

江琪, 桂海林, 张天航, 等, 2020. 基于 FY-4A 卫星资料的中国区域网格化地表大气颗粒物浓度估算[J]. 气象, 46(10):1297-1309. Jiang Q, Gui H L, Zhang T H, et al, 2020. Estimation of gridding surface atmospheric particle matter concentration in China based on FY-4A satellite observation[J]. Meteor Mon, 46(10):1297-1309(in Chinese).

基于 FY-4A 卫星资料的中国区域网格化 地表大气颗粒物浓度估算*

江 琪^{1,2} 桂海林¹ 张天航¹ 王 飞³ 张碧辉¹ 迟茜元¹ 徐 冉¹

1 国家气象中心, 北京 100081

2 上甸子国家大气本底站, 北京 101507

3 中国气象科学研究院, 北京 100081

提 要: 利用 PMRS(physical PM_{2.5} remote sensing)方法, 对 FY-4A 卫星资料进行反演, 并通过与地面站点资料融合, 得到我国近地面 PM_{2.5} 网格化实况。建立清洁、霾、沙尘背景条件下 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 转化关系的格点地图, 进一步估算我国地表 PM₁₀ 浓度。结果表明, 不同区域间细粒子柱状体积消光比(VE_f)与大气细粒子比(FMF)均存在相似的相关关系, 以 FMF=0.4 为界, 分别建立了两个 VE_f 拟合方程, 估算得到的 VE_f 与 AERONET 观测的 VE_f 相关性(r^2)高于 0.85。霾过程中, 通过 PMRS 方法反演得到的近地面 PM_{2.5} 质量浓度与实况站点分布有较好的匹配, 基本可以反映出污染的高浓度区域, 单点检验中, 反演结果与实况数据存在一定的相关性, 其中京津冀的 r^2 可达 0.39, 但数值上仍存在高估或低估。为了解决这一问题, 本研究将卫星反演格点结果与地面观测站点进行融合, 最终得到与实况吻合较好的 0.25°×0.25° 全国 PM_{2.5} 网格化实况。不同天气背景条件下各站点 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 相关性均高于 0.7。其中, 沙尘时段 PM₁₀/PM_{2.5}>3 高值区与我国沙源地和沙尘高发区有较好的对应关系。霾时段 PM₁₀/PM_{2.5} 接近于 1, 清洁时段, 全国大部 PM₁₀/PM_{2.5} 介于 1~2。通过 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 转化关系的格点地图, 根据不同天气背景, 反演得到我国网格化地表 PM₁₀ 实况, 其结果可以较好地反映我国西北地区的沙尘天气过程。

关键词: FY-4A, PMRS 方法, PM_{2.5}, PM₁₀, 相关性

中图分类号: X16, P405

文献标志码: A

DOI: 10.7519/j.issn.1000-0526.2020.10.004

Estimation of Gridding Surface Atmospheric Particle Matter Concentration in China Based on FY-4A Satellite Observation

JIANG Qi^{1,2} GUI Hailin¹ ZHANG Tianhang¹
WANG Fei³ ZHANG Bihui¹ CHI Xiyuan¹ XU Ran¹

1 National Meteorological Centre, Beijing 100081

2 Shangdianzi National Atmosphere Background Station, Beijing 101507

3 Chinese Academy of Meteorological Sciences, Beijing 100081

Abstract: In this study, the physical PM_{2.5} remote sensing (PMRS) method was used to invert the FY-4A observation data, and through the fusion with the surface station data, the near-surface PM_{2.5} gridding observation data in China were obtained. A grid map of the relationship between PM_{2.5} and PM₁₀ was established under different conditions of clean, haze and dust background, and PM₁₀ concentration in China

* 国家重点研发计划(2019YFC0214602)、国家自然科学基金项目(41875181)、中国气象局气象预报业务关键技术发展专项[YBGJXM(2019)02-02]、国家气象中心预报员专项(Y201919 和 Y201917)和上甸子国家大气本底站开放研究课题(SDZ2020613)共同资助

2019 年 9 月 25 日收稿; 2020 年 7 月 20 日收修定稿

第一作者: 江琪, 主要从事环境气象预报研究工作. E-mail: Jiangqi89@163.com

通讯作者: 桂海林, 主要从事沙尘预报研究工作. E-mail: guihl@cma.gov.cn

was further estimated. The results showed that there is a similar correlation between columnar volume-to-extinction ratio of fine particulates (VE_f) and fine mode fraction (FMF) in different regions. With FMF = 0.4 as the boundary, two fitting equations of VE_f are established respectively. The estimated correlation (r^2) between VE_f and AERONET observation is higher than 0.85. During the haze period, the $PM_{2.5}$ mass concentration obtained by PMRS has a good match with the observation site distribution, which can basically reflect the high concentration area of pollution. In single point test, the remote sensing result has a certain correlation with the surface observation, with r^2 reaching 0.39 in the region of Beijing-Tianjin-Hebei. However, to some extent there is still overestimation or underestimation in the value of inversion compared to surface observation data. In order to solve this problem, the study combines the satellite inversion grid results with the surface observation site, and finally obtains a $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ national $PM_{2.5}$ gridding observation data that are in good agreement with the surface observation data. The r^2 between PM_{10} and $PM_{2.5}$ is higher than 0.7 under different weather conditions. Among them, the value $PM_{10}/PM_{2.5} > 3$ matches with the sand source area and the high dust area in China during the dust period. During the haze period, $PM_{10}/PM_{2.5}$ is close to 1, and the value is between 1 and 2 during cleaning period for most stations. Through the grid map of the relationship between $PM_{2.5}$ and PM_{10} , according to different weather backgrounds, the gridded surface PM_{10} in China is obtained, and the results can better reflect the dust process in Northwest China.

Key words: FY-4A, PMRS (physical $PM_{2.5}$ remote sensing) method, $PM_{2.5}$, PM_{10} , r^2

引 言

大气颗粒物(particulate matter, PM)中,细颗粒物($PM_{2.5}$)已被确认对人体健康会产生不利影响(IPCC, 2013),从发生过敏到逐步发展为慢性疾病,从进入肺部到引发心脑血管疾病甚至死亡(Brook et al, 2010; Cheng et al, 2013; Correia et al, 2013; 蔡子颖等, 2018)。在环境监测领域,可吸入颗粒物(PM_{10})被广泛用于指示沙尘天气,研究表明(Bergin et al, 2001; Menon et al, 2002)源于我国干旱和半干旱区域的粗颗粒物对东亚的气溶胶通量有着重要贡献。我国幅员辽阔且随着经济的发展与城市化进程不断加速,大气颗粒物污染呈现出显著的复合型和区域性特征(Sun et al, 2016a; 2016b; 江琪等, 2013),秋冬季,我国中东部以 $PM_{2.5}$ 为首要污染物的霾事件频发(Sun et al, 2013; Wang et al, 2018a; 2018b),而春季,我国西北部沙尘天气频发(Liu et al, 2017; Sun et al, 2010; 张春燕等, 2019),特别是河西走廊和南疆盆地是我国两个重要的沙尘多发区(王式功等, 2003)。然而,在我国,颗粒物地面监测站点数量有限且空间分布严重不均。特别是在西北部地区,有限的站点数量和稀疏的空间分布

给西北地区沙尘天气的预报和相关研究带来了诸多困难。因此,发展高时空分辨率和大范围空间覆盖的精细化 PM 浓度产品对空气质量数值预报的发展、环境调控政策的制定以及流行病学的研究等均有着重要的意义。

由于具有时空分辨率高、覆盖范围广等特点,卫星遥感技术已迅速发展成为大气环境领域的新型有效工具之一。卫星反演的大气气溶胶光学厚度(aerosol optical thickness, AOD)已被证明与近地面 $PM_{2.5}$ 浓度相关(Engel-Cox et al, 2004; Wang and Christopher, 2003)。基于 Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) (Ma et al, 2016a)、Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) (Wu et al, 2017)、Himawari-8、Geostationary Ocean Color Imager (GOCI) (Xu et al, 2015) 卫星传感器的多种不同 AOD 产品已经被用来估算地表 $PM_{2.5}$ 浓度。但其中 MODIS、VIIRS 是搭载在极轨卫星上的传感器,时间分辨率不高,不能实时反映颗粒物动态过程,而静止卫星 Himawari-8、GOCI 不能全面覆盖我国西部地区。FY-4A 反演的 AOD 等相关产品的发布使得估算我国全覆盖地面 PM 小时浓度成为可能。

利用卫星 AOD 来反演我国地表 PM 浓度的主

要方法有经典线性回归法(Li et al, 2009); 基于统计学方法, 其中包括地理权重回归模型(Zou et al, 2016)、地理时间加权回归模式(Ma et al, 2016b)、即时结构自适应模型(Fang et al, 2016)、深度学习方方法(Li et al, 2017), 以及耦合观测数据的模型反演等(Wang et al, 2010)。但这些方法所用要素的时空分辨率和时效性较低, 制约了其业务应用的可能性。Physical PM_{2.5} remote sensing (PMRS) 方法旨在尽可能采用易获取的卫星遥感和常规地面观测参数, 包括气溶胶光学厚度、细粒子比 (fine mode fraction, FMF)、行星边界层高度 (planetary boundary layer height, PBLH) 和大气相对湿度 (RH) 等, 从而能够从不同污染水平下的瞬时遥感测量中估算地表逐小时 PM_{2.5} 浓度 (Zhang and Li, 2015)。对于该方法的评估验证大多局限在华北地区, 缺乏对沙尘多发地、其他雾-霾频发区或者是空气洁净区域的研究。此外, 上述方法多用于近地面 PM_{2.5} 浓度估算, 对于 PM₁₀ 浓度的估算较少涉及。

