

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.

秸秆焚烧对区域城市空气质量影响的模拟分析

钟方潜¹ 苏琪骅¹ 周任君¹ 易明建² 吴其重³ 颜妍¹

1 中国科学技术大学地球和空间科学学院, 合肥 230026

2 安徽省环境科学研究院大气环境研究所, 合肥 230026

3 北京师范大学全球变化与地球系统科学研究院, 北京 100875

摘 要 利用融合火点排放源、人为源和生物源的 WRF-Chem (Weather Research and Forecasting Model coupled with Chemistry) 模式, 模拟 2015 年 9 月 30 日 08:00 (北京时间) 起的 72 h 发生在淮河流域的一次农作物秸秆大面积露天焚烧过程, 研究了农作物秸秆焚烧释放的气态污染物和颗粒物对区域城市空气质量的影响。通过有无火点两组试验分析了此次秸秆焚烧对流域内河南、山东、江苏和安徽四省 83 座城市 CO、PM₁₀ (空气动力学当量直径小于等于 10 μm 的颗粒物, 即可吸入颗粒物)、PM_{2.5} (空气动力学当量直径小于等于 2.5 μm 的颗粒物, 即细颗粒物) 和 O₃ 浓度的定量影响, 结果表明: (1) 融合 NCAR-FINN (Fire Inventory from NCAR) 火点排放资料的 WRF-Chem 模式较好地再现了此次秸秆焚烧及火点烟羽扩散过程。同时结合 EDGAR-HTAP (Emission Database for Global Atmospheric Research on Hemispheric Transport of Air Pollution) 人为源和 MEGAN (Model of Emission of Gases and Aerosols from Nature) 生物源的 WRF-FIRE (考虑火点排放试验) 对流域内城市大气污染物的模拟效果较为理想, 尤其对秸秆焚烧释放的污染物 CO、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 和产生的二次污染物 O₃ 浓度的模拟。(2) 秸秆焚烧所释放的污染物造成流域内城市一次污染物 CO、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 浓度的增加, 火点中心和下风向城市增幅最为明显, 最大小时浓度增幅达到 3 倍标准差。气态污染物 CO 和相比 PM₁₀ 粒径更小的 PM_{2.5} 可随风扩散至更远的地区, 对城市浓度影响更大。(3) 此外, 秸秆焚烧也使得火点中心城市和下风向城市二次污染物 O₃ 浓度增加, 但小时浓度增幅极值区分布在火点下风向烟羽末端太阳光照充足的地区, 最大小时浓度增幅接近 3 倍标准差。秸秆焚烧对区域城市空气质量的影响存在明显的空间分布差异且对城市各大气污染成分的影响也不相同。

关键词 焚烧 城市空气质量 WRF-Chem 模式 FINN (Fire Inventory from NCAR) 火点排放清单

文章编号 1006-9585 (2017) 02-0149-13

中图分类号 P402

文献标识码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2016.16024

Impact of Crop Straw Burning on Urban Air Quality Based on WRF-Chem Simulations

ZHONG Fangqian¹, SU Qihua¹, ZHOU Renjun¹, YI Mingjian², WU Qizhong³, and YAN Yan¹

1 School of Earth and Space Sciences, University of Science and Technology of China, Hefei 230026

2 Institute of Atmospheric Environment, Research Academy of Environmental Sciences of Anhui Province, Hefei 230026

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

Abstract Smoke from open crop straw burning has a notable impact on ambient, regional, and global air quality. The

收稿日期 2016-01-25; 网络预出版日期 2016-04-17

作者简介 钟方潜, 男, 1990 年出生, 硕士研究生, 主要从事大气物理学和大气环境研究。E-mail: zhongfq09@outlook.com

通讯作者 周任君, E-mail: zrzj@ustc.edu.cn

资助项目 国家自然科学基金项目 41305121, 国家科技支撑计划项目 2014BAC22B06, 安徽省省级环境保护科研项目 2014-007、2013-001、2014-002

Funded by National Natural Science Foundation of China (Grant 41305121), National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China (Grant 2014BAC22B06), Environment Protection of Anhui Province (Grants 2014-007, 2013-001, 2014-002)

crop straw burning smoke event of 1 October 2015 in Huaihe River basin of China has been simulated using the WRF-Chem (Weather Research and Forecasting Model coupled with Chemistry). This study focused on the evolution of the fire plume composition and its impact on urban air quality in 83 cities in Henan, Shangdong, Jiangsu, and Anhui provinces. Two simulations were conducted in this study. The first simulation referred to as WRF-FIRE included the FINN (Fire Inventory from NCAR) fire emission dataset, EDGAR-HTAP (Emission Database for Global Atmospheric Research on Hemispheric Transport of Air Pollution) anthropogenic emissions and MEGAN (Model of Emission of Gases and Aerosols from Nature) while the other referred to as WRF-NOFIRE, which was conducted without the FINN fire emission. The results show that WRF-FIRE simulation could reveal most of the locations of fires and the spreading of the fire plume was properly captured. WRF-FIRE simulation agreed well with ground-based measurements of O_3 , CO, $PM_{2.5}$, and PM_{10} . The total correlation coefficient between simulation and observations was up to 0.50. Based on the difference between simulations with and without fire emission, the concentrations of O_3 , CO, $PM_{2.5}$, and PM_{10} increased differently in different cities. The maximum hourly biases (MHB) of CO, $PM_{2.5}$, and PM_{10} were up to triple standard deviations of simulations without fire emission near the source. Emissions of nitrogen oxides (NO_x) and volatile organic compounds (VOCs) from fire tended to increase modeled O_3 concentrations downwind of the fire location, and MHB was almost triple standard deviations of simulation without fire emission. Meanwhile, the impacts of fires were different for individual components of urban air pollutants. The basic concentrations of NO_2 and SO_2 probably decreased due to the high level surface O_3 far downwind of the fire location.

Keywords Crop straw burning, Urban air quality, WRF-Chem model, FINN (Fire Inventory from NCAR) fire emission

1 引言

露天生物质燃烧, 包括森林火灾、农作物秸秆焚烧、生活燃烧和垃圾焚烧等, 是全球气态污染物和颗粒物的重要来源之一。燃烧释放的 CO、 CO_2 、 CH_4 、 NO_x 和 NMOC (非甲烷有机物) 等多种气态污染物以及 BC (黑碳)、OC (有机碳) 等颗粒物影响了局地、区域和全球空气质量、气候强迫和碳氮循环, 并对臭氧和酸雨环境问题的形成有促进作用 (Simoneit, 2002; Langmann et al., 2009; 田宏伟等, 2010; Wiedinmyer et al., 2011)。中国生物质燃烧的主要形式是农作物秸秆焚烧 (曹国良等, 2005; 陆炳等, 2011; 田贺忠等, 2011); 作为世界第一秸秆大国, 随着农业综合生产水平的持续提高, 中国秸秆总产量总体上呈不断增长之势。2005 年全国秸秆总产量达 8.4×10^8 t, 与 1980 年相比共计增长 88.95%, 年均增长 2.57% (毕于运等, 2010)。同时随着中国农村生活能源结构的变化与集约化生产的发展, 秸秆逐步失去传统农业原料的作用, 直接作为生活燃料和饲料的比例大幅度减少, 部分粮食产区进而出现了较为严重的农作物秸秆露天焚烧现象。中国环境保护部早在 1999 年就发布相关文件《秸秆禁烧和综合利用管理办法》, 并将农作物秸秆露天焚烧作为重点监测对象。政府网站公布每日卫星遥感巡查监测秸秆焚烧火点分布情况,

秸秆火点主要分布在河南、山东、河北、江苏、安徽、湖北、四川和东北三省等地区。

近年来研究人员、政府和公众逐渐重视生物质燃烧对空气质量的影响, 并通过地面监测、卫星遥感、大气化学和空气质量数值模拟等手段开展相关研究。杭维琦和陈建江 (2000) 分析了南京市空气质量周报和日报数据, 发现收割季节农作物秸秆焚烧对南京市大气中总悬浮颗粒物浓度升高有重要影响; 段凤魁等 (2001) 分析了北京站点 110 个大颗粒物样品, 发现 1998 年夏季麦收时以秸秆焚烧为主的生物质燃烧现象使大气颗粒物中 OC 水平升高, 并对北京市空气质量带来负面影响。观测资料分析显示湖北、江苏、四川等地秸秆焚烧也都对当地城市空气质量造成了重要影响 (吴建兰等, 2011; 杨占婷等, 2013; 严文莲等, 2014; 李展等, 2015)。陆晓波等 (2014) 分析南京空气自动监测数据及 $PM_{2.5}$ (空气动力学当量直径小于等于 $2.5 \mu m$ 的颗粒物, 即细颗粒物) 组分监测结果, 提出了秸秆焚烧对空气质量影响程度的判别方法。此外, 秸秆焚烧可通过卫星遥感进行监测 (何立明等, 2007; 王子峰等, 2008; 蔡宏珂等, 2011), 厉青等 (2009) 结合卫星遥感资料分析了秸秆焚烧对空气质量的影响, 发现 700~800 km 范围内火点数变化趋势与空气污染指数有较好的一致性, 当秸秆焚烧发生在不利于污染物扩散的气象条件下时, 将导致空气质量明显下降; 朱彬等 (2010) 综合地面监

