D03

Fig. 7 Spatial distributions of (a, c, e) fine mode dust and (b, d, f) $PM_{2.5}$ concentrations and wind field (arrows, units: $m s^{-1}$) at different resolution (shaded, units: $\mu g m^{-3}$) at 0800 BT 5 May 2017: (a, b) D01; (c, d) D02; (e, f) D03

0.48 之间, 相对更靠近零值。当分辨率由 D01 提升到 D03 时, 模拟 $PM_{2.5}$ 浓度由轻微偏高或偏低变为全部明显偏高 (NMB 为 0.61~1.53), 大部分城市的 RMSE 比 D01 增加 1 倍左右。结合图 5 和图 8 可以发现, 在一般时段, 细分分辨率比粗分辨率高估更显著, 但是在强沙尘时段, 细分分辨率能够比较好地表征浓度的快速上升过程, 对峰值的模拟与观测更为接近。在 2.3 节中已经提到, 由于 WRF 对风速模拟偏大, 导致一般时段 $PM_{2.5}$ 模拟也存在偏大的情形。与此同时, 由于复杂地形条件下, 分辨率的提

高将使风速模拟更趋于偏高, 因此导致在一般时段细分分辨率模拟高估更明显。粗分辨率一方面由于网格对静态排放源的均摊效应, 另一方面由于起沙方案和传输过程对气象场的响应, 将拉低 $PM_{2.5}$ 模拟的平均值, 所以从月平均统计参数来看, 这种模拟偏差反而表现为更接近观测值。这说明细分分辨率下模式对空间梯度具有更高的敏感度, 这时模拟结果的好坏将取决于气象场模拟的准确性以及排放源 (静态源和动态源) 的可靠性。