因此, 本文拟基于 PMRS 方法, 融合 FY-4A 卫星反演和地面观测的 PM_{2.5} 浓度, 估算我国网格化地表 PM_{2.5} 浓度, 并建立我国不同地区各天气背景条件下 (清洁、霾、沙尘) PM_{2.5} 与 PM₁₀ 转化关系的格点地图, 进一步估算我国网格化地表 PM₁₀ 浓度, 为大气环境预报和相关模式提供有力的实况数据支持。

1 数据和方方法

1.1 数据

风云四号气象卫星 (FY-4A) 是我国第二代静止气象卫星的首发星, 卫星及其有效载荷的整体性能都大幅优于 FY-2 业务卫星, 实现了静止轨道上的三维大气廓线探测和闪电时空分布探测, 其稳定、连续的运行是我国静止轨道卫星探测水平的一大提升 (Yang et al, 2017)。文中反演算法所利用的 AOD (550 nm) 和大气细粒子比 (FMF) 数据均来自于 FY-4A, 时间分辨率为 1 h, 空间分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。PM_{2.5} 和 PM₁₀ 地面实况站点资料来自于全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035/>)。地面常规气象要素资料来自中

国气象局地面气象要素小时平均观测资料 (包括: 温度、湿度、风速、风向、压强、能见度等), 时间分辨率为 1 h, 本文采用自然邻域差值方法, 将气象要素和颗粒物数据差值为网格数据, 空间分辨率与 AOD 数据相同, 为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。自然邻域法插值工具使用的算法可找到距查询点最近的输入样本子集, 并基于区域大小按比例对这些样本应用权重来进行插值 (Sibson, 1981)。

Aerosol Robotic Network (AERONET) 是由美国 NASA (Holben et al, 1998) 和法国 PHOTONS 等 (Deuzé et al, 2001) 发起的地基监测网络, 致力于监测全球主要区域气溶胶光学特性。该监测网络使用全自动太阳光度计 (CIMEL, CE-318), 在全球布设超过 300 个长期观测站, 其中中国区域包含 10 个长期观测站和若干短期观测站。本文利用 AERONET 提供的大气光学数据, 包括 AOD、FMF、Ångström 指数 (α) 等, 探究气溶胶垂直光学特性与近地层大气颗粒物的相关联系。其中 Ångström 指数为气溶胶光学厚度对波长的对数导数, 可反映气溶胶粒子的大小, 其值越小表征气溶胶粒子越大。由于 CIMEL 无法直接得到 550 nm 的 AOD, 采用下式进行波长转化 (Ångström, 1964):

$$AOD_{550} = AOD_{500} (550/500)^{-\alpha(\lambda_1/\lambda_2)} \quad (1)$$

式中 $\alpha(\lambda_1/\lambda_2)$ 为某一波长段的 Ångström 指数, 本文采用 $\alpha(440/675)$ 进行换算。通过对比 AERONET 提供的其他波段的 Ångström 指数: $\alpha(500/870)$, $\alpha(400/870)$ 和 $\alpha(380/500)$ 进行换算, 所得 AOD₅₅₀ 结果与 $\alpha(440/675)$ 的换算结果偏差小于 1%。

文中混合层高度的计算采用罗氏法, 该方法假设大气混合层处于动力和热力湍流共同作用中, 并且边界层上部大气运动与近地面气象要素间存在着一定的相互作用, 因而可依据地面常规气象观测资料对混合层高度进行估算, 该方法吕梦瑶等 (2019) 有详细介绍。

1.2 PMRS 反演方法

为了从卫星遥感数据中获取近地面 PM_{2.5} 质量浓度, 需对大气整层柱状光学特性 (如 AOD 等) 进行一系列修订。Johnson et al (2008) 的研究表明, 矿物粉尘 (粗模态粒子) 和生物质燃烧气溶胶 (细粒

子)是大气气溶胶仅有的两种来源。通过大气细粒子比 (FMF) 可以得到大气细粒子的光学厚度 (AOD_i)。通过定义细粒子柱状体积消光比 ($VE_f = V_{f, column} / AOD_i$), 将气溶胶粒子光学参数和细粒子柱状体积 ($V_{f, column}$) 之间建立起联系。 $V_{f, column}$ 可通过近地面细粒子体积 [$V_f = \int_0^F \frac{4}{3} \pi r^3 n(r) dr$] 在边界层高度内的积分 (PBLH) 求得 (其中体积等效直径采用 $2.0 \mu\text{m}$):

$$V_{f, column} = \int_{z_0}^{PBLH+z_0} \int_0^z \frac{4}{3} \pi r^3 n(r) dr dz = V_f \times PBLH \quad (2)$$

式中: z_0 为海拔高度, r 为粒径, z 是距离地面的高度。假设粒子遵循吸湿增长方程:

$$f_0(RH) = a(1 - RH/100)^{-b} \quad (3)$$

式中: RH 为相对湿度, 参数 a 和 b 采用 Liu et al (2008) 对大陆背景和海洋背景进行平均后的结果, 其中 $a = 0.96$, $b = 0.23$, 利用吸湿增长方程可计算得到近地层干细粒子体积 ($V_{f, dry}$)。最终通过式 (4), 利用 AOD 、 FMF 、 $PBLH$ 和 RH 可以计算得到近地面 $PM_{2.5}$ 质量浓度:

$$PM_{2.5} = AOD \times \left(\frac{FMF \times VE_f \times \rho_{f, dry}}{PBLH \times f_0(RH)} \right) \quad (4)$$

由于缺乏不同地区间干细粒子密度 ($\rho_{f, dry}$) 测量值, 本文采用 Wang and Martin (2007) 对华北平原的观测值: $\rho_{f, dry} = 1.5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 。PMRS 反演法的具体算法和误差分析详见 Li et al (2016) 和 Zhang and Li (2015), 其中由密度差异和吸湿增长等因素造成的反演结果误差约为 34%。

2 结果与讨论

2.1 VE_f 的估算

由式 (3) 知, VE_f 是整个方法中的关键点。Zhang and Li (2015) 研究发现认为, VE_f 与卫星反演的 FMF 之间存在较好的相关关系, 但不同区域间存在一定差异。图 1 为 AERONET 13 个多类型观测点中 FMF 和计算得到的 VE_f 相关关系图, 其中观测站点包括城市型霾多发站点 (北京、兴隆等), 沙尘、霾混合型代表站 (兰州、包头等), 沙漠型代表站 (民勤、敦煌等), 以及高海拔站点 (新疆慕斯塔格

峰)。由图可见, 不同区域间, FMF 和 VE_f 座落区间较为集中, 具有一定的相关关系。 FMF 较大时, 表示大气中细颗粒比例较高, 反之细颗粒物所占比重低于粗颗粒物。本文以 $FMF = 0.4$ 作为划分的界限, 分别建立细颗粒物比例较高 ($FMF \geq 0.4$) 以及细颗粒比例较低 ($0.13 < FMF < 0.4$) 时 FMF 和 VE_f 的相关关系模型。统计站点中, 有三个样本值的 FMF 观测值低于 0.13 (北京大学观测站 2 个, 敦煌 1 个), 即 VE_f 高于 3.5 的小概率事件存在较大的不确定性, 因而未列入统计。 $FMF \geq 0.4$ 时, VE_f 较为密集的分布于 $0 \sim 0.5$, $FMF < 0.4$ 时, 即大粒子占主导地位时, VE_f 随 FMF 减小快速增大。

对 $FMF \geq 0.4$ 和 $0.13 < FMF < 0.4$ 时 FMF 和 VE_f 的相关关系分别进行平方多项式拟合 (图 2), 拟合曲线为 $VE_f = a \times FMF^2 + b \times FMF + c$ 。其中, $FMF \geq 0.4$ 时, $a = 1.3 \pm 0.02$, $b = -2.4 \pm 0.03$, $c = 1.1 \pm 0.01$; $0.13 < FMF < 0.4$ 时, $a = 23.2 \pm 1.2$, $b = -18.9 \pm 0.7$, $c = 4.3 \pm 0.09$ 。由图 3 可知, 在 $0.13 < FMF < 0.4$ 和 $FMF \geq 0.4$ 两种条件下, 通过拟合方程估算的 VE_f 与实测的 VE_f 结果较为吻合, 斜率分别为 0.98 和 0.95, 估算的 VE_f 较实测的 VE_f 略偏低, 同时二者相关性较高, r^2 分别为 0.93 和 0.86, 因而两种条件下的拟合方程可以较好地对 VE_f 进行估算。

