

露天生物质燃烧对地面PM_{2.5}浓度的影响评估

柯华兵¹, 龚山陵¹, 何建军¹, 周春红¹, 张磊^{1,2}, 周奕珂¹

(1.中国气象科学研究院, 北京100081; 2.南京信息工程大学, 南京210044)

摘要: 利用MODIS火点、土地类型、植被覆盖、生物质载荷和排放因子等数据产品, 开发了露天生物质燃烧排放模型, 并将其嵌入空气质量模式WRF-CUACE, 通过敏感性试验定量评估了露天生物质燃烧对中国地面Pm_{2.5}浓度的影响。研究设计了3种模拟方案, 比较模式评估结果发现修订后的方案能更好地模拟PM^{2.5}浓度。结果表明2014年10月露天生物质燃

烧主要集中在我国东北、华南和

西南地区, 其对Pm_{2.5}月平均浓度的贡献达30~60 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 局地甚至超过100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

; 华北、华东和华南地区生物质燃烧

对Pm_{2.5}月平均浓度的贡献达5~20 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

。从相对贡献看, 东北大部分地区生物质燃烧对地面Pm_{2.5}浓度的贡献超过50%, 华南地区达20%~50%, 西南局部地区甚至超过60%; 华北、华中以及华东地区相对较低, 平均相对贡献达10%~20%。生物质燃烧越严重的地区, 其产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献占比越小, 反之亦然。

引言

露天生物质燃烧主要指野火和农田焚烧,

其排放的痕量气体(CO, CO₂, CH₄, BC, OC, NO_x, NH₃, SO₂

, NMOCs等)和颗粒物(PM)是大气的重要组成部分[1]。生物质燃烧排放的PM导致空气质量恶化[2-4]、能见度降低且对人体健康产生危害[5]; 排放的NMOCs和NO_x

等气体在下风方发生化学反应生成O₃[6]; 排放的CO₂可能对碳循环产生不可忽视的影响[7]。另外, 通过气溶胶-辐射云的相互作用生物质燃烧还会影响天气和气候[8]。

国内外已经开展了一些生物质燃烧的排放清单的研究, 并评估其对大气环境和气候的影响。基于卫星数据集的生物质燃烧排放清单, 如全球火灾排放数据库(Global Fire Emissions Database, GF-ED)[9]、全球火灾同化系统(Global Fire Assimilation System, GFAS)[10]、NCAR火灾排放清单(Fire Inventory from NCAR, FINN)[11]以及化学-气候全球清单(Global Inventory for Chemistry-Cii-mate studies, GICC)[12]等, 已广泛应用于大气环境等领域。其中GFED, FINN和GICC清单是基于燃烧面积数据计算的生物质排放量, 而GFAS清单则是基于火点辐射功率(FRP)计算的生物质排放量。尽管很多生物质燃烧排放清单已广泛应用于大气化学领域, 但建模过程中的燃烧面积和燃料载荷数据还存在较大的不确定性[13]。国内一些学者致力于生物质燃烧排放清单的发展, 如Huang等[14]基于全国各省份农业统计数据结合MODIS产品(MO-D/MYD14A)制作出空间分辨率为1km \times 1km、时间分辨率为10d的中国农作物燃烧排放清单。Liu等[15]基于MODIS的火辐射功率数据(FRP)估算了华北平原地区农作物燃烧的污染物排放量。

由于中国存在大量不同植被类型的露天生物质燃烧现象, 因此有必要定量评估露天生物质燃烧对区域空气质量影响。研究发现, 在污染比较严重的京津冀地区[16-23]以及长江三角洲和珠江三角洲地区, 生物质燃烧都会造成严重的区域性空气污染。Zhang等[24]研究发现, 2002年7月—2003年7月北京地区生物质燃烧产生的有机碳占Pm_{2.5}的18%~38%, 占PM₁₀的14%~32%。Zhou等[25]研究了秋季严重雾霾事件中农作物废弃秸秆燃烧对北京和天津PM_{2.5}浓度的影响。Cheng等[26]研究发现, 2011年夏天长江三角洲地区重污染事件中37%的细颗粒物和70%的有机碳来自生物质燃烧。Li等[27]发现, 西伯利亚东北部的生物质燃烧排放的烟雾气溶胶通过长距离输送可能对中国东北地区的空气质量产生影响。Wang等[28]研究发现, 生物质燃烧对广州的Pm_{2.5}浓度的贡献达4.0%~19.0%。但上述研究工作只聚焦在特定的研究区域或仅限于短时间的重污染事件, 因此有必要开展更大区域范围和更长时间尺度的研究, 定量评估露天生物质燃烧对空气质量的影响。

本研究利用MODIS火点、土地类型、植被覆盖、生物质载荷和排放因子等数据产品, 开发了近实时的生物质燃烧排放模型, 并将其嵌入空气质量模式WRF-CUACE, 预报和评估生物质燃烧对中国地面Pm_{2.5}浓度的影响。考虑到因基数据导致的排放模型模拟结果的不确定性, 本文进一步利用敏感性试验对生物质燃烧排放量进行修订, 使空气质量模式模拟结果更接近观测值, 并基于模拟结果, 得到2014年10月生物质燃烧排放对地面Pm_{2.5}浓度的贡献。

1方法和模式简介

1.1 生物质燃烧排放量计算

本研究基于自下而上的方法计算露天生物质燃烧的排放量[11]。利用卫星火点数据、土地类型产品、植被覆盖产品、生物质载荷和排放因子等数据集获得高时间分辨率（1d）和高空间分辨率（1km × 1km）的生物质燃烧排放清单，计算公式如下：

$$E_i = A(x, t) \times B(x) \times F \times e_i \quad (1)$$

式(1)中, E_i 是生物质燃烧的排放量, $A(x, t)$ 是燃烧面积, $B(x)$ 是生物质载荷, F 是燃烧比例, e_i 是排放因子, i 是指生物质燃烧排放的污染物种, t 和 x 分别指生物质燃烧发生的时间和地点^[11]。

1.1.1 数据集

本文使用近实时的MODIS (C6) 火点产品, 该产品来自火灾信息资源管理系统 (https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/active_fire/), 能提供每日4次、水平分辨率约1km × 1km的火点探测, 同时还能提供火点的经纬度位置、探测时间、亮温、辐射强度以及可信度等相关信息。本研究选取了2014年10月可信度不小于30%的火点数据建立生物质燃烧排放清单。

利用MODIS土地覆盖类型产品 (MCD12Q1) 来确定每个火点所处的土地类型。该产品包括5种土地覆盖类型分类方案, 水平分辨率为500m × 500m, 正弦投影。本研究选取IGBP全球植被分类方案 (土地覆盖方案1), 该方案定义了17种土地覆盖类型, 分别为常绿针叶林、常绿阔叶林、落叶针叶林、落叶阔叶林、混交林、稠密灌丛、稀疏灌丛、木本稀树草原、稀树草原、草地、永久湿地、农田、城市和建筑区、农田/自然植被混合、雪和冰、贫瘠或稀疏植被以及水。

