何一滢，韩志伟，刘瑞婷，等. 2019. 秸秆燃烧对北京秋季气溶胶浓度和短波辐射影响的模拟研究 [J]. 气候与环境研究, 24(3): 369−382. He Yiying, Han Zhiwei, Liu Ruiting, et al. 2019. A modeling investigation of the impact of crop residue burning on aerosol concentration and shortwave radiation in Beijing in autumn [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 24(3): 369−382. doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2019.18154

秸秆燃烧对北京秋季气溶胶浓度和短波辐射影响的模拟研究

何一滢[1,2]　韩志伟[2]　刘瑞婷[3]　李嘉伟[2]

1 成都信息工程大学，成都 610225
2 中国科学院大气物理研究所东亚区域气候—环境重点实验室，北京 100029
3 中国气象局北京城市气象研究所，北京 100089

摘　要　利用地面细颗粒物（PM2.5）浓度和气象常规观测资料、地基 AERONET 观测资料、GFED 生物质燃烧排放清单和大气化学—天气耦合模式 WRF-Chem，模拟研究了华北地区 2014 年 10 月气象要素和大气污染物的时空演变，重点关注北京 10 月 7～11 日的一次重霾事件及其天气形势、边界层气象特征、输送路径、PM2.5 及其化学成分浓度变化等特征，以及秸秆燃烧对华北和北京地区细颗粒物浓度和地面短波辐射的影响。与观测资料的对比结果显示，模式可以很好地模拟北京地区地面气象要素和 PM2.5 质量浓度，考虑秸秆燃烧排放源可以明显改进北京 PM2.5 浓度模拟的准确性，但在重度污染情况下，模式总体上低估气溶胶光学厚度和高估地面短波辐射。10 月 7～11 日北京地区重霾事件主要是不利气象条件下人为污染物累积和区域输送造成，也受到华北地区南部秸秆燃烧的影响。河南北部、河北南部和山东西部大面积秸秆燃烧释放的气态污染物和颗粒物在南风的作用下输送至北京，秸秆燃烧对北京地区地面 PM2.5、有机碳（OC）、硝酸盐、铵盐、硫酸盐和黑碳（BC）的平均贡献率分别为 24.6%、36.8%、23.2%、22.6%、7.1% 和 19.8%，秸秆燃烧产生的气溶胶可以导致北京地面平均短波辐射最大减小超过 20 W m^{-2}，约占总气溶胶导致地表短波辐射变化的 24%。

关键词　秸秆燃烧　GFED 生物质燃烧排放清单　WRF-Chem 模式　细颗粒物（PM2.5）　气溶胶化学组分　短波辐射

文章编号　1006-9585(2019)03-0369-14　　**中图分类号**　X16　　**文献标识码**　A

doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2019.18154

A Modeling Investigation of the Impact of Crop Residue Burning on Aerosol Concentration and Shortwave Radiation in Beijing in Autumn

HE Yiying[1,2], HAN Zhiwei[2], LIU Ruiting[3], and LI Jiawei[2]

1 *Chengdu University of Information Technology*, *Chengdu* 610225
2 *Key Laboratory of Regional Climate−Environment for Temperate East Asia*, *Institute of Atmospheric Physics*, *Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100029
3 *Institute of Urban Meteorology*, *China Meteorological Administration*, *Beijing* 100089

Abstract　Open biomass burning is one of the important sources of particulate matter (PM) and gaseous species at the global scale, whereas crop residual burning is the fundamental way of biomass burning in East China. By using surface

收稿日期　2018-12-04；**网络预出版日期**　2019-02-25
作者简介　何一滢，女，1994 年出生，硕士研究生，主要从事大气环境模式和模拟研究。E-mail: heyy@tea.ac.cn
通讯作者　韩志伟，E-mail: hzw@mail.iap.ac.cn
资助项目　国家自然科学基金重点项目 91644217
Funded by　National Natural Science Foundation of China (NSFC, Grant 91644217)

observations of air quality and meteorological variables, aerosol optical depth (AOD) data from Aerosol Robotic Network (AERONET), biomass burning emission from Global Fire Emissions Database (GFED) inventory, and the Weather Research and Forecasting model with Chemistry (WRF-Chem), this study investigated the evolution of air pollutants in the Huabei Plain in October 2014, focusing on a severe haze event in Beijing in 7−11 October. The synoptic condition, boundary layer meteorology, transport pathway, spatial−temporal distribution of aerosol chemical components in PM2.5, and the impact of crop residual burning on fine particle concentration and surface shortwave radiation during this period were analyzed. The model well reproduces the surface meteorological variables and PM2.5 concentrations but underpredicts the AOD and overpredicts the surface shortwave radiation during haze days. Notably, the model simulation of PM2.5 concentration substantially improved by considering crop residual burning emission. The severe haze event in 7−11 October in Beijing was mainly caused by the accumulation and regional transport of air pollutants under stable atmospheric condition and was also affected by the northward transport of air pollutants produced by crop residual fires over the wide areas of southern Hebei, northern Henan, and western Shandong province. The model simulation revealed a considerable influence of crop fire on the surface aerosols in Beijing, with the percentage contributions of 24.6%, 36.8%, 23.2%, 22.6%, 7.1%, and 19.8% for PM2.5, organic carbon (OC), nitrate, ammonium, sulfate, and black carbon (BC) concentrations, respectively. The mean reduction in the surface shortwave radiation in Beijing induced by aerosols from crop fire exceeded 20 W m^{-2}, accounting for approximately 24% of the changes in shortwave radiation by all aerosols.

Keywords Crop residue burning, Global fire emissions database, WRF-Chem model, Particulate matter (PM2.5), Aerosol chemical component, Shortwave radiation

1 引言

细颗粒物（PM2.5）是大气中最重要的化学组分之一，对气候、环境和人类健康有重要影响，PM2.5浓度增加可导致大气消光增加、能见度降低，PM2.5能直接削弱到达地面的太阳辐射，从而导致地面气温降低（Zhang et al., 2010），也能作为云凝结核，通过改变云的微物理性质和寿命，间接影响气候（Twomey, 1974; Albrecht, 1989）。PM2.5可导致呼吸系统、心血管系统、免疫系统和生殖系统等出现功能性障碍，甚至炎症的发生，严重可导致死亡（Pope III et al., 2002；郭杰和肖纯凌，2017）。近年来，中国经济持续发展，能源消耗不断增加，大气污染灰霾事件频发，造成空气质量恶化，引起全社会广泛关注（Zhang et al., 2012）。Che et al. (2007, 2009)通过对中国31个省份1980～2005年的能见度观测资料的分析，发现中国东部和西南部的灰霾天气发生频率有明显上升的趋势。我国城市大气污染物来源复杂，胡敏等（2011）对2000年以来我国近30个城市大气可吸入颗粒物的源解析结果表明，颗粒物主要有6种来源：扬尘（土壤尘、道路尘、建筑尘）、燃煤、工业、机动车、生物质燃烧以及SO_2、NO_x、VOCs等通过化学反应产生的二次气溶胶，其中生物质燃烧源的贡献不可忽视，北京、广州等城市生物质燃烧对PM10浓度的平均贡献率大概在10%左右。Zhang et al.（2013）确定了北京PM2.5的六大来源为土壤粉尘、煤炭燃烧、生物质燃烧、交通、工业和二次无机气溶胶，其中生物质燃烧源年均贡献为12%，春、秋季贡献可分别达到19%和17%。

生物质是仅次于煤炭、石油、天然气的第四大能源，是重要的可再生能源，也是唯一一个可再生碳源，世界上约1/2的人口使用生物质燃料作为生活用能。全球能源使用量中14%为生物质能源，发展中国家的比例达35%（Demirbas, 2005）。生物质包括林木废弃物（木片、木块、木屑、树枝等）、农业废弃物、水生植物、油料植物、有机物加工废料和人畜粪便以及生活垃圾等（赵红帅等，2017）。据估算，全球每年大约有8700 Tg干物质来自生物质燃烧，其中90%的生物质燃烧由人类活动导致（Koppmann et al., 2005）。全球生物质燃烧排放的颗粒物大约占颗粒物排放总量的7%左右（Andreae, 1991）。生物质燃烧是全球痕量气体和颗粒物的重要来源，其直接排放及二次形成的气体和气溶胶对局地、区域以及全球大气化学成分、云微物理过程、辐射平衡和气候系统都有重要的影响（Langmann et al., 2009）。