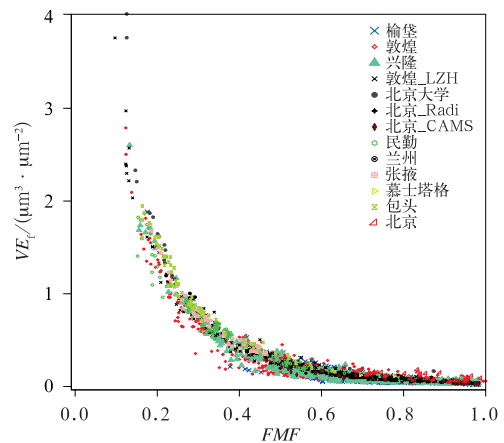


图 1 AERONET 13 个观测点的 FMF 和 VE_f 相关关系散点图

Fig. 1 Scatter plot of FMF and VE_f among 13 observation points of AERONET

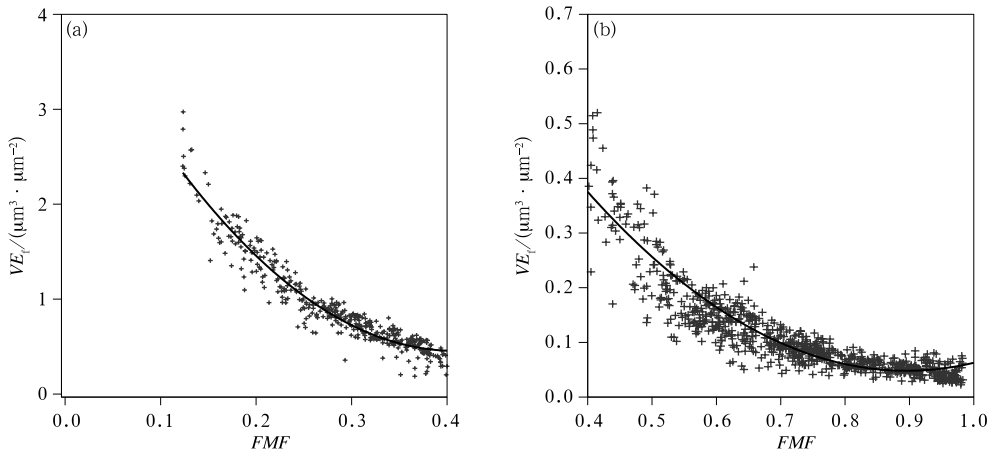


图 2 FMF 和 VE_f 的相关关系及拟合曲线

(a) $0.13 < FMF < 0.4$, (b) $FMF \geq 0.4$

Fig. 2 Correlation and fitting curve of FMF and VE_f with (a) $0.13 < FMF < 0.4$, and (b) $FMF \geq 0.4$

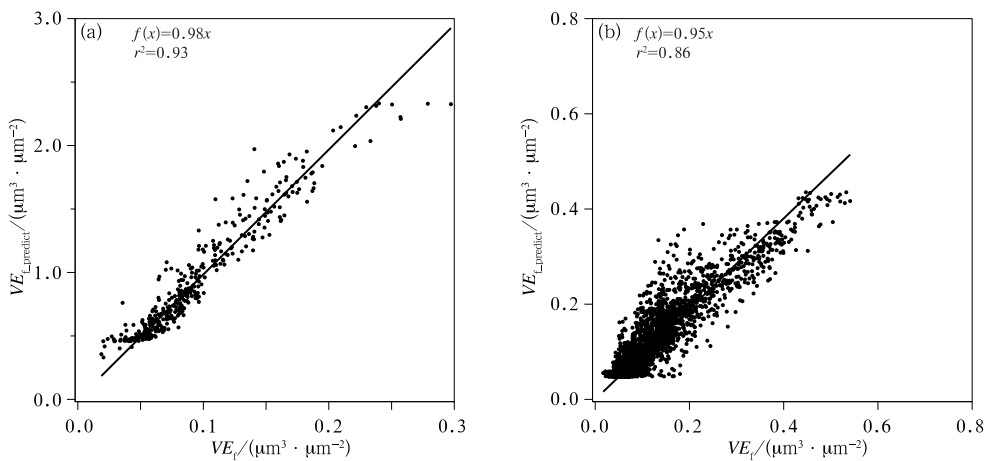


图 3 通过拟合方程估算得到的 $VE_{f_predict}$ 和 AERONET VE_f 的相关性比较

(a) $0.13 < FMF < 0.4$, (b) $FMF \geq 0.4$

Fig. 3 Correlation between AERONET VE_f and $VE_{f_predict}$ estimated by fitting equation under

(a) $0.13 < FMF < 0.4$, and (b) $FMF \geq 0.4$

2.2 PMRS 反演 $PM_{2.5}$ 结果及检验分析

根据 PMRS 方法,对 FY-4A 卫星 AOD 进行反演得到 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 的网格 $PM_{2.5}$ 浓度实况数据。因由密度差异和边界层估算等多种误差造成的不确定性,所以不同区域 $PM_{2.5}$ 反演结果和实况值之间存在一定的偏差,图 4 选取 2017—2018 年京津冀、内蒙古中部和东部、甘肃宁夏、内蒙古西部、新疆及长三角地区 FY-4A 反演结果平均值与区域内 $PM_{2.5}$ 浓度实况观测平均值进行相关性比较。经过相关性分析,数据通过皮尔逊型(Pearson)相关分析, p 值均小于 0.05,具有统计学意义。由图 4 可以

看到,六个区域之间,反演结果和实况结果之间存在一定的相关性,相关系数(r^2)均高于 0.1,同时,京津冀、新疆、甘肃宁夏一带卫星反演 $PM_{2.5}$ 结果较实况分别存在 1.68、1.24、1.53 倍的高估,而内蒙古和长三角的反演结果则较实况有所低估。

由于卫星反演结果中不确定性带来的数据高估或低估,按照经纬度把全国划分 $10^\circ \times 10^\circ$ 的 21 个网格,分别回算每个网格区域中 2017 年以来 $PM_{2.5}$ 卫星反演平均值和实际观测平均值的偏差 a ($PM_{2.5}$ 卫星平均/ $PM_{2.5}$ 观测平均),一个 $10^\circ \times 10^\circ$ 区域中对应一个 a ,下文在融合方法中将带入这一偏差值 a ,以提高反演结果的准确度。

2019年1月21—24日,长三角、华中一带出现了霾污染过程。图5a和5d为全国城市空气质量实时发布平台监测的 $PM_{2.5}$ 质量浓度实况数据,地面实况站点数据显示,1月22日10时(北京时,下同),上海、江苏、安徽、湖北以及湖南地区均出现了 $PM_{2.5}$ 轻($75 \mu g \cdot m^{-3} > PM_{2.5} \geq 115 \mu g \cdot m^{-3}$)至中度污染($115 \mu g \cdot m^{-3} > PM_{2.5} \geq 150 \mu g \cdot m^{-3}$),其中安徽东部和江苏南部的局部站点出现 $PM_{2.5}$ 高于 $150 \mu g \cdot m^{-3}$ 的重度污染。图5b和5e为采用PMRS方法,对FY-4A卫星AOD反演得到的22日10时和23日10时的地面 $PM_{2.5}$ 浓度分布。对比卫星反演产品,反演得到的 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布与 $PM_{2.5}$ 地面观测实况吻合较好,特别是中度以上污染区域均有一定的响应,其中,上海、江苏中南部、安徽中南部和湖北东部一带的 $PM_{2.5}$ 浓度高值区在卫星反演结果中均有一定体现,但卫星反演产品对山西中南部、河南西北部、安徽和江苏北部一带的高污染存在显著的低估。

为了得到更为准确、精度更高的 $PM_{2.5}$ 全国实

况智能网格数据,本研究将FY-4A卫星反演得到的 $PM_{2.5}$ 浓度数据($W_{PM_{2.5}}$)与全国城市空气质量实时发布平台监测的 $PM_{2.5}$ 实况数据($O_{PM_{2.5}}$)进行融合。融合方法为,利用最小半径法,对 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 的网格数据进行逐一格点的判断,判断条件为:(1)如果该格点12.5 km内有 $PM_{2.5}$ 观测站点,该格点融合后的数据($R_{PM_{2.5}}$)等于该范围内各实况 $PM_{2.5}$ 浓度数据的平均值(Mean),即: $R_{PM_{2.5}} = \text{Mean}(O_{PM_{2.5}})$;(2)如果该格点12.5 km内无 $PM_{2.5}$ 观测站点,将距离范围扩大至25 km,如果距离该格点25 km内的有观测数据或卫星数据(包括该格点本身),则 $R_{PM_{2.5}} = \frac{2}{3} \text{Mean}(O_{PM_{2.5}}) + \frac{1}{3} \text{Mean}(W_{PM_{2.5}}) \times a$,如果该范围无卫星数据但有观测数据,则: $R_{PM_{2.5}} = \text{Mean}(O_{PM_{2.5}})$,如果无观测数据但有卫星数据,则: $R_{PM_{2.5}} = \text{Mean}(W_{PM_{2.5}}) \times a$,其中 a 为2.2节中提到的卫星反演偏差值($10^\circ \times 10^\circ$ 区域中的 $PM_{2.5}$ 卫星平均/ $PM_{2.5}$ 观测平均),此处 a 带入该网格隶属区域相应的 a ;(3)如果该网格25 km内既无观测值也无卫