植被覆盖率来自MODIS植被产品VCF (Vegetation Continuous Fields), 该产品被用于识别每个火灾点的植被密度[29], 包括树木覆盖百分比、非树木植被覆盖百分比以及裸地覆盖百分比, 水平分辨率为500m × 500m。

上述数据集之间的不一致性按Wiedinmyee等[11]提及的方法进行处理。

1.1.2 计算因子

对于每个确定的火点, 假设初始的燃烧面积为1km², 若火点位于草原/稀树草原, 则假设初始的燃烧面积为0.75km²

。根据MODIS植被覆盖产品 (VCF) 在火点处对应的裸地覆盖百分比, 进一步调整该燃烧面积。如一个被检测到的森林火灾最初会被分配为1km²的燃烧面积。然而, 如果在VCF产品中相同位置定义了30%的裸地覆盖, 则最终燃烧面积为0.7km²[30]。

采用文献[31]所用方法确定生物质燃烧的比例 F , 即 F 是关于树木覆盖率的函数。当火点所在格点的树木覆盖百分比超过60%时, 木质类燃料的 F 定义为0.3, 草本类燃料的 F 定义为0.9; 当火点所在格点的树木百分比低于40%时, 木质类燃料假定为不燃烧, 草本类燃料的 F 定义为0.98; 当火点所在格点的树木百分比为40%~60%时, 木质类燃料的 F 定义为0.3, 草本类燃料的 F 使用如下公式计算:

$$F_g = e^{-0.013r} \quad (2)$$

式(2)中, F_g 是草本类燃料的燃烧比例, r 是树木的覆盖率。

生物质载荷和排放因子主要通过文献调研得到^[11], 如表 1 所示。

表 1 不同植被覆盖类型对应的生物质载荷和排放因子

Table 1 Biomass loadings and emission factors for different land cover types

植被类型	木质类燃料载荷/ (kg · m ⁻²)	草本类燃料载荷/ (kg · m ⁻²)	CO/(g · kg ⁻¹)	PM _{2.5} /(g · kg ⁻¹)	OC/(g · kg ⁻¹)	BC/(g · kg ⁻¹)
常绿针叶林	28.61	4.79	118	13.0	7.8	0.20
常绿阔叶林	19.45	5.17	92	9.7	4.7	0.52
落叶针叶林	15.46	5.48	118	13.0	7.8	0.20
落叶阔叶林	19.50	4.73	102	13.0	9.2	0.56
混交林	19.98	7.93	102	13.0	9.2	0.56
稠密灌丛	4.80	1.24	68	9.3	6.6	0.50
稀疏灌丛	2.63	0.82	68	9.3	6.6	0.50
木本稀树草原	12.51	3.07	68	9.3	6.6	0.50
稀树草原	10.51	2.89	59	5.4	2.6	0.37
草地	2.62	1.40	59	5.4	2.6	0.37
永久湿地	8.34	10.14	59	5.4	2.6	0.37
农田	0	0.66	111	5.8	3.3	0.69
农田/自然植被混合	8.87	2.97	59	5.4	2.6	0.37
贫瘠或稀疏植被	1.18	0.48	59	5.4	2.6	0.37

1.1.3 生物质燃烧排放的垂直分布

生物质燃烧排放高度的敏感性测试发现该参数对模拟大气浓度的重要影响[32]。排放高度与风速、燃料负荷、燃料湿度以及燃烧质量等因子有关。Colarco等[33]发现生物质燃烧排放的颗粒物最初主要集中在源区2~7km的高度层, Debell等[34]建议将排放高度定义在3~5km的高度范围。本研究基于2002年加拿大魁北克森林火灾数据集[32], 通过该数据集中排放高度的比例和对应高度层排放的颗粒物占比, 计算得到森林燃烧排放的垂直分布, 结果如图1所示。农田或草地的燃烧排放则均匀分布在地面至400m高度层。

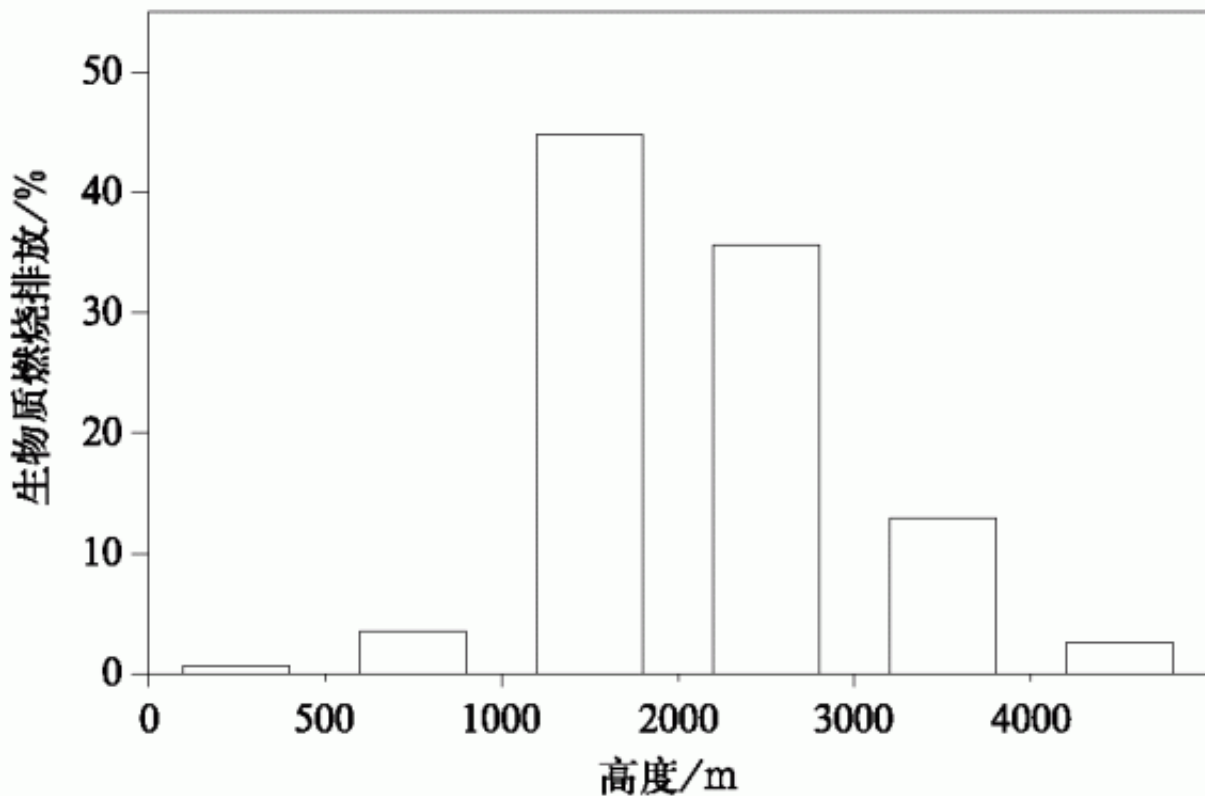


图 1 森林燃烧排放在垂直方向的分布

Fig. 1 Vertical distribution of biomass burning emissions from vegetation type of forest