生物质能源一直以来是我国的主要能源之一。中国是农业大国，随着农业生产水平的提高，中国秸秆总产量总体上不断增长。我国2000～2003年

秸秆平均年产量为6×10^8 t，2005年秸秆产量达8.4×10^8 t，与1980年相比增长了88.95%，平均每年增长2.57%（曹国良等，2007；毕于运等，2010）。我国农业生产每年会产生大量的秸秆，其中一部分被农村居民作为燃料燃烧，另一部分直接在收割后被焚烧，秸秆燃烧会产生大量颗粒态与气态污染物。秸秆燃烧是我国生物质燃烧的主要形式，另外还有城市里落叶与城市垃圾的焚烧、森林大火等（胡敏等，2011）。我国秸秆燃烧主要发生在华东、华北和东北等地区，而且秸秆燃烧具有明显的季节性，北方在5月下旬和6月上旬出现第一个高峰，在9月下旬和10月上旬出现第二个高峰（王书肖和张楚莹，2008）。关于我国秸秆燃烧及其影响已有许多研究，厉青等（2009）利用卫星遥感资料研究了中国秸秆燃烧对空气质量的影响，结果显示在一定范围内秸秆燃烧与空气污染指数呈现较好的一致性，秸秆燃烧会导致空气质量下降。徐敬等（2018）模拟研究了2017年5月北京大气污染过程，结果显示河南、山东、天津等地的秸秆燃烧可导致丰台及通州等地PM2.5小时浓度增加17 μg/m^3，上升幅度超过40%。苏含笑等（2018）通过采样分析，得出2015年冬季生物质燃烧对北京PM2.5浓度贡献达到18%以上。郑晓燕等（2005）在对1997～1998年的样品分析中，发现生物质燃烧是北京市大气颗粒物有机碳的一个重要来源，其贡献高达30%～60%。杭鑫等（2017）利用江苏省2010～2015年卫星监测数据和气象观测数据，计算了5～7月江苏省气溶胶光学厚度（Aerosol Optical Depth，AOD）的时空分布，结果显示，而受秸秆焚烧影响的6月，全省平均AOD值均大于5月和7月，其中江苏西部、苏北、苏南大部分地区AOD值明显增加，AOD高值区与秸秆焚烧火点分布总体一致。苏继峰（2011）基于农业统计年鉴中的秸秆产量，估算秸秆燃烧排放量，并采用WRF-CMAQ模型，模拟分析了秸秆燃烧对南京市和其周边地区空气质量的影响。钟方潜等（2017）利用融合火点排放源、人为源和生物源的WRF-Chem模式，模拟研究了2015年9月30日至10月2日发生在淮河流域的一次农作物秸秆露天焚烧过程，以及秸秆燃烧对区域和城市空气质量的影响。另外，秸秆燃烧不仅导致空气质量下降，其产生的气溶胶也会影响辐射传输。胡森林和刘红年（2017）研究发现，PM2.5浓度是影响总辐射的重要因子，在白天无云条件下，地面总辐射与PM2.5的浓度呈现较强的负相关关系。目前国内对华北地区秸秆燃烧及其影响的模拟研究仍然较少，而且主要针对秸秆燃烧对空气质量的影响。

本文利用GFED生物质燃烧排放清单，结合WRF-Chem模式，研究并定量估算了2014年秋季华北地区南部秸秆燃烧对华北和北京空气质量、气溶胶光学厚度和短波辐射的影响，为了解华北地区霾的来源以及秸秆燃烧的环境效应提供参考。

2 模式参数及相关数据

2.1 WRF-Chem模式介绍

WRF模式（Weather Research and Forecasting Model）是新一代的中尺度数值天气预报模式及资料同化系统，由NCAR、NOAA的地球系统研究实验室（ESRL, the Earth System Research Laboratory）、美国西北太平洋国家实验室（PNNL, Pacific Northwest National Laboratory）等研究机构和大学科研人员共同研究开发。WRF模式分为两个版本，一个是研究型ARW（the Advanced Research WRF），由NCAR的MM5模式发展而来；另一个是业务型NMM（the Non-hydrostatic Meso-scale Model），由NCEP的Eta模式发展而来（廖礼，2014）。本文使用ARW版本。

WRF-Chem（Weather Research and Forecasting Model coupled with Chemistry）模式是在WRF模式中加入Chem模块，其天气模块和化学模块采用完全相同的空间分辨率，气象过程和化学过程完全耦合(Grell et al., 2005)。该模式可模拟大气气溶胶和气体的排放、平流输送、湍流扩散、干湿沉降、化学转化等大气物理和化学过程，以及气溶胶对辐射和云的影响和反馈过程，已被广泛应用于区域空气质量、气溶胶及其天气/气候效应等研究中。

本文使用WRF-Chem v3.5.1，采用单重网格，水平方向为64（东西）×72（南北）网格点，水平分辨率为27 km，以（38°N，117°E）为中心，包括了中国东部大部分地区。垂直方向分为30层，大气层顶气压为50 hPa，大约有9层在2 km以下。模式采用：Noah陆面模式（Chen and Dudhia, 2001），Lin et al.（1983）的云微方案，新Grell积云对流参数化方案（Grell and Dévényi, 2002），YSU边界层方案（Hong et al., 2006），RRTMG长

短波辐射方案，Goddard短波辐射方案。气相化学过程采用CBMZ机制（Zaveri and Peters, 1999），该方案是基于CBM-IV（Gery et al., 1989）机制发展而来，包括67个物种、176个化学反应；气溶胶过程采用MOSAIC气溶胶模型（Zaveri et al., 2008），它采用分档的方法表征气溶胶的粒径分布，本研究将粒径分为4档，其中1～3档为PM2.5，4档为PM2.5～10，粒径的变化由气体的吸附或蒸发、粒子碰并等过程决定。光解率采用Fast-J方案计算（Wild et al., 2000）。气象初始和边界条件采用NCEP提供的1°（纬度）×1°（经度）再分析资料，时间间隔为6 h。化学边界条件来自MOZART-4（Model for OZone And Related chemical Tracers version4）每6小时的模拟结果。

2.2 排放源

本文中WRF-Chem模拟考虑了人为排放源、生物排放源和生物质燃烧源，CO、SO_2、氮氧化物、挥发性有机物、有机碳、黑碳、一次PM2.5和PM10的人为排放源来自于清华大学发展的MEIC（http://www.meicmodel.org/[2018-03-20]）排放清单，本文采用2014年月均0.25°（纬度）×0.25°（经度）源清单，它由4个部分（电力、工业、民用和交通）组成。生物排放源来自自然界气体气溶胶排放模型（Model of Emission of Gases and Aerosol from Nature, MEGAN）的月均值。生物质燃烧源来自全球生物质燃烧排放数据（Global Fire Emissions Database, GFED）（https://daac.ornl.gov/VEGETATION/guides/fire_emissions_v4.htm[2018-03-26]），该数据集融合了火点和植被生产力的卫星信息并计算了1997～2016年0.25°（纬度）×0.25°（经度）网格化的单位燃烧面积月均和日均排放量，并依据日变化规律，计算得到每3 h秸秆燃烧排放通量。GFED的核心数据包括：燃烧面积(Giglio et al., 2013)，碳和干物质量(van der Werf et al., 2017)，各种燃烧类型对总排放量的贡献，各种气体和气溶胶的排放因子(Andreae and Merlet, 2001; Akagi et al., 2011)等。

2.3 观测数据

地面气象要素观测数据来源于中国气象科学数据共享服务网（http://cdc.cma.gov.cn[2018-04-10]），包括海平面气压、温度、相对湿度、风速、能见度等气象要素，每3 h一次，本文所用的是北京站54511（39.8°N，116.47°E）数据。PM2.5质量浓度的观测数据来源于中国环境监测总站（http://106.37.208.233:20035/[2018-04-12]），数据1 h一次。本文选取北京12个站点，其中包括8个城区站和4个郊区站，取12个站点平均值代表北京地区PM2.5浓度。AOD观测数据来源于AERONET全球自动观测网（https://aeronet.gsfc.nasa.gov/[2018-04-17]），选取中国科学院遥感与数字地球研究所（40.01°N，116.38°E）、中国医学科学院（39.93°N，116.32°E）、香河（39.75°N，116.96°E）和兴隆（40.4°N，117.58°E）站，观测时间为2014年10月。逐时地面短波辐射数据来源于中国科学院大气物理研究所325 m铁塔观测。

2.4 试验设计

2014年10月华北地区有多次霾过程发生，中央气象台在10月7日发布了入秋以来首个霾黄色预警后，9日和10日连续发布霾橙色预警，与此同时，在10月5～8日，卫星探测到在华北南部有明显和密集的火点，而这期间华北地区的气象条件为持续和中等强度的偏南风，预示着华北南部的秸秆燃烧可能会对其下游包括京津地区产生影响，因此，本文选取2014年9月28日00:00（协调世界时，下同）至11月1日00:00为研究时段，前3天为初始化，重点关注2014年10月7～11日发生在北京的一次重霾过程，并定量估算秸秆燃烧对细颗粒物浓度和短波辐射的影响，以及相对于人为源的大小。本文设计如下3个数值试验：基准试验（Expt1，包含人为源和生物质燃烧源），敏感试验1（Expt2）与基准试验相同，但不包含生物质燃烧源，敏感试验2（Expt3）不包含人为和生物质燃烧源，Expt2与Expt1之差可反映生物质燃烧源的影响，而Expt3与Expt2之差可反映人为源的影响。