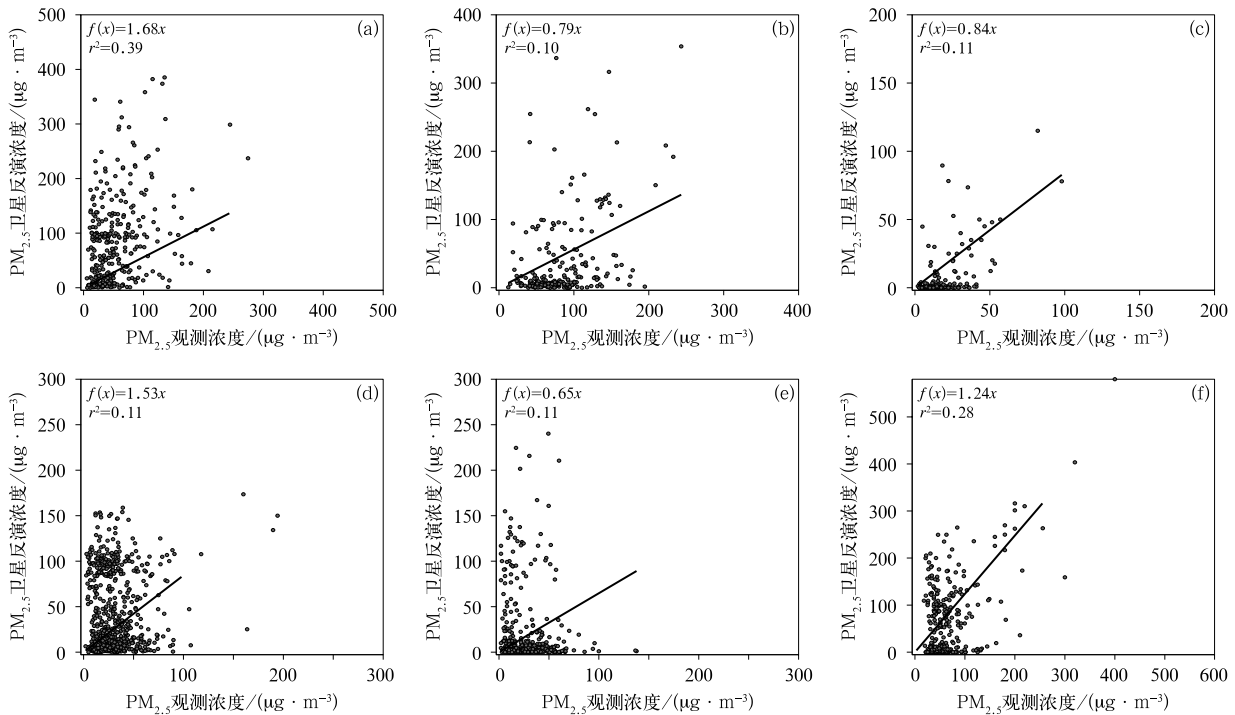


图4 2017—2018年京津冀(a),长三角(b),内蒙古中部和东部(c),甘肃、宁夏(d),内蒙古西部(e)和新疆地区(f)FY-4A反演结果与 $PM_{2.5}$ 实况质量浓度的相关关系

Fig. 4 Correlation between FY-4A inversion results and $PM_{2.5}$ mass concentration observation in Beijing-Tianjin-Hebei (a), Yangtze River Delta (b), central and eastern Inner Mongolia (c), Ningxia and Gansu (d), western Inner Mongolia (e), and Xinjiang (f) in 2017—2018

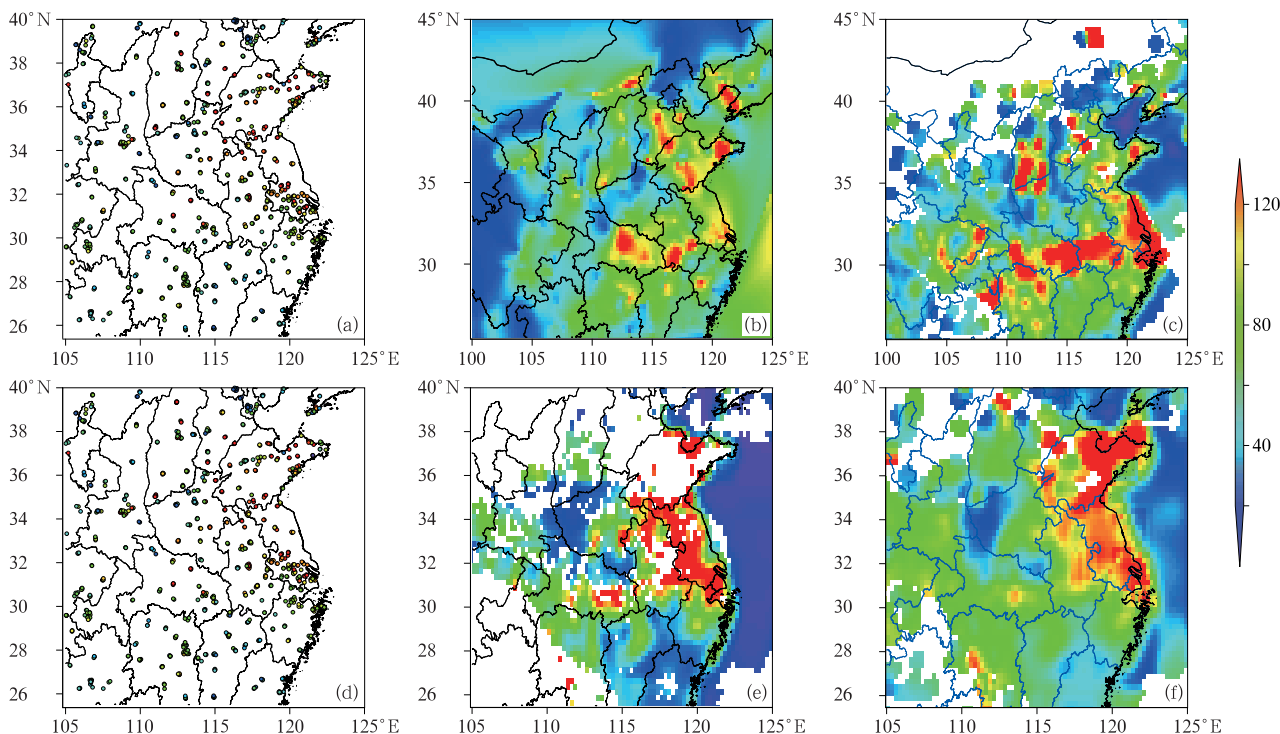


图 5 2019 年 1 月 22 日 10 时(a,b,c)和 23 日 10 时(d,e,f)PM_{2.5} 实况质量浓度(a,d)、FY-4A 反演结果(b,e)和实况与卫星融合结果(c,f)(单位:μg·m⁻³)

Fig. 5 PM_{2.5} mass concentration observation (a, d), FY-4A inversion results (b, e) and the fusion results of observation and satellite data (c, f) at 10:00 BT 22 (a, b, c) and 10:00 BT 23 (d, e, f) January 2019 (unit: μg·m⁻³)

星反演产品,将范围扩大至 50 km,如果该距离范围内有卫星反演值或观测值,融合方法与(2)相同,如果 50 km 内既无观测值又无卫星反演结果,则此格点数据设置为缺测。图 5c 和 5f 为融合后的 PM_{2.5} 产品,与实况结果对比后可以看到,融合后的结果与实况更为接近,反演效果更为准确。

2.3 PM₁₀ 反演结果

通过卫星估算近地面 PM_{2.5} 的反演方法较多,但科学合理反演 PM₁₀ 的方法则较为匮乏。PM₁₀ 和 PM_{2.5} 比值是对一个区域颗粒物污染来源进行宏观分析的重要指标。近地面 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 质量浓度存在高度的正相关关系,二者比值(PM₁₀/PM_{2.5})与天气背景和季节均存在重要关联。PM_{2.5} 与霾天气发生关系密切,霾发生时,PM₁₀/PM_{2.5} 大大降低;而沙尘天气发生时,PM₁₀ 则成为首要污染物,二者比值显著升高。由图 6 和表 1 可见,各地区间 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 质量浓度的相关性差异显著,其中,干旱和半干旱区域(如和田、锡林郭勒等)PM₁₀/PM_{2.5} 值高

