

长三角区域大气重污染应急减排效果评估

王晓元¹, 江飞^{2*}, 徐圣辰¹, 田旭东¹, 姚德飞¹

1.浙江省环境监测中心, 浙江 杭州 310012

2.南京大学国际地球系统科学研究所, 江苏 南京 210046

摘要:为评估长三角区域大气重污染应急减排方案的效果,依据上海市环境科学研究院编制的2015年长三角区域高分辨率大气污染源排放清单设计了3级减排方案,利用本地化的WRF-CMAQ模式对长三角区域一次重污染过程进行了模拟验证,并评估了各减排方案的效果。结果显示:①如各城市单独进行减排,在一级、二级和三级减排方案下 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分别降低0~7.2、0~20.6和0.1~34.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅分别为0~11.7%、0~19.5%和0.2%~28.0%,长三角区域空气质量优良率未见明显上升。②如进行区域协同减排,在一级、二级和三级减排方案下 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分别降低0.5~10.0、2.7~30.2和4.3~51.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅分别为1.8%~12.8%、9.3%~23.5%和14.7%~37.0%。对于多数城市,区域协同减排效果比单独减排效果显著,其中舟山市、连云港市和常州市的区域协同减排效果最突出。在三级减排方案下的区域协同减排会使空气质量优良率明显提升,空气质量优良的城市从6个升至10个,中度以上污染城市从12个降至2个。③工业源减排是应急减排的重点,其减排效果可占整体减排效果的50.0%~93.0%。研究显示,要在重污染期间达到较好的减排效果,需要进行区域协同减排,但针对不同城市需要协同进行污染控制的范围具有明显差异,因此,为实现精准管控,未来在开展重污染应急区域协同控制时,需根据实际情况进行协同控制关系的预测。

关键词: $\text{PM}_{2.5}$; 大气重污染; 减排方案; 协同减排

中图分类号: X51

文章编号: 1001-6929(2020)04-0783-09

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2019.12.12

Assessment of Emergency Emission Reduction Effect during a Severe Air Pollution Episode in Yangtze River Delta Region

WANG Xiaoyuan¹, JIANG Fei^{2*}, XU Shengchen¹, TIAN Xudong¹, YAO Defei¹

1.Zhejiang Environmental Monitoring Center, Hangzhou 310012, China

2.International Institute for Earth System Science, Nanjing University, Nanjing 210046, China

Abstract: In order to evaluate the effect of severe air pollution emergency emission reduction plans in the Yangtze River Delta (YRD), a three-level emission reduction plan was designed based on a high-resolution air pollution emission inventory in YRD for the year of 2015, which was developed by Shanghai Academy of Environmental Sciences. A severe air pollution episode occurred in YRD was simulated and the effectiveness of the emission reduction plans for this episode was evaluated using the a localized WRF-CMAQ model. The results show that: (1) When each city reduces emissions separately according to the primary, secondary and tertiary emission reduction plans, the $\rho(\text{PM}_{2.5})$ will be reduced by 0-7.2, 0-20.6 and 0.1-34.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, with change rates of 0-11.7%, 0-19.5% and 0.2%-28.0%, respectively. The excellent rate of regional air quality has not increased significantly. (2) When different cities reduce emissions synergistically, the $\rho(\text{PM}_{2.5})$ will be reduced by 0.5-10.0, 2.7-30.2 and 4.3-51.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ using the primary, secondary and tertiary emission reduction plans, with rates of 1.8%-12.8%, 9.3%-23.5% and 14.7%-37.0%, respectively. Compared to the emission reduction in individual cities, the regional synergistic emission reductions have much better effects for the control of air pollution in most cities, especially in Zhoushan City, Lianyungang City and Changzhou City. The regional synergistic emission reduction using the tertiary emission reduction plan will significantly increase the excellent rate of regional air quality. The number of cities with excellent air quality will increase from 6 to 10, and the number of cities with pollution above the moderate polluted level will decrease from 12 to 2. (3) Emission reduction of industrial sources is the focus of emergency emission control. The effect of emission reduction of industrial

收稿日期: 2018-12-26

修订日期: 2019-10-09

作者简介: 王晓元(1984-),男,浙江永康人,高级工程师,博士,主要从事大气环境监测和预报研究,bei3182@163.com.

* 责任作者,江飞(1983-),男,浙江金华人,副教授,博士,主要从事空气污染防治和空气质量数值预报与同化研究,jiangf@nju.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(No.2016YFA0600204); 国家科技支撑计划项目(No.2014BAC22B05)

Supported by National Key Research and Development Program of China (No.2016YFA0600204); National Key Technology Research and Development Program of China (No.2014BAC22B05)

sources can account for 50.0% to 93.0% of the total reduction effect. The results also show that to achieve better emission reduction during severe air pollution episode, regional synergistic emission reduction is needed, but for different cities, the regional synergistic range are significant different. Therefore, in order to achieve precise control in the future, when carrying out regional synergistic emission reduction during severe air pollution emergency, it is necessary to predict the synergistic control relationship according to the actual situation.

Keywords: PM_{2.5}; severe air pollution; emission reduction plan; synergistic emission reduction

随着我国经济的发展,大气污染问题逐渐受到大家的关注,以 PM_{2.5} 和 O₃ 污染为代表的区域大气复合污染问题尤为突出^[1-3]. PM_{2.5} 能影响公众健康^[4], 改变大气光学特性^[5],降低大气能见度^[6],乃至影响天气及气候的变化^[7],因此逐渐成为近年来的研究热点^[8-9].《2017 年中国生态环境状况公报》^[10]显示,全国 338 个地级及以上城市发生重度以上污染 3 100 天次以上,以 PM_{2.5} 为首要污染物的天数占重度及以上污染天数的 74.2%. 因此,对 PM_{2.5} 污染进行有效的防治仍是目前改善空气质量的重要途径,也是大气重污染应急中的主要手段.