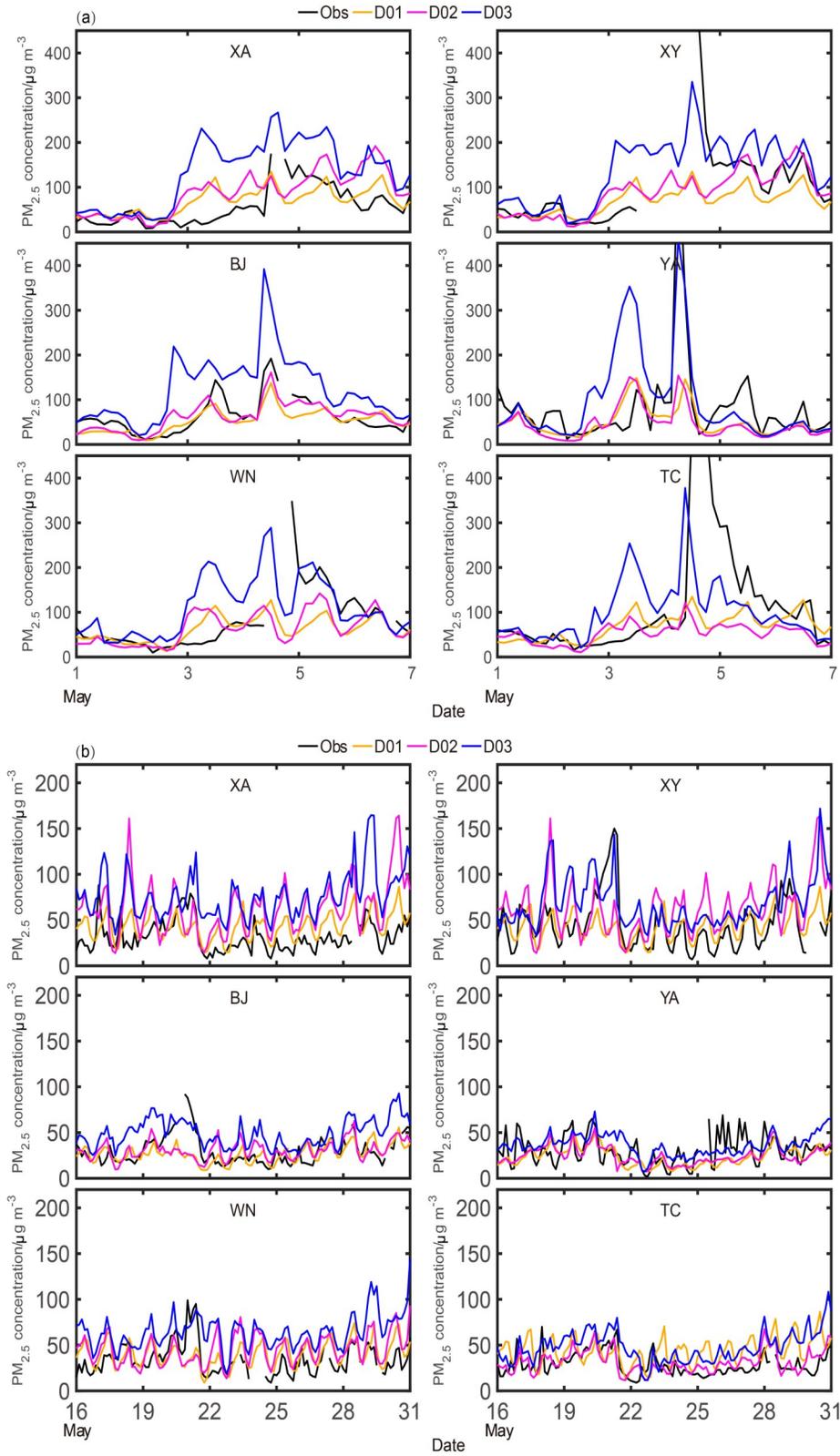


图8 不同分辨率逐3小时模拟的6个站点（西安：XA，铜川：TC，宝鸡：BJ，咸阳：XY，渭南：WN，延安：YA）PM_{2.5}浓度对比（黑线为观测，橙色、红色和蓝色线条分别为第一至三层网格模拟结果）：（a）强沙尘时段；（b）一般时段，单位：µg m⁻³

Fig. 8 PM_{2.5} concentration (units: µg m⁻³) from simulations at 3-h interval at six sites (Xi'an: XA, Tongchuan: TC, Baoji: BJ, Xianyang: XY, Weinan: WN, Yan'an: YA) in the (a) strong dust period and (b) general period (the black line indicates observational data, orange line indicates the domain 1 simulation, red line indicates the domain 2 simulation, and blue line indicates the domain 3 simulation).

4 总结

本文以2017年春季的一次强沙尘过程为例,分析了沙尘天气影响关中地区 $PM_{2.5}$ 浓度的过程,通过和观测结果对比,探讨了沙尘粒子在大气气溶胶模式模拟 $PM_{2.5}$ 浓度中的意义以及不同分辨率对模拟结果的影响,结论如下:

(1) WRF模式对研究时段的温度、相对湿度等气象要素变化趋势模拟较为准确,风速模拟有所偏高,总体而言模式能够在大部分时段为空气质量模拟提供可靠的气象场;关中地区的沙尘天气一般受蒙古气旋影响,高空受偏西气流控制,伴随强冷平流,地面有偏北大风;沙尘经西北路径沿宁夏或河西地区长距离输送进入陕北,自北向南到达关中地区中部,再沿河谷向东西两端扩散。

(2) IAP-AACM全球模式能够较好地再现关中地区 $PM_{2.5}$ 浓度时空分布和演变特征,关中东部和中部地区相关系数达到0.62~0.76,模式在非强沙尘时段 $PM_{2.5}$ 模拟存在系统性高估,和排放源的高估以及气象要素模拟有关。

(3) 对于关中地区而言,沙尘组分对 $PM_{2.5}$ 浓度和变化趋势模拟具有十分显著的影响:在强沙尘时段,沙尘在 $PM_{2.5}$ 中的占比达到60%~80%,而一般时段则降至10%~30%之间;计入沙尘组分模拟结果有助于模式准确抓住 $PM_{2.5}$ 时间演变规律,相关性提升0.4~0.6。

(4) 高分辨率的模拟结果能更好地反映 $PM_{2.5}$ 空间分布的梯度,这种空间梯度在输送过程中也会产生相应的差异,从而导致污染物浓度随时间变化有所不同。在本研究中,0.11°×0.11°分辨率的模拟比1°×1°和0.33°×0.33°分辨率能更好的再现强沙尘过程中 $PM_{2.5}$ 快速上升的过程,体现污染物的时间变化趋势,提升模拟结果时间相关性。但是由于人为排放源的网格分摊效应和模式起沙方案中气象因子对分辨率的响应,在非沙尘时段高分辨率模拟偏高更显著。