测、卫星遥感火点监测、气象观测和 NACR/NCEP 再分析资料及后向轨迹模型分析了南京地区一次严重的空气污染过程,发现周边地区秸秆焚烧对这次大气污染事件起到了重要作用;吴立新等(2014)利用卫星火点遥感监测数据、地基卫星气溶胶监测数据和地面空气质量监测数据及后向轨迹模型分析了秸秆焚烧期间徐州市空气污染物时空分布,发现秸秆焚烧对徐州地区空气质量的影响存在明显的时空特征。田宏伟(2010)基于秸秆焚烧的 MODIS/FY 系列卫星遥感监测结果,并结合区县冬小麦产量和谷草比以及秸秆焚烧排放因子等资料,利用 MM5 气象模式和 CALPUFF 扩散模式研究了河南省夏收季节秸秆焚烧污染物大气输送对河南省空气质量的影响;苏继峰(2011)基于农业统计年鉴中的秸秆产量,将秸秆焚烧排放量计入生物质燃烧排放源,结合更新的人为源,利用 WRF-CMAQ 模型研究了秸秆焚烧影响南京及周边地区空气质量的两次污染过程。

针对生物质燃烧(主要是秸秆焚烧)对空气质量的影响国内研究才刚刚起步。研究方法主要是基于地面监测数据、卫星遥感火点监测和气象再分析资料以及后向轨迹模型,而通过数值模拟方法进行的相关研究仍较少。国外学者有利用 WRF-Chem (Weather Research and Forecasting Model coupled with Chemistry)、MOZART-4 和 CHIMERE 等大气化学模式对此类问题进行了相关研究(Pfister et al., 2008; Konovalov et al., 2011; Aouizerats et al., 2015)。此外,国内大多数文章较少讨论秸秆焚烧对区域性空气质量的影响,而秸秆焚烧对空气质量的影响不仅仅局限于周边城市,火点排放的部分污染物可通过远距离输送造成区域和全球性影响(Jaffe et al., 2004; Stohl et al., 2007; Witham and Manning, 2007)。生物质燃烧除了单方面影响空气质量,还与城市原有大气污染物存在相互作用(Singh et al., 2012),与大气物理过程存在相互反馈进而影响天气过程(Grell et al., 2011)。

本文将选取中国秸秆焚烧最严重的淮河流域作为重点研究区域:首先,将火点排放源、人为源和生物源等排放信息整合到 WRF-Chem 空气质量模式中;其次,选取一次农作物秸秆大面积露天焚烧过程,利用上述模型对火点烟羽排放过程和区域城市空气质量进行了数值模拟和再分析;最后,通过有无火点两组试验的模拟结果,定量研究了秸秆

焚烧对该区域城市空气质量的影响以及火点排放物与城市原有大气污染物间的相互作用。

2 研究区域和模式介绍

2.1 淮河流域

淮河流域位于我国东部,处于长江和黄河流域之间(图 1 黑色虚线区域),横跨河南、安徽、江苏和山东四个省份,流域内城市分布众多,人口密集,约为国家平均人口密度的 5 倍。1990~2010 年中国土地覆盖分布图显示:农作物覆盖面积占该流域总面积的 68.7%,森林和草地分别占 9.8%和 1.7%(Zhang et al., 2015),是我国农业主要产地之一。其中黄淮流域以旱地为主,江淮流域以水田为主(Ran et al., 2012),标准化农业统计作物数据显示该流域夏季作物主要为小麦,秋季作物主要为玉米和水稻([http://www.dsac.cn/DataProduct/Detail/200804\[2015-10-12\]](http://www.dsac.cn/DataProduct/Detail/200804[2015-10-12]))。同时,淮河流域是中国农作物秸秆产量(毕于运等, 2010)、露天焚烧量(曹国良等, 2006)最高的地区,也是秸秆焚烧卫星监测显示最为严重的地区(何立明等, 2007)。虽受到观测时间、天气状况和探测精度等因素限制,卫星遥感监测仍是目前最为有效的火点监测手段,可遥感监测火点的仪器和卫星包括中分辨率成像光谱仪(MODerate resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS)、Landsat 和 AVHRR 等(Lentile et al., 2006)以及中国 FY-3A 卫星(董超华等, 2010)。其中 MODIS 是搭载在极轨气象卫星 Terra 和 Aqua 上的核心探测仪之一,分别由北向南于上午 10:30(北京时间,下同)和由南向北于下午 13:30 经过当地上空,虽仅提供了每天两次火点探测信息,但仍有助于确定大面积的火点信息(Roy et al., 2007)。同时考虑到大多数秸秆被集中焚烧且主要在晴天天气下的中午前后,MODIS 火点观测信息能够满足本文研究要求。基于 2002~2015 年每日 MODIS 火点遥测信息统计得到中国地区火点峰值月份及焚烧程度分布图(图 1),不同颜色代表月份,颜色饱和度表征焚烧程度,按火点数 25%、50%、75%和 95%分布值划分,火点信息由 4 μm 和 11 μm 通道亮温信息确定(Giglio, 2010)。淮河流域绝大部分为火点密集区,恰好为当地每年 5 月下旬和 6 月上旬的夏季收获期,考虑到其土地覆盖情况,应为夏季冬小麦秸秆露天焚烧所致,部分地区 9 月下旬

至 10 月上旬火点密集,为秋季玉米秸秆露天焚烧所致;此外,华南地区冬季、云南南部地区春季、长三角地区夏季 7、8 月和华北 10、11 月火点分布密集,具体原因本文暂不作讨论。因此,本文选择淮河流域作为研究区域,可为该区域农业生产和城市大气污染控制提供指导和建议。

2.2 模式介绍和设定

2.2.1 WRF-Chem 介绍

WRF-Chem (Weather Research Forecasting model with Chemistry) 是由美国国家大气研究中心 (National Center for Atmospheric Research, NCAR) 等机构联合研发的新一代中尺度气象预报模式 (WRF) 和大气化学工作组 WG11 负责的化学模式 (Chem) 在线完全耦合的新一代区域空气质量预报模式。除气象过程,该模式还考虑了气相化学、气溶胶形成、光化学反应等化学过程,在大气污染物传输、火点排放模拟和空气质量模拟中具有广泛应用 (Aouizerats et al., 2015; Marelle et al., 2015; Nuryanto, 2015)。本文使用版本为 WRF-ARW v3.7 (Wang et al., 2015) 和 Chem v3.7 (Peckham et al., 2015b), 采用一重网格模拟,模拟区域覆盖整个淮河流域 (图 2 蓝色实线范围内): 气象初始场和侧边界条件采用美国环境预报中心 NCEP 全球预报系统每天 08:00 (北京时间,下同) 的 GFS 分析场 (GFS-ANL; <http://nomads.ncdc.noaa.gov/data.php> [2015-10-15]), 分辨率为 0.5° (纬度) $\times 0.5^\circ$ (经度); 为了更好地再现大气实况、大气成分和气溶胶的初始场及侧边界条件采用全球化学传输模式 MOZART-4/GEOS-5 每天 6 h 的输出结果 (<http://www.acom.ucar.edu/wrf-chem/download.shtml> [2015-10-15]), 分辨率为 1.9° (纬度) $\times 2.5^\circ$ (经度); 气象和化学侧边界都每隔 24 h 更新一次。模式中考虑了云微物理 New Thompson (Thompson et al., 2008)、长短波辐射 RRTMG (Iacono et al., 2008) 等物理过程参数化以及光化学方案 F-TUV (Kumar et al., 2014)、气相化学机制 MOZART 和气溶胶方案 GOCART 等化学过程参数化,同时考虑干湿沉降、气溶胶—辐射相互反馈作用,反馈作用不仅直接影响大气辐射过程,也影响光化学过程,模式中气溶胶光学厚度计算采用耗时但计算精确的 Shell-Code Mie 方案 (Barnard et al., 2010; Peckham et al., 2015a)。