大气中 PM_{2.5} 的组分来源复杂且会在区域间相互传输^[11],易造成区域性的 PM_{2.5} 污染^[12],对社会产生恶劣的影响,因此我国迅速建立大气重污染机制并对其不断完善^[13]. 在各重污染天气应急预案中,对污染源进行减排的目的是为了减轻重污染的持续时间和污染程度,降低重污染过程的危害. 目前,许多研究基于政府的污染管控措施来分析较长时段内区域 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的改善情况. 如 WANG 等^[14]用数值模拟试验来评估 SO₂ 变化对 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的影响,SO₂ 削减 30%~60%使得华东地区 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 年均值下降 3~15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;华北地区单独削减 NO_x 反而会导致 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 上升,需要 VOC、NH₃ 和 SO₂ 共同削减才能有效降低 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ ^[15]. YANG 等^[16]分析了煤炭控制策略与污染物降低的关系,显示按现有的控制策略,预计 2030 年的 PM_{2.5} 排放可比 2010 年降低 83.3%,从而达到降低 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的目标. 但从预警应急角度出发,评估减排措施对重污染过程中 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低作用的研究较为鲜见,该研究利用本地化后的 WRF-CMAQ 模型,定量分析长三角区域一次典型污染过程中各城市单独减排及区域协同减排情景下的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 变化情况,讨论区域协同减排的效果,以期为区域大气联防联控及重污染天气应急预案的制定提供科学依据.

1 数据与方法

1.1 模型及减排方案设置

该研究采用的模式系统包括两部分,气象部分为 WRF V3.5,空气质量部分为 CMAQ V4.7.1. WRF 模式^[17]系统是美国国家大气研究中心(NCAR)、美国

国家大气海洋总署-预报系统实验室、国家环境预报中心(FSL,NCEP/NOAA)等联合开发的新一代中尺度预报模式和同化系统,在模拟和预报各种天气中都具有较好的性能. CMAQ 模式^[18]是美国环境保护局开发的第三代区域三维欧拉空气质量模式,由 WRF 模式模拟的气象场进行驱动,适用于光化学烟雾、区域酸沉降、大气颗粒物污染等多尺度多物种的复杂大气环境问题的模拟,可为空气质量预报、区域环境规划及调控提供支持.

地表覆盖,特别是城市分布,可影响地表的热量、动量以及能量交换,从而严重影响边界层内的气象特征,进而影响污染物在大气中的输送、扩散、转换和沉降过程^[19]. 该研究使用了最新的(2016 年)MODIS 高分辨率遥感地表覆盖数据(<https://e4ftl01.cr.usgs.gov>).

WRF 模式的区域设置采用两层嵌套,外层区域覆盖东亚大部分地区,分辨率为 27 km×27 km,网格数为 159×129;内层区域覆盖长三角区域,包括江苏省、浙江省、上海市、安徽省大部分地区、江西省东北部地区以及福建省北部地区,分辨率为 9 km×9 km,网格数为 93×108. CMAQ 模式的区域与 WRF 模式基本一致,但每个嵌套区域中 CMAQ 模式区域每一边较 WRF 模式少 1 个网格. 在垂直方向,WRF 模式采用 35 层,CMAQ 模式采用 16 层. WRF 模式与 CMAQ 模式运行所选择的物理化学参数化方案与 FENG 等^[20]研究中所采用的方案设置基本一致,其中,边界层选择 YSU 方案,陆面模式选用 Noah 方案,地表层使用修订的 MM5 方案,气相化学机制采用 CB05,气溶胶模块采用 AERO4,光分解过程采用查表法. 不同的是,该研究中模式第二层采用了单层的城市冠层模型^[21],以更好地模拟长三角区域城市对气象条件的影响. 长三角区域人为源排放采用了上海市环境科学研究院编制的 2015 年长三角区域 1 km×1 km 高分辨率排放清单,该排放清单包括农业-化肥施用、生物质燃烧、民用溶剂使用、民用其他、电厂、水泥、钢铁、工艺过程、工业溶剂使用、工业燃烧、道路交通、道路沙尘和工业-沙尘等 16 种源排放类型^[22];在长三角区域外,采用清华大学研制的 2010 年 MIX 清单^[23]. 另外,该研究还考虑了自然源排放,其由

MEGAN v2.04 模式^[24]进行计算,MEGAN 模式可以较好地模拟自然源排放,已在国内有很多的研究应用^[25-26]。

1.2 模拟试验设置

该研究选择的模拟时段为 2016 年 12 月 30 日 08:00—2017 年 1 月 4 日 23:00,其中,前 16 h 为预积分时段,12 月 31 日 00:00—1 月 4 日 23:00 为具体研究时段,该时段长三角区域发生了一次较为严重的 PM_{2.5} 污染过程。该过程主要受高压系统控制影响,沿海到内陆 PM_{2.5} 污染逐渐加重,沿海的上海市、嘉兴市和温州市等城市空气质量为优良,苏州市、南通市和盐城市等城市为轻度污染,内陆的南京市、扬州市和金华市等城市达到中度以上污染,宿迁市和徐州市达到重度污染。

研究区域为长三角区域的两省一市(浙江省、江苏省、上海市)的 25 个地级及以上城市。污染源减排主要针对污染排放量较大的电厂、水泥、钢铁、工艺过程、工业溶剂使用、工业燃烧、道路交通、非道路交通、道路沙尘和民用溶剂使用等 10 项进行。各项污染源中 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂ 和 NO_x 等排放因子的排放量作为减排率设定的参考。由表 1 可见,减排方案分为 3 个等级,一级~三级减排方案的减排率逐级提升,减排率是基于所有城市的污染源排放总量进行计算的,区域协同减排时各城市的减排率会有所不同,污染源排放量大的城市减排率会更高。减排方案设定的原则是尽量减少对城市正常运行的影响并能使空气质量等级有所好转。

表 1 各行业减排方案的减排率

Table 1 Emission reduction rate of emission reduction plan in various industry

编号	行业	减排率/%		
		一级减排方案	二级减排方案	三级减排方案
1	电厂		20	30
2	水泥		30	50
3	钢铁		30	50
4	工艺过程		30	50
5	工业溶剂使用		30	50
6	工业燃烧		30	50
7	道路交通	30	30	40
8	非道路交通	30	30	40
9	道路沙尘	80	90	90
10	民用溶剂使用		50	100