1.2模式简介

本文使用WRF (Weather Research and Forecasting Model) V3.8模式建立了中尺度气象模型。

模拟时间为2014年10月，主要选用的物理方案包括微物理过程参数化方案 (Lin)、积云对流参数化方案 (G3)、大气辐射过程参数化方案 (长波RRTM、短波Goddard)、边界层参数化方案 (YSU)、陆面过程参数化方案 (NOah)。土地利用资料采用改进后的IGBP MODIS20类土地利用资料，该产品由美国波士顿大学制作，并经NCEP进行修订。使用Lam-bert投影，模拟区域中心位于40° N，117° E，采用两层嵌套，第1层嵌套水平分辨率为54km × 54km，覆盖大部分东亚地区，第2层嵌套水平分辨率为18km × 18km，覆盖中国大部分地区 (图2)。垂直方向包括32层，模式层顶气压100hPa，1km高度以内分为7层。采用NCEP/NCAR再分析资料作为WRF模式的初始和边界气象条件，该数据时间分辨率为6h，空间分辨率为1° × 1°。为保证模拟过程中大规模气象要素的精确性，每6h对外层使用网格强迫 (处理温度、水平风和水汽)。

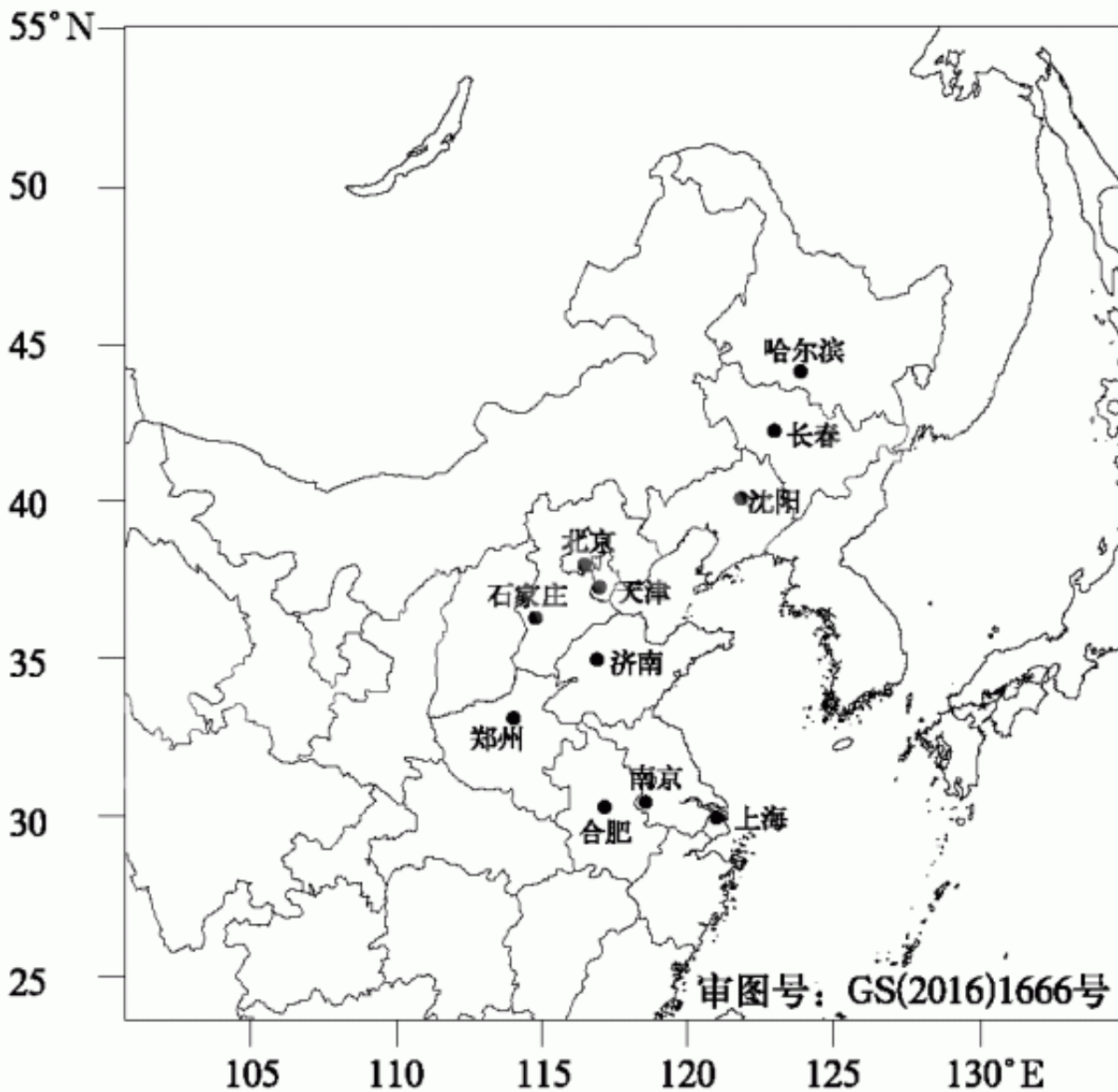


图 2 模式的模拟区域(第 2 层)
和所选城市站点的位置

Fig. 2 Model domain(the second one)
and location of observation stations

利用中国气象局开发的大气化学环境预报系统CUACE[35]与中尺度气象模式WRF实现在线耦合开展模拟。CUACE模式包括3个模块：气溶胶模块、气体模块和热力学平衡模块。气溶胶模块包含6种颗粒物组分：硫酸盐、硝酸盐、海盐、黑碳、有机碳和沙尘，所有颗粒按半径分为12档（单位均为 μm ），依次为 $(0.005, 0.01]$ ， $(0.01, 0.02]$ ， $(0.02, 0.04]$ ， $(0.04, 0.08]$ ， $(0.08, 0.16]$ ， $(0.16, 0.32]$ ， $(0.32, 0.64]$ ， $(0.64, 1.28]$ ， $(1.28, 2.56]$ ， $(2.56, 5.12]$ ， $(5.12, 10.24]$ 和 $(10.24, 20.48]$ 。气溶胶模块涉及大气中的主要气溶胶产生、输送、吸湿增长、碰撞、成核、凝结、干湿沉降、云中和云下的去除过程，以及气溶胶-云相互作用等[35-36]。气体化学机制采用CBMZ碳键机制，包含67种气体物种和176个气体间化学反应，适合在各种环境条件下使用。CUACE采用ISSOROPIA计算它们与其气体前体物

之间的热力学平衡[37]。为了使模式具备预报和评估生物质燃烧对空气质量影响的功能,根据前面的生物质排放模型在原有的CUACE模式中添加了相应的模块。 SO_2 , NO_x , CO , BC , OC , $\text{Pm}2.5$ 和 $\text{Pm}10$ 。等物种的人为排放来自中国多尺度排放清单(MEICV1.2),基准年为2012年,分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 。