2.2.2 排放源设置

本文 WRF-Chem 模式中融合了生物质燃烧源、

人为源和生物源等主要排放源: 生物质火点排放信息采用 NCAR-FINN v1.5 (Fire Inventory from NCAR; [http://www.acom.ucar.edu/acresp/dc3/AMADEUS/finn/emis/\[2015-10-15\]](http://www.acom.ucar.edu/acresp/dc3/AMADEUS/finn/emis/[2015-10-15])) 数据 (Wiedinmyer et al., 2011), 该数据利用 MODIS 的每日火点信息, 结合土地覆盖、地表植被信息, 通过排放因子法计算得到 CO、CH₄、NMOC、NO_x 等气态污染物和 BC、OC 等颗粒物排放信息。采用 EDGAR-HTAP v2.2 (Emission Database for Global Atmospheric Research on Hemispheric Transport of Air Pollution) (http://edgar.jrc.ec.europa.eu/htap_v2/index.php?SECURE=123 [2015-10-15]) 全球人为源排放清单 (Janssens-Maenhout et al., 2015), 物种包含 SO₂、NO_x、CO、NMVOCs、NH₃、PM₁₀ (空气动力学当量直径小于等于 10 μm 的颗粒物, 即可吸入颗粒物)、PM_{2.5}、BC 和 OC, 全球 0.1° (纬度) $\times 0.1^\circ$ (经度) 的年排放资料和月排放资料, 排放类型分为航空、船舶、能源、工业、交通、民用和农业 8 大类。该资料实际融合了 MICS-Asia/MIX (MEIC v1.0+REAS v2.1)、EPA-US&Environ-Canada、TNO/EMEP-Europe 和 EDGAR v4.3-Other 等不同国家和地区的排放清单。中国地区排放信息采用 MICS-Asia (the Model Inter-Comparison Study for Asia Phase III) 计划的 MIX (the Mosaic Inventory) 资料, 该资料融合了清华大学的 MEICv1.0 (the Multi-resolution Emission Inventory for China) 和北京大学 NH₃ 排放清单。生物源采用基于 MEGAN v2.1 (Model of Emissions of Gases and Aerosol from Nature; <http://www.acom.ucar.edu/wrf-chem/download.shtml> [2015-10-15]) 生物质排放模块的在线计算 (Guenther et al., 2012)。近年来, 上述三类排放源组合逐渐应用于 WRF-Chem 模式的各类模拟中 (Huang et al., 2013; Marelle et al., 2015; Kuik et al., 2015)。

2.2.3 试验设置

与夏季相比, 秋季秸秆焚烧污染对大气环境质量的影 响更大。为此选取 2015 年 9 月 30 日 08:00 起的 72 h 发生在河南和山东境内的一次玉米作物秸秆大面积露天焚烧过程作为本文研究的切入点。当天 MODIS 火点 (图 2 红色十字标示) 观测资料显示, 火点主要分布在河南东南部地区且火点密集, 山东西南部地区也有零星火点分布; 受低层西北风影响, 火点下风向有明显烟羽且覆盖范围大, 秸秆焚烧所释放的污染物扩散至下风向 300 km 外

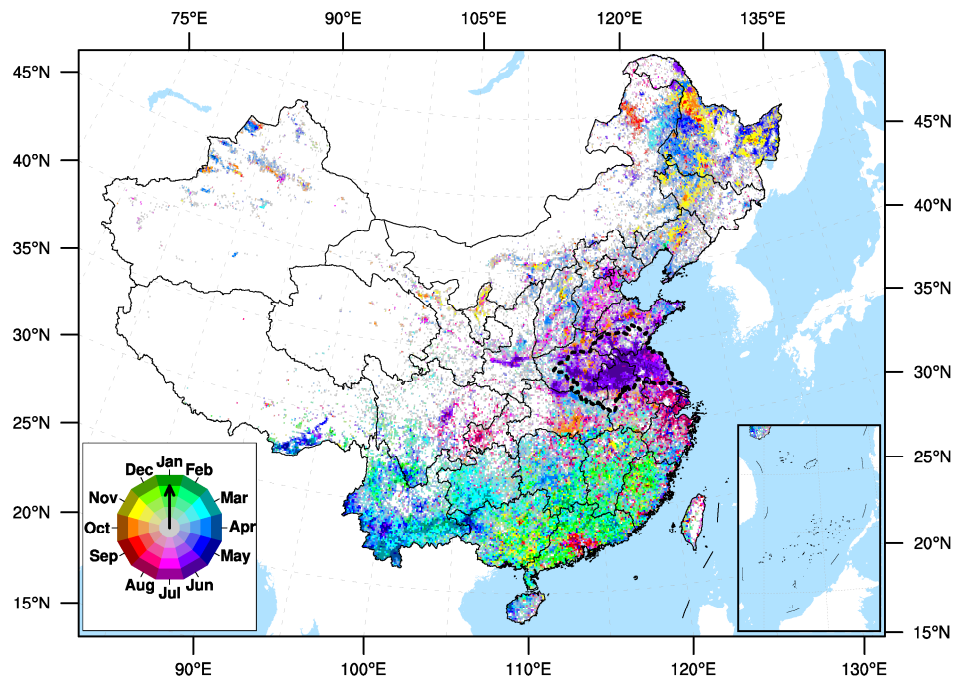
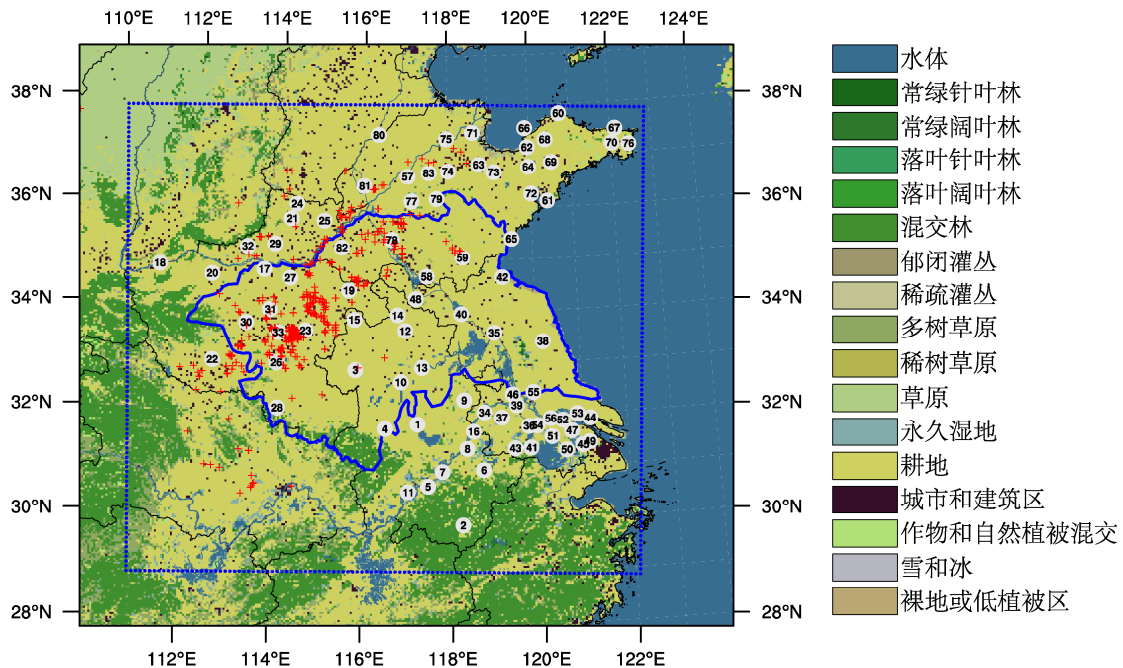


图 1 中国地区火点峰值月份及焚烧程度分布图（颜色代表月份，饱和度表征焚烧程度）

Fig. 1 Peak fire months based on MODIS (MODerate resolution Imaging Spectroradiometer) averaged over 2002–2015 and fire activities



安徽省: 1-合肥, 2-黄山, 3-阜阳, 4-六安, 5-池州, 6-宣城, 7-铜陵, 8-芜湖, 9-滁州, 10-淮南, 11-安庆, 12-宿州, 13-蚌埠, 14-淮北, 15-亳州和16-马鞍山;
河南省: 17-郑州, 18-三门峡, 19-商丘, 20-洛阳, 21-鹤壁, 22-南阳, 23-周口, 24-安阳, 25-濮阳, 26-驻马店, 27-开封, 28-信阳, 29-新乡, 30-平顶山,
31-许昌, 32-焦作和33-漯河;
江苏省: 34-南京, 35-淮安, 36-金坛, 37-句容, 38-盐城, 39-镇江, 40-宿迁, 41-宜兴, 42-连云港, 43-溧阳, 44-海门, 45-昆山, 46-扬州, 47-常熟, 48-徐州,
49-太仓, 50-苏州, 51-无锡, 52-张家港, 53-南通, 54-常州, 55-泰州和56-江阴;
山东省: 57-济南, 58-枣庄, 59-临沂, 60-蓬莱, 61-青岛, 62-莱州, 63-寿光, 64-平度, 65-日照, 66-烟台, 67-威海, 68-招远, 69-莱西, 70-文登, 71-东营,
71-胶州, 73-潍坊, 74-淄博, 75-滨州, 76-荣成, 77-泰安, 78-济宁, 79-莱芜, 80-德州, 81-聊城, 82-菏泽和83-章丘.