按表 1 中 3 种减排方案,共设置了 79 个评估模拟试验,计算了单独减排情景下每个城市在 3 种减排方案下的减排效果,25 个城市共 75 个评估试验;计

算了区域协同减排情景下所有城市在 3 种减排方案下的减排效果,共 3 个评估试验;另外,为阐明工业减排的重要性,还计算了仅对工业污染源(表 1 中编号 1~6)进行减排的试验。

2 结果与讨论

2.1 模型验证

图 1 为模拟的 2016 年 12 月 31 日—2017 年 1 月 4 日长三角区域 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 日均值分布。由图 1 可见:2016 年 12 月 31 日总体风速较小,天气较稳定,在金衢盆地及江苏省沿江地区最先出现中度污染;2017 年 1 月 1 日,西南风加强,除江苏省北部的徐州市、宿迁市和淮安市等城市,其他城市污染略有减弱;2017 年 1 月 2 日转为偏东北风,徐州市、宿迁市等城市的污染向安徽省方向输送,苏州市、无锡市和杭州市等城市的污染开始加重;2017 年 1 月 3 日和 4 日主要为偏东风,金衢盆地、江苏省沿江和江苏省北部等地区污染均较为严重。

表 2 为长三角区域 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值与观测值的统计结果。由表 2 可见,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值与观测值偏差均较小, R^2 达 0.976,平均偏差为 7.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,平均相对偏差为 6.7%,其中,宿迁市、扬州市和舟山市的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值被低估了 9.04%~11.85%,而连云港市和衢州市的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值分别被高估了 14.8%和 13.3%。各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值与观测值的 MFB(平均分数偏差)在 -32.9%~12.7%之间,MFE(平均分数误差)在 10.8%~52.9%之间,根据模式模拟性能的中等水平($-60\% \leq \text{MFB} \leq 60\%$ 、 $-75\% \leq \text{MFE} \leq 75\%$)和高水平($-30\% \leq \text{MFB} \leq 30\%$ 、 $-50\% \leq \text{MFE} \leq 50\%$)标准^[27],多数城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值处于高水平,部分城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值为中等水平,因此此次模拟效果可达中等以上水平,模式可以较好地再现此次污染过程,可以作为应急减排效果的评估工具。

2.2 减排效果评估

由表 3 可见:各城市进行单独减排时,在一级减排方案下各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低的范围为 0~7.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为 0~11.7%。其中,上海市的减排效果最好,降幅为 11.7%;常州市、连云港市、淮安市、衢州市等城市基本没有效果。一级减排方案是对道路交通及路面扬尘的减排,也是最容易实施的减排措施,但模拟结果显示减排效果并不理想。二级减排方案比一级减排方案增加了对工业(水泥、钢铁、工艺过程等)、电厂和民用溶剂的减排,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低的范围为 0~20.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为 0~19.5%。其中,

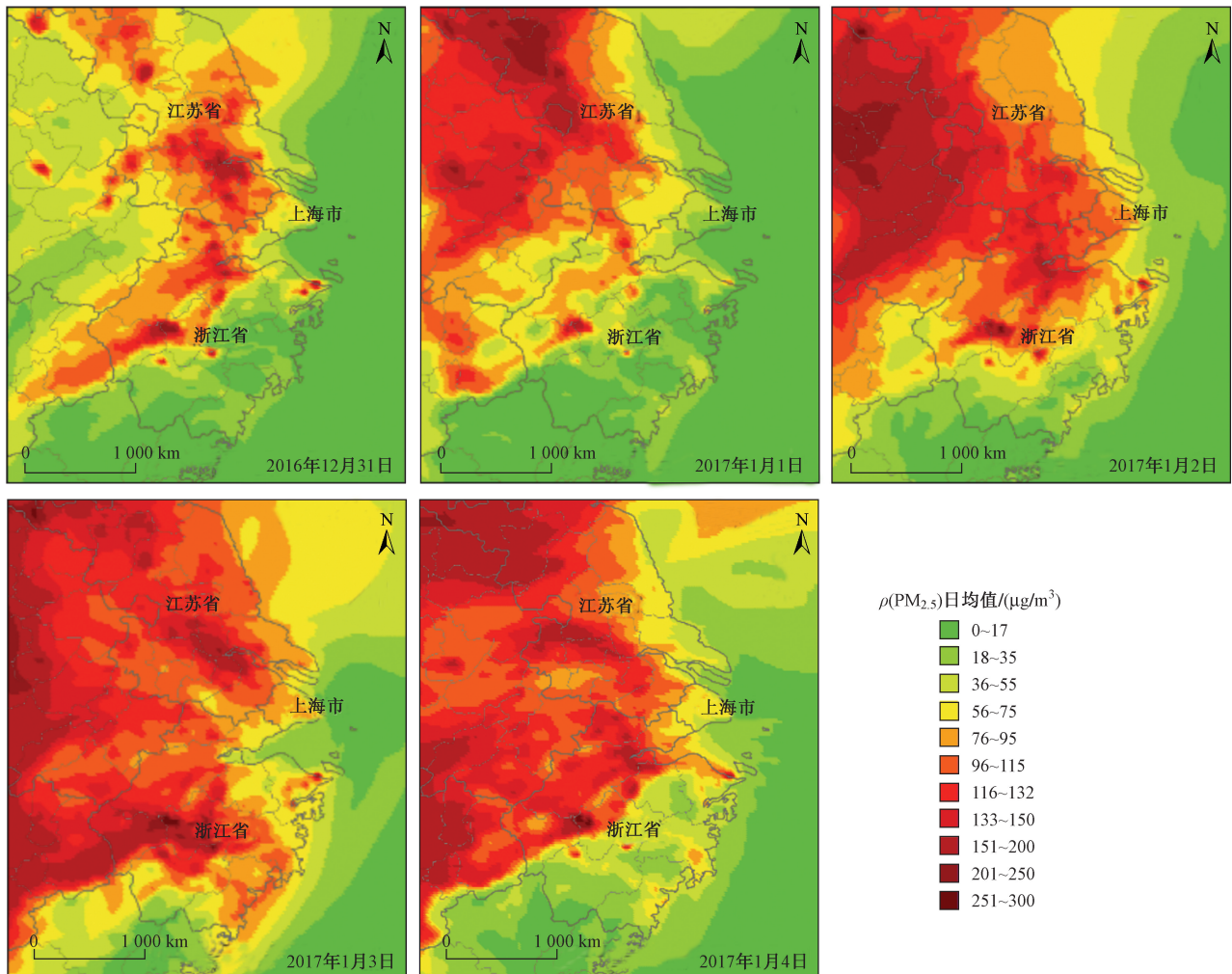


图1 模拟的2016年12月31日—2017年1月4日长三角区域 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 日均值分布