3 模拟结果验证和分析

3.1 模式验证

图1为2014年10月北京地面气象要素和PM2.5质量浓度的日均观测值与模拟值的对比。模式较好地再现了上述气象和化学要素的逐日变化特征，如合理地反映了10月5～12日期间，气温和相对湿度明显增加，而地面风速减小的变化趋势。模式也准确地反映了5～12日、15～21日、21～26日、26～31日地面PM2.5质量浓度的变化趋势，以及4次主要的霾生消过程，其中5～12日的霾过

表1 2014年10月平均的北京2 m气温、2 m相对湿度、10 m风速、海平面气压地面PM2.5质量浓度观测值与模拟值的对比统计分析

Table 1 Statistical analysis of the simulated and observed 2-m air temperature, 2-m relative humidity, 10-m wind speed, sea level pressure, and surface PM2.5 concentrations in Beijing averaged in Oct 2014

	样本数	观测平均值	Expt1平均值	统计值		
				平均偏差	归一化平均偏差	相关系数
2 m气温	248	14.1 ℃	14 ℃	−0.1 ℃	−0.7%	0.97
2 m相对湿度	248	64.3%	55.6%	−8.7%	−13.5%	0.92
10 m风速	175	1.65 m/s	1.59 m/s	−0.06 m/s	−3.6%	0.81
海平面气压	248	1020.4 hPa	1020.5 hPa	0.1 hPa	0.0%	1
地面PM2.5质量浓度	733	118 μg/m^3	113.4 μg/m^3	−4.6 μg/m^3	−3.9%	0.9

程中，9日观测日均值达333.1 μg m^{-3}，是最重的一次，模式模拟的最大值为309.0 μg m^{-3}，出现在8日，模拟峰值的提前可能与GFED清单中生物质燃烧源的日变化规律有关，也可能与局地气象场模拟偏差有关。表1为2014年10月北京54511站气象要素（2 m气温、2 m相对湿度、10 m风速）和PM2.5质量浓度观测值和模拟值的统计分析。可以看出，气温、相对湿度、海平面气压的模拟值与观测值的相关系数都大于0.9，风速的模拟值与观测值的相关系数达到0.81，绝对偏差仅为0.06 m s^{-1}。模拟与观测的PM2.5浓度的相关系数高达0.9，相对偏差仅为−3.9%，说明WRF-Chem对地面气象要素和PM2.5总质量浓度有很好的模拟能力。

3.2 重霾时的气象条件

10月6日，华北地区地面受一高压系统控制，在500 hPa，低压槽位于中国东北东部—朝鲜半岛—黄海，华北地区位于槽后，有下沉运动，以上天气形势下大气比较稳定，污染物不易扩散并开始在近地面累积。10月7日，控制华北的高压系统减弱，而在中国东部的长江和黄河下游地区有一高压，受其影响，华北地区为弱的偏南风，500 hPa为稳定的西风气流，10月9日，华北地区仍为弱高压控制，维持静稳天气，污染物进一步累积使PM2.5浓度达到最高。10月11日，华北地区冷锋过境，出现大风降温天气，污染物浓度迅速下降。

这次霾过程的形成主要有两个原因。一是天气条件所致，10月6日开始，华北、黄淮等地维持静稳天气，大气水平输送和垂直扩散条件均较差，同时，近地面弱南风伴随的高湿条件有利于气溶胶的二次化学生成和吸湿增长。二是华北南部的秸秆燃烧向北输送加剧了河北和北京的大气污染，将在下节讨论。

3.3 秸秆燃烧排放源及其对地面PM2.5浓度的贡献

2014年10月5～8日，在河南东部、河北南部和山东西部等地出现密集的秸秆燃烧现象，其中10月6日，在河南东北部排放最强。图2为2014年10月5～8日平均MEIC和GFED中PM2.5、OC和BC排放通量的空间分布。人为源排放强度呈现出自东部和沿海地区向内陆减小的趋势。秸秆燃烧排放强度呈现出明显的局地性，主要集中在河南东部和东北部。秸秆燃烧直接释放的PM2.5通量超过1.2 μg m^{-2} s^{-1}，OC和BC排放通量分别超过0.2 μg m^{-2} s^{-1}和0.18 μg m^{-2} s^{-1}，大约为人为源的4倍，而且由于该时段上述地区为偏南风，秸秆燃烧产生的污染物可能会对京津冀地区空气质量产生重要的影响。

图3为2014年10月6～9日日平均10 m风场和地面PM2.5质量浓度的空间分布。6日（图3a），山东西部到河南东部为偏南风，此时北京、河北北部地区的PM2.5浓度低于80 μg m^{-3}，而在河南与河北、山东的交界地区，PM2.5浓度最大超过440 μg m^{-3}，这主要是秸秆燃烧的贡献。7日（图3b），京津冀大部分地区PM2.5浓度明显增加，在北京南部和河北中部最大PM2.5浓度超过240 μg m^{-3}。8日（图3c），北京地面PM2.5浓度进一步增加，超过280 μg m^{-3}，而秸秆燃烧的主要地区PM2.5浓度明显减小至120 μg m^{-3}，总体来看，PM2.5浓度的高值区由秸秆燃烧的河南东部、河北南部转变为河北中部和京津地区。受地面弱高压场的影响，京津冀地区以偏南风为主导，有利于河南及周边地区秸秆燃烧排放的污染物不断向北方输送。9日（图3d），PM2.5浓度达到最高，北京超过320 μg m^{-3}，北京和天津以南是大范围的东南风，而北京三面环山的特殊地形条件，也有利于地面污染物的滞留和

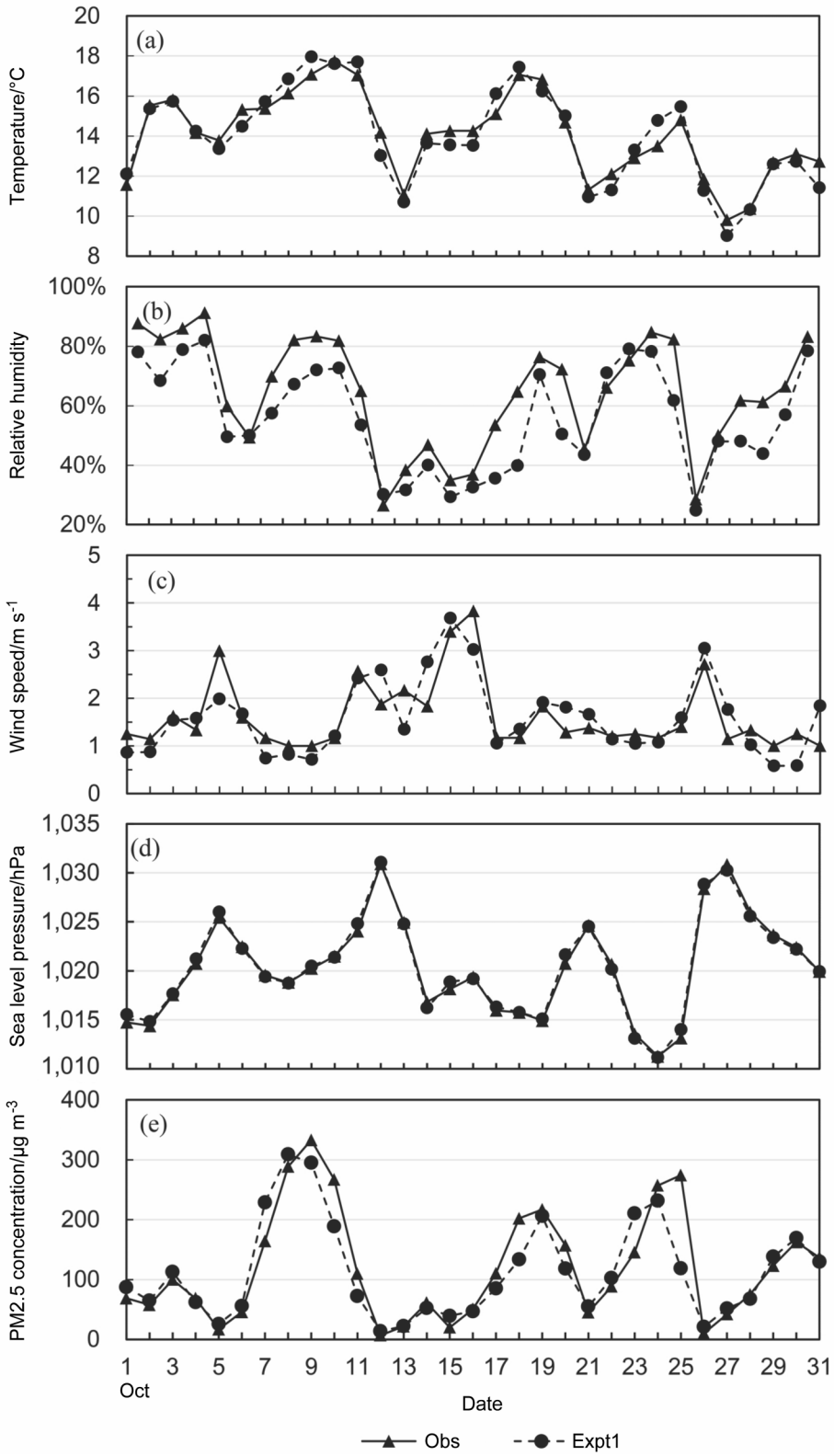

图1 2014年10月北京（a）2 m气温、（b）2 m相对湿度、（c）10 m风速、（d）海平面气压、（e）地面细颗粒物（PM2.5）质量浓度的日均观测值与模拟值对比