为评估生物质燃烧对空气质量的影响,设计3种模拟方案: SIM1,只包含人为排放; SIM2,包含了人为排放和生物质燃烧排放; SIM3,在SIM2的基础上,基于实际观测值,对生物质燃烧排放进行了修订。搭载MODIS传感器的Terra和Aqua卫星是极轨卫星,每天仅过境中国地区4次,时间大约为01:30,13:30,19:30和22:30(世界时,下同)。MODIS传感器可以探测到燃烧面积在 1000m^2

以上的明

火和阴燃火点,在

非常有利的观察条件下(例如云层较

少、地表相对平坦等),可以检测到 100m^2

左右的明火。卫星过境时次的缺陷、小火点的遗漏以及云层的覆盖导致探测到的火点量偏低。考虑到火点的遗漏和排放因子的不确定性, SIM3方案中对原有生物质燃烧模型排放量进行了修订在其排放量基础上乘修订因子,通过比较敏感性试验模拟结果与观测值确定在该研究时段修订因子为10,可使模拟值更接近观测值。

1.3观测数据

选择模拟区域内的10个直辖市及省会城市观测站点用于评估模式的气象场和化学场模拟效果,包括北京、济南、石家庄、合肥、南京、上海、郑州、沈阳、长春和哈尔滨(图2)。上述站点的气象要素观测值源于中国气象局MICAP S格式地面数据,时间间隔为3h,主要包括2m气温、2m相对湿度和10m风速。 $\text{Pm}2.5$ 质量浓度数据来源于中国环境监测总站,数据时间间隔为1h。

2结果分析

2.1气象场模拟评估

本文基于上述改进的WRF-CUACE模式评估露天生物质燃烧排放对空气质量的影响。模式模拟性能是研究结果可靠性的关键因素之一,有必要对该模式的模拟性能进行验证。首先,对10个城市站点的气象要素的模拟结果进行评估主要的气象要素包括2m气温、2m相对湿度和10m风速,模拟值与观测值平均偏差、均方根误差和相关系数的统计结果如表2所示。各城市站点气温的相关系数和均方根误差分别为0.82~0.97(达到0.01显著性水平)和 $1.2\sim 2.8$,显示模拟值和观测值之间的高度一致。气温的平均偏差在北京(< 0.3)、沈阳(0.4)和哈尔滨(-0.9)略有低估,其他城市模拟气温偏高($0.5\sim 1.3\text{C}$),这可能与WRF模式陆面资料时效性差有关[38]。各城市站点相对湿度的相关系数为0.70~0.92(达到0.01显著性水平),均方根误差为8.2%~22.8%。相对湿度的平均偏差仅在沈阳为正值(4.0%),而在其他城市站点则为负值($-17.4\%\sim -2.5\%$),说明在模式模拟中总体上低估了相对湿度。除了石家庄风速的相关系数为0.38外,其他各站点风速的相关系数为0.63~0.84(达到0.01显著性水平)风速的均方根误差范围为 $0.9\sim 1.7\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$,符合风速“良好”模型性能标准(小于 $2.0\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)。

同时,仅南京风速的平均偏差为负值($-0.1\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

,而其他城市站点的平均偏差均为正值($0.1\sim 1.0\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

,说明在模式模拟中略高估了风速。但总体上在模拟期间,WRF-

CUACE很好地再现了模拟区域的气象场时空变化特征。

表 2 气象要素的观测值与模拟值统计

Table 2 Statistics of observed and simulated meteorological elements

站点	要素	观测值	模拟值	平均偏差	均方根误差	相关系数
北京	气温/℃	14.1	13.8	-0.3	2.1	0.90
	相对湿度/%	64.0	56.8	-7.2	14.4	0.87
	风速/(m·s ⁻¹)	1.7	1.9	0.2	0.9	0.70
济南	气温/℃	17.1	17.9	0.7	1.6	0.94
	相对湿度/%	56.9	48.2	-8.8	12.2	0.92
	风速/(m·s ⁻¹)	2.8	2.9	0.1	1.2	0.70
石家庄	气温/℃	15.4	15.8	0.5	2.8	0.82
	相对湿度/%	68.9	52.2	-16.7	22.8	0.70
	风速/(m·s ⁻¹)	0.9	2.0	1.0	1.5	0.38
合肥	气温/℃	19.1	20.4	1.3	1.8	0.94
	相对湿度/%	73.6	57.5	-16.1	19.0	0.82
	风速/(m·s ⁻¹)	1.8	2.4	0.6	1.0	0.70
南京	气温/℃	19.0	19.8	0.8	1.2	0.97
	相对湿度/%	72.9	60.5	-12.4	14.7	0.90
	风速/(m·s ⁻¹)	2.4	2.3	-0.1	0.9	0.80
上海	气温/℃	20.2	20.7	0.5	1.1	0.95
	相对湿度/%	68.3	64.3	-4.0	8.2	0.88
	风速/(m·s ⁻¹)	2.6	3.2	0.6	1.2	0.79
郑州	气温/℃	17.8	19.2	1.3	2.0	0.92
	相对湿度/%	64.8	47.4	-17.4	20.7	0.85
	风速/(m·s ⁻¹)	1.7	2.5	0.8	1.3	0.63
沈阳	气温/℃	10.9	10.5	-0.4	2.3	0.94
	相对湿度/%	55.7	59.8	4.0	14.0	0.83
	风速/(m·s ⁻¹)	2.4	3.4	1.0	1.7	0.67
长春	气温/℃	8.6	9.2	0.6	1.9	0.96
	相对湿度/%	52.3	46.3	-6.0	14.8	0.77
	风速/(m·s ⁻¹)	2.8	3.3	0.4	1.2	0.84
哈尔滨	气温/℃	6.4	5.4	-0.9	2.1	0.95
	相对湿度/%	55.3	52.8	-2.5	14.3	0.79
	风速/(m·s ⁻¹)	2.7	3.4	0.7	1.4	0.81

2.2 化学场模拟评估

基于3种模拟方案 (SIM1, Sim²和Sim³)，对所选10个城市站点2014年10月地面Pm2.5浓度的观测值和模拟值进行了评估 (图3)。表3~表5是观测与各方案模拟Pm2.5浓度效果的统计结果，统计参数包括相关系数、平均偏差、均方根误差、平均相对偏差和平均相对误差。平均相对偏差和平均相对误差将模拟值和观测值之间的偏差和误差进行归一化，适用于多种情况下的模拟评估，取值范围分别为-200%~200%和0~200%。

在受生物质燃烧影响不严重的城市，如北京、济南、石家庄、合肥、南京、上海和郑州，SIM1方案模拟的Pm2.5浓度与观测值较吻合 (图3)。从表3的统计结果来看，SIM1方案下的相关系数为0.46~0.84 (达到0.01显著性水平)，平均相对偏差和平均相对误差也符合Morris等[39]提出的“合格”标准，即平均相对偏差在±60%以内，平均相对误差在75%以下，且在济南、合肥、南京、上海等站点甚至达到了平均相对偏差在±30%以内，平均相对误差低于50%的标准，综合而言，CUACE模式能较好地模拟Pm2.5浓度时空变化。一些污染过程中模式低估了Pm2.5浓度的峰值浓度，可能与模式本身的