Fig.1 Simulated mean $\rho(\text{PM}_{2.5})$ distribution in the Yangtze River Delta from December 31st, 2016 to January 4th, 2017

徐州市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低20.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,金华市、宁波市、上海市、南京市、苏州市、南通市等城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低大于10.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降幅以上海市和宁波市最高,分别为19.5%和18.0%。这与京津冀区域工业减排的贡献至少能占总减排贡献的1/3,而交通和电厂的减排效果并不明显的结果^[28]具有一致性。模拟结果显示,二级减排方案的效果比一级减排方案更明显。三级减排方案进一步加强了对工业源的减排,模拟结果显示减排的效果最好,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低范围为0.1~34.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为0.2%~28.0%,其中,徐州市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低最多,金华市和南京市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 分别降低了30.1和21.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,宁波市和上海市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降幅较大,分别为28.0%和24.6%。舟山市因各类污染源排放较少,单独减排情况下各级减排方案的减排效果基本为零。

长三角区域进行区域协同减排的效果比各城市单独减排的效果更加显著。由表3可见:进行协同减

排时,在一级减排方案下,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低的范围为0.5~10.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为1.8%~12.8%,比单独减排的效果略有提升;在二级减排方案下,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低的范围为2.7~30.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为9.3%~23.5%;在三级减排方案下,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低的范围为4.3~51.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,降幅为14.7%~37.0%。均比单独减排的效果有显著提升。各城市在单独减排和区域协同减排情景下,二、三级减排方案的减排效果均明显好于一级减排方案,一级减排方案仅对交通源及路面扬尘进行减排,而二、三级减排方案增加了重点污染源的减排,说明仅对交通源进行减排无法取得较好的减排效果。于燕等^[29]研究结果表明,通过对长三角区域电力、钢铁、水泥等重点污染源的减排,可以使长三角区域冬季 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 最高下降50.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。该研究二、三级减排方案对重点污染源的减排强度与于燕等^[29]研究的设定较为相近,表明对重点污染源进行减排才是降低 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的有效途径。

表 2 长三角区域 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值与观测值统计结果

Table 2 Statistics of $\rho(\text{PM}_{2.5})$ from the simulation in comparison with observation in the Yangtze River Delta

城市	$\rho(\text{PM}_{2.5})$ 观测值/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$	$\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟值/ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$	NMB/%	NME/%	MFB/%	MFE/%
上海市	62.2	62.5	0.5	21.6	2.5	19.1
南京市	130.4	139.4	6.9	18.0	6.5	16.9
无锡市	114.2	121.7	6.6	18.3	5.9	17.6
徐州市	207.7	194.9	-6.1	16.8	-6.6	17.5
常州市	100.3	109.8	9.5	13.8	9.0	13.0
苏州市	94.9	98.6	3.8	20.9	5.4	19.1
南通市	94.1	88.7	-5.7	14.5	-6.2	15.2
连云港市	106.6	122.4	14.8	18.1	12.7	17.0
淮安市	159.6	150.0	-6.0	18.9	-6.1	19.3
盐城市	95.0	94.1	-0.9	24.2	4.6	24.5
扬州市	151.3	137.6	-9.0	11.8	-9.5	12.2
镇江市	131.9	140.1	6.2	18.3	6.4	17.7
泰州市	137.8	127.2	-7.7	11.2	-7.0	11.1
宿迁市	176.7	155.7	-11.8	25.3	-14.3	27.3
杭州市	133.0	123.9	-6.9	26.2	-10.5	29.4
宁波市	70.1	70.2	0.1	19.9	-1.5	21.5
温州市	57.0	53.1	-7.0	20.2	-15.3	23.4
嘉兴市	74.9	76.3	1.9	10.1	1.2	10.8
湖州市	113.3	116.5	2.8	13.0	2.1	12.9
绍兴市	101.9	98.3	-3.5	26.9	-11.2	32.1
金华市	135.5	129.6	-4.3	21.4	-8.4	25.8
衢州市	115.8	131.3	13.3	21.1	12.1	19.9
台州市	50.4	49.1	-2.7	21.3	-13.3	27.4
丽水市	66.9	59.7	-10.8	42.8	-25.6	49.9
舟山市	30.1	27.1	-10.0	39.0	-32.9	52.9

注: NMB 为均一化平均偏差, NME 为均一化平均误差, MFB 为平均分数偏差, MFE 为平均分数误差。

二级减排方案中对污染源的减排率与国内重污染天气应急预案中最高级别的应急减排措施相当,该模拟结果显示,二级减排方案无法实现城市空气质量等级提升的目标,城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 平均值从 106.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至 88.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 参照 HJ 633—2012《环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)》仍处于轻度污染水平。而且长三角区域在污染过程中实行区域协同减排是极为困难的,因此对于现行的重污染天气应急预案要有合理的预期,即使实行了有效的区域协同减排,空气质量等级也不会有明显的提升。

三级减排方案的减排率最高,其中对工业减排在 50.0% 左右,其减排效果是最好的,但如此高的减排率只有在重大活动期间才有实施的可能性。区域协同减排时空气质量优良率明显提升,空气质量优良的

城市数量从原来的 6 个升至 10 个,中度以上污染城市从 12 个降至 2 个,说明区域协同减排在污染控制过程中非常重要。图 2 为各城市单独减排和区域协同减排的效果比较。由图 2 可见:多数城市区域协同减排效果比单独减排效果有显著的提升。其中,常州市、连云港市和舟山市的区域协同减排效果最为突出,常州市单独减排时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 降低了 4.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 但区域协同减排时降低了 31.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 是单独减排的 7.7 倍;连云港市单独减排时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 仅降低了 0.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 而区域协同减排时降低了 19.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 是单独减排的 37.4 倍;舟山市单独减排时 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 仅降低了 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 几乎没有减排效果,而区域协同减排时可以降低 4.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 减排效果提升极为显著;宁波市、上海市的区域协同减排与单独减排的效果差异