Fig. 1 Observed and simulated daily mean of (a) 2-m air temperature, (b) 2-m relative humidity, (c) 10-m wind speed, (d) sea level pressure (SLP), and (e) surface PM2.5 concentrations in Beijing in Oct 2014

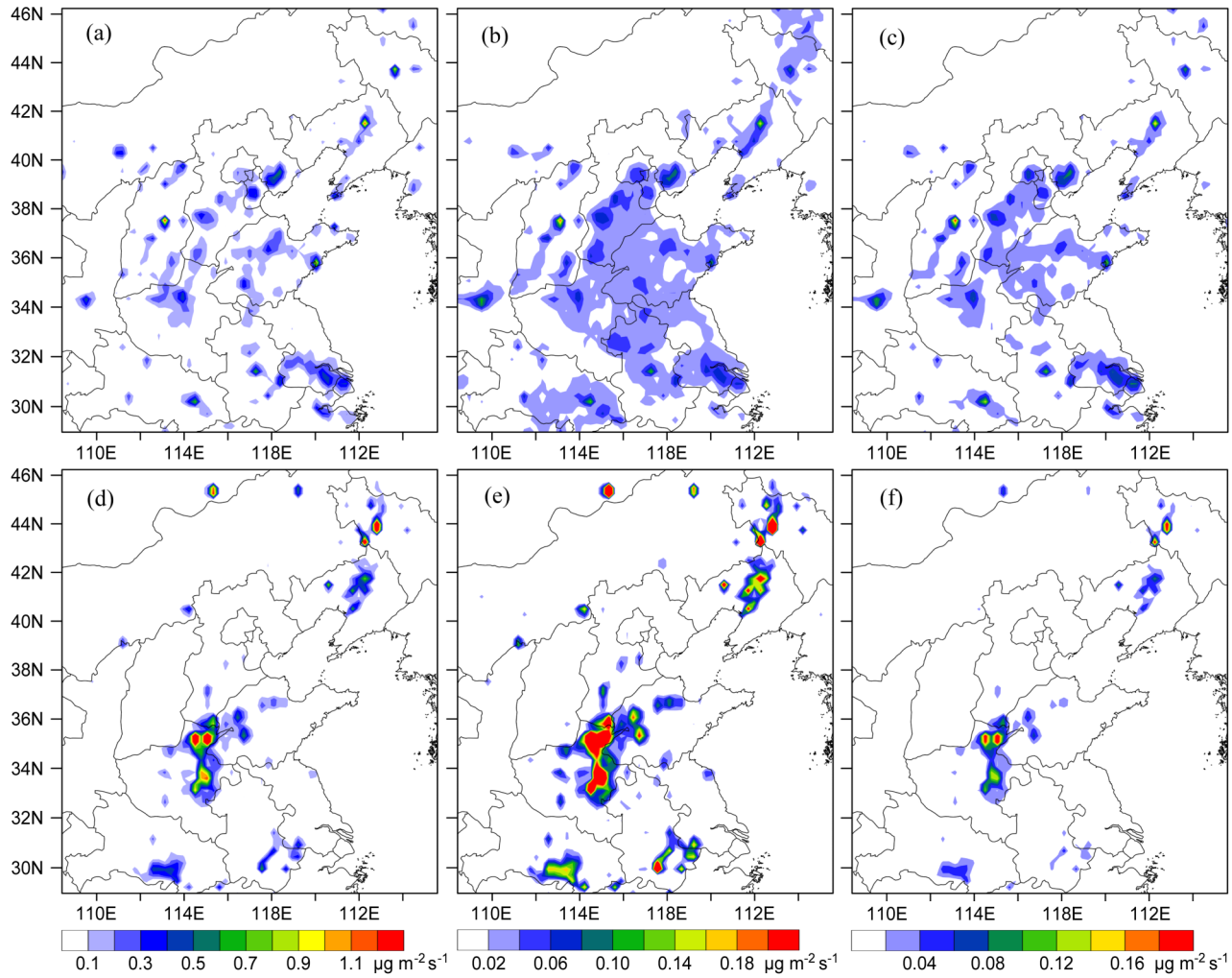

图2 2014年10月5～8日平均MEIC排放清单中（a）PM2.5、（b）有机碳（OC）、（c）黑碳（BC）和GFED数据集中（d）PM2.5、（e）OC、（f）BC排放通量的空间分布

Fig. 2 Spatial distributions of emission fluxes of (a) PM2.5, (b) OC, and (c) BC in MEIC Emission Inventory and the spatial distributions of emission fluxes of (d) PM2.5, (e) OC, and (f) BC in GFED data averaged over the period of 5–8 Oct 2014

浓度进一步升高。导致此次污染事件的原因主要为：1）华北地区天气形势较稳定，大气扩散条件差，加上特殊地形，有利于污染物堆积和浓度升高；2）河南北部、河北南部、山东西部地区大面积秸秆燃烧释放的颗粒物和气态污染物在南风作用下向河北和京津等下游地区输送，以下将定量计算秸秆燃烧对北京 PM2.5 浓度的贡献。

图4是2014年10月7～11日平均地面PM2.5浓度的空间分布以及秸秆燃烧源对区域PM2.5浓度的绝对和相对贡献。图4a显示只考虑人为源时，PM2.5浓度高值主要在从石家庄至京津地区，最大浓度超过180 μg m^{-3}。加入秸秆燃烧源后（图4b），河南东北部、河北中部和南部以及京津地区PM2.5浓度明显增加，图4c显示秸秆燃烧的主要地区（如河南东北部），平均地面PM2.5浓度最大增加超过40 μg m^{-3}，相对贡献超过30%（图4d），而河北中部和北京南部PM2.5浓度最大增加超过50 μg m^{-3}，相对贡献超过20%，反映了华北南部秸秆燃烧通过长距离输送可对京津冀细颗粒物浓度有重要影响。

图5为观测和模拟的（考虑和不考虑生物质燃烧源）2010年10月北京地面PM2.5及其化学组分日平均质量浓度。在8～9日，生物质燃烧对PM2.5的影响最大（图5a），而在各组分中，生物质燃烧源对OC的贡献最大（图5b），对硫酸盐的贡献最小（图5c）。值得注意的是，考虑了秸秆燃烧源试验（Expt1）模拟PM2.5浓度明显高于不考虑秸秆燃烧源试验（Expt2），并与观测更接近（图

5a），反映了模式中加入秸秆燃烧源对空气质量模拟的重要性。表2统计了7～11日平均和污染最严重日9日北京地面气溶胶化学组分浓度的模拟值以及秸秆燃烧的相对贡献百分比。考虑了秸秆燃烧源后，北京PM2.5平均浓度由165.1 μg m^{-3}增加到218.9 μg m^{-3}，生物质燃烧对PM2.5浓度贡献为