此次研究虽然填补了关中地区春季 $PM_{2.5}$ 数值模拟研究的空白,然而囿于没有获取到对应时段 $PM_{2.5}$ 组分的观测资料,对沙尘气溶胶在 $PM_{2.5}$ 质量浓度模拟中的影响缺乏定量的验证,希望在以后的工作中能弥补此不足之处。另外,未来可通过同化

更多站点资料提升初始场精度和提高模式分辨率来改善在西北复杂地形条件下WRF模式的模拟准确性。

致谢 感谢审稿专家和编辑为论文改进提出有益意见和建议。

参考文献 (References)

- Athanasopoulou E, Tombrou M, Pandis S N, et al. 2008. The role of sea-salt emissions and heterogeneous chemistry in the air quality of polluted coastal areas [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics & Discussions*, 8(19), 5755–5769. doi:10.5194/acp-8-5755-2008
- 常青. 1995. 关中地区春季西北路沙尘的预报 [J]. *陕西气象*, (5): 20–21.
- Chang Q. 1995. Forecast of dust in the northwest of Shaanxi in Guanzhong area [J]. *Journal of Shaanxi Meteorology*, (5): 20–21.
- Cao J J, Lee S C, Zhang X Y, et al. 2005. Characterization of airborne carbonate over a site near Asian dust source regions during spring 2002 and its climatic and environmental significance [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 110(D3): D03203. doi:10.1029/2004JD005244
- Chen H S, Wang Z F, Li J, et al. 2015. GNAQPMS-Hg v1.0, a global nested atmospheric mercury transport model: Model description, evaluation and application to trans-boundary transport of Chinese anthropogenic emissions [J]. *Geosci. Model Dev.*, 8(5), 2857–2876.
- 杜吴鹏, 高庆先, 王跃思, 等. 2009. 沙尘天气对我国北方城市大气环境质量的影响 [J]. *环境科学研究*, 22(9): 1021–1026.
- Du W P, Wang Q X, Wang Y S, et al. 2009. Influence of dust storms on urban atmospheric environmental quality in northern China [J]. *Research of Environmental Sciences (in Chinese)*, 22(9): 1021–1026. doi: 10.13198/j.res.2009.09.31.duwp.006
- 冯鑫媛, 王式功, 杨德保, 等. 2011. 近几年沙尘天气对中国北方环保重点城市可吸入颗粒物污染的影响 [J]. *中国沙漠*, 31(3): 735–740.
- Feng X Y, Wang S G, Yang D B, et al. 2011. Influence of dust events on PM_{10} pollution in key environmental protection cities of northern China during recent years [J]. *Journal of Desert Research*, 31(3): 735–740.
- Han Zhiwei, Ueda H, An Junling. 2008. Evaluation and intercomparison of meteorological predictions by five MM5-PBL parameterizations in combination with three land-surface models [J]. *Atmospheric Environment*, 42(2): 233–249. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.053
- 黄海波, 陈春艳, 朱雯娜. 2011. WRF模式不同云微物理参数化方案及水平分辨率对降水预报效果的影响 [J]. *气象科技*, 39(5): 529–536.
- Huang H B, Chen C Y, Zhu W N. 2011. Impacts of different cloud microphysical processes and horizontal resolutions of WRF model on precipitation forecast effect [J]. *Meteorological Science and Technology (in Chinese)*, 39(5), 529–536. doi: 10.3969/j.issn.1671-6345.2011.05.001
- 黄耀, 王格慧, 韩艳妮, 等. 2015. 沙尘暴期西安大气颗粒物化学组成