表 3 各城市按照不同等级减排方案的 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 模拟结果

Table 3 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ simulation results of different levels of emission reduction plans in cities

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

城市	一级减排方案		二级减排方案		三级减排方案	
	单独减排	协同减排	单独减排	协同减排	单独减排	协同减排
上海市	54.6(11.7%)	53.9(12.8%)	49.8(19.5%)	47.6(23.1%)	46.6(24.6%)	43.0(30.4%)
南京市	135.7(2.3%)	132.3(4.7%)	125.0(10.0%)	112.9(18.7%)	117.5(15.4%)	96.8(30.3%)
无锡市	120.4(0.9%)	114.7(5.6%)	115.5(4.9%)	93.0(23.5%)	112.5(7.3%)	79.1(34.8%)
徐州市	188.8(3.0%)	184.9(5.0%)	174.0(10.6%)	164.4(15.5%)	159.8(17.9%)	142.8(26.6%)
常州市	107.9(0.5%)	103.9(4.2%)	105.9(2.3%)	88.0(18.8%)	104.3(3.8%)	76.8(29.2%)
苏州市	93.7(4.8%)	90.8(7.8%)	85.8(12.8%)	76.6(22.2%)	81.3(17.4%)	67.2(31.8%)
南通市	86.4(2.5%)	84.9(4.2%)	78.0(11.9%)	72.6(18.0%)	72.5(18.2%)	64.3(27.4%)
连云港市	120.3(0.2%)	116.4(3.4%)	120.3(0.2%)	109.2(9.4%)	120.1(0.4%)	101.5(15.8%)
淮安市	149.4(0)	146.6(1.9%)	143.0(4.3%)	133.8(10.4%)	132.6(11.3%)	117.6(21.3%)
盐城市	91.8(0.7%)	90.4(2.2%)	88.7(4.1%)	82.9(10.4%)	86.2(6.8%)	76.6(17.2%)
扬州市	134.7(1.5%)	130.9(4.3%)	132.1(3.3%)	116.9(14.5%)	129.3(5.4%)	103.8(24.1%)
镇江市	138.6(0.5%)	134.5(3.4%)	134.2(3.7%)	118.3(15.1%)	129.8(6.9%)	103.6(25.6%)
泰州市	124.8(1.2%)	121.4(3.9%)	121.6(3.7%)	107.9(14.5%)	117.5(6.9%)	95.7(24.2%)
宿迁市	149.1(3.9%)	145.8(6.0%)	146.3(5.6%)	133.8(13.7%)	142.4(8.2%)	120.9(22.1%)
杭州市	117.4(5.5%)	114.2(8.0%)	116.1(6.5%)	103.3(16.8%)	113.5(8.6%)	92.9(25.2%)
宁波市	67.7(2.8%)	67.1(3.6%)	57.1(18.0%)	54.1(22.3%)	50.2(28.0%)	45.3(34.9%)
温州市	48.7(8.3%)	47.3(11.0%)	46.6(12.3%)	42.8(19.5%)	44.4(16.4%)	38.3(27.8%)
嘉兴市	75.2(1.3%)	73.0(4.2%)	71.5(6.2%)	63.5(16.6%)	67.9(10.9%)	55.4(27.2%)
湖州市	115.2(0.5%)	111.6(3.6%)	110.1(4.9%)	96.1(16.9%)	105.9(8.5%)	82.6(28.7%)
绍兴市	98.0(1.1%)	94.7(4.5%)	92.1(7.1%)	81.7(17.6%)	86.9(12.3%)	70.2(29.2%)
金华市	126.8(3.0%)	123.6(5.4%)	111.6(14.7%)	100.7(23.0%)	100.6(23.0%)	82.4(37.0%)
衢州市	131.5(0)	125.4(4.6%)	126.8(3.6%)	102.3(22.2%)	123.6(6.0%)	84.5(35.8%)
台州市	47.2(6.6%)	46.4(8.3%)	46.3(8.4%)	42.7(15.6%)	44.9(11.3%)	39.0(22.9%)
丽水市	59.3(1.4%)	56.3(6.4%)	57.7(4.4%)	49.9(17.0%)	55.6(7.6%)	43.6(27.6%)
舟山市	29.1(0)	28.5(1.8%)	29.1(0)	26.4(9.3%)	29.0(0.2%)	24.8(14.7%)