图 2 2001~2010 年 MODIS 500 m 土地利用气候分布 (Broxton et al., 2014)、淮河流域 (蓝色实线区域)、WRF 模式区域 (蓝色点线区域) 和 2015 年 10 月 1 日 MODIS 火点信息 (红色十字)

Fig. 2 MODIS-based land cover climatology at 0.5-km resolution for the 10-year period (2001–2010) (Broxton et al., 2014), Huaihe River basin is denoted by the blue solid line, WRF domain is indicated by the blue dotted line, and MODIS active fire map (red crosses) on 1 October 2015

(详见图 3a 和图 3b)。为定量评估此次秸秆焚烧对区域城市空气质量的影响, 本文设计控制组 WRF-FIRE(考虑火点排放)和对照组 WRF-NOFIRE(不考虑火点排放)两组试验, 模拟时段为北京时间 2015 年 9 月 30 日 08:00 至 2015 年 10 月 03 日 08:00, 冷启动后模式前 16 h 作为 spin-up, 后 56 h 模拟结果与观测结果进行对比分析。地面空气质量实测数据来源于中国环境保护部, 选用河南、安徽、山东和江苏四省 83 个城市(详见图 2 脚注和白色圆圈)国控监测点的平均小时浓度数据, 监测物种包括

PM_{2.5}、PM₁₀、CO、SO₂、NO₂ 和 O₃。

3 结果分析

3.1 秸秆焚烧烟羽模拟

图 3 为 2015 年 10 月 1 日 MODIS 两次过境时的可见光拼图和 WRF-Chem 模式对应时段的 CO 模拟分布。图 3a 和图 3b 分别是 Terra 卫星于北京时间 12:45 和 Aqua 卫星于 14:30 的可见光拼图, 红色点为 MODIS 火点信息。分析图 3a 和图 3b 可知, 在

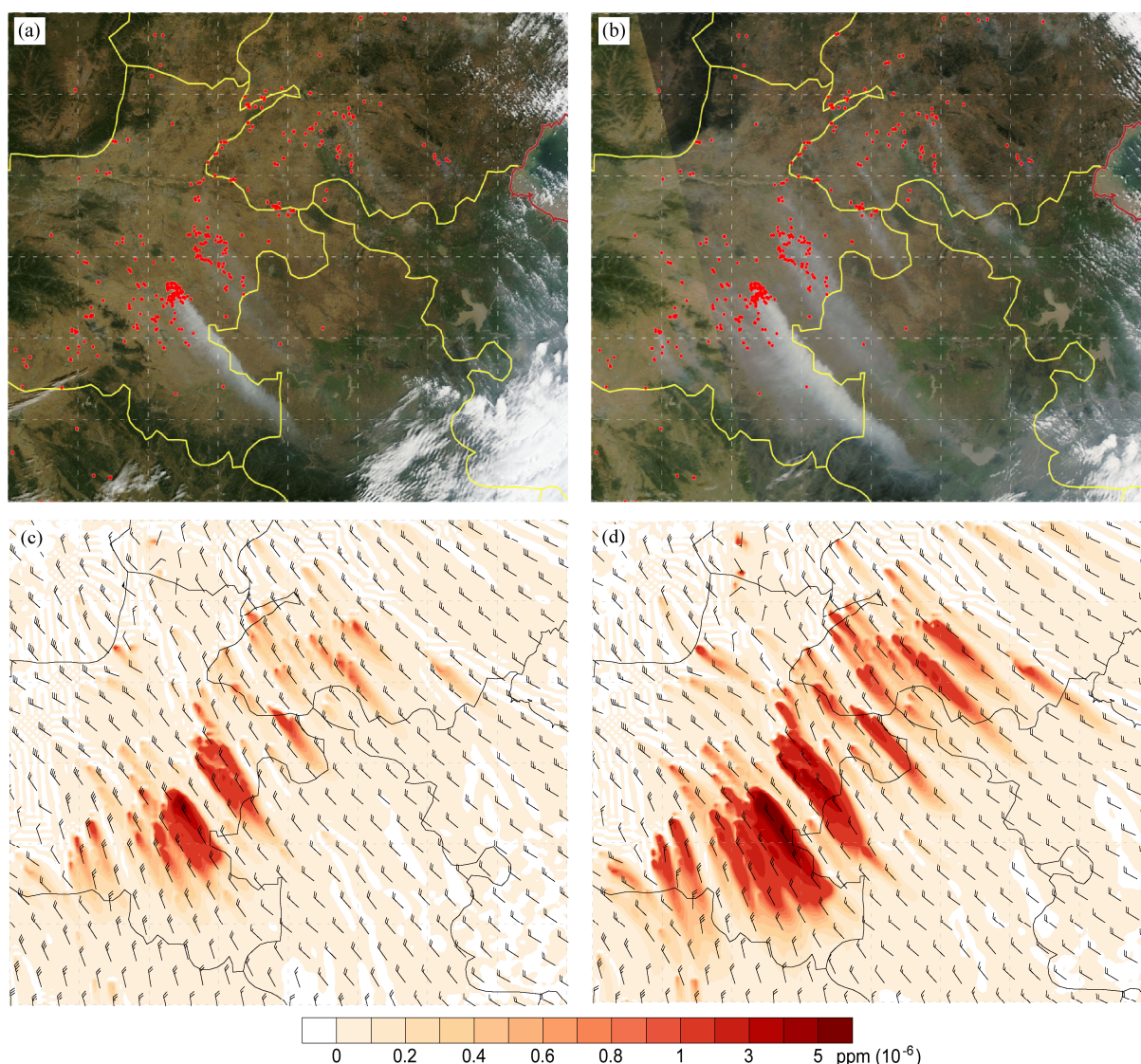


图3 2015年10月1日(a)12:45的Terra卫星和(b)14:30的Aqua卫星MODIS可见光拼图和火点信息(红色圆点);当日(c)13:00和(d)15:00近地面CO浓度(填色),用以表征火点烟羽和地面10m风场的WRF-Chem模拟结果

Fig. 3 Comparison of fire smoke between MODIS (a) on NASA's Terra satellite at 1245 LST 1 October 2015 and (b) on NASA's Aqua at 1430 LST 1 October 2015, and MODIS active fire map (ned dots); FINN fire emissions at (c) 1300 LST and (d) 1500 LST on the same day represented by CO content (colored) from WRF-Chem simulation with wind map at 10-m height

河南、山东境内出现大片火点，同时受到西北风影响，下风向伴有明显的烟羽（烟羽中包含了大量的气溶胶颗粒物，因其散射太阳辐射而可被 MODIS 可见光通道观测到），并且下午观测到的烟羽比中午浓烈，影响范围广；图 3c 和图 3d 分别为当日 13:00 和 15:00 WRF-Chem 模拟结果，图中风标为地面 10 m 风场，填色为 CO 浓度大小，深浅代表用来表征秸秆焚烧造成的烟羽浓烈程度。对比分析卫星监测和模式模拟结果，融合 NCAR-FINNv1.5 火点排放资料的 WRF-Chem 模型较好地模拟出此次秸秆大面积焚烧过程，火点位置与实况对应，模拟的烟羽浓烈程度随时间、空间扩散变化与 MODIS 监测结果基本吻合，但主火点区的烟羽在下风向扩散范围滞后于观测结果。结合日本静止卫星 Himawari-8 当日每 10 min 的可见光拼图 ([http://himawari8.nict.go.jp\[2015-10-01\]](http://himawari8.nict.go.jp[2015-10-01])) 可知，NCAR-FINN 在 WRF-Chem 模式中主火点区起始排放时间晚于实况大约 1 h，也有部分火点在模式中的起始排放时间早于实况，所以火点烟羽扩散范围与实况存在一定差异。

3.2 WRF-FIRE 模拟评估

融合 NCAR-FINN 火点排放资料的 WRF-Chem 模型较好的模拟了秸秆露天焚烧产生的烟羽及其扩散过程，但是这并不代表该模型对区域内其它大气污染源模拟的效果和城市大气污染物浓度变化。为了检验控制组 WRF-FIRE 能否真实再现了当时大气污染状况，本文采用了 Taylor 图 (Taylor diagram) 来对其进行定量评估。Taylor 图以图形化的形式非常直观得表现了一个模式/多个模式与观测结果的相似程度，且模式间的相似性可被图中两者间相关系数 (R)、中心均方根误差 (Centered Root-Mean-Square Error, CRMSE) 和标准差 (Standard Deviations, SD) 这三个统计量来定量描述。该图曾在 IPCC 报告中被广泛应用于复杂模式间的相互比较以及各模式预报能力评估，此外还可用于评估单模式不同版本模拟能力的改变、统计量的显著性水平、观测值的不确定性以及模拟与观测间的内部变率等 (Taylor, 2001)。

$$\sigma_{f_{ij}} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (f_{ij,n} - \bar{f}_{ij})^2}, \sigma_{r_{ij}} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (r_{ij,n} - \bar{r}_{ij})^2}, \quad (1)$$

$$R_{ij} = \frac{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (f_{ij,n} - \bar{f}_{ij})(r_{ij,n} - \bar{r}_{ij})}{\sigma_{f_{ij}} \sigma_{r_{ij}}}, \quad (2)$$

$$E_{ij}'^2 = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N [(f_{ij,n} - \bar{f}_{ij}) - (r_{ij,n} - \bar{r}_{ij})]^2, \quad (3)$$