- 及吸湿性能小时变化特征 [J]. 地球环境学报, 6(1): 44–53.
- Huang Y, Wang G H, Han Y N, et al. 2015. Hourly characteristic of chemical composition and hygroscopic property of TSP in Xi'an during dust storm [J]. Journal of Earth Environment (in Chinese), 6(1): 44–53. doi:10.7515/JEE201501006
- Janssens-Maenhout G, Crippa M, Guizzardi D, et al. 2015. HTAP_v2. 2: A mosaic of regional and global emission grid maps for 2008 and 2010 to study hemispheric transport of air pollution [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 15(19): 11411–11432. doi: 10.5194/acp-15-11411-2015
- Kan H D, Chen B H. 2002. Analysis of exposure-response relationships of air particulate matter and adverse health outcomes in China [J]. Journal of Environment and Health, 19, 422–424. doi: 10.1007/s11769-002-0041-9
- Lana A, Bell T G, Simó R, et al. 2011. An updated climatology of surface dimethyl sulfide concentrations and emission fluxes in the global ocean [J]. Global Biogeochemical Cycles, 25(1): 3–25. doi:10.1029/2010gb003850
- Li Jiawei, Han Zhiwei, Zhang Renjian. 2011. Model study of atmospheric particulates during dust storm period in March 2010 over East Asia [J]. Atmospheric Environment, 45(24): 3954–3964. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.04.068
- 李金娟, 邵龙义, 杨书申. 2006. 可吸入颗粒物的健康效应机制 [J]. 环境与健康杂志, 23(2): 185–188. Li Jinjuan, Shao Longyi, Yang Shushen. 2006. Adverse effect mechanisms of inhalable particulate matters [J]. Journal of Environment and Health (in Chinese), 23(2): 185–188. doi:10.16241/j.cnki.1001-5914.2006.02.037
- 李国辉, 冯添. 2016. 关中地区重污染期间PM_{2.5}输送与来源的模拟研究 [J]. 地球环境学报, 7(4): 412–424. Li Guohui, Feng Tian. 2016. Simulating the transport and source of PM_{2.5} during hazy days in the Guanzhong basin, China [J]. Journal of Earth Environment (in Chinese), 7(4): 412–424. doi:10.7515/JEE201604009
- 刘娜, 余晔, 陈晋北, 等. 2012. 兰州春季沙尘过程PM₁₀输送路径及其潜在源区 [J]. 大气科学学报, 35(4): 477–486. Liu Na, Yu Ye, Chen Jinbei, et al. 2012. A study on potential sources and transportation pathways of PM₁₀ in spring in Lanzhou [J]. Journal of Nanjing Institute of Meteorology (in Chinese), 35(4): 477–486. doi: 10.3969/j.issn.1674-7097.2012.04.011
- 刘晓东, 田良, 张小曳. 2004. 塔克拉玛干沙尘活动对下游大气PM₁₀浓度的影响 [J]. 中国环境科学, 24(5): 528–532. Liu Xiaodong, Tian Liang, Zhang Xiaoye. 2004. Influence of spring dust activities over the Taklimakan Desert area on concentrations of atmospheric PM₁₀ in east of Northwest China [J]. China Environmental Science (in Chinese), 24(5): 528–532. doi: 10.3321/j.issn: 1000-6923.2004.05.005
- 罗淦, 王自发. 2006. 全球环境大气输送模式 (GEATM) 的建立及其验证 [J]. 大气科学, 30(3): 504–518. Luo Gan, Wang Zifa. 2006. A global environmental atmospheric transport model (GEATM): Model description and validation [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 30(3): 504–518. doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.2006.03.13