注：括号内数值表示对应基准值(未采取减排措施的模拟值)的降幅。

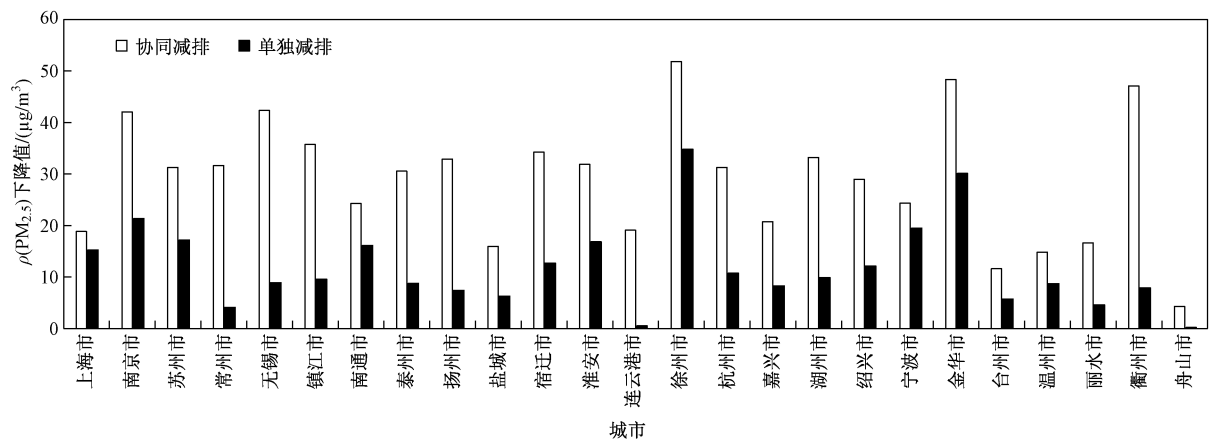


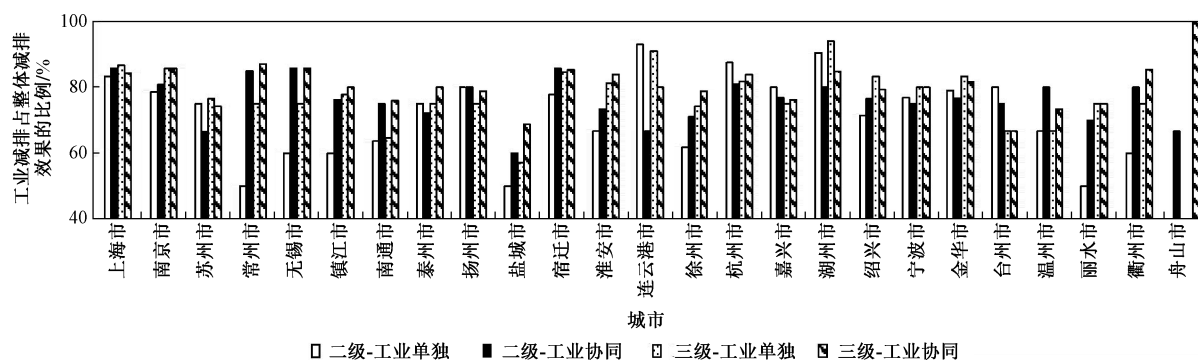
图 2 各城市单独减排和区域协同减排的效果比较

Fig.2 Comparison of separately emission reduction and synergistic emission reduction in cities

不明显,因为这2个城市都在海边,而这次典型污染过程中风向主要为偏东风,即影响上海市和宁波市的气团主要来自海上,因此其他城市的减排对宁波市和上海市的影响较小。

重点工业行业(电厂、水泥、钢铁、工艺过程、工业溶剂使用和工业燃烧)的减排在二级和三级减排方案中均有所体现,模拟效果表明,相较于交通源及民用源,工业源的减排是应急减排的重点。图3为工业单独减排与工业协同减排效果的比较。由图3可

见:除舟山市外,各城市进行工业单独减排时,工业减排占整体减排效果的比例在50.0%~93.0%之间,其中连云港市和湖州市在90.0%以上,说明工业减排是重污染应急减排的重点;工业协同减排时多数城市的工业减排效果有所提升,如上海市、南京市和常州市等城市,说明这些城市在一定程度上受到周边城市工业污染排放的影响,而连云港市和湖州市则呈相反的变化,说明这2个城市可能受周边城市除工业以外的污染排放影响较大。



注:因舟山市工业较少,不设置工业减排方案,故工业单独减排效果为0。

图3 工业单独减排与工业协同减排的效果比较

Fig.3 Comparison of industrial individual emission reduction and industrial synergistic emission reduction

2.3 区域协同控制关系

跨省级协同减排的实施会面临诸多困难,但近些年重大活动保障中都有效进行了区域协同污染管控^[30]。如在杭州G20峰会期间空气质量保障^[31]中根据离主会场的距离划分出核心、严控及管控区,并实施不同的污染管控措施。当然按距离进行管控区域的划分还是显得管控粗放,还有进一步提升的空间。

为研究长三角区域各城市的污染协同控制关系,利用单独减排对各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 影响的模拟结果得出典型城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 来源区域分布(见图4)。

由图4可见,典型城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 来源有较大差异,有些城市本地排放影响较强,使得本地贡献率较高,而有些城市受外来输送影响较大,使得其他城市的贡献率较高,因此区域协同减排时需要有所区分。以杭州市为例,杭州市本地排放的贡献率约为40.0%,宁波市、绍兴市和嘉兴市对杭州市的影响较大,贡献率分别约为20.0%、15.0%和10.0%,金华市、上海市和苏州市等城市对杭州市也有一定的影响,但贡献率均在6.0%以下,这说明只需要针对杭州市及其东部方向的城市进行减排就能有效减轻杭州市的污染。区域协同减排时要重点考虑污染较重的城市,如南京市、杭州市和金华市在此次污染过程中 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 日均值均大于 $130.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其可作为区

域协同减排的重点。因此,对于本地排放占主导的城市,可根据其他城市对其贡献率的不同,对其他城市实施不同的减排方案。可安排贡献率大于20.0%的城市(如宁波市对杭州市)实施三级减排方案,贡献率在10.0%~20.0%之间的城市(如绍兴市对杭州市、苏州市对南京市)实施二级减排方案,贡献率小于10.0%的城市(如嘉兴市对杭州市,丽水市对金华市)实施一级减排方案或不进行减排。某城市对多个城市均有影响,如上海市和宁波市对这几个城市均有影响,其贡献率在3.0%~20.0%之间,因此可适当提高上海市和宁波市的减排强度。按上述方法进行区域协同减排时,各城市实施的减排方案有所区别,而且也能取得较好的减排效果。由于部分城市减排强度的降低,必然使区域协同减排对社会和经济的影响减轻,未来还可进一步结合经济评估方法来优化减排方案。需要强调的是,以上讨论均是基于一次具体污染过程给出的,不同的污染过程由于气象条件的变化,污染程度和范围也会变化,区域协同减排的核心和减排方案的实施也需要随之调整。但这也说明要实现精准管控,在重污染期间开展区域协同减排时,就需要根据实际情况进行协同控制关系分析来指导实施细化的减排方案,而不是简单的一个区域实施同样的减排方案。