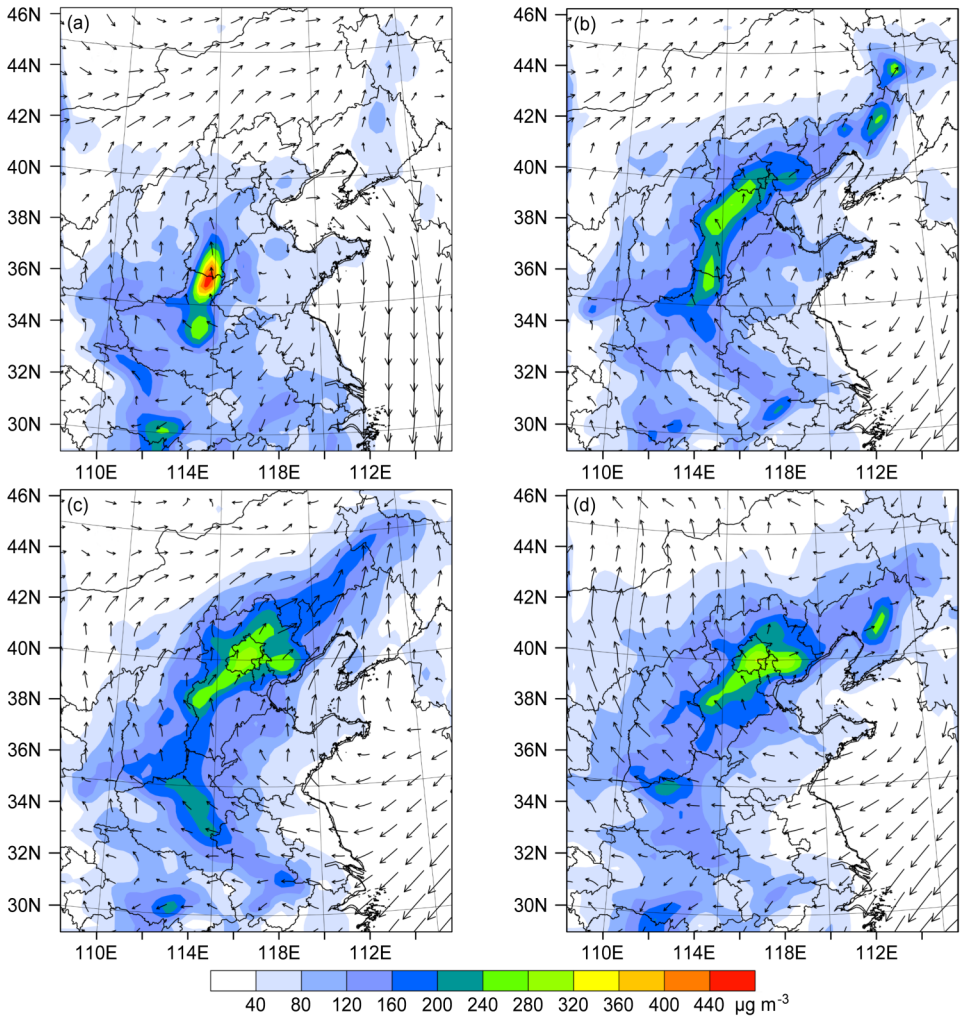

图3 模式模拟2014年10月（a）6日、（b）7日、（c）8日、（d）9日平均10 m风场和地面PM2.5质量浓度分布

Fig. 3 The model simulated daily mean 10-m wind field and surface PM2.5 concentrations on (a) 6 Oct, (b) 7 Oct, (c) 8 Oct, and (d) 9 Oct 2014

表2 模式模拟的考虑和不考虑生物质燃烧源情况下2014年10月7～11日和9日（污染最严重）平均PM2.5及其主要化学成分质量浓度和生物质燃烧源的相对贡献

Table 2 Simulated mean surface PM2.5 concentrations and chemical compositions in PM2.5 with and without biomass burning and relative contribution of biomass burning during 7–11 Oct and on 9 Oct 2014

主要污染物	7～11日平均			9日		
	Expt1模拟浓度/μg m^{-3}	Expt2模拟浓度/μg m^{-3}	相对贡献	Expt1模拟浓度/μg m^{-3}	Expt2模拟浓度/μg m^{-3}	相对贡献
PM2.5	218.9	165.1	24.6%	295.2	238.2	19.3%
OC	17.1	10.8	36.8%	20.6	14.2	31.1%
BC	11.6	9.3	19.8%	14.4	11.9	17.4%
SO_4^{2-}	7	6.5	7.1%	8.9	8.1	9.0%
NO_3^-	117.1	89.9	23.2%	168.9	139	17.7%
NH_4^+	36.8	28.5	22.6%	52.3	43.3	17.2%

24.6%。PM2.5 的主要化学成分中，生物质燃烧对 OC 浓度贡献最大，平均高达 36.8%，其次是硝酸盐、铵盐、BC，硫酸盐最弱，平均贡献分别为 23.2%，22.6%，19.8% 和 7.1%。

3.4 秸秆燃烧排放对短波辐射的影响

图 6 为 2014 年 10 月北京地区 AERONET 观测和模式模拟的 AOD 的日均值。北京 AERONET 观测值由 Beijing-CAMS（中国气象局）、Beijing-RADI（中国科学院遥感与数字地球研究所）、XiangHe（香河）、Xinglong（兴隆）4 个站点平均得到。图中观测的 AOD 最大值出现在 10 月 9 日，达到 2.4，模拟与观测的 AOD 逐日变化趋势基本一致，合理地反映了 10 月 8 日、23 日和 29 日 AOD 明显的增加趋势，模式对于 AOD 较低值（清洁和中度污染情况）的模拟较好，如 5～7 日、13～18 日、21～23 日、26～28 日，但是对高 AOD 值（重污染情况）有明显的低估，如 9 日和 24 日的 AOD 低估约 1～2 倍，另外，模式模拟的 AOD 峰值（8 日）比观测峰值（9 日）有所提前，这是由于模拟的 PM2.5 的峰值浓度提前。从 Expt1 和 Expt2 对比看到，秸秆燃烧排放可导致 8 日的 AOD 增加约 0.3。

上述模式对 AOD 高值的低估主要是由于 WRF-Chem 对重污染时期气溶胶化学成分浓度的模拟偏低，虽然本研究时段内没有气溶胶化学成分

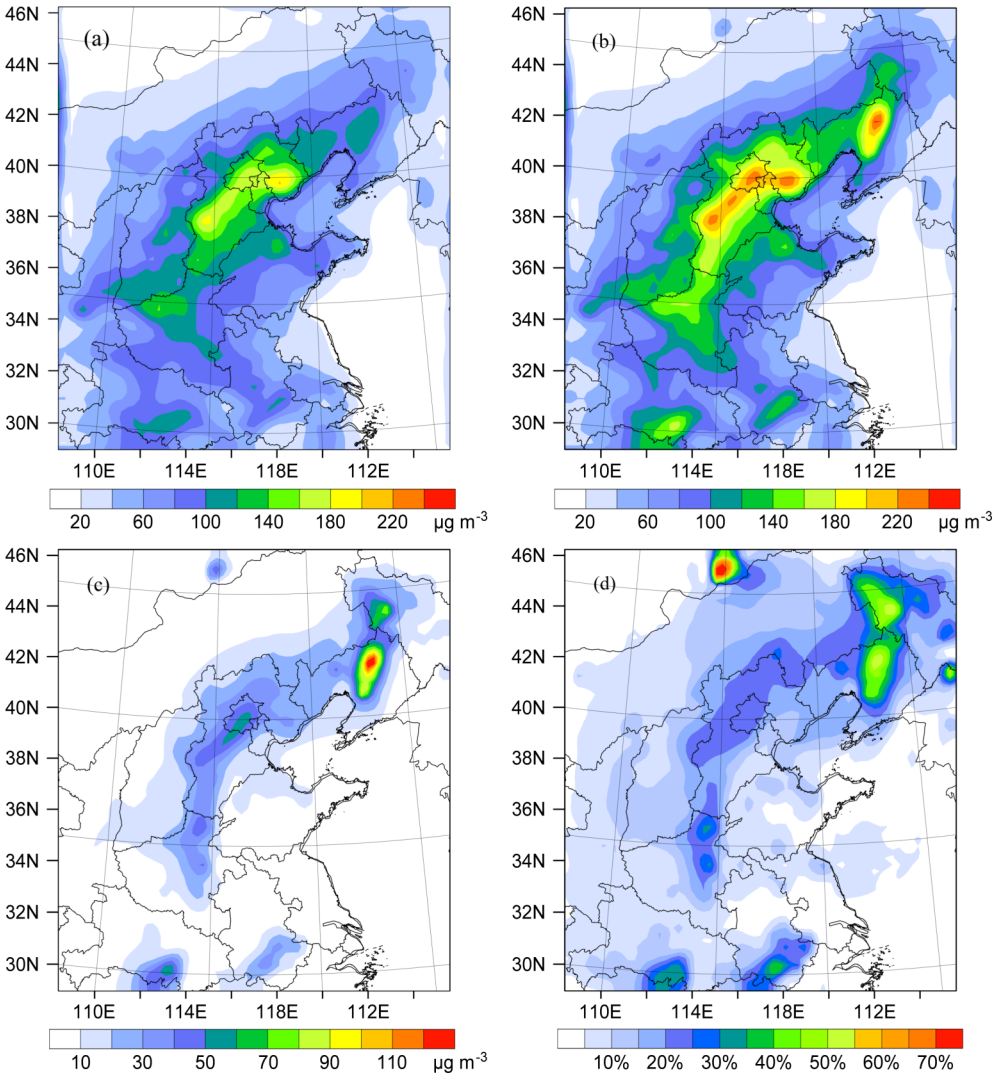

图 4　模式模拟 2014 年 10 月 7～11 日平均地面 PM2.5 质量浓度分布：（a）Expt2、（b）Expt1 以及（c）生物质燃烧对 PM2.5 的贡献和（d）相对贡献百分比