限制或者人为源排放的不确定性有关。另

外，模拟气象场的误差也导致Pm²

5浓度的模拟产生偏差。以石家庄为例，2014年10月7—11日以及19—25日这两个污染时段，模式能较好地再现污染过程，但严重低估了Pm2.5的峰值浓度，仅为观测值的一半。进一步分析发现模式低估了石家庄的相对湿度 (16.7%) 高估了风速 (1.0m s⁻¹)

) 导致模式模拟Pm2.5浓度产生偏差 (表2#考虑生物质燃烧排放的Sim2方案和Sim3方案模拟的Pm2.5浓度与观测值更接近，修订后的方案 (Sim3) 模拟误差最小。

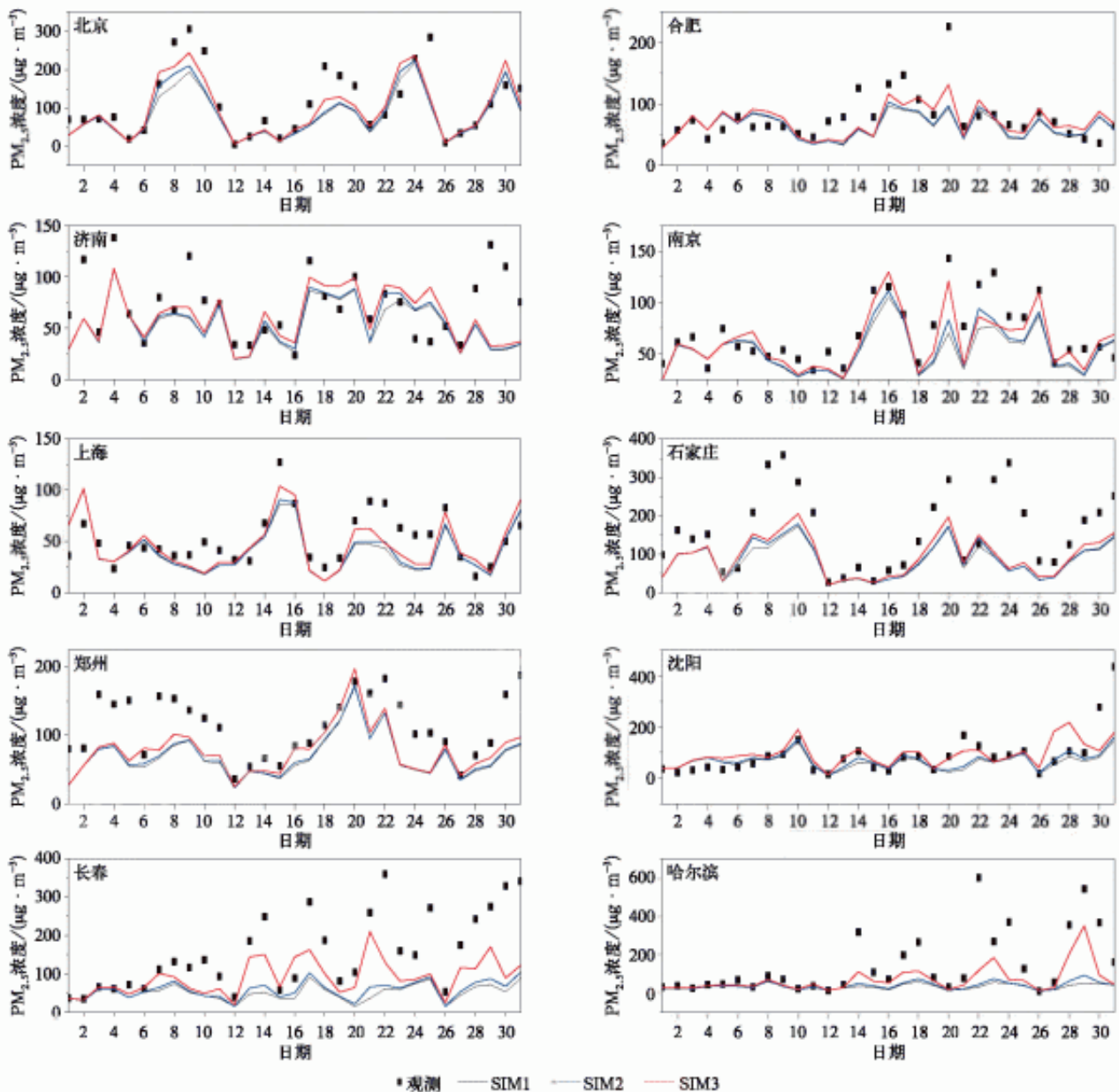


图3 2014年10月所选10个城市站点在3种模拟方案下观测和模拟的PM_{2.5}日平均浓度
Fig.3 The observed and simulated daily mean surface PM_{2.5} concentration of three scenarios at 10 stations during 1–31 Oct 2014

受生物质燃烧影响很严重的城市，如沈阳、长春和哈尔滨，观测Pm_{2.5}浓度日平均值经常能够达到10²量级，而同时段SIM1方案的模拟值只有10¹量级，SIM1方案模拟Pm_{2.5}浓度与观测值偏差很大。考虑生物质燃烧的Sim2方案的模拟结果有一些改善，但与实际浓度相比存在量级上的误差。Sim3方案模拟结果有显著改善，如Sim2方案中3个城市站点的平均偏差分别为-21.1，-97，-108.11 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，而Sim3方案的平均偏差则为5.3，-64.2，-76.5 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

Sim2方案中3个城市站点的均方根误差分别为67.0，126.9，179.6 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，而在Sim³方案中则为67.5，96.2，134.9 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。与Sim2方案相比，Sim3方案中在3个城市站点模拟Pm_{2.5}浓度的平均相对偏差和平均相对误差发生了显著变化，符合Morris等[39]提出的“合格”标准，即平均相对偏差在±60%以内，平均相对误差在75%以下。综上所述，除了沈阳外，Sim3方案模拟PM_{2.5}浓度误差均减小，说明该方案较好地模拟了大气污染情况。

表3 地面PM_{2.5}浓度观测值和SIM1方案模拟值的统计量

Table 3 Statistics of PM_{2.5} between observation and simulation from SIM1

站点	平均值/($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)		相关系数	平均偏差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	均方根误差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	平均相对 偏差/%	平均相对 误差/%
	观测	模拟					
北京	116.1	81.6	0.84	-34.5	59.3	-31.8	35.1
济南	71.6	53.4	0.46	-18.3	33.8	-27.4	37.7
石家庄	161.2	83.3	0.77	-77.8	104.8	-56.4	56.5
合肥	78.0	63.0	0.53	-15.0	35.0	-17.7	32.2
南京	69.7	52.8	0.79	-16.9	25.1	-26.5	31.2
上海	51.8	41.5	0.66	-19.9	21.9	-24.6	40.2
郑州	113.9	68.6	0.75	-45.4	53.8	-49.2	49.2
沈阳	88.1	63.1	0.66	-25.0	70.7	-14.3	40.4
长春	155.4	51.4	0.62	-104.0	135.5	-85.7	85.8
哈尔滨	147.6	33.7	0.55	-113.9	188.4	-83.0	83.0