于湿润和海洋气候区域(如南京、三亚、广州等),以长江为界,北方城市的比值普遍高于南方地区。同时,PM₁₀/PM_{2.5} 存在一定的季节变化,春季沙尘多发,特别是在我国中西部地区,PM₁₀/PM_{2.5} 均值显著升高,而秋、冬季,京津冀地区雾-霾频发,PM₁₀/PM_{2.5} 均值低于春、夏两季,但各区域间受地理条件和生态环境差异影响存在较大差异。如新疆和田地区气候干旱,东邻塔克拉玛干沙漠,是我国浮尘最严重的地区之一,除冬季沙尘日较少外,其他季节扬沙浮尘日频繁,春、夏、秋三季,PM₁₀/PM_{2.5} 均值达到 3 以上,且二者相关性(r^2)均可达到 0.80 以上,而由于冬季清洁天气比例加大,PM₁₀/PM_{2.5} 均值减小,且二者相关性显著降低, r^2 仅为 0.32。石家庄、西安等地区秋、冬季雾-霾天频发,而春季又受沙尘天气影响,仅按照季节和区域对 PM₁₀/PM_{2.5} 值进行统计存在较大不确定性(r^2 较低)。对于广州和三亚较为清洁的地区,霾和沙尘的影响较少,PM₁₀/PM_{2.5} 的相关关系分布较为集中,各个季节差异不显著,全年的斜率分布分别为 1.48 和 1.72,相关性也

均高于 0.80。为了更为准确地统计 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的相关关系,本研究根据气象条件和颗粒物浓度,将 2013—2019 年全国 1576 个环境观测站(生态环境部) $PM_{10}/PM_{2.5}$ 以沙尘、雾-霾和清洁时段分别进行统计。划分不同天气类型的方法如下:清洁时段定义为 $PM_{2.5}$ 质量浓度 $< 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 且 PM_{10} 质量浓度 $< 150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$;沙尘时段定义为能见度(VIS)低于 7.5 km,相对湿度低于 95%, PM_{10} 质量浓度 $> 250 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 并且首要污染物为 PM_{10} ;霾时段定义为: $PM_{2.5}$ 质量浓度 $\geq 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, $VIS \leq 7.5 \text{ km}$, 相对湿度 $\leq 95\%$ 且首要污染物是 $PM_{2.5}$ 。

根据上述定义,对我国不同地区各天气背景条件下(沙尘、霾、清洁) $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 相关关系做拟合,建立 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 站点查算表和分布地图(图 7a~7c),并对站点数据做差值绘制得到我国三种天气背景条件下 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 网格化分布,分辨率与 FY-4A 卫星 AOD 产品相同,为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。在区分不同天气背景条件后, PM_{10} 与 $PM_{2.5}$ 分布的相关系数 (r^2) 显著提升(图 7d~7f),沙尘条件下,全国各观测

站点 r^2 基本高于 0.6,其中高于 0.8 以上的站点比例达 87%,一半以上站点 r^2 高于 0.90;清洁条件全国各站点 r^2 统计值均高于 0.7,以长江为界,南方站点的相关性普遍高于北方站点,全国 1/3 以上站点 r^2 高于 0.95,其中一大半位于 30°N 以南地区;而在霾时段的 r^2 分布中, PM_{10} 与 $PM_{2.5}$ 更是表现出了优度极高的正相关关系,全国各环境监测点 r^2 统计值基本接近 1;全国各站点清洁时段的相关系数亦均高于 0.70,80% 以上站点 r^2 高于 0.85。因此,在划分沙尘、霾、清洁时段后,各站点 PM_{10} 与 $PM_{2.5}$ 相关性均较高,具有显著的统计学意义。

将 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 站点分布地图差值成格点地图后(图 8)可以看出,在沙尘条件下, $PM_{10}/PM_{2.5} > 3$ 的高值区主要位于新疆南疆盆地和东部、青海柴达木盆地、内蒙古西部和中部、甘肃中北部、宁夏和陕西西北部, $PM_{10}/PM_{2.5} > 4$ 的极大值分布区于我国几大沙漠区域:巴丹吉林沙漠、库木塔格沙漠、腾格里沙漠以及科尔沁沙地、浑善达克沙地等有较好的对应关系。An et al(2018)利用中国大气化学-沙尘

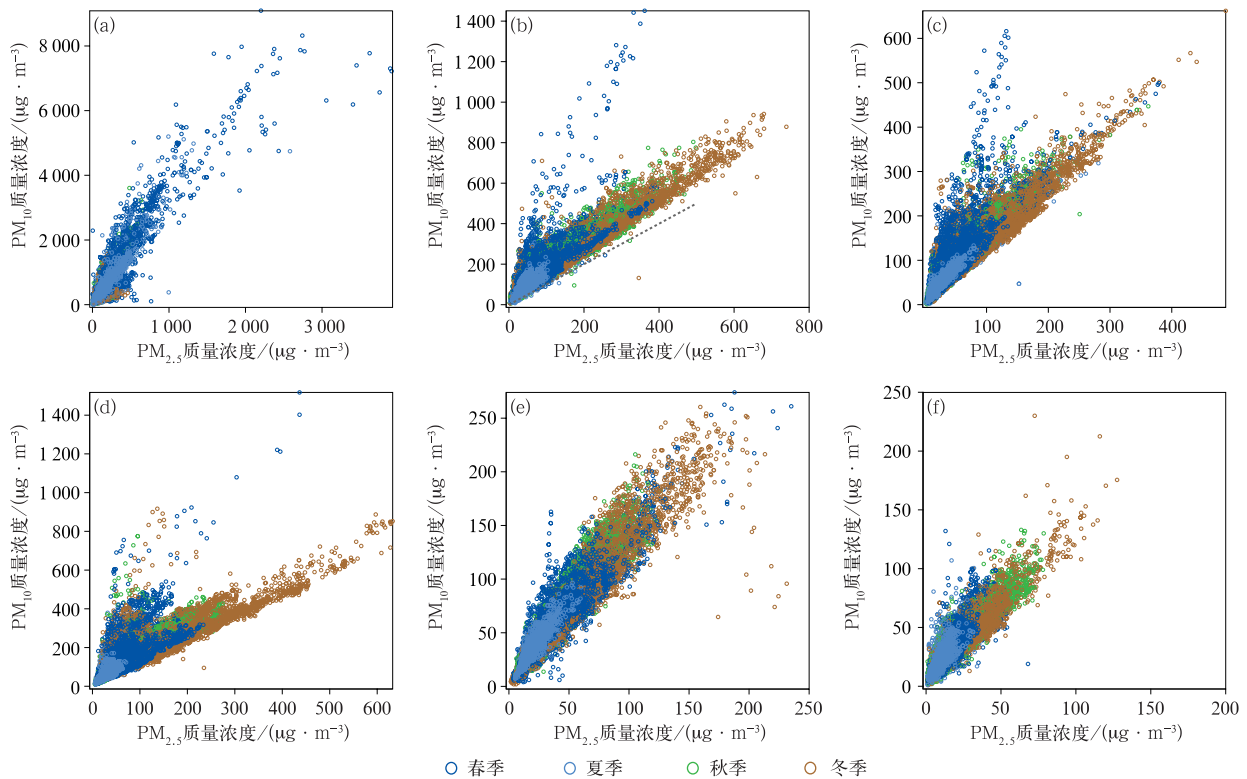


图 6 2013—2019 年和田(a)、石家庄(b)、南京(c)、西安(d)、广州(e)和三亚(f)各季节 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度相关性

Fig. 6 Correlation between PM_{10} and $PM_{2.5}$ mass concentrations in Hotan (a), Shijiazhuang (b), Nanjing (c), Xi'an (d), Guangzhou (e) and Sanya (f) in different seasons during 2013—2019

表 1 2013—2019 年我国不同地区不同季节 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 相关关系的斜率和相关性
Table 1 Slope and r^2 of PM₁₀ and PM_{2.5} correlation curves in different regions of China during different seasons from 2013 to 2019

	全年		春季		夏季		秋季		冬季	
	斜率	相关性	斜率	相关性	斜率	相关性	斜率	相关性	斜率	相关性
乌鲁木齐	1.57	0.60	2.10	0.34	3.29	0.67	1.85	0.58	1.38	0.82
和田	3.26	0.84	3.24	0.86	3.53	0.84	3.21	0.80	2.70	0.32
呼和浩特	2.18	0.48	3.49	0.59	2.77	0.53	1.98	0.70	1.63	0.73
呼伦贝尔	1.82	0.47	2.32	0.48	2.21	0.50	1.91	0.52	1.37	0.79
锡林郭勒	3.79	0.59	4.38	0.68	3.14	0.45	3.19	0.24	2.38	0.34
银川	2.22	0.52	3.17	0.67	2.49	0.56	1.97	0.71	1.77	0.68
兰州	2.47	0.55	3.42	0.83	2.30	0.60	2.20	0.55	2.13	0.33
西安	1.67	0.75	2.22	0.55	2.12	0.64	1.78	0.80	1.47	0.81
保定	1.49	0.84	1.88	0.61	1.52	0.93	1.36	0.91	1.52	0.93
石家庄	1.45	0.76	1.89	0.66	1.68	0.83	1.60	0.91	1.42	0.88
天津	1.46	0.72	1.72	0.46	1.54	0.69	1.39	0.87	1.36	0.88
北京	1.28	0.72	1.52	0.50	1.30	0.69	1.22	0.87	1.18	0.89
山原	1.70	0.80	2.19	0.63	1.92	0.76	1.75	0.9	1.44	0.93
南京	1.62	0.81	1.83	0.64	1.55	0.88	1.70	0.86	1.50	0.87
广州	1.48	0.89	1.51	0.84	1.59	0.87	1.55	0.89	1.40	0.89
三亚	1.72	0.81	1.85	0.69	2.17	0.62	1.69	0.85	1.59	0.90