Fig. 4　Model simulated surface PM2.5 concentrations averaged during 7–11 Oct 2014 from (a) Expt2, (b) Expt1, (c) the mean contributionl, and (d) percentage contribution of biomass burning to PM2.5

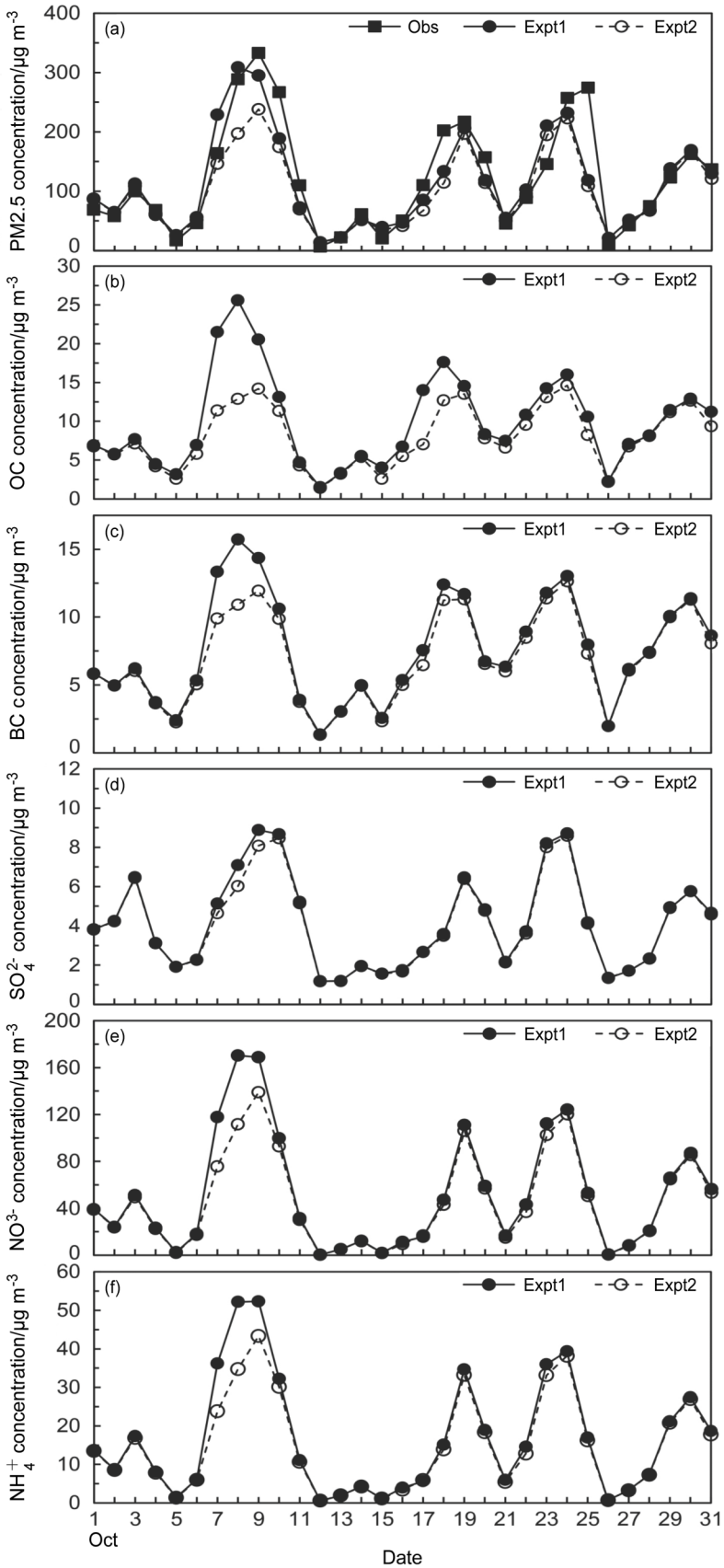

图5 观测和模式模拟的2014年10月北京地面（a）PM2.5浓度及其（b–f）主要化学成分浓度的逐日变化

Fig. 5 Observed and simulated daily mean concentrations of (a) surface PM2.5 and (b–f) its chemical compositions in Beijing in Oct 2014

的观测数据，但 Gao et al.(2016)利用同样版本（version 3.5.1）的 WRF-Chem 模拟了 2010 年北京冬季重霾时气溶胶化学成分，发现模拟的硫酸盐浓度明显低于观测（1～3 倍），二次有机碳气溶胶也明显低估，由于硫酸盐的强消光能力，导致光学厚度低估一倍以上，其对 AOD 的模拟的偏差与本研究相似，说明在重污染条件下 WRF-Chem 的二次气溶胶生成机制仍有待改进。

图 7 是 2014 年 10 月 5～9 北京大气物理所铁塔观测和模式模拟的地面短波辐射小时平均值。观测数据显示从清洁天到霾天的进程中，地面短波辐射逐渐减少，从 6 日正午前后的 695.0 W m^{-2}，到 7 日污染加重的 530.3 W m^{-2}，到 9 日最重污染的 328.5 W m^{-2}，从清洁到重污染，地面短波辐射减少超过 1 倍。图 8 显示，在清洁天，模拟值与观测基本一致，在中度污染的 7 日，不考虑气溶胶的 Expt3 情景，模拟明显高估了观测值，只考虑人为气溶胶的情况（Expt2），模拟的地面短波辐射减少，但仍然高估观测值，而同时考虑人为和秸秆燃烧源的情景下（Expt1），模拟与观测非常接近，以上结果反映了气溶胶对大气辐射的消减作用，以及秸秆燃烧产生的气溶胶对辐射的重要影响。但是，在重污染的 8 日和 9 日，即使考虑了所有气溶胶，模拟的地面短波辐射仍然大于观测，这主要是由于上述这两天 AOD 的明显低估造成地面短波辐射的高估，另外 8 日和 9 日白天，北京上空有云，云模拟的不确定性也会造成观测与模拟地面辐射的偏差。

图 8 显示的是 10 月 7～11 日白天平均人为源和生物质燃烧源产生的气溶胶导致的地面短波辐射变化以及秸秆燃烧源的相对贡献，秸秆燃烧气溶胶对地面长波辐射的影响很小。人为源气溶胶导致地面短波减少的区域主要在石家庄至北京等地区，北京地面短波辐射减少最大超过 70 W m^{-2}（图 8a），而秸秆燃烧造成地面短波辐射减少的区域主要在河南北部、河北中部到京津地区（图 8b），北京短波辐射减少超过 20 W m^{-2}；图 8c 显示，秸秆燃烧产生

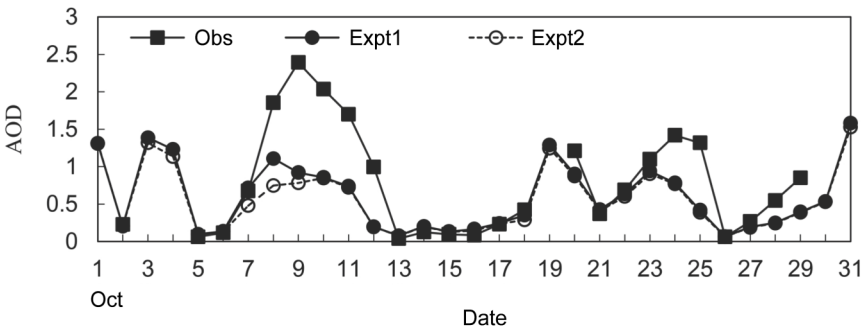

图 6 2014 年 10 月北京 AERONET 观测和模式模拟的气溶胶光学厚度（AOD）日均值

Fig. 6 Daily mean AOD from simulations and observations at AERONET sites in Beijing in Oct 2014

