

第一节 城市与区域大气

韩国义城郡垃圾燃烧排放对东亚
沿海城市 PM_{2.5} 浓度的影响

赵远冰 梁湘三*

南京信息工程大学大气海洋动力学实验室, 南京 210044

摘要 本文使用 WRF - Chem 耦合模式设计试验探讨了 2018 年 12 月至 2019 年 3 月发生在韩国义城郡的持续性长时间垃圾燃烧排放事件对东亚沿海地区 PM_{2.5} 浓度的影响。结果发现, 当不考虑此次燃烧排放的情况下, 模式输出的 PM_{2.5} 浓度在韩国和日本地区远低于观测值 (约为后者的 1/5 ~ 1/3), 而当把燃烧排放以点源的形式加入模式后, 模拟的 PM_{2.5} 浓度显著升高, 并且升高多发生在观测到的浓度峰值前后, 这反映了燃烧排放的影响。此外还发现, 此次垃圾燃烧排放对位于燃烧源东南方向的城市的影响最大, 但是位于燃烧源西侧或北侧的城市也受到了影响, 甚至距离很远的中国上海也受到了微弱的影响, 燃烧排放对这些地区的影响主要由东亚地区大气环流的气候特征和瞬时变化决定。

1 引言

当前, 中国大气、水、土壤污染治理任务艰巨, 环境质量改善难度前所未有, 这一定程度上是由中国消化处理了全世界 50% 以上的垃圾所致 (赵静, 2006; 王树文等, 2016; 周颖和曲径, 2017)。在过去一二十年里, 中国从发达国家进口了大量垃圾用于提取原材料以缓解制造业原材料的匮乏 (Costas, 2014; 王莉莉, 2017; 扎西德吉等, 2019), 然而伴随着我国制造业的迅猛发展, 洋垃圾造成的环境问题也越来越严重。为了遏制洋垃圾对我国环境的进一步危害, 2017 年 7 月国务院办公厅发布了《禁止洋垃圾入境推进固体废物进口管理制度改革实施方案》, 该禁令的发布对全球产生了巨大影响 (王学琛, 2018; 王贺洋, 2018; Sam, 2019), 其中韩国就是受该禁令影响的国家之一。在 2017 年 7 月份之前, 韩国的大部分垃圾都被运到中国, 而在禁令发布之后, 大量无处可去的生活垃圾被运到韩国尚庆北道义城郡 (Uiseong) 的一个垃圾场, 致使该垃圾场的垃圾在短时间内增加了 80 多倍 (达 17 万吨; 见图 1)。在 2018 年 12 月, 义城郡垃圾场发生了自燃, 燃烧一直持续到 2019 年的 3 月份 (Jake, 2019), 长时间的垃圾燃烧排放出很多污染物, 对周围的空气造成了严重的污染。

众所周知, 大气污染物的扩散和传播很大程度上受大气环流的影响, 尤其是大气的平流输运作用 (Streets 等, 2007; 李培等, 2011; Wu 等, 2011; Zhu 等, 2011; 郝吉明等, 2012; Miao 等, 2015, 2017)。而东亚地区是典型的季风区, 对流层低层冬季盛行偏北风, 这会把污染物平流到南方。此外, 韩国位于温带气旋活跃的中纬度地区, 气旋环流能把局地的污染物向四周输运。据此猜测, 韩国此次长时间垃圾燃烧事件不仅对韩国的大气环境造成了影响, 对其邻国的大气环境也有可能产生影响。

基于以上猜测, 本研究使用 WRF - Chem 模式设计了一系列的数值试验, 评估了义城郡垃圾燃烧对周边地区大气环境的影响。结果发现, 义城郡垃圾燃烧排放不仅对排放源附近地区的大气质量有影响, 对日本地区甚至对中国的沿海城市 (如上海) 也有影响, 并且这些影响的确和大气环流密切相关。