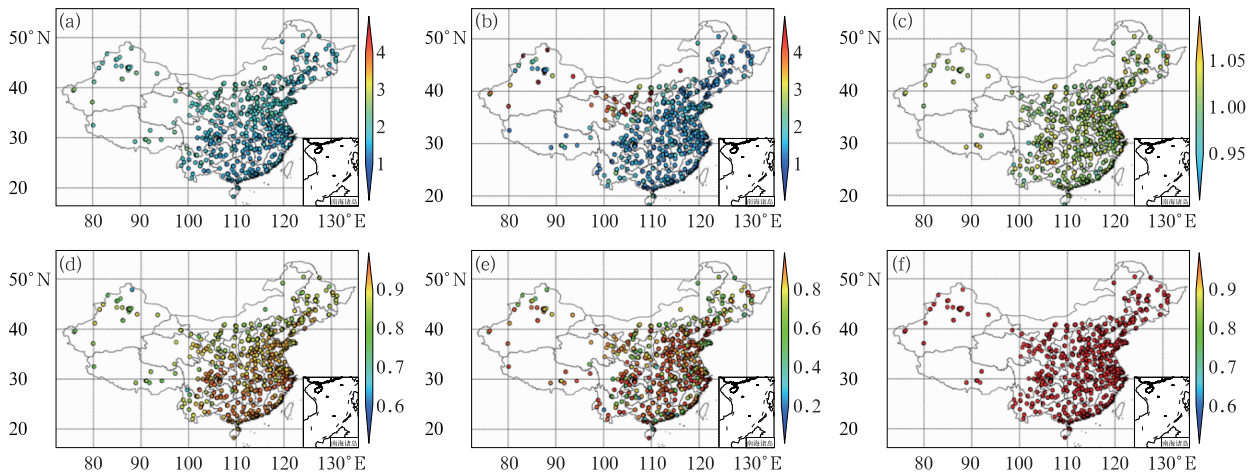


图 7 2013—2019 年清洁时段(a,d)、沙尘时段(b,e)、霾时段(c,f)、PM₁₀与 PM_{2.5} 比值(a,b,c)及其相关性(d,e,f)全国站点分布

Fig. 7 PM₁₀ and PM_{2.5} ratio (a, b, c) and r^2 site map (d, e, f) of national stations in cleaning period (a, d), dust period (b, e), haze period (c, f) from 2013 to 2019

模式(Chinese Unified Atmospheric Chemistry Environment for Dust, CUACE-Dust)对 2007—2016 年春季沙尘浓度进行模拟,通过与模拟结果的对比(图 8a),PM₁₀/PM_{2.5} 高值区与四个沙尘高浓度地带:新疆南疆盆地(37°~41°N、76°~90°E)、内蒙古西部以及蒙古国南部等地(38°~45°N、97°~110°E)、内蒙古中部(42°~44°N、114°~118°E)、内蒙古中部(42°~44°N、114°~118°E)区域吻合较好,因而

PM₁₀/PM_{2.5} 高值可以在一定条件下反映出沙尘的高发地区。但值得注意的时,霾天气时,全国各站点 PM_{2.5} 在 PM₁₀ 中占比接近 1,环境监测站点观测值中有 PM_{2.5} 高于 PM₁₀ 的情况出现,与测量仪器有关,因而统计结果中,有 PM₁₀/PM_{2.5} < 1 的统计结果出现。清洁条件下,全国大部 PM₁₀/PM_{2.5} 介于 1~2。

在得到与 PM_{2.5} 质量浓度站点实况资料融合后

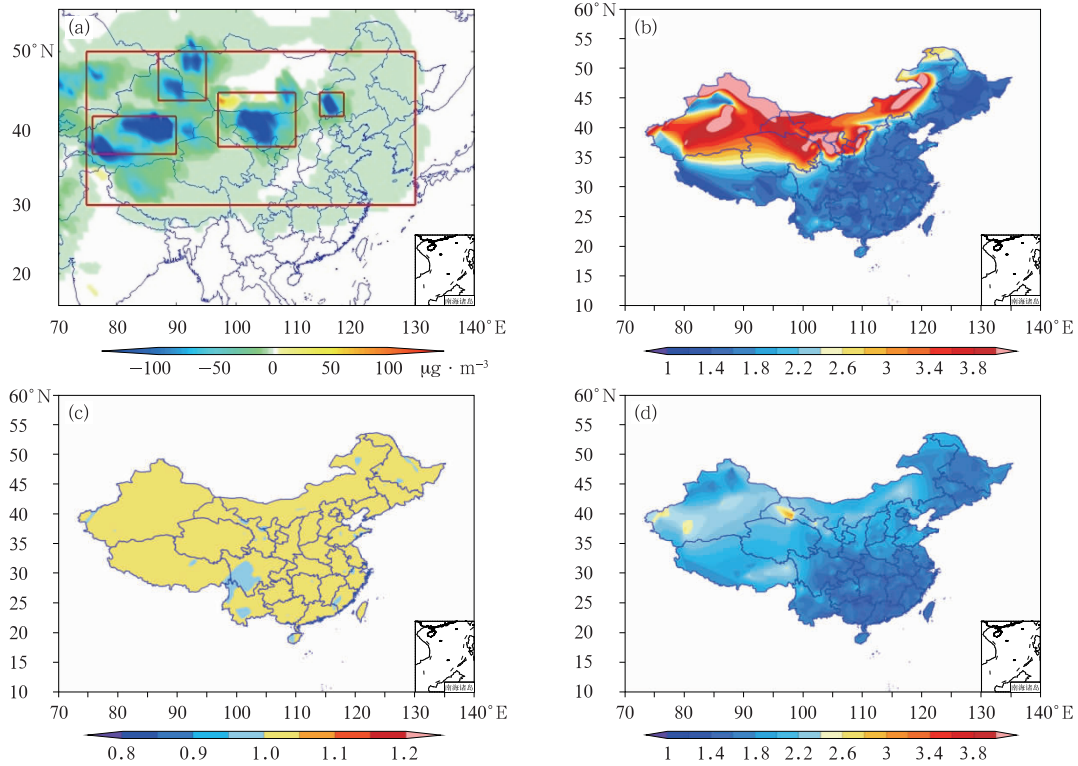


图 8 2007—2016 年全国沙尘浓度年均变化(a; An et al, 2018), 2013—2019 年沙尘时段(b)、
霾时段(c)及清洁时段(d) $PM_{10}/PM_{2.5}$ 网格地图

g. 8 Annual average distribution of dust concentration in China from 2007 to 2016 (a; An et al, 2018),
dust period (b), haze period (c), and cleaning period (d)
 $PM_{10}/PM_{2.5}$ national grid maps from 2013 to 2019

的卫星反演网格化分布后,应用沙尘、霾、清洁三种条件下 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 全国网格化查算表,可进一步反演得到 PM_{10} 质量浓度网格化分布。具体判断方法为,根据地面气象要素智能网格数据, FY-4A 卫星相关产品以及卫星反演融合后的 $PM_{2.5}$ 结果,对 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 的网格数据进行逐一判断,其中清洁条件为: $PM_{2.5}$ 质量浓度 $< 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$;已有的统计结果认为,霾天气发生时,近地面风速值(WS)一般低于 $3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,风速高于 $3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 后,颗粒物质量浓度随风速的增加迅速降低(Sun et al, 2013; 2016a; 江琪等, 2018),因而本研究对霾天气判断条件为 $PM_{2.5}$ 质量浓度 $\geq 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, $FMF \geq 0.5$, 且 $WS \leq 3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$;沙尘天气的判别条件为 $PM_{2.5}$ 质量浓度 $\geq 75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, $FMF \leq 0.5$, 且 $WS \geq 3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。判别格点的天气背景(沙尘、霾、清洁)后,利用卫星反演融合后的 $PM_{2.5}$ 质量浓度网格化数据乘以对应天气条件下的 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 全国网格化查算表数据,反演得到该时次的 PM_{10} 质量浓度全国网格化

实况数据。

2019 年 5 月 11—13 日,内蒙古、甘肃中西部、宁夏、陕西、山西北部、河北北部、北京、天津等地出现一次沙尘天气。图 9 为通过上述方法对 FY-4A 反演的 $PM_{2.5}$ 质量浓度融合后产品乘以相应格点对应天气背景的 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 转化关系后得到的相应时段卫星反演近地面 PM_{10} 质量浓度分布。由于强沙尘天气时通常伴随一定的上升运动,天空云量较多,此次沙尘过程期间内蒙古大部的 AOD 产品没有有效值,因而反演结果中内蒙古大部缺失。图 10 为此次沙尘天气过程地面观测的 PM_{10} 质量浓度实况,由图 10 可见,11 日 09 时,全国大部无明显沙尘天气, PM_{10} 质量浓度整体较低,17 时开始,内蒙古西部、甘肃西部一带地面风速开始加大,甘肃一带出现沙尘天气,部分地区 PM_{10} 质量浓度超过 $2000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。随后,沙尘范围逐渐扩大至宁夏、陕西,山西、河北北部一带,12 日夜为沙尘过程影响范围最大,强度最强的时段,随后 PM_{10} 继续向南传输扩散,强度逐