表4 地面PM_{2.5}浓度观测值和SIM2方案模拟值的统计量

Table 4 Statistics of PM_{2.5} between observation and simulation from SIM2

站点	平均值/($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)		相关系数	平均偏差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	均方根误差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	平均相对 偏差/%	平均相对 误差/%
	观测	模拟					
北京	116.1	86.6	0.84	-29.4	55.3	-28.0	32.8
济南	71.6	55.4	0.45	-16.2	33.4	-24.0	37.1
石家庄	161.2	87.5	0.76	-73.7	101.6	-52.7	54.6
合肥	78.0	64.8	0.55	-13.2	33.9	-15.1	30.7
南京	69.7	55.4	0.84	-14.3	21.6	-22.7	27.9
上海	51.8	42.6	0.69	-17.8	20.7	-22.3	38.5
郑州	113.9	70.3	0.75	-38.3	52.4	-46.8	46.8
沈阳	88.1	69.5	0.69	-21.1	67.0	-5.1	36.8
长春	155.4	58.5	0.77	-97.0	126.9	-77.0	77.1
哈尔滨	147.6	39.5	0.73	-108.1	179.6	-76.2	76.3

表5 地面PM_{2.5}浓度观测值和SIM3方案模拟值的统计量

Table 5 Statistics of PM_{2.5} between observation and simulation from SIM3

站点	平均值/($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)		相关系数	平均偏差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	均方根误差/ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	平均相对 偏差/%	平均相对 误差/%
	观测	模拟					
北京	116.1	97.9	0.85	-18.2	48.3	-17.9	28.7
济南	71.6	60.5	0.41	-11.1	32.8	-15.9	36.7
石家庄	161.2	95.8	0.76	-65.4	94.0	-45.2	48.4
合肥	78.0	72.3	0.64	-5.7	29.2	-5.4	27.4
南京	69.7	61.3	0.85	-8.4	17.8	-13.8	22.8
上海	51.8	46.6	0.74	-5.2	18.6	-14.0	34.5
郑州	113.9	78.1	0.71	-35.8	47.4	-37.2	38.6
沈阳	88.1	93.4	0.57	5.3	67.5	21.3	40.1
长春	155.4	91.2	0.73	-64.2	96.2	-43.0	47.9
哈尔滨	147.6	71.1	0.79	-76.5	134.9	-45.8	50.7

2.3 生物质燃烧对地面Pm2.5浓度的贡献

根据以上模式评价结果，采用SIM1和Sim3方案的模拟结果评估生物质燃烧对地面Pm2.5浓度的实际贡献。图4a和图4b是两种模拟方案下的地面Pm2.5月平均浓度的空间分布，可以看到，2014年10月中国污染最严重的地区主要位于华北、华中和四川盆地地区，未考虑

生物质燃烧影响时PM_{2.5}月平均浓度达50~80 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

。图4c和图4d是2014年10月生物质燃烧对Pm2.5浓度的贡献值和相对贡献百分比。生物质燃烧主要集中在我国东北、华南和西南地区，其对Pm2.5月平均浓度的贡献达30~60 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ，局地达100 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

；在华北、华东和华中地区，生物质燃烧对PM_{2.5}月平均浓度的贡献达5~20 μg m⁻³。从相对贡献看，东北地区生物质燃烧的相对贡献较高，大部分地区相对贡献超过50%，这是因为东北地区人为源排放相对较少，Pm_{2.5}背景浓度低，从而凸显出生物质燃烧的相对贡献。华南地区生物质燃烧的相对贡献也较高，总体达20%~50%，西南局部地区甚至超过60%。与东北地区高贡献值的区域性分布不同，华南以及西南地区生物质燃烧呈很强的局地性，这主要与不同的植被类型有关。华北、华中及华东地区，生物质燃烧的相对贡献相对较小，一般达10%~20%。综上所述，在特定的时期和地区，生物质燃烧作为主要的贡献源之一，对区域空气质量的影响值得重视。