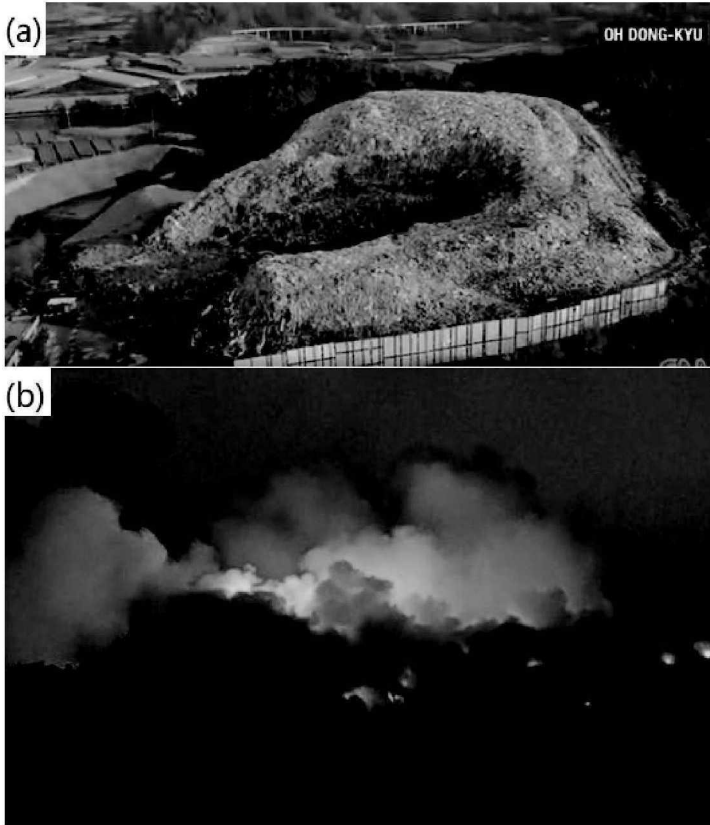


图1 (a) 韩国义城郡垃圾山, (b) 垃圾山自燃发出的火光和大气污染物。图片取自 CNN (Jake, 2019: <https://edition.cnn.com/03/02/asiassouth-korea-trash-ships-intl/index.html>)

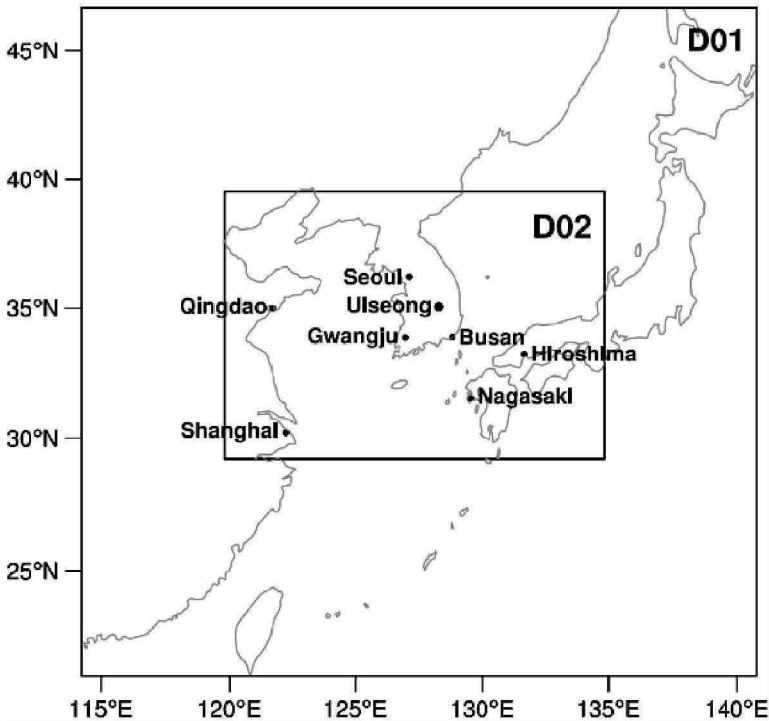


图2 两层嵌套网格区域

2 WRF – Chem 模式设置和模拟方案设计

本研究使用 WRF – Chem v4.1 模式 (Grell 等, 2005) 来评估义城郡垃圾燃烧对周边地区空气质量的具体影响。

2.1 模式网格设置

模拟采用两层嵌套网格 (见图 2): 粗网格以韩国义城郡 (Uiseong) 为中心, 覆盖朝鲜半岛、日本群岛以及中国东部和北部地区, 水平网格距为 $36 \text{ km} \times 36 \text{ km}$, 垂直方向上有 41 层; 细网格也基本以义城郡为中心, 覆盖整个朝鲜半岛、部分日本岛以及中国东部沿岸地区, 水平网格距为 $12 \text{ km} \times 12 \text{ km}$ 。