- 马雷鸣, 鲍旭炜. 2017. 数值天气预报模式物理过程参数化方案的研究进展 [J]. 地球科学进展, 32(7): 679–687. Ma Leiming, Bao Xuwei. 2017. Research progress on physical parameterization schemes in numerical weather prediction models [J]. Advances in Earth Science (in Chinese), 32(7): 679–687. doi: 10.11867/j.issn.1001-8166.2017.07.0679
- 孟宁, 贝耐芳, 李国辉, 等. 2017. 关中地区冬季人为源减排对PM_{2.5}浓度的影响 [J]. 中国环境科学, 37(5): 1646–1656. Meng Ning, Bei Naifang, Li Guohui, et al. 2017. Response of the wintertime PM_{2.5} level to anthropogenic emission mitigations in the Guanzhong basin [J]. China Environmental Science (in Chinese), 37(5): 1646–1656. doi:10.3969/j.issn.1000-6923.2017.05.006
- 木拉提, 王佳佳, 丽娜, 等. 2010. 沙尘天气期间大气PM_{2.5}和PM₁₀中部分元素浓度的变化特征 [J]. 环境与健康杂志, 27(9): 755–758, 847. Mu Lati, Wang Jiajia, Li Na, et al. 2010. Feature analysis of metal components of PM_{2.5} and PM₁₀ during sand dust weather [J]. Journal of Environment and Health (in Chinese), 27(9): 755–758, 847. doi:10.16241/j.cnki.1001-5914.2010.09.011
- 缪育聪, 郑亦佳, 王姝, 等. 2015. 京津冀地区霾成因机制研究进展与展望 [J]. 气候与环境研究, 20(3): 356–368. Miao Y C, Zheng Y J, Wang S, et al. 2015. Recent advances in, and future prospects of, research on haze formation over Beijing–Tianjin–Hebei, China [J]. Climatic and Environmental Research, 20(3): 356–368. doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2015.14255
- Nenes A, Pandis S N, Pilinis C. 1999. Continued development and testing of a new thermodynamic aerosol module for urban and regional air quality models [J]. Atmospheric Environment, 33(10): 1553–1560. doi:10.1016/s1352-2310(98)00352-5
- Pope III C A, Burnett R T, Thun M J, et al. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. JAMA, 287(9): 1132–1141. doi:10.1001/jama.287.9.1132
- Price C, Penner J, Prather M. 1997. NO_x from lightning: 1. Global distribution based on lightning physics [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 102(D5). doi:10.1029/96JD03504
- Randerson J. T., G. R. vander Werf, L. Giglio, et al. 2015. Global Fire Emissions Database, Version 4, (GFEDv4)[C]. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA. <https://doi.org/10.3334/ORN LDAAC/1293>, 2015.
- Shen Zhenxing, Wang Xin, Zhang Renjian, et al. 2011. Chemical composition of water-soluble ions and carbonate estimation in spring aerosol at a semi-arid site of Tongyu, China [J]. Aerosol Air Qual. Res., 11(4): 360–368. doi:10.4209/aaqr.2011.02.0010
- Shin H H, Dudhia J. 2016. Evaluation of PBL parameterizations in WRF at subkilometer grid spacings: Turbulence statistics in the dry convective boundary layer [J]. Mon. Wea. Rev., 144(3): 1161–1177. doi:10.1175/mwr-d-15-0208.1
- Sindelarova K, Granier C, Bouarar I, et al. 2014. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 14(17): 9317–9341. doi:10.5194/acp-14-9317-2014