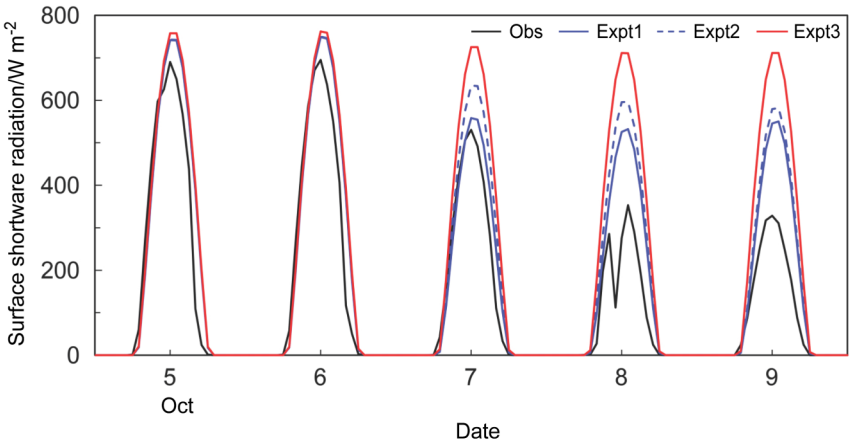

图 7 2014 年 10 月 5~9 日北京地面短波辐射观测值与模拟值的逐时变化

Fig. 7 Observed and simulated hourly surface shortwave radiation in Beijing during 5−8 Oct 2014

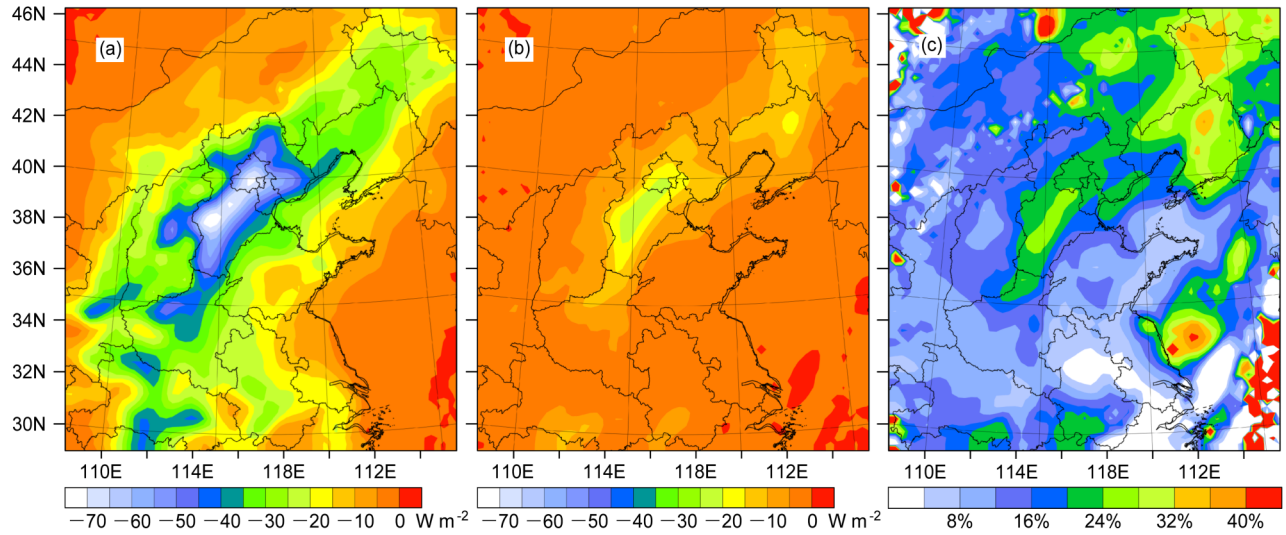

图8 模式模拟的2014年10月7～11日白天平均（a）人为源气溶胶导致的地面短波辐射的变化，（b）秸秆燃烧源气溶胶导致地面短波辐射变化，（c）秸秆燃烧源气溶胶对总气溶胶（人为+秸秆燃烧）导致的地面短波辐射变化的贡献率

Fig. 8 Model simulated daytime mean (a) changes in surface shortwave radiation induced by anthropogenic aerosols, (b) changes in surface shortwave radiation induced by biomass burning aerosols, (c) percentage contribution of biomass burning aerosols to the surface shortwave radiation change caused by total aerosols (anthropogenic+biomass burning aerosols) during 7-11 Oct 2014

的气溶胶对北京地面短波辐射变化的贡献可占总气溶胶贡献的24%，而在从石家庄到北京的河北中部地区，其贡献可达28%。

4 结论

（1）2014年10月5～8日，在河南东部、河北南部和山东西部有大量的秸秆焚烧现象，其中在河南东部和东北部最密集，5～8日平均秸秆燃烧排放通量远高于人为源排放通量，其中PM2.5超过1.2 μg m^{-2} s^{-1}，OC和BC分别超过0.2 μg m^{-2} s^{-1}和0.18 μg m^{-2} s^{-1}，约为人为源的3～4倍。秸秆燃烧排放的污染物在偏南风作用下向北输送，对河北、北京和天津大部分地区的空气质量产生影响。

（2）与观测的对比说明WRF-Chem模式能够很好地模拟华北地区气象要素、PM2.5质量浓度的时空分布和变化特征。考虑了秸秆燃烧源后模式模拟的PM2.5浓度与观测更接近。模式对清洁和中度污染情况下AOD和地面短波辐射模拟较好，但是在重污染情况下，模式低估AOD，高估地面短波辐射。

（3）秸秆燃烧导致华北大部分地区PM2.5浓度升高，在北京，7～11日平均PM2.5浓度由165.1 μg m^{-3}增加到218.9 μg m^{-3}，秸秆燃烧对PM2.5浓度的贡献达24.6%，而对OC的贡献最大，达36.8%，对硫酸盐浓度的贡献最小，为7.1%。

（4）秸秆燃烧使气溶胶光学厚度增加，到达地面的太阳短波辐射减少。7～11日白天平均，人为源气溶胶使北京地区地面短波辐射减少超过70 W m^{-2}，而秸秆燃烧使短波辐射减少20 W m^{-2}以上，秸秆燃烧产生的气溶胶对北京地面短波辐射变化的贡献可占总气溶胶贡献的24%。以上结果反映了秸秆燃烧对区域空气质量和大气辐射有重要的影响。

参考文献（References）

Akagi S K, Yokelson R J, Wiedinmyer C, et al. 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 11(9): 4039−4072. doi:10.5194/acp-11-4039-2011

Albrecht B A. 1989. Aerosols, cloud microphysics, and fractional cloudiness [J]. Science, 245(4923): 1227−1230. doi:10.1126/science.245.4923.1227

Andreae M O. 1991. Biomass burning: Its history, use and distribution and its impact on environmental quality and global climate [M]// Levine J S. Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic and Biospheric Implications. Cambridge, MA, USA: MIT Press, 3−21.

Andreae M O, Merlet P. 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning [J]. Global Biogeochemical Cycles, 15(4): 955−966. doi:10.1029/2000GB001382

毕于运, 王亚静, 高春雨. 2010. 中国主要秸秆资源数量及其区域分布[J]. 农机化研究, 32(3): 1−7. Bi Yuyun, Wang Yajing, Gao

Chunyu. 2010. Straw resource quantity and its regional distribution in China [J]. Journal of Agricultural Mechanization Research (in Chinese), 32(3): 1−7. doi:10.3969/j.issn.1003-188X.2010.03.001

曹国良, 张小曳, 王亚强, 等. 2007. 中国区域农田秸秆露天焚烧排放量的估算 [J]. 科学通报, 52(15): 1826−1831. Cao Guoliang, Zhang Xiaoye, Wang Yaqiang, et al. 2007. Estimation of emissions from field burning of crop straw in China [J]. Chinese Science Bulletin, 53(5): 784−790. doi:10.3321/j.issn:0023-074x.2007.15.017

Che H Z, Zhang X Y, Li Y, et al. 2007. Horizontal visibility trends in China 1981−2005 [J]. Geophys. Res. Lett., 34(24): L24706. doi:10.1029/2007GL031450

Che H Z, Zhang X Y, Li Y, et al. 2009. Haze trends over the capital cities of 31 provinces in China, 1981−2005 [J]. Theor. Appl. Climatol., 97(3−4): 235−242. doi:10.1007/s00704-008-0059-8

Chen F, Dudhia J. 2001. Coupling an advanced land surface-hydrology model with the Penn State-NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity [J]. Monthly Weather Review, 129(4): 569−585. doi:10.1175/1520-0493(2001)129<0569:caalsh>2.0.co;2

Demirbas A. 2005. Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues [J]. Progress in Energy and Combustion Science, 31(2): 171−192. doi:10.1016/j.pecs.2005.02.002

Gao M, Carmichael G R, Wang Y, et al. 2016. Modeling study of the 2010 regional haze event in the North China Plain [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 16(3): 1673−1691. doi:10.5194/acp-16-1673-2016

Gery M W, Whitten G Z, Killus J P, et al. 1989. A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling [J]. J. Geophys. Res., 94(D10): 12925−12956. doi: 10.1029/JD094iD10p12925

Giglio L, Randerson J T, van der Werf G R. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4) [J]. J. Geophys. Res., 118(1): 317−328. doi:10.1002/jgrg.20042