其中， i 和 j 分别代表不同城市 and 不同观测变量， f_n 和 r_n 分别代表模拟和观测序列， $\sigma_{f_{ij}}$ 和 $\sigma_{r_{ij}}$ 分别为模拟和观测序列标准差 SD， R_{ij} 为模拟和观测序列的相关系数， $E_{ij}'^2$ 为中心均方根误差。为了便于各序列间的比较，本文采用 Chang and Hanna (2004) 推荐的空气质量模型评估方法 (吴其重等, 2012)，计算归一化标准差 NSD ($\hat{\sigma}_{f_{ij}}$ 、 $\hat{\sigma}_{r_{ij}}$) 和归一化中心均方根误差 CNMSE ($\hat{E}_{ij}'^2$)：

$$\hat{\sigma}_{f_{ij}} = \frac{\sigma_{f_{ij}}}{\sigma_{r_{ij}}}, \hat{\sigma}_{r_{ij}} = \frac{\sigma_{r_{ij}}}{\sigma_{r_{ij}}} = 1, \quad (4)$$

$$\hat{E}_{ij}'^2 = \frac{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N [(f_{ij,n} - \bar{f}_{ij}) - (r_{ij,n} - \bar{r}_{ij})]^2}{\sigma_{r_{ij}}^2}, \quad (5)$$

则有恒等式： $\hat{E}_{ij}'^2 = \hat{\sigma}_{f_{ij}}^2 + \hat{\sigma}_{r_{ij}}^2 - 2\hat{\sigma}_{f_{ij}} \hat{\sigma}_{r_{ij}} R_{ij} = \hat{\sigma}_{f_{ij}}^2 + 1 - 2\hat{\sigma}_{f_{ij}} \cos \theta$ ， $\theta = \cos^{-1} R_{ij}$ 。

选取北京时 2015 年 10 月 1 日 00:00 至 2015 年 10 月 3 日 08:00 淮河流域内 83 座城市国控监测点 CO、PM10、PM2.5、O₃、NO₂ 和 SO₂ 平均小时数据和插值到相应城市的 WRF-FIRE 模拟序列，计算归一化标准差 NSD 和相关系数绘制图 4：图中横纵坐标皆为归一化标准差，表征了序列振幅大小或波动程度；角度余弦值即为观测与模拟间相关系数，表征了两者间相似度；图中每一点为某城市（数字标识）某观测变量（颜色标示）的 WRF-FIRE 模拟序列，其在图中的分布由模拟序列的归一化标准差和与观测序列的相关系数所决定。图中模拟点与横坐标 REF 点（代表了观测序列）间的距离即为模拟序列与观测序列之间的归一化中心均方根误差 CNMES，表征了模拟序列与观测序列的差异程度。如果模式是完美预报，则模拟序列归一化标准差等于 1，模拟与观测序列间相关系数等于 1，模拟与观测序列均方根误差等于 0，即图中的模拟点和 REF 点重合。分析图 4 可知：大部分模拟点都落在了 $R > 0.5$ 、 $0.5 < NSD < 1.5$ 和 $CNMSE < 2.0$ 区域内，表明大多数城市空气质量模拟序列与观测序列相一致；尤其是 O₃ 和 CO 模拟效果较好，模拟点基本落于 $0.5 < R < 0.9$ 、 $0.5 < NSD < 1.5$ 和 $CNMSE < 1.0$ ；

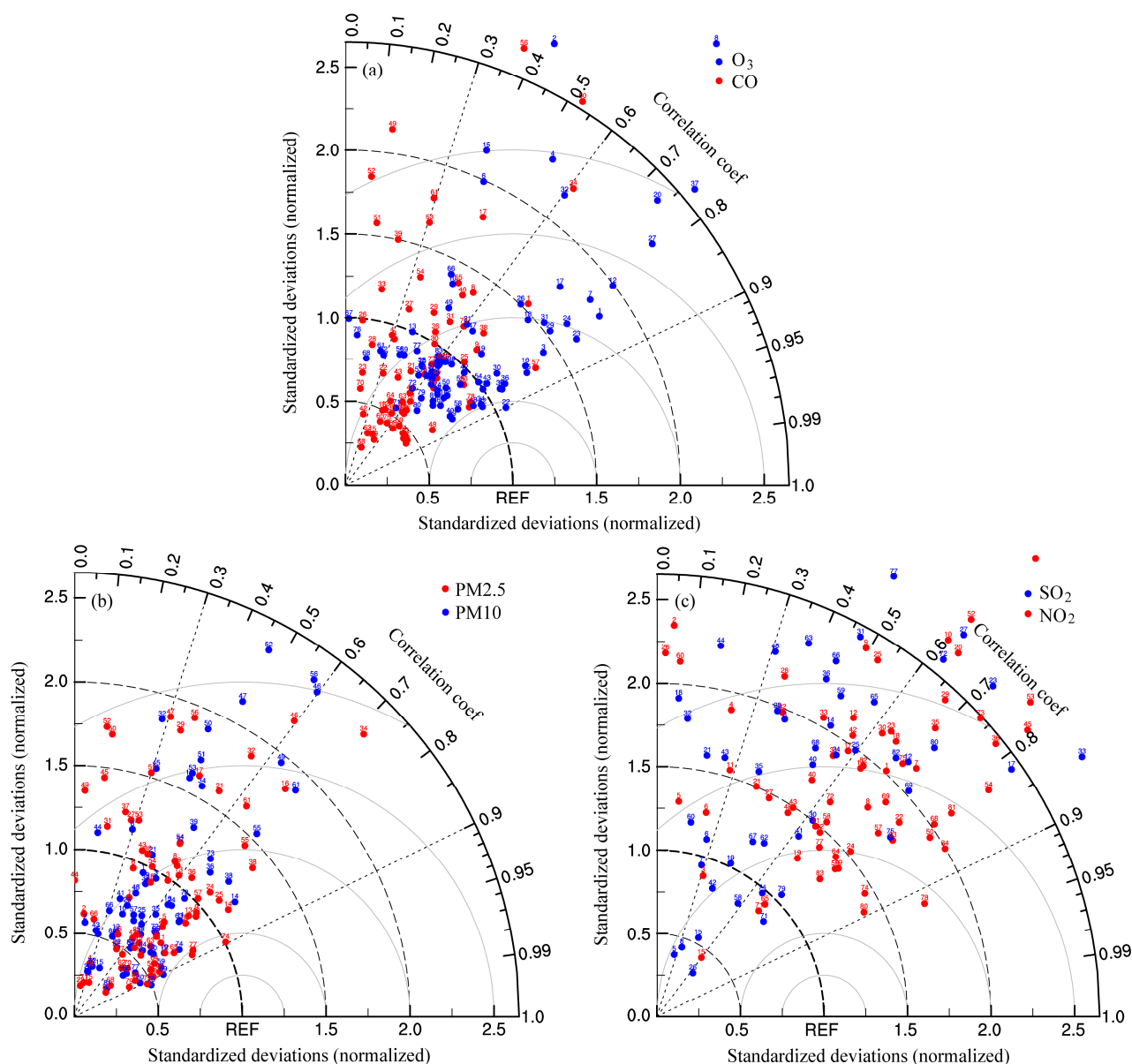


图4 地面 (a) O_3 和 CO 、(b) PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 、(c) SO_2 和 NO_2 小时实测与 WRF-FIRE 模拟序列的 Taylor 图

Fig. 4 Taylor diagrams for observations of (a) O_3 and CO , (b) $PM_{2.5}$ and PM_{10} , and (c) SO_2 and NO_2 from Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China and WRF-FIRE simulations from 0000 LST 1 October 2015 to 0800 LST 3 October 2015 at 83 cities in Huaihe River basin

PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 模拟效果次之, 模拟点集中落于 $0.3 < R < 0.9$, $0.5 < NSD < 1.5$ 和 $0.5 < CNMSE < 1.5$; NO_2 模拟效果一般, 模拟点虽基本落于 $0.5 < R < 0.9$, 但是 NSD 和 $CNMSE$ 值较大且相对发散, 模拟同观测序列相比变化趋势一致, 但数值大小仍有差异; SO_2 模拟效果最差, 模拟与实况序列相关系数总体小于 0.6 且与实况偏差大, 波动明显。通过对比实况与 WRF-NOFIRE 模拟结果猜测 HTAP 人为源清单对 NO_2 和 SO_2 的排放可能存在一定的高估。考虑到本文分析的是小时时间序列, 个别城市

模拟结果确实和实况相差较大, 但对秸秆焚烧主要释放污染物 CO 、 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 以及后期主要二次污染物 O_3 浓度模拟效果较好。总体而言, WRF-FIRE 基本再现了当时大气污染状况且模拟效果较为理想, 可用于后期秸秆焚烧对区域空气质量影响的对比分析。

3.3 秸秆焚烧对区域城市空气质量影响

为定量评估秸秆焚烧对区域城市空气质量的影响, 将北京时 2015 年 10 月 1 日 00:00 至 2015 年 10 月 3 日 08:00 的 WRF-FIRE 和 WRF-NOFIRE 结

果插值得到上述 83 座城市的 CO、PM10、PM2.5、O₃、NO₂ 和 SO₂ 小时模拟序列；将同种大气污染成分对应时刻的 WRF-FIRE 减去 WRF-NOFIRE 后除以 WRF-NOFIRE 序列标准差，得到归一化小时浓度偏差值 $\hat{\Delta}f_{ij,n}$ 用来表征秸秆焚烧对各城市大气污