- Stockwell W R, Kirchner F, Kuhn M, et al. 1997. A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling[J]. *J. Geophys. Res.*, 102 (D22): 25847–25879. doi:10.1029/97jd00849
- Strader R, Lurmann F, Pandis S N. 1999. Evaluation of secondary organic aerosol formation in winter [J]. *Atmospheric Environment*, 33(29): 4849–4863. doi:10.1016/s1352-2310(99)00310-6
- Su L, Fung J C H. 2015. Sensitivities of WRF-Chem to dust emission schemes and land surface properties in simulating dust cycles during springtime over East Asia [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(21): 215–230. doi:10.1002/2015JD023446
- 唐孝炎, 张远航, 邵敏. 2006. 大气环境化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 115–116. Tang X Y, Zhang Y H, Shao M. 2006. *Atmospheric Environmental Chemistry (in Chinese) [M]*. Beijing: Higher Education Press, 115–116.
- Tao J, Gao J, Zhang L, et al. 2014. PM_{2.5} pollution in a megacity of southwest China: Source apportionment and implication [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 14(16): 8679–8699. doi:10.5194/acp-14-8679-2014
- 陶健红, 黄玉霞, 陆登荣. 2007. 河西走廊沙尘活动对兰州 PM₁₀浓度的影响及其评估 [J]. *中国沙漠*, 27(4): 672–676. Tao J H, Huang Y X, Lu D R. 2007. Influence of sand-dust activities in Hexi corridor on PM₁₀ concentration in Lanzhou and its assessment [J]. *Journal of Desert Research (in Chinese)*, 27(4): 672–676. doi: 10.3321/j.issn: 1000-694X.2007.04.025
- 王平, 曹军骥, 刘随心, 等. 2013. 西安市春季大气颗粒物 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 的特征 [J]. *中国粉体技术*, 19(6): 58–63. Wang P, Cao J J, Liu S X, et al. 2013. Characteristics of atmospheric particles PM_{2.5} and PM₁₀ over Xi'an in spring [J]. *China Powder Science and Technology (in Chinese)*, 19(6): 58–63. doi:10.3969/j.issn.1008-5548.2013.06.014
- 王雁鹏, 陈岩, 殷惠民, 等. 2007. 中国北方沙尘传输的数值模拟 [J]. *干旱气象*, 23(3): 1–9. Wang Yanpeng, Chen Yan, Yin Huimin, et al. 2007. Numerical simulation of sand-dust transmission in North China [J]. *Arid Meteorology (in Chinese)*, 23(3): 1–9. doi:10.3969/j.issn.1006-7639.2007.03.001
- Wang Zifa, Ueda H, Huang Meiyuan. 2000. A deflation module for use in modeling long-range transport of yellow sand over East Asia [J]. *J. Geophys. Res.*, 105(D22): 26947–26959. doi:10.1029/2000jd900370
- 王自发, 谢付莹, 王喜全, 等. 2006. 嵌套网格空气质量预报模式系统的发展与应用 [J]. *大气科学*, 30(5): 778–790. Wang Zifa, Xie Fuying, Wang Xiquan, et al. 2006. Development and application of nested air quality prediction modeling system [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese)*, 30(5): 778–790. doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.2006.05.07
- 吴焕波, 陈强, 谷新波, 等. 2018. 一次强沙尘天气过程及其对 PM₁₀ 时空分布的影响 [J]. *干旱气象*, 36(1): 117–123. Wu Huanbo, Chen Qiang, Gu Xinbo, et al. 2018. Analysis of a severe dust weather and its effect on temporal and spatial distribution of PM₁₀ concentration [J]. *Journal of Arid Meteorology (in Chinese)*, 36(1): 117–123. doi:10.11755/j.issn.1006-7639(2018)-01-0117
- Yan X, Ohara T, Akimoto H. 2005. Statistical modeling of global soil NO_x emissions[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 19. doi:10.1029/2004GB002276
- 杨欣, 陈义珍, 刘厚凤, 等. 2014. 北京 2013 年 1 月连续强霾过程的污染特征及成因分析 [J]. *中国环境科学*, 34(2): 282–288. Yang X, Chen Y Z, Liu H F, et al. 2014. Characteristics and formation mechanism of a serious haze event in January 2013 in Beijing [J]. *China Environmental Science (in Chinese)*, 34(2): 282–288. doi: 10.3969/j.issn.1000-6923.2014.02.002
- Zaveri R A, Peters L K. 1999. A new lumped structure photochemical mechanism for large-scale applications [J]. *J. Geophys. Res.*, 104 (D23): 30387–30415. doi:10.1029/1999jd900876
- 张碧辉, 刘树华, LIU He-Ping, 等. 2012. MYJ 和 YSU 方案对 WRF 边界层气象要素模拟的影响 [J]. *地球物理学报*, 55(7): 2239–2248. Zhang B H, Liu S H, Liu H P, et al. 2012. The effect of MYJ and YSU schemes on the simulation of boundary layer meteorological factors of WRF [J]. *Chinese Journal of Geophysics (in Chinese)*, 55 (7): 2239–2248. doi:10.6038/j.issn.0001-5733.2012.07.010
- Zhang L, Brook J R, Vet R. 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 3(6): 2067–2082. doi:10.5194/acp-3-2067-2003
- Zhang Xiaoxiao, Sharratt B, Liu Lianyou, et al. 2018. East Asian dust storm in May 2017: Observations, modelling, and its influence on the Asia-Pacific region [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 18(11): 8353–8371. doi:10.5194/acp-18-8353-2018
- 赵淑雨. 2015. 关中地区黑碳的时空变化及其成因—外场观测与数值模拟 [D]. 中国科学院大学博士学位论文. Zhao S Y. 2015. The causation of spatial and temporal variations of black carbon in the Guanzhong Region, China: Ambient measurements and WRF-Chem modeling [D]. Ph. D. dissertation (in Chinese), University of Chinese Academy of Sciences.