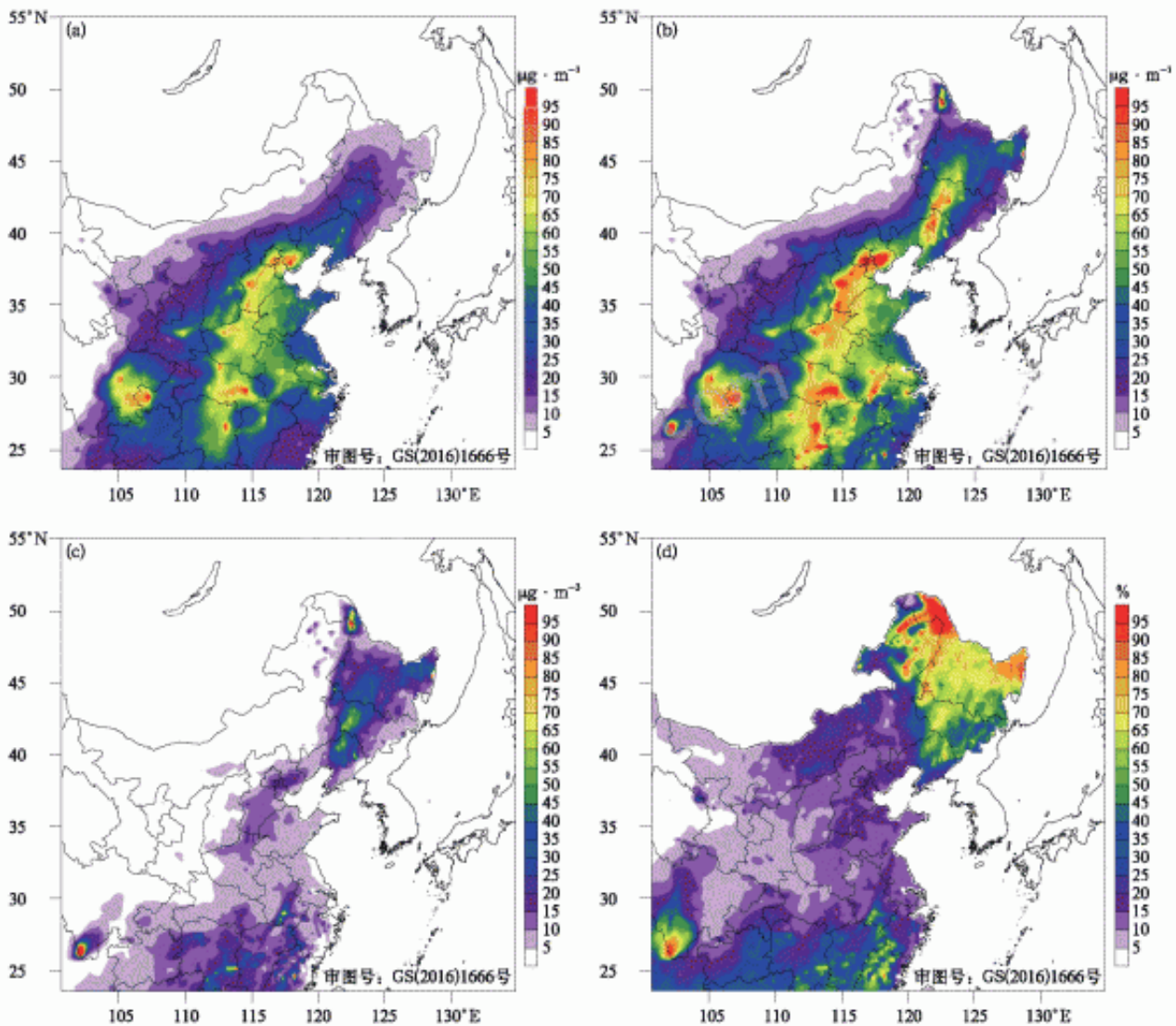


图4 2014年10月地面PM_{2.5}月平均浓度分布及生物质燃烧对PM_{2.5}的贡献
(a)SIM1方案模拟的PM_{2.5}浓度,(b)SIM3方案模拟的PM_{2.5}浓度,
(c)生物质燃烧对PM_{2.5}的贡献值,(d)生物质燃烧对PM_{2.5}的相对贡献百分比

Fig. 4 Distributions of averaged surface PM_{2.5} concentration and contribution from biomass burning in Oct 2014
(a)simulated PM_{2.5} concentration from SIM1,(b)simulated PM_{2.5} concentration from SIM3,
(c)contribtution from biomass burning,(d)percentage of contribtution from biomass burning

此外，本文还开展一组敏感性试验，通过打开或者关闭生物质燃烧排放的气体化学反应过程，估算了生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献。如图5所示，生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献与图4c中生物质燃烧对总Pm_{2.5}浓度（包括一次和二次气溶胶）贡献空间分布有明显差异。在东北地区，生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献值仅为0~10 μg · m⁻³

，明显低于华北、华中、华东和华南地区，这些地区二次气溶胶的贡献浓度可达 $5\sim 15\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

。从相对贡献看，东北地区生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的相对贡献最低，大部分地区低于30%；在华南和西南地区，生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶相对贡献可达30%~50%；在华北、华中、华东和广大偏远地区，生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的相对贡献几乎超过70%。基于上述分析，发现生物质燃烧越严重的地区，其产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献占比越小，反之亦然。

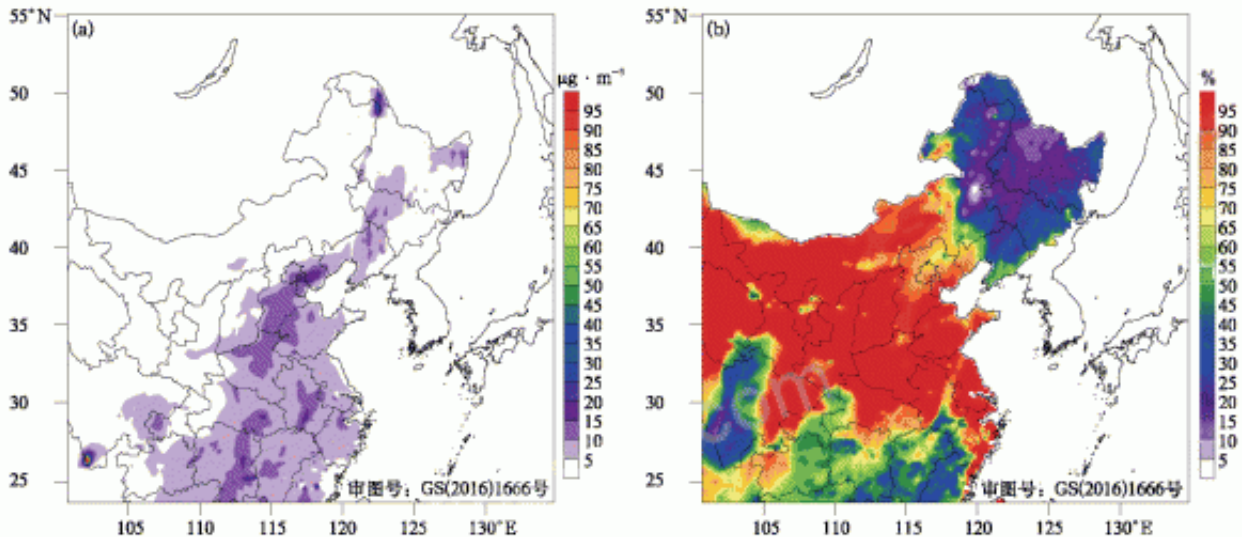


图5 生物质燃烧产生的PM_{2.5}中二次气溶胶浓度的贡献值(a)和相对贡献百分比(b)

Fig. 5 Contribution(a) and percentage of contribution(b) of secondary aerosols in PM_{2.5} from biomass burning

3结论

1) 本研究利用MODIS火点、土地类型、植被覆盖、生物质载荷和排放因子等数据集，开发了近实时的生物质燃烧排放模型，并将其嵌入到空气质量模式WRF-CUACE中，用于预报和评估生物质燃烧对中国地面PM_{2.5}浓度的影响。基于不同排放源清单设置3种模拟方案，根据模式评估结果，发现修订后的方案（Sim3）能更好地模拟Pm_{2.5}浓度。

2

) 2014

年10月生物

质燃烧主要集中在我国

东北、华南和西南地区，其对PM_{2.5}月平均浓度

的贡献达 $30\sim 60\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ，局地甚至超过 $100\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

；在华北、华东和华中地区，生

物质燃烧对Pm_{2.5}月平均浓度的贡献达 $5\sim 20\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

。从相对贡献看，东北大部分地区超过50%，华南地区达20%~50%，西南局部地区甚至超过60%；华北、华中以及华东地区相对较低，平均相对贡献为10%~20%。

3) 在东北地区，生物质燃烧产

生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献仅为 $0\sim 10\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

，低于华北、华中、华东和华南地区。从相对贡献看，东北地区生物质燃烧产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的相对贡献最低，大多数地区低于30%；在华南和西南地区，相对贡献有所提升，可达30%~50%；在华北、华中、华东以及广大的偏远地区，相对贡献几乎超过70%。基于上述分析，发现生物质燃烧越严重的地区，其产生的Pm_{2.5}中二次气溶胶的贡献占比越小，反之亦然。