Grell G A, Dévényi D. 2002. A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques [J]. Geophys. Res. Lett., 29(14): 1693. doi:10.1029/2002GL015311

Grell G A, Peckham S E, Schmitz R, et al. 2005. Fully coupled "online" chemistry within the WRF model [J]. Atmos. Environ., 39(37): 6957−6975. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.027

郭杰, 肖纯凌. 2017. PM2.5对人群健康影响的流行病学研究进展 [J]. 环境卫生学杂志, 7(2): 164−169. Guo Jie, Xiao Chunling. 2017. Progress on epidemiological study of PM2.5 effect to human health [J]. Journal of Environmental Hygiene (in Chinese), 7(2): 164−169. doi:10.13421/j.cnki.hjwsxzz.2017.02.016

杭鑫, 李亚春, 张明明, 等. 2017. 基于遥感的秸秆焚烧对江苏省气溶胶光学厚度时空分布的影响研究 [J]. 生态环境学报, 26(1): 111−118. Hang Xin, Li Yachun, Zhang Mingming,et al. 2017. Study on the spatial and temporal distribution of AOD in Jiangsu Province influenced by straw burning based on satellite remote sensing [J]. Ecology and Environmental Sciences (in Chinese), 26(1): 111−118. doi:10.16258/j.cnki.1674-5906.2017.01.017

Hong S Y, Noh Y, Dudhia J. 2006. A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes [J]. Mon. Wea. Rev., 134(9): 2318−2341. doi:10.1175/MWR3199.1

胡敏, 唐倩, 彭剑飞, 等. 2011. 我国大气颗粒物来源及特征分析 [J]. 环境与可持续发展, 36(5): 15−19. Hu Min, Tang Qian, Peng Jianfei, et al. 2011. Study on characterization and source apportionment of atmospheric particulate matter in China [J]. Environment and Sustainable Development (in Chinese), 36(5): 15−19. doi:10.3969/j.issn.1673-288X.2011.05.004

胡森林, 刘红年. 2017. 合肥市PM2.5对城市辐射和气温的影响 [J]. 气象科学, 37(1): 78−85. Hu Senlin, Liu Hongnian. 2017. Effects of PM2.5 on the urban radiation and air temperature in Hefei [J]. Journal of the Meteorological Sciences (in Chinese), 37(1): 78−85. doi:10.3969/2015jms.0077

Koppmann R, von Czapiewski K, Reid J S. 2005. A review of biomass burning emissions, part I: Gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 5(5): 10455−10516. doi:10.5194/acpd-5-10455-2005

Langmann B, Duncan B, Textor C, et al. 2009. Vegetation fire emissions and their impact on air pollution and climate [J]. Atmos. Environ., 43(1): 107−116. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.047

厉青, 张丽娟, 吴传庆, 等. 2009. 基于卫星遥感的秸秆焚烧监测及对空气质量影响分析 [J]. 生态与农村环境学报, 25(1): 32−37. Li Qing, Zhang Lijuan, Wu Chuanqing, et al. 2009. Satellite-remote-sensing-based monitoring of straw burning and analysis of its impact on air quality [J]. Journal of Ecology and Rural Environment (in Chinese), 25(1): 32−37. doi:10.3969/j.issn.1673-4831.2009.01.007

廖礼. 2014. 应用WRF-Chem模式研究气溶胶与气象参数在天气时间尺度上的相互作用 [D]. 中国科学院大学博士学位论文, 24-47. Liao Li. 2014. The interaction between aerosol and meteorological parameters on synoptic time scale is studied by using WRF-Chem model [D]. Ph.D. dissertation (in Chinese), University of Chinese Academy of Sciences, 24-47.

Lin Y L, Farley R D, Orville H D. 1983. Bulk parameterization of the snow field in a cloud model[J]. J. Climate Appl. Meteor., 22(6): 1065−1092. doi:10.1175/1520-0450(1983)022<1065:BPOTSF>2.0.CO;2

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]. Journal of the American Medical Association, 287(9): 1132−1141. doi:10.1001/jama.287.9.1132

苏含笑, 葛碧洲, 陈兴都. 2018. 典型城市市区春冬季PM2.5污染特征及来源分析[J]. 环境工程, 36(9): 99−103. Su Hanxiao, Ge Bizhou, Chen Xingdou. 2018. Pollution characteristics and source analysis of PM2.$_5$ during spring and winter in urban area in typical cities[J]. Environmental Engineering (in Chinese), 36(9): 99−103. doi:10.13205/j.hjgc.201809020

苏继峰. 2011. 秸秆焚烧对南京及周边地区空气质量的影响 [D]. 南京信息工程大学硕士学位论文, 36−80. Su Jifeng. 2011. Crop residue burning influence on the air quality over Nanjing and surrounding regions [D]. M. S. thesis (in Chinese), Nanjing University of Information Science and Technology, 36−80.

Twomey S. 1974. Pollution and the planetary albedo [J]. Atmos. Environ., 8(12): 1251−1256. doi:10.1016/0004-6981(74)90004-3

van der Werf G R, Randerson J T, Giglio L, et al. 2017. Global fire emissions estimates during 1997−2016 [J]. Earth System Science Data, 9(2): 697−720. doi:10.5194/essd-9-697-2017

王书肖, 张楚莹. 2008. 中国秸秆露天焚烧大气污染物排放时空分布 [J]. 中国科技论文在线, 3(5): 329−333. Wang Shuxiao, Zhang Chuying. 2018. Spatial and temporal distribution of air pollutant emissions from open burning of crop residues in China[J]. Sciencepaper Online (in Chinese), 3(5): 329−333. doi:10.3969/j.issn.2095-2783.2008.05.005

Wild O, Zhu X, Prather M J. 2000. Fast-J: Accurate simulation of in- and below-cloud photolysis in tropospheric chemical models [J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 37(3): 245−282. doi:10.1023/A:1006415919030

徐敬, 寇星霞, 李梓铭. 2018. 秸秆燃烧排放对北京及其周边地区PM2.5浓度影响的数值模拟 [J]. 气候与环境研究, 23(5): 587−595. Xu Jing, Kou Xingxia, Li Ziming. 2018. Modeling the impact of emissions from crop residue burning on $PM2._5$ concentration in Beijing and its surrounding areas [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 23(5): 587−595. doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2018.17171

Zaveri R A, Easter R C, Fast J D, et al. 2008. Model for simulating aerosol interactions and chemistry (MOSAIC) [J]. J. Geophys. Res., 113(D13): D13204. doi: 10.1029/2007JD008782

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

Zhang R, Jing J, Tao J, et al. 2013. Chemical characterization and source apportionment of PM2.5 in Beijing: Seasonal perspective [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 13(14): 7053−7074. doi: 10.5194/acp-13-7053-2013

Zhang X Y, Wang Y Q, Niu T, et al. 2012. Atmospheric aerosol compositions in China: Spatial / temporal variability, chemical signature, regional haze distribution and comparisons with global aerosols [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 12(2): 779−799. doi:10.5194/acp-12-779-2012

Zhang Y, Pan Y, Wang K, et al. 2010. WRF / Chem-MADRID: Incorporation of an aerosol module into WRF/Chem and its initial application to the TexAQS2000 episode [J]. J. Geophys. Res., 115 (D18): D18202. doi:10.1029/2009JD013443

赵红帅, 刘保献, 董瑞, 等. 2017. 2015年阅兵限行减排措施对北京市环境空气PM2.5中生物质燃烧排放有机物的影响 [J]. 环境科学研究, 30(4): 491−498. Zhao Hongshuai, Liu Baoxian, Dong Rui,et al. 2017. Research on organic matters from biomass combustion and status of atmospheric environmental PM2.5 in Beijing before and after emission reduction measures during the 2015 military parade [J]. Research of Environmental Sciences (in Chinese), 30(4): 491−498. doi:10.13198/j.issn.1001-6929.2017.01.56

郑晓燕, 刘咸德, 赵峰华, 等. 2005. 北京市大气颗粒物中生物质燃烧排放贡献的季节特征 [J]. 中国科学(B辑: 化学), 35(4): 346−352. Zheng Xiaoyan, Liu Xiande, Zhao Fenghua, et al. 2005. Seasonal characteristics of biomass burning contribution to Beijing aerosol [J]. Science in China Series B-Chemistry, 48(5): 481−488. doi:10.3969/j.issn.1674-7224.2005.04.014

钟方潜, 苏琪骅, 周任君, 等. 2017. 秸秆焚烧对区域城市空气质量影响的模拟分析 [J]. 气候与环境研究, 22(2): 149−161. Zhong Fangqian, Su Qihua, Zhou Renjun,et al. 2017. Impact of crop straw burning on urban air quality based on WRF-Chem simulations [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 22(2): 149−161. doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2016.16024