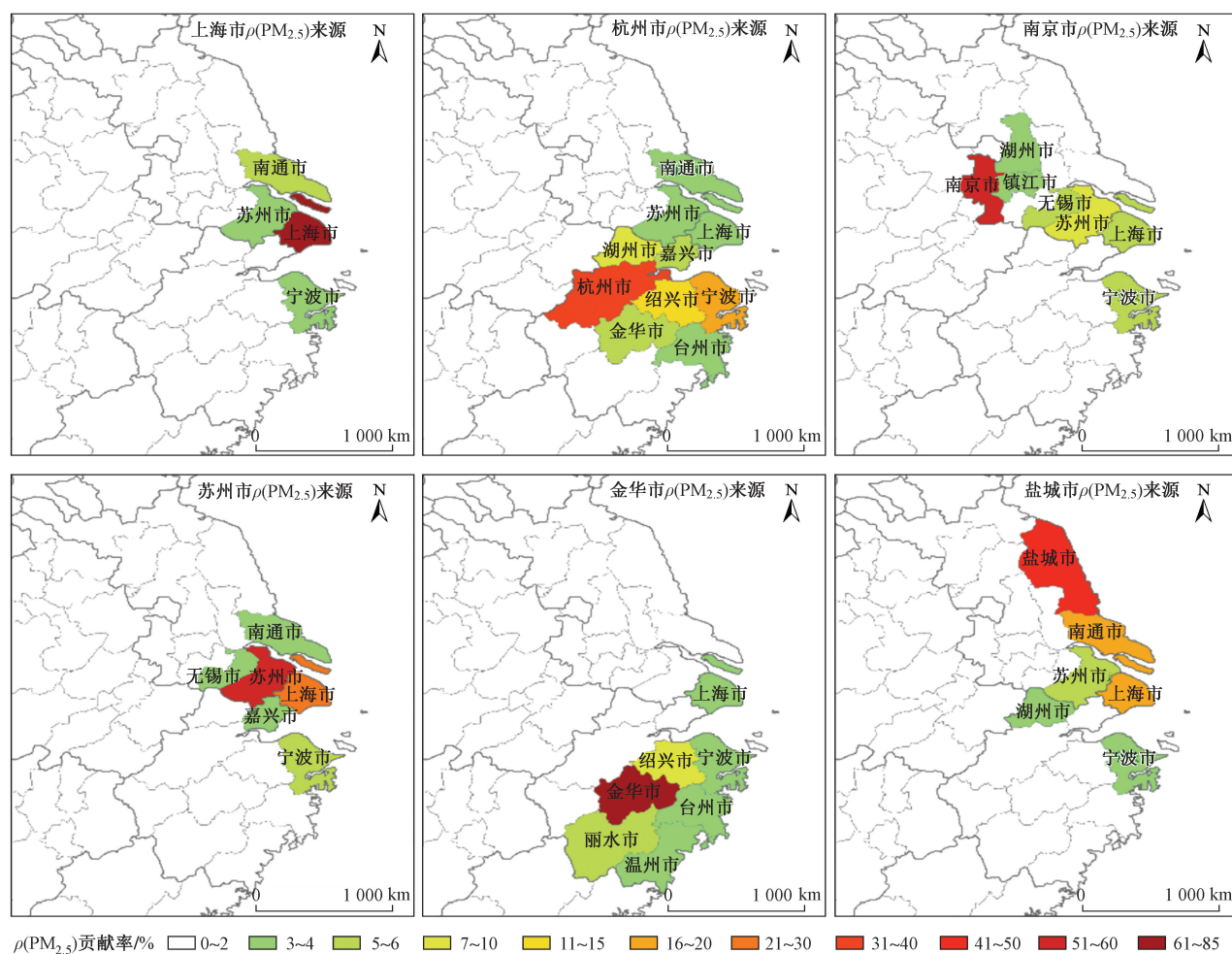


图4 典型城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 来源区域分布

Fig.4 Regional distribution of fine particulate matter sources in typical cities

3 结论

a) 利用 WRF-CMAQ 模式对长三角区域一次污染过程进行了减排效果的评估,利用较新的排放清单和本地化的空气质量模型配置能够较好地模拟此次污染过程,模型误差符合要求,模型的准确性和可靠性可接受。

b) 各城市单独减排时,一级减排方案下的减排效果十分有限,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的降幅为0~11.7%, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 下降范围为0~7.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;二级减排方案的减排效果有所提升,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的降幅范围为0~19.5%, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 下降范围为0~20.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;三级减排方案的减排效果最好,各城市 $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的降幅范围为0.2%~28.0%, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 下降范围为0.1~34.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

c) 区域协同减排效果显著优于各城市单独减排效果,表明区域协同减排在污染应急控制过程中非常重要。三级减排方案中的工业源减排率比二级减排

方案有提升,模拟结果显示在区域协同减排时各城市的空气质量优良天数均明显增加,表明应急减排对降低大气重污染的程度和持续时间是有效的,但需要达到一定的减排率,并且减排重点应针对工业污染源。

d) 区域协同减排时减排方案的实施需根据各城市污染贡献率的不同进行调整,需先按照污染程度确定区域协同减排的重点,然后对关键区域内各城市按污染贡献率实施不同的减排方案,从而降低区域协同减排对于区域社会和经济的影响,并达到较好的减排效果。

参考文献 (References):

- [1] TANG Binyan, XIN Jinyuan, GAO Wenkang, *et al.* Characteristics of complex air pollution in typical cities of North China [J]. Atmospheric and Oceanic Science Letters, 2018, 11(1): 29-36.
- [2] CAI Zhe, JIANG Fei, CHEN Jingming, *et al.* Weather condition dominates regional $\text{PM}_{2.5}$ pollutions in the eastern coastal provinces of China during winter [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2018, 18(4): 969-980.
- [3] WANG Tao, XUE Likun, BRIMBLECOMBE P, *et al.* Ozone pollution in China: a review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. Science of the