参考文献

- [1] Dennis A, Fraser M, Anderson S, et al. Air pollutant emissions associated with forest, grassland, and agricultural burning in Texas. *Atmos Environ*, 2002, 36(23): 3779-3792.
- [2] 杨占婷, 白永清, 陈英英, 等. 鄂中东部两次秸秆焚烧引发的严重灰霾天气分析. *气象科技*, 2013, 41(6): 1147-1152.
- [3] 郑晓燕, 刘成德, 赵峰华, 等. 北京市大气颗粒物中生物质燃烧排放贡献的季节特征. *中国科学(B辑)*, 2005, 35(4): 346-352.
- [4] 李令军, 王英, 张强, 等. 麦秸焚烧对北京市空气质量影响探讨. *中国科学(D辑)*, 2008, 38(2): 232-242.
- [5] Pope C A, Dockery D W. Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2012, 56(6): 709-742.
- [6] Li M, Wang T, Xie M, et al. Agricultural fire impacts on ozone photochemistry over the Yangtze River Delta Region, East China. *J Geophys Res Atmos*, 2018, 123(12): 6605-6623.
- [7] Wiedinmyer C, Neff J C. Estimates of CO₂ from fires in the United States: Implications for carbon management. *Carbon Balance Manag*, 2007, 2(1): 1-12.
- [8] Field R D, van der Werf G R, Fanin T, et al. Indonesian fire activity and smoke pollution in 2015 show persistent nonlinear sensitivity to El Niño-induced drought. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 2016, 113(33): 9204-9209.
- [9] van der Werf G R, Randerson J T, Giglio L, et al. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). *Atmos Chem Phys*, 2010, 10(23): 11707-11735.
- [10] Kaiser J W, Heil A, Andreae M O, et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. *Biogeosciences*, 2012, 9(1): 527-554.
- [11] Wiedinmyer C, Akagi S K, Yokelson R J, et al. The Fire INventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning. *Geoscientific Model Development*, 2011, 4(3): 625-641.
- [12] Mieville A, Granier C, Lioussé C, et al. Emissions of gases and particles from biomass burning during the 20th century using satellite data and an historical reconstruction. *Atmos Environ*, 2010, 44(11): 1469-1477.
- [13] Shi Y, Yamaguchi Y. A high-resolution and multi-year emissions inventory for biomass burning in Southeast Asia during 2001-2010. *Atmos Environ*, 2014, 98: 8-16.
- [14] Huang X, Li M, Li J, et al. A high-resolution emission inventory of crop burning in fields in China based on MODIS thermal anomalies/fire products. *Atmos Environ*, 2012, 50: 9-15.
- [15] Liu M, Song Y, Yao H, et al. Estimating emissions from agricultural fires in the North China Plain based on MODIS fire radiative power. *Atmos Environ*, 2015, 112: 326-334.
- [16] 程兴宏, 徐祥德, 陈尊裕, 等. 北京地区 PM₁₀ 浓度空间分布特征的综合变分分析. *应用气象学报*, 2007, 18(2): 165-172.
- [17] 徐敬, 丁国安, 颜鹏, 等. 北京地区 PM_{2.5} 的成分特征及来源分析. *应用气象学报*, 2007, 18(5): 645-654.
- [18] 颜鹏, 刘桂清, 周秀娥, 等. 上甸子秋冬季雾霾期间气溶胶光学特性. *应用气象学报*, 2010, 21(3): 257-265.
- [19] 张小曳, 张养梅, 曹国良. 北京 PM₁ 中的化学组成及其控制对策思考. *应用气象学报*, 2012, 23(3): 257-264.
- [20] 靳军莉, 颜鹏, 马志强, 等. 北京及周边地区 2013 年 1-3 月 PM_{2.5} 变化特征. *应用气象学报*, 2014, 25(6): 690-700.
- [21] 徐敬, 马志强, 赵秀娟, 等. 边界层方案对华北低层 O₃ 垂直分布模拟的影响. *应用气象学报*, 2015, 26(5): 567-577.
- [22] 徐敬, 张小玲, 蔡旭晖, 等. 基于敏感源分析的动态大气污染排放方案模拟. *应用气象学报*, 2016, 27(6): 654-665.
- [23] 徐晓斌. 我国霾和光化学污染观测研究进展. *应用气象学报*, 2016, 27(5): 604-619.
- [24] Zhang H F, Ye X N, Cheng T T, et al. A laboratory study of agricultural crop residue combustion in China: Emission factors and emission inventory. *Atmos Environ*, 2008, 42(36): 8432-8441.
- [25] Zhou Y, Han Z, Liu R, et al. A modeling study of the impact of crop residue burning on PM_{2.5} concentration in Beijing and Tianjin during a severe autumn haze event. *Aerosol and Air Quality Research*, 2018, 18: 1558-1572.
- [26] Cheng Z, Wang S, Fu X, et al. Impact of biomass burning on haze pollution in the Yangtze River delta, China: A case study in summer 2011. *Atmos Chem Phys*, 2014, 14(9): 4573-4585.
- [27] Li X, Xia X, Song J, et al. A case study of long-range transport of smoke aerosols Eastern Siberia to Northeast China in July 2014. *Aerosol and Air Quality Research*, 2017, 17(4): 965-974.
- [28] Wang Q, Shao M, Liu Y, et al. Impact of biomass burning on urban air quality estimated by organic tracers: Guangzhou and Beijing as cases. *Atmos Environ*, 2007, 41(37): 8380-8390.
- [29] Hansen M C, Townshend J R G, Defries R S, et al. Estimation of tree cover using MODIS data at global, continental and regional/local scales. *Int J Remote Sens*, 2005, 26(19): 4359-4380.
- [30] Wiedinmyer C, Quayle B, Geron C, et al. Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling. *Atmos Environ*, 2006, 40(19): 3419-3432.
- [31] Ito A, Penner J E. Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000. *J Geophys Res Atmos*, 2004, 109(D14). DOI: 10.1029/2003JD004423.
- [32] Lavoué D, Lioussé C, Cachier H, et al. Modeling of carbonaceous particles emitted by boreal and temperate wildfires at northern latitudes. *J Geophys Res Atmos*, 2000, 105(D22): 26871-26890.

- [33] Colarco P R, Schoeberl M R, Doddridge B G, et al. Transport of smoke from Canadian forest fires to the surface near Washington, D C; Injection height, entrainment, and optical properties. *J Geophys Res Atmos*, 2004, 109 (D6), DOI: 10. 1029/2003jd004248.
- [34] Debell L J, Talbot R W, Dibb J E, et al. A major regional air pollution event in the northeastern United States caused by extensive forest fires in Quebec, Canada. *J Geophys Res Atmos*, 2004, 109(D19), DOI: 10. 1029/2004JD004840.
- [35] Gong S L, Zhang X Y. CUACE/Dust— An integrated system of observation and modeling systems for operational dust forecasting in Asia. *Atmos Chem Phys*, 2008, 8 (9): 2333-2340.
- [36] Gong S L, Barrie L A, Blanchet J P, et al. Canadian Aerosol Module; A size-segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models 1. Module development. *J Geophys Res Atmos*, 2003, 108 (D1), DOI: 10. 1029/2001jd002002.
- [37] West J J, Pilinis C, Nenes A, et al. Marginal direct climate forcing by atmospheric aerosols. *Atmos Environ*, 1998, 32 (14): 2531-2542.
- [38] 何建军, 余晖, 刘娜, 等. 复杂地形区陆面资料对 WRF 模式模拟性能的影响. *大气科学*, 2014, 38(3): 484-498.
- [39] Morris R E, McNally D E, Tesche T W, et al. Preliminary evaluation of the community multiscale air quality model for 2002 over the Southeastern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2005, 55(11): 1694-1708.

原文地址：<http://www.china-nengyuan.com/tech/166012.html>