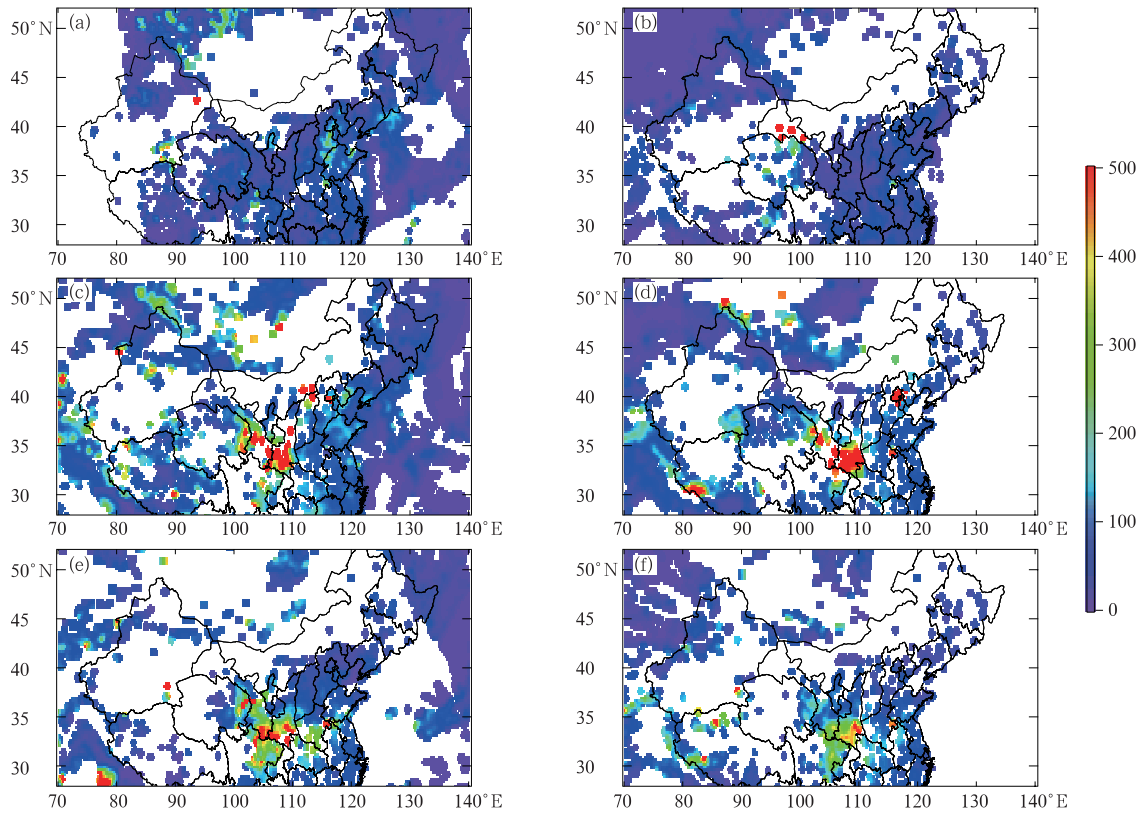


图 9 2019 年 5 月 11—13 日 FY-4A 卫星反演 PM_{10} 质量浓度分布(单位: $\mu g \cdot m^{-3}$)

(a)11 日 09 时,(b)11 日 17 时,(c)12 日 10 时,(d)12 日 18 时,(e)13 日 12 时,(f)13 日 18 时

Fig. 9 Distribution of FY-4A satellite inverted PM_{10} mass concentration (unit: $\mu g \cdot m^{-3}$) from 11 to 13 May 2019

(a) 09:00 BT 11, (b) 17:00 BT 11, (c) 10:00 BT 12,

(d) 18:00 BT 12, (e) 12:00 BT 13, (f) 18:00 BT 13

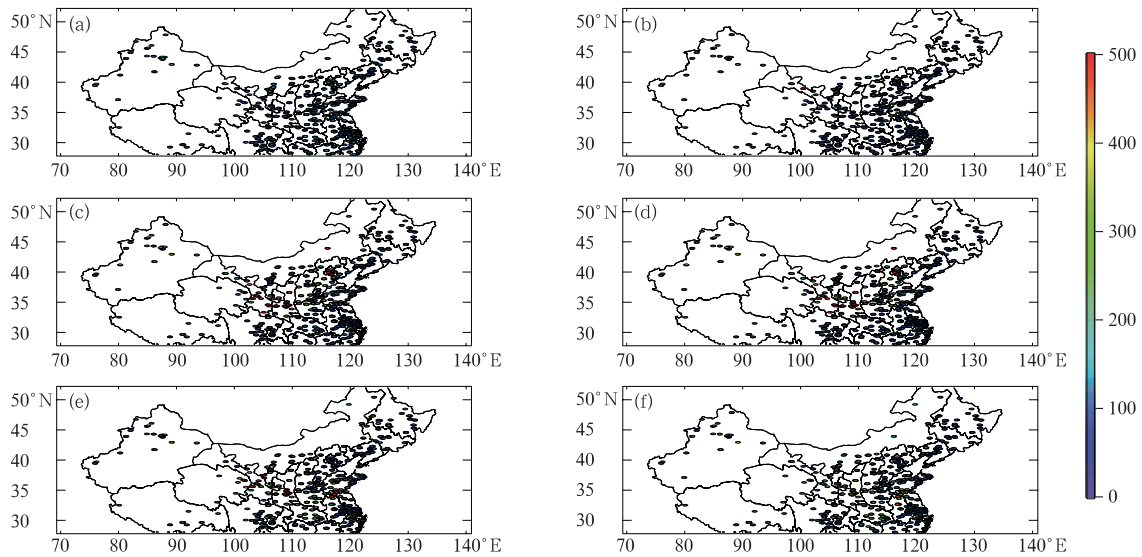


图 10 同图 9,但为实况

Fig. 10 Same as Fig. 9, but for observation

渐减弱,13 日 12 时可见 PM_{10} 质量浓度 $>500 \mu g \cdot m^{-3}$ 以上的范围显著减小至甘肃南部和陕西南部,随后此次沙尘天气过程逐渐趋于结束。通过与图 10 的地面实况进行比对,此次沙尘天气过程的传输、演化以及 PM_{10} 质量浓度的高值区在 FY-4A 卫星反演的 PM_{10} 质量浓度分布中有很好的体现,因而,通过此方法反演得到 PM_{10} 产品可以较好地反映我国西北地区的沙尘天气过程。

3 结 论

本文基于 PMRS 方法,对 FY-4A 卫星的资料进行反演,并与地面站点观测资料进行融合,得到我国近地面 $PM_{2.5}$ 质量浓度网格化实况分布。并通过建立适用于我国不同地区各天气背景条件下(清洁、霾、沙尘) $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 转化关系的格点地图,进一步估算我国网格化地表 PM_{10} 浓度。结论如下:

(1) 细粒子柱状体积消光比 (VE_f) 是 PMRS 方法的关键变量,不同区域间 VE_f 与 FMF 均存在较好的相似的相关关系,以 $FMF=0.4$ 为界,分别建立了 VE_f 两个拟合方程,估算的 VE_f 与 AERONET 观测得到的 VE_f 相关性高于 0.85。

(2) 霾过程中,通过 PMRS 方法反演得到的近地面 $PM_{2.5}$ 质量浓度基本与实况站点分布有较好的匹配,基本可以反映出污染的高浓度区域,单点检验中,反演结果与实况数据存在一定的相关性,其中京津冀的相关性可达 0.39。但数值上仍存在高估或低估。将卫星反演格点结果与地面观测站点进行融合后,得到与实况吻合较好的 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 全国 $PM_{2.5}$ 网格化实况。

(3) 对不同天气背景条件下(清洁、霾、沙尘)全国各站点 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 相关关系进行统计,各站点 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 相关性均高于 0.7,对统计结果进行差值后,得到我国 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 转化关系的格点地图。其中,沙尘时段 $PM_{10}/PM_{2.5} > 3$ 高值区与我国沙源地和沙尘高发区有较好的对应关系;霾时段 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 接近于 1;清洁时段,全国大部 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 介于 1~2。

(4) 通过 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 转化关系的格点地图,根据不同天气背景,反演得到我国网格化地表 PM_{10} 质量浓度实况,其结果可以较好地反映我国西北地区的沙尘过程。