染成分在不同时间段的浓度波动影响程度；最后选取其中最大小时浓度影响值 $\hat{\Delta}f_{ij,\max/\min}$ 绘制图 5，具体计算公式如下：

$$\hat{\Delta}f_{ij,n} = \frac{F_{ij,n} - N_{ij,n}}{\sigma_{N_{ij}}}, \quad (6)$$

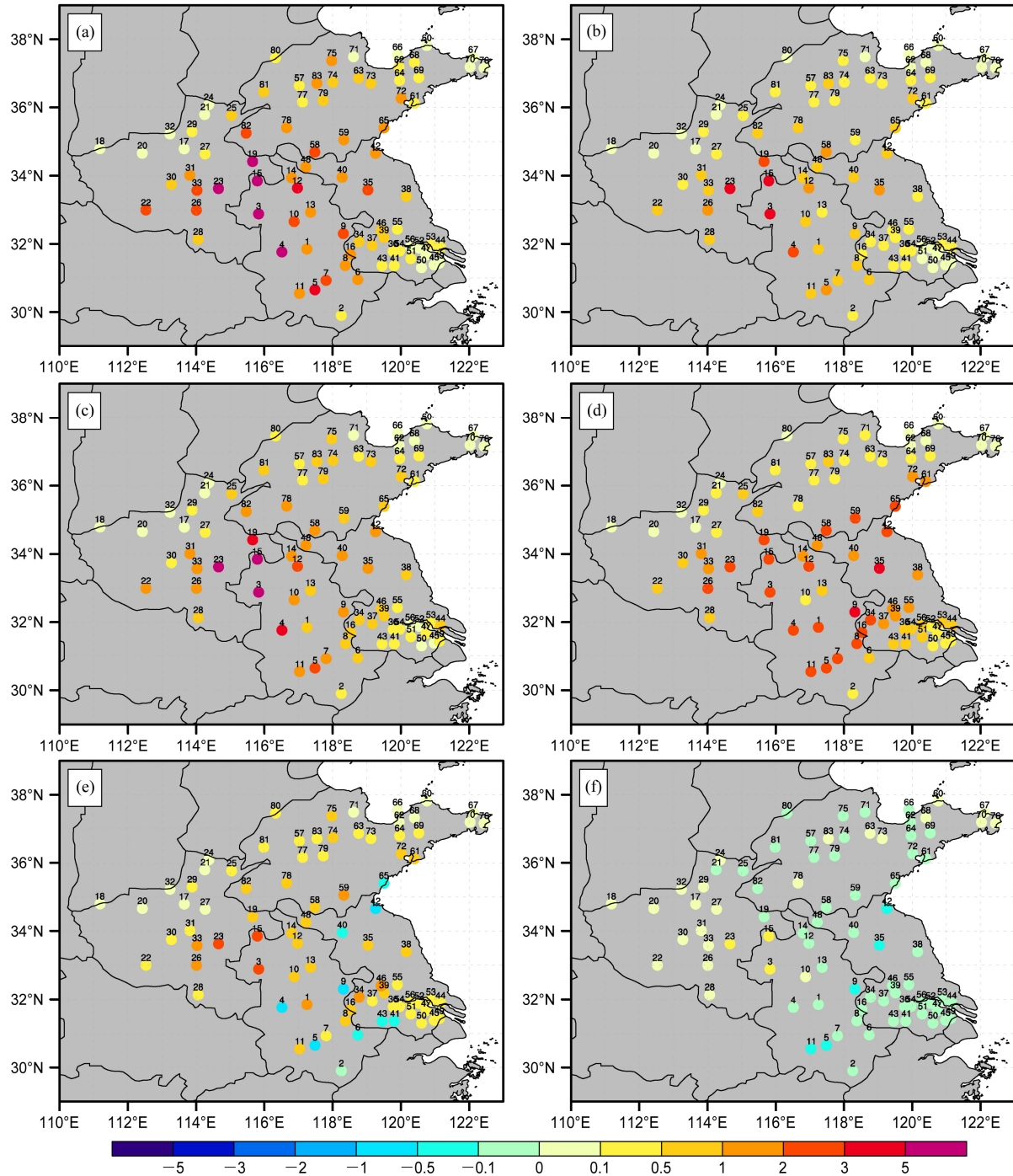


图 5 秸秆焚烧对城市空气质量 (a) CO、(b) PM10、(c) PM2.5、(d) O₃、(e) NO₂ 和 (f) SO₂ 的最大小时浓度影响 $\hat{\Delta}f_{ij,\max/\min}$ (蓝色表示负影响，红色代表正影响)

Fig. 5 Normalized maximum hourly biases of (a) CO, (b) PM10, (c) PM2.5, (d) O₃, (e) NO₂, and (f) SO₂ between the WRF-FIRE and WRF-NOFIRE simulations from 0000 LST 1 October 2015 to 0800 LST 3 October 2015 at 83 cities in Huaihe River basin, blue means it's decreased, red means it's increased

$$\Delta \hat{f}_{ij, \max/\min} = \begin{cases} \max(\Delta \hat{f}_{ij,n}), \max(\Delta \hat{f}_{ij,n}) \geq |\min(\Delta \hat{f}_{ij,n})| \\ \min(\Delta \hat{f}_{ij,n}), \max(\Delta \hat{f}_{ij,n}) < |\min(\Delta \hat{f}_{ij,n})| \end{cases} \quad (7)$$

其中, i 和 j 分别代表不同城市 and 不同观测变量, F_n 和 N_n 分别代表 WRF-FIRE 和 WRF-NOFIRE 模拟时间序列。

图 4a–4f 分别代表城市 CO、PM10、PM2.5、O₃、NO₂ 和 SO₂ 的最大小时浓度影响分布, 其中红色表示正影响, 火点造成浓度增加, 蓝色表示负影响, 火点造成浓度减少, 颜色深浅表征最大小时浓度影响程度: (1) CO、PM10 和 PM2.5 最大小时浓度影响分布特征一致, 秸秆焚烧对模拟区域内所有城市的 CO、PM10 和 PM2.5 最大小时浓度影响为正影响, 对火点中心城市浓度影响最为明显, CO 和 PM2.5 最大小时浓度增幅高达 5 倍标准差, PM10 最大小时浓度增幅高达 3 倍标准差; 对周边和下风向城市影响次之, 增幅介于 1~5 倍标准差; 对火点上风向地区和远离火点的长三角地区城市影响较小, 增幅低于 1 倍标准差。CO 是气态污染物, PM2.5 相比 PM10 粒径更小, 可以随风扩散至更远的地区, 对城市浓度影响更大。(2) 秸秆焚烧使得模拟区域内所有城市 O₃ 浓度增加, 但最大小时浓度影响分布特征与 CO、PM10 和 PM2.5 分布特征略有不同。臭氧最大小时浓度影响增幅最大区在下风向城市, 增幅接近 3 倍标准差, 而火点中心和下风向受烟羽主体覆盖的城市臭氧最大小时浓度增幅为 2 倍标准差, 火点上风向地区和远离火点的长三角地区城市浓度影响较小, 增幅低于 1 倍标准差。秸秆焚烧使得火点中心城市和下风向城市臭氧浓度增加, 但臭氧浓度增幅极值区分布在火点下风向烟羽末端太阳光照充足的地区, 这与 Jiang et al. (2012) 研究结果相一致: 秸秆焚烧释放了大量 O₃ 前体物 NO_x 和 VOC_s, 使得火点周边和下风向城市 O₃ 浓度上升, 但秸秆焚烧形成的烟羽 (包含大量的气溶胶颗粒物) 减少了到达地面的太阳辐射, 抑制了 O₃ 生成的光化学过程, 同时降低了地面温度, 也抑制了地面生物质排放, 进而造成烟羽覆盖城市的近地面层臭氧浓度增加得没有那么剧烈。(3) 火点中心和周边城市 NO₂ 最大小时浓度影响为正, 增幅大于 1 倍标准差, SO₂ 浓度也略有增加, 由秸秆焚烧释放出 NO₂ 和 SO₂ 所引起。值得注意的是, 下风向部分城市 NO₂ 和 SO₂ 最大小时浓度影响均为负值, 为下风向臭氧浓

度增幅较高的地区。秸秆焚烧释放出 NO₂ 和 SO₂ 使得火点周边城市浓度增加, 同时秸秆焚烧引起的高臭氧浓度有可能导致火点下风向部分城市 NO₂ 和 SO₂ 向硝酸盐和硫酸盐转化成核, 使得原有浓度有微略下降。考虑到该模型对于城市 NO₂ 和 SO₂ 模拟效果并不好, 在此不做具体分析。

4 结论和讨论

农作物秸秆焚烧作为中国生物质燃烧的主要形式之一, 其释放的气态污染物和颗粒物主要影响城市空气质量。其中淮河流域处于长江和黄河流域之间, 是我国农作物秸秆产量最高地区, 也是卫星监测秸秆焚烧最为严重的地区。因此, 本文选取淮河流域作为重点研究区域, 利用融合 NCAR-FINN 火点排放源、EDGAR-HTAP 人为源和 MEGAN 生物源的 WRF-Chem 空气质量模式, 模拟再现了 2015 年 9 月 30 日 08:00 起的 72 h 发生在河南省东南部一次大面积的农作物秸秆露天焚烧过程。通过 WRF-FIRE 和 WRF-NOFIRE 两组试验的模拟结果定量研究了秸秆焚烧对流域内 83 座城市空气质量的影响:

(1) 融合 NCAR-FINN 火点排放资料的 WRF-Chem 模式较好地再现了此次秸秆焚烧及火点烟羽扩散过程, 火点位置与实况对应, 模拟的烟羽浓烈程度随时间、空间扩散变化与 MODIS 监测结果基本吻合, 模式中火点起始排放时间晚于实况造成主火点区的烟羽在下风向扩散范围相比观测结果略有滞后;

(2) 同时结合人为源排放清单 EDGAR-HTAP 和生物源 MEGAN 的 WRF-FIRE 模式对流域内城市大气污染状况模拟效果较为理想, 尤其对秸秆焚烧主要释放污染物 CO、PM10 和 PM2.5 以及后期主要二次污染物 O₃ 浓度的模拟效果较好, 从 Taylor 图来看小时模拟结果总体分布在 $R > 0.5$, $0.5 < \text{NSD} < 1.5$ 和 $\text{CNMSE} < 1$ 区域内。HTAP 人为源清单对 NO₂ 和 SO₂ 的排放可能存在一定的高估, 两者在 WRF-FIRE 和 WRF-NOFIRE 中模拟效果较差;

(3) 对比分析 WRF-FIRE 和 WRF-NOFIRE 模拟结果可知, 农作物秸秆大面积露天焚烧所排放的气态和气溶胶颗粒物会对整个模拟区域内的城市空气质量造成影响, 且存在明显的空间分布特征, 对各大气污染成分的最大小时浓度影响不相同。流域内

城市 CO、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 受秸秆焚烧影响浓度增加, 火点中心、周边以及下风向城市增幅明显; CO 是气态污染物, PM_{2.5} 相比 PM₁₀ 粒径更小, 可以随风扩散至更远的地区, 对城市浓度影响更大;

(4) 火点排放污染物不仅仅造成流域内城市一次污染物 CO、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 浓度的增加, 秸秆焚烧使得火点中心城市和下风向城市二次污染物 O₃ 浓度增加, 但臭氧浓度增幅极值区分布在火点下风向向烟羽末端太阳光照充足的地区。此外, 下风向城市高臭氧浓度有可能与城市原有大气污染物间发生相互作用, 促进了 NO_x 和 SO₂ 向高价位转化为硝酸盐和硫酸盐, 使得城市 NO_x 和 SO₂ 浓度略微下降。

致谢 感谢美国大气研究中心 (NCAR) 的大气化学观测和模式实验室 (ACOM) 提供 mozbc、fire_emiss 等 WRF-Chem 前处理工具包和 MEGAN v2.1 生物质排放数据。

参考文献 (References)

- Aouizerats B, Van Der Werf G R, Balasubramanian R, et al. 2015. Importance of transboundary transport of biomass burning emissions to regional air quality in Southeast Asia during a high fire event [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15: 363–373, doi: 10.5194/acp-15-363-2015.
- Barnard J C, Fast J D, Paredes-Miranda G, et al. 2010. Technical Note: Evaluation of the WRF-Chem “aerosol chemical to aerosol optical properties” module using data from the MILAGRO campaign [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 7325–7340, doi: 10.5194/acp-10-7325-2010.
- 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.
- Broxton P D, Zeng X B, Sulla-Menashe D, et al. 2014. A global land cover climatology using MODIS data [J]. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 53 (6): 1593–1605, doi: 10.1175/JAMC-D-13-0270.1.
- 蔡宏珂, 周任君, 傅云飞, 等. 2011. CALIOP 对一次秸秆焚烧后气溶胶光学特性的探测分析 [J]. *气候与环境研究*, 16 (4): 469–478. Cai Hongke, Zhou Renjun, Fu Yunfei, et al. 2011. Cloud-aerosol lidar with orthogonal polarization detection of aerosol optical properties after a crop burning case [J]. *Climatic and Environmental Research (in Chinese)*, 16 (4): 469–478, doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2011.04.07.
- 曹国良, 张小曳, 王丹, 等. 2005. 中国大陆生物质燃烧排放的污染物清单 [J]. *中国环境科学*, 25 (4): 389–393. Cao Guoliang, Zhang Xiaoye, Wang Dan, et al. 2005. Inventory of atmospheric pollutants discharged from biomass burning in China continent [J]. *China Environmental Science (in Chinese)*, 25 (4): 389–393.
- 曹国良, 张小曳, 郑方成, 等. 2006. 中国大陆秸秆露天焚烧的量的估算 [J]. *资源科学*, 28 (1): 9–13. Cao Guoliang, Zhang Xiaoye, Zheng Fangcheng, et al. 2006. Estimating the quantity of crop residues burnt in open field in China [J]. *Resources Science (in Chinese)*, 28 (1): 9–13.
- Chang J C, Hanna S R. 2004. Air quality model performance evaluation [J]. *Meteor. Atmos. Phys.*, 87 (1): 167–196, doi: 10.1007/s00703-003-0070-7.
- 董超华, 杨军, 卢乃锰, 等. 2010. 风云三号 A 星 (FY-3A) 的主要性能与应用 [J]. *地球信息科学学报*, 12 (4): 458–465. Dong Chao-hua, Yang Jun, Lu Naimeng, et al. 2010. Main characteristics and primary applications of polar-orbiting satellite FY-3A [J]. *Geo-Information Science (in Chinese)*, 12 (4): 458–465.
- 段凤魁, 鲁毅强, 狄一安, 等. 2001. 秸秆焚烧对北京市空气质量的影响 [J]. *中国环境监测*, 17 (3): 8–11. Duan Fengkui, Lu Yiqiang, Di Yian, et al. 2001. Influence of straw burning on the air quality in Beijing [J]. *Environmental Monitoring in China (in Chinese)*, 17 (3): 8–11.
- Giglio L. 2010. MODIS collection 5 active fire product user's guide version 2.4 [Z]. University of Maryland.
- Grell G, Freitas S, Stuefer M, et al. 2011. Inclusion of biomass burning in WRF-Chem: Impact of wildfires on weather forecasts [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11: 5289–5303, doi: 10.5194/acp-11-5289-2011.
- Guenther A B, Jiang X, Heald C L, et al. 2012. The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): An extended and updated framework for modeling biogenic emissions [J]. *Geoscientific Model Development Discussions*, 5 (2): 1503–1560, doi: 10.5194/gmdd-5-1503-2012.
- 杭维琦, 陈建江. 2000. 野外燃烧秸秆对环境的影响与防治 [J]. *环境监测管理* 与技术, 12 (2): 36–37. Hang Weiqi, Chen Jianjiang. 2000. Effect on environmental quality of and control of setting straw on fire on field [J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring (in Chinese)*, 12 (2): 36–37.
- 何立明, 王文杰, 王桥, 等. 2007. 中国秸秆焚烧的遥感监测与分析 [J]. *中国环境监测*, 23 (1): 42–50. He Liming, Wang Wenjie, Wang Qiao, et al. 2007. Evaluation of the agricultural residues burning reduction in China using MODIS fire product [J]. *Environmental Monitoring in China (in Chinese)*, 23 (1): 42–50.
- Huang M, Bowman K W, Carmichael G R, et al. 2013. Impact of southern California anthropogenic emissions on ozone pollution in the mountain states: Model analysis and observational evidence from space [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 118 (22): 12784–12803, doi: 10.1002/2013JD020205.
- Iacono M J, Delamere J S, Mlawer E J, et al. 2008. Radiative forcing by long-lived greenhouse gases: Calculations with the AER radiative transfer models [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 113: D13103, doi: 10.1029/2008JD009944.
- Jaffe D, Bertschi I, Jaeglé L, et al. 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 31: L16106, doi: 10.1029/2004GL020093.
- 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: 11411–11432, doi: 10.5194/acp-15-11411-2015.
- Jiang X Y, Wiedinmyer C, Carlton A G. 2012. Aerosols from fires: An