- Total Environment, 2017, 575: 1582-1596.
- [4] LIM S S, VOS T, FLAXMAN A D, *et al.* A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the global burden of disease study 2010[J]. The Lancet, 2012, 380(9859): 2224-2260.
- [5] QIN Kai, WANG Luyao, WU Lixin, *et al.* A campaign for investigating aerosol optical properties during winter hazes over Shijiazhuang, China [J]. Atmospheric Research, 2017, 198: 113-122.
- [6] ZHOU Guangqiang, XU Jianming, GAO Wei, *et al.* Characteristics of PM₁ over Shanghai, relationships with precursors and meteorological variables and impacts on visibility[J]. Atmospheric Environment, 2018, 184: 224-232.
- [7] MAKAR P A, GONG W, MILBRANDT J, *et al.* Feedbacks between air pollution and weather. part 1: effects on weather[J]. Atmospheric Environment, 2015, 115(3): 442-469.
- [8] 杨龙, 贺克斌, 张强, 等. 北京秋冬季近地层 PM_{2.5} 质量浓度垂直分布特征[J]. 环境科学研究, 2005, 18(2): 23-28.
YANG Long, HE Kebin, ZHANG Qiang, *et al.* Vertical distributive characters of PM_{2.5} at the ground layer in autumn and winter in Beijing[J]. Research of Environmental Sciences, 2005, 18(2): 23-28.
- [9] CHAN C K, YAO Xiaohong. Air pollution in mega cities in China [J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(1): 1-42.
- [10] 生态环境部. 2017 年中国生态环境状况公报[R]. 北京: 生态环境部, 2018: 7-14.
- [11] YING Qi, WU Li, ZHANG Hongliang. Local and inter-regional contributions to PM_{2.5} nitrate and sulfate in China[J]. Atmospheric Environment, 2014, 94: 582-592.
- [12] WANG Jiandong, WANG Shuxiao, JIANG Jingkun, *et al.* Impact of aerosol-meteorology interactions on fine particle pollution during China's severe haze episode in January 2013 [J]. Environmental Research Letters, 2014, 9: 094002.
- [13] 王晓元, 徐圣辰, 江飞, 等. 浙江省大气重污染应急预案[J]. 中国环境监测, 2018, 34(5): 131-137.
WANG Xiaoyuan, XU Shengchen, JIANG Fei, *et al.* Early emergency warning of heavy air pollution in Zhejiang Province[J]. Environmental Monitoring in China, 2018, 4(5): 131-137.
- [14] WANG Litao, JANG C, ZHANG Yang, *et al.* Assessment of air quality benefits from national air pollution control policies in China. part II: evaluation of air quality predictions and air quality benefits assessment [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(28): 3449-3457.
- [15] WANG Litao, ZHANG Yang, WANG Kai, *et al.* Application of weather research and forecasting model with chemistry (WRF/Chem) over northern China: sensitivity study, comparative evaluation, and policy implications[J]. Atmospheric Environment, 2016, 124: 337-350.
- [16] YANG Xi, TENG Fei. The air quality co-benefit of coal control strategy in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2018, 129: 373-382.
- [17] SKAMAROCK W C, KLEMP J B. A time-split nonhydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications [J]. Journal of Computational Physics, 2008, 227(7): 3465-3485.
- [18] BINKOWSKI F S. Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) model aerosol component 1: model description [J]. Journal of Geophysical Research, 2003, 108(D6): 1-18.
- [19] LI Mengmeng, WANG Tijian, XIE Min, *et al.* Improved meteorology and ozone air quality simulations using MODIS land surface parameters in the Yangtze River Delta urban cluster, China [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2017, 122(5): 3116-3140.
- [20] FENG Shuzhuang, JIANG Fei, JIANG Ziqiang, *et al.* Impact of 3DVAR assimilation of surface PM_{2.5} observations on PM_{2.5} forecasts over China during wintertime [J]. Atmospheric Environment, 2018, 187: 34-49.
- [21] KUSAKA H, KIMURA F. Coupling a single-layer urban canopy model with a simple atmospheric model: impact on urban heat island simulation for an idealized case [J]. Journal of the Meteorological Society of Japan, 2004, 82(1): 67-80.
- [22] 黄成, 陈长虹, 李莉, 等. 长江三角洲地区人为源大气污染物排放特征研究[J]. 环境科学学报, 2011, 31(9): 1858-1871.
HUANG Cheng, CHEN Changhong, LI Li, *et al.* Anthropogenic air pollutant emission characteristics in the Yangtze River Delta Region, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(9): 1858-1871.
- [23] LI Meng, ZHANG Qiang, KUROKAWA J I, *et al.* MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(2): 935-963.
- [24] GUENTHER A, KARL T, HARLEY P, *et al.* Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (model of emissions of gases and aerosols from nature) [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2006, 6(11): 3181-3210.
- [25] JIANG Fei, LIU Qian, HUANG Xiaoxian, *et al.* Regional modeling of secondary organic aerosol over China using WRF/Chem [J]. Journal of Aerosol Science, 2012, 43(1): 57-73.
- [26] JIANG Fei, ZHOU Peng, LIU Qian, *et al.* Modeling tropospheric ozone formation over East China in springtime [J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 2012, 69(4): 303-319.
- [27] US Environmental Protection Agency. Guidance on the use of models and other analyses for demonstrating attainment of air quality goals for ozone, PM_{2.5}, and regional haze [R]. North Carolina: Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division, 2006: 219-223.
- [28] 吴文景, 常兴, 邢佳, 等. 京津冀地区主要排放源减排对 PM_{2.5} 污染改善贡献评估[J]. 环境科学, 2017, 38(3): 867-875.
WU Wenjing, CHANG Xing, XING Jia, *et al.* Assessment of PM_{2.5} pollution mitigation due to emission reduction from main emission sources in the Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. Environmental Science, 2017, 38(3): 867-875.
- [29] 于燕, 王泽华, 崔雪东, 等. 长三角地区重点源减排对 PM_{2.5} 浓度的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(1): 11-23.
YU Yan, WANG Zehua, CUI Xuedong, *et al.* Effects of emission reductions of key sources on PM_{2.5} concentrations in the Yangtze River Delta [J]. Environmental Science, 2019, 40(1): 11-23.
- [30] XUAN Liang, TAO Zou, GUO Bin, *et al.* Assessing Beijing's PM_{2.5} pollution: severity, weather impact, APEC and winter heating [J]. Proceedings of the Royal Society A Mathematical Physical & Engineering Sciences, 2015, 471(2182): 1-20.
- [31] 徐圣辰, 王晓元, 田旭东. G20 峰会空气质量保障机制的构建 [J]. 中国环境监测, 2017, 33(1): 1-6.
XU Shengchen, WANG Xiaoyuan, TIAN Xudong, *et al.* Construction of the air quality guarantee mechanism for G20 Summit [J]. Environmental Monitoring in China, 2017, 33(1): 1-6.