参考文献

- 蔡子颖,张敏,韩素芹,等,2018. 天津重污染天气混合层厚度阈值及应用研究[J]. 气象,44(7):911-920. Cai Z Y, Zhang M, Han S Q, et al, 2018. Research on threshold and regularity of mixed layer thickness in heavy pollution weather in Tianjin[J]. Meteor Mon, 44(7):911-920(in Chinese).
- 江琪,孙业乐,王自发,等,2013. 应用颗粒物化学组分监测仪(AC-SM)实时在线测定致霾细粒子无机和有机组分[J],科学通报,58(36):3818-3828. Jiang Q, Sun Y L, Wang Z F, et al, 2013. Real-time online measurements of the inorganic and organic composition of haze fine particles with an aerosol chemical speciation monitor (ACSM)[J]. Chin Sci Bull, 58(36):3818-3828(in Chinese).
- 江琪,王飞,孙业乐,2018. 河北香河亚微米气溶胶组分特性、来源及其演变规律分析[J]. 环境科学,39(7):3022-3032. Jiang Q, Wang F, Sun Y L, 2018. Analysis of chemical composition, source and evolution of submicron particles in Xianghe, Hebei Province[J]. Environ Sci, 39(7):3022-3032(in Chinese).
- 吕梦瑶,张恒德,王继康,等,2019. 2015 年冬季京津冀两次重污染天气过程气象成因[J]. 中国环境科学,39(7):2748-2757. Lü M Y, Zhang H D, Wang J K, et al, 2019. Analysis of meteorological causes of two heavily polluted weather processes in Beijing-Tianjin-Hebei Region in winter of 2015[J]. China Environ Sci, 39(7):2748-2757(in Chinese).
- 王式功,王金艳,周自江,等,2003. 中国沙尘天气的区域特征[J]. 地理学报,58(2):193-200. Wang S G, Wang J Y, Zhou Z J, et al, 2003. Regional characteristics of dust events in China[J]. Acta Geogr Sin, 58(2):193-200(in Chinese).
- 张春燕,李岩瑛,曾婷,等,2019. 河西走廊东部冬季沙尘暴的典型个例及气候特征分析[J]. 气象,45(9):1227-1237. Zhang C Y, Li Y Y, Zeng T, et al, 2019. Case analysis and climatic characteristics of winter sandstorm over Eastern Hexi Corridor[J]. Meteor Mon, 45(9):1227-1237(in Chinese).
- An L C, Che H Z, Xue M, et al, 2018. Temporal and spatial variations in sand and dust storm events in East Asia from 2007 to 2016: relationships with surface conditions and climate change[J]. Sci Total Environ, 633:452-462.
- Ångström A, 1964. The parameters of atmospheric turbidity[J]. Tellus, 14(1):64-75.
- Bergin M H, Cass G R, Xu J, et al, 2001. Aerosol radiative, physical, and chemical properties in Beijing during June 1999[J]. J Geophys Res Atmos, 106(D16):17969-17980.
- Brook R D, Rajagopalan S, Pope C A, et al, 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease[J]. Circulation, 121(21):2331-2378.
- Cheng Z, Jiang J K, Fajardo O, et al, 2013. Characteristics and health impacts of particulate matter pollution in China (2001-2011) [J]. Atmos Environ, 65:186-194.
- Correia A W, Pope III C A, Dockery D W, et al, 2013. Effect of air pollution control on life expectancy in the United States: an

- analysis of 545 U. S. counties for the period from 2000 to 2007 [J]. *Epidemiology*, 24(1):23-31.
- Deuzé J L, Bréon F M, Devaux C, et al, 2001. Remote sensing of aerosols over land surfaces from POLDER-ADEOS-1 polarized measurements [J]. *J Geophys Res Atmos*, 106(D5):4913-4926.
- Engel-Cox J A, Holloman C H, Coutant B W, et al, 2004. Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality [J]. *Atmos Environ*, 38(16):2495-2509.
- Fang X, Zou B, Liu X P, et al, 2016. Satellite-based ground PM_{2.5} estimation using timely structure adaptive modeling [J]. *Remote Sens Environ*, 186:152-163.
- Holben N B, Eck T F, Slutsker I, et al, 1998. AERONET—a federated instrument network and data archive for aerosol characterization [J]. *Remote Sens Environ*, 66(1):1-16.
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [M]. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Johnson B T, Osborne S R, Haywood J M, et al, 2008. Aircraft measurements of biomass burning aerosol over West Africa during DABEX [J]. *J Geophys Res Atmos*, 113(D23):D00C06.
- Li H, Faruque F, Williams W, et al, 2009. Optimal temporal scale for the correlation of AOD and ground measurements of PM_{2.5} in a real-time air quality estimation system [J]. *Atmos Environ*, 43(28):4303-4310.
- Li T W, Shen H F, Yuan Q Q, et al, 2017. Estimating ground-level PM_{2.5} by fusing satellite and station observations: a geo-intelligent deep learning approach [J]. *Geophys Res Lett*, 44(23):11985-11993.
- Li Z Q, Ying Z, Shao J, et al, 2016. Remote sensing of atmospheric particulate mass of dry PM_{2.5} near the ground: method validation using ground-based measurements [J]. *Remote Sens Environ*, 173:59-68.
- Liu L, Guan P, Cheng C Y, 2017. Paying more attention on keeping eye health in dust-haze weather in China [J]. *Environ Pollut*, 231:1211.
- Liu X G, Cheng Y F, Zhang Y H, et al, 2008. Influences of relative humidity and particle chemical composition on aerosol scattering properties during the 2006 PRD campaign [J]. *Atmos Environ*, 42(7):1525-1536.
- Ma Z W, Hu X F, Sayer A M, et al, 2016a. Satellite-based spatiotemporal trends in PM_{2.5} concentrations: China, 2004—2013 [J]. *Environ Health Perspect*, 124(2):184-192.
- Ma Z W, Liu Y, Zhao Q Y, et al, 2016b. Satellite-derived high resolution PM_{2.5} concentrations in Yangtze River Delta Region of China using improved linear mixed effects model [J]. *Atmos Environ*, 133:156-164.
- Menon S, Hansen J, Nazarenko L, et al, 2002. Climate effects of black carbon aerosols in China and India [J]. *Science*, 297(5590):2250-2253.
- Sibson R, 1981. A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation, Chapter 2 in *Interpolating Multivariate Data* [M]. New York: John Wiley & Sons, 21-36.
- Sun Y L, Du W, Fu P Q, et al, 2016a. Primary and secondary aerosols in Beijing in winter: sources, variations and processes [J]. *Atmos Chem Phys*, 16(13):8309-8329.
- Sun Y L, Jiang Q, Xu Y S, et al, 2016b. Aerosol characterization over the North China Plain: haze life cycle and biomass burning impacts in summer [J]. *J Geophys Res Atmos*, 121(5):2508-2521.
- Sun Y L, Wang Z F, Fu P Q, et al, 2013. The impact of relative humidity on aerosol composition and evolution processes during wintertime in Beijing, China [J]. *Atmos Environ*, 77:927-934.
- Sun Y L, Zhuang G S, Huang K, et al, 2010. Asian dust over northern China and its impact on the downstream aerosol chemistry in 2004 [J]. *J Geophys Phys Atmos*, 115(D7):D00K09.
- Wang J, Christopher S A, 2003. Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM_{2.5} mass: implications for air quality studies [J]. *Geophys Res Lett*, 30(21):2095.
- Wang J, Martin S T, 2007. Satellite characterization of urban aerosols: importance of including hygroscopicity and mixing state in the retrieval algorithms [J]. *J Geophys Res Atmos*, 112(D17):D17203.
- Wang J, Xu X G, Spurr R, et al, 2010. Improved algorithm for MODIS satellite retrievals of aerosol optical thickness over land in dusty atmosphere: implications for air quality monitoring in China [J]. *Remote Sens Environ*, 114(11):2575-2583.
- Wang L Q, Li P F, Yu S C, et al, 2018a. Predicted impact of thermal power generation emission control measures in the Beijing-Tianjin-Hebei Region on air pollution over Beijing, China [J]. *Sci Rep*, 8:934.
- Wang Q Q, Sun Y L, Xu W Q, et al, 2018b. Vertically resolved characteristics of air pollution during two severe winter haze episodes in urban Beijing, China [J]. *Atmos Chem Phys*, 18(4):2495-2509.
- Wu J S, Zhu J, Li W F, et al, 2017. Estimation of the PM_{2.5} health effects in China during 2000—2011 [J]. *Environ Sci Pollut Res*, 24(11):10695-10707.
- Xu J W, Martin R V, van Donkelaar A, et al, 2015. Estimating ground-level PM_{2.5} in China using aerosol optical depth determined from the GOCI satellite instrument [J]. *Atmos Chem Phys*, 15(22):13133-13144.
- Yang J, Zhang Z Q, Wei C Y, et al, 2017. Introducing the new generation of Chinese geostationary weather satellites, Fengyun-4 [J]. *Bull Amer Meteor Soc*, 98(8):1637-1658.
- Zhang Y, Li Z Q, 2015. Remote sensing of atmospheric fine particulate matter (PM_{2.5}) mass concentration near the ground from satellite observation [J]. *Remote Sens Environ*, 160:252-262.
- Zou B, Pu Q, Bilal M, et al, 2016. High-resolution satellite mapping of fine particulates based on geographically weighted regression [J]. *IEEE Geosci Remote Sens Lett*, 13(4):495-499.