- examination of the effects on ozone photochemistry in the western United States [J]. *Environ. Sci. Technol.*, 46 (21): 11878–11886, doi: 10.1021/es301541k.
- Konovalov I B, Beekmann M, Kuznetsova I N, et al. 2011. Atmospheric impacts of the 2010 Russian wildfires: Integrating modelling and measurements of an extreme air pollution episode in the Moscow region [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11: 10031–10056, doi: 10.5194/acp-11-10031-2011.
- Kuik F, Lauer A, Beukes J P, et al. 2015. The anthropogenic contribution to atmospheric black carbon concentrations in southern Africa: A WRF-Chem modeling study [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 15: 7309–7363, doi: 10.5194/acpd-15-7309-2015.
- Kumar R, Barth M C, Madronich S, et al. 2014. Effects of dust aerosols on tropospheric chemistry during a typical pre-monsoon season dust storm in northern India [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14: 6813–6834, doi: 10.5194/acp-14-6813-2014.
- 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.
- Lentile L B, Holden Z A, Smith A M S, et al. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects [J]. *International Journal of Wildland Fire*, 15 (3): 319–345, doi: 10.1071/WF05097.
- 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 Chuangqing, 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.
- 李展, 杜云松, 王斌. 2015. 2013 年成都地区一次秸秆焚烧特征及成因分析 [J]. *环境保护科学*, 41 (1): 65–69. Li Zhan, Du Yunsong, Wang Bin. 2015. Features and cause analysis of air pollution caused by straw burning in Chengdu in 2013 [J]. *Environmental Protection Science (in Chinese)*, 41 (1): 65–69.
- 陆炳, 孔少飞, 韩斌, 等. 2011. 2007 年中国大陆地区生物质燃烧排放污染物清单 [J]. *中国环境科学*, 31 (2): 186–194. Lu Bing, Kong Shaofei, Han Bin, et al. 2011. Inventory of atmospheric pollutants discharged from biomass burning in China continent in 2007 [J]. *China Environmental Science (in Chinese)*, 31 (2): 186–194.
- 陆晓波, 喻义勇, 傅寅, 等. 2014. 秸秆焚烧对空气质量影响特征及判别方法的研究 [J]. *环境监测管理与技术*, 26 (4): 17–21. Lu Xiaobo, Yu Yiyong, Fu Yin, et al. 2014. Characterization and identification method of ambient air quality influenced by straw burning [J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring (in Chinese)*, 26 (4): 17–21.
- Marelle L, Raut J C, Thomas J L, et al. 2015. Transport of anthropogenic and biomass burning aerosols from Europe to the Arctic during spring 2008 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15: 3831–3850, doi: 10.5194/acp-15-3831-2015.
- Nuryanto D E. 2015. Simulation of forest fires smoke using WRF-Chem Model with FINN fire emissions in Sumatera [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 24: 65–69, doi: 10.1016/j.proenv.2015.03.010.
- Peckham S E, Grell G A, McKeen S A, et al. 2015a. WRF-Chem Emissions Guide [M]. Colorado: NOAA Earth System Research Laboratory, pp. 1–75.
- Peckham S E, Grell G A, McKeen S A, et al. 2015b. WRF/Chem Version 3.7 User's Guide [M]. Colorado: NOAA Earth System Research Laboratory, pp. 1–47.
- Pfister G G, Wiedinmyer C, Emmons L K. 2008. Impacts of the fall 2007 California wildfires on surface ozone: Integrating local observations with global model simulations [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 35 (19): L19814, doi: 10.1029/2008GL034747.
- Ran Y H, Li X, Lu L, et al. 2012. Large-scale land cover mapping with the integration of multi-source information based on the Dempster–Shafer theory [J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 26: 169–191, doi: 10.1080/13658816.2011.577745.
- Roy B, Pouliot G A, Gilliland A, et al. 2007. Refining fire emissions for air quality modeling with remotely sensed fire counts: A wildfire case study [J]. *Atmos. Environ.*, 41 (3): 655–665, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.08.037.
- Simoneit B R T. 2002. Biomass burning—a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion [J]. *Applied Geochemistry*, 17 (3): 129–162, doi: 10.1016/S0883-2927(01)00061-0.
- Singh H B, Cai C, Kaduwela A, et al. 2012. Interactions of fire emissions and urban pollution over California: Ozone formation and air quality simulations [J]. *Atmos. Environ.*, 56: 45–51, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.03.046.
- Stohl A, Berg T, Burkhardt J F, et al. 2007. Arctic smoke—record high air pollution levels in the European Arctic due to agricultural fires in eastern Europe in spring 2006 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7: 511–534, doi: 10.5194/acp-7-511-2007.
- 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 & Technology, 36–80.
- Taylor K E. 2001. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram [J]. *J. Geophys. Res.*, 106 (D7): 7183–7192, doi: 10.1029/2000JD900719.
- Thompson G, Field P R, Rasmussen R M, et al. 2008. Explicit forecasts of winter precipitation using an improved bulk microphysics scheme. Part II: Implementation of a new snow parameterization [J]. *Mon. Wea. Rev.*, 136 (12): 5095–5115, doi: 10.1175/2008MWR2387.1.
- 田宏伟. 2010. 河南省夏收季节秸秆焚烧大气污染物输送的数值模拟研究 [D]. 南京信息工程大学硕士论文, 14–26. Tian Hongwei. 2010. The transportation of emissions from straw open burning in Henan Province during summer: A numerical simulation [D]. M. S. thesis (in Chinese), Nanjing University of Information Science & Technology, 14–26.
- 田宏伟, 邓伟, 申占营, 等. 2010. 生物质燃烧的环境影响研究进展 [C]// 第 27 届中国气象学会年会大气物理学与大气环境分会场论文集. 北京: 中国气象学会. Tian Hongwei, Deng Wei, Shen Zhanying, et al. 2010. A review: impact of biomass burning on Environment [C]// The 27th of the Chinese meteorological society: APC (in Chinese). Beijing: Chinese Meteorological Society.
- 田贺忠, 赵丹, 王艳. 2011. 中国生物质燃烧大气污染物排放清单 [J]. *环境科学学报*, 31 (2): 349–357. Tian Hezhong, Zhao Dan, Wang Yan. 2011. Emission inventories of atmospheric pollutants discharged from biomass

- burning in China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* (in Chinese), 31 (2): 349–357.
- Wang W, Bruyère C, Duda M, et al. 2015. User's Guides for the Advanced Research WRF (ARW) Modeling System, Version 3 [Z]. NCAR Mesoscale & Microscale Meteorology Division.
- 王子峰, 陈良富, 顾行发. 2008. 基于 MODIS 数据的华北地区秸秆焚烧监测 [J]. *遥感技术与应用*, 23 (6): 611–617. Wang Zifeng, Chen Liangfu, Gu Xingfa. Monitoring of crop residue burning in North China on the basis of MODIS data [J]. *Remote Sensing Technology and Application* (in Chinese), 23 (6): 611–617.
- Wiedinmyer C, Akagi S K, Yokelson R J, et al. 2011. The Fire INventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning [J]. *Geoscientific Model Development*, 4: 625–641, doi: 10.5194/gmd-4-625-2011.
- Witham C, Manning A. 2007. Impacts of Russian biomass burning on UK air quality [J]. *Atmos. Environ.*, 41 (17): 8075–8090, doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.06.058.
- 吴建兰, 王悦, 姚颖, 等. 2011. 秸秆焚烧对南通市空气质量的影响分析 [J]. *环境监测管理与技术*, 23 (2): 61–63. Wu Jianlan, Wang Yue, Yao Ying, et al. 2011. Analysis for straw burning on air quality in Nantong urban area [J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring* (in Chinese), 23 (2): 61–63.
- 吴立新, 吕鑫, 秦凯, 等. 2014. 秸秆焚烧期间徐州市空气污染物时空分布特征分析 [J]. *地理与地理信息科学*, 30 (1): 18–22. Wu Lixin, Lü Xin, Qin Kang, et al. 2014. On spatio-temporal features of air pollutants in Xuzhou city during straw burning period [J]. *Geography and Geo-Information Science* (in Chinese), 30 (1): 18–22.
- 吴其重, 徐文帅, 赵秀娟, 等. 2012. 北京市大气可吸入颗粒物排放源空间优化及模式验证 [J]. *环境科学学报*, 32 (10): 2548–2558. Wu Qizhong, Xu Wenshuai, Zhao Xiujuan, et al. 2012. The spatial optimization of the PM10 emission in Beijing and its verification by the numerical model [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* (in Chinese), 32 (10): 2548–2558.
- 严文莲, 刘端阳, 孙燕, 等. 2014. 秸秆焚烧导致的江苏持续雾霾天气过程分析 [J]. *气候与环境研究*, 19 (2): 237–247. Yang Wenlian, Liu Duanyang, Sun Yan, et al. 2014. Analysis of the sustained fog and haze event resulting from crop-burning residue in Jiangsu Province [J]. *Climatic and Environmental Research* (in Chinese), 19 (2): 237–247, doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2014.13209.
- 杨占婷, 白永清, 陈英英, 等. 2013. 鄂中东部两次秸秆焚烧引发的严重灰霾天气分析 [J]. *气象科技*, 41 (6): 1147–1152. Yang Zhanting, Bai Yongqing, Chen Yingying, et al. 2013. Comprehensive analysis of two heavy haze events induced by straw burning in central-eastern Hubei [J]. *Meteorological Science and Technology* (in Chinese), 41 (6): 1147–1152.
- Zhang W S, Swaney D P, Li X Y, et al. 2015. Anthropogenic point-source and non-point-source nitrogen inputs into Huaihe River basin and their impacts on riverine ammonia–nitrogen flux [J]. *Biogeosciences*, 12 (14): 4275–4289, doi: 10.5194/bg-12-4275-2015.
- 朱彬, 苏继锋, 韩志伟, 等. 2010. 秸秆焚烧导致南京及周边地区一次严重空气污染过程的分析 [J]. *中国环境科学*, 30 (5): 585–592. Zhu Bin, Su Jifeng, Han Zhiwei, et al. 2010. Analysis of a serious air pollution event resulting from crop residue burning over Nanjing and surrounding regions [J]. *China Environmental Science* (in Chinese), 30 (5): 585–592.