2.2 初边值条件和参数化方案设置

模拟时段从 2018 年 12 月 1 日 00 时到 2019 年 3 月 31 日 00 时。气象模块的初、边值条件使用每日 4 次、水平分辨率为 $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ 的全球预报系统 GFS 的输出结果 (Sela, 2009)。化学模块的初、边值条件使用每日 4 次、水平分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ 的全球化学模式 WAACM 的输出结果 (Marsh 等, 2013)。背景人为排放清单来自 2010 年联合国半球大气污染传输计划 EDGAR – HTAP 逐月网格化数据, 其水平分辨率为 $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (Janssens – Maenhout 等, 2012)。

本次模拟选用的物理参数化方案和化学参数化方案在表 1 中给出, 这一整套参数化方案被证明对中纬度地区的降水具有较好的预报能力, 而且可实现气象场和化学场的充分耦合, 进而实现气溶胶和降水系统的相互作用 (例如 Guo 等, 2016; 胡亚男等, 2018)。

此外, WRF 对气象场的有效模拟为一周左右, 但本研究的模拟时段长达 4 个月 (从 2018 – 12 – 01 到 2019 – 03 – 31), 为了使模拟的气象场和实际吻合, 模拟中对风速、气温和水汽在整个模式网格上采取了 Nudging 选项, 水平风速和气温的 Nudging 系数为 $\tau_{u,v,temp} = 3 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$, 水汽的 Nudging 系数为 $\tau_q = 1 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$, Nudging 所使用的参考态来自 GFS 输出。

2.3 模拟方案设计

本研究共进行了四个试验, 其中一个只考虑背景人为排放清单的参考试验, 其他三个试验在参考试验的基础上添加了不同强度的义城郡垃圾燃烧排放。由于缺乏具体的燃烧排放数据, 故假定了三种燃烧强度: 一天燃烧 2 吨、5 吨和 10 吨生活垃圾, 并且假定燃烧均匀分布在 400 m^2 的范围内。根据 Wiedinmyer 等 (2014) 的研究结果, 估算出以上给定燃烧强度所排放的各种气体和颗粒物的量 (见表 2), 然后把估算结果和背景人为排放清单相加放入模式网格中。实际上, 燃烧排放是被作为一个点排放分别添加到了粗、细网格中距离义成郡 (128.70°E , 36.34°N) 最近的一个网格点上 (见图 2)。根据报道 (Sam, 2019), 燃烧开始于 2018 年 12 月上旬, 并且持续了 3 个多月, 同时考虑到模拟开始阶段模式自身的调整过程, 因此从 12 月 6 日 (模式积分一周后) 开始在模式中添加义城郡垃圾燃烧排放, 且假定每日的排放强度保持不变, 一直积分 WRF – Chem 到 3 月底。

表 1 模式选用的物理/化学过程参数化方案

物理过程参数化方案		化学过程参数化方案	
云微物理	Purdue – Lin 方案 (Lin 等, 1983; Chen 和 Sun, 2002)	化学机制	CBMZ (Zaveri 和 Peters, 1999)
短波辐射	Goddard 方案 (Chou 和 Suarez, 1999)	光化学机制	Fast – J 机制 (Wild 等, 2000; Barnard 等, 2004)
长波辐射	RRTM 方案 (Mlawer 等, 1997)	气溶胶模块	MOSAIC 8 bins (Zaveri 等, 2008)

物理过程参数化方案		化学过程参数化方案	
陆面过程	Noah 方案 (Chen 和 Dudhia, 2001; Ek 等, 2003)		
边界层过程	YSU 方案 (Hong 等, 2006)		
积云过程	Grell-3d 方案 (Grell 和 Dévényi, 2002)		

表 2 每天燃烧 5t 垃圾相应的主要气体和颗粒物的排放率

气体排放 ($10^4 \text{ mol km}^{-2} \text{ hr}^{-1}$)											颗粒物排放 ($10^3 \text{ ug m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)			
一氧化 碳 (CO)	氮氧 化物 (NO _x)	二氧化 硫 (SO ₂)	氨 (NH ₃)	乙烯 (C ₂ H ₄)	甲醇 (CH ₃ OH)	丙烯 (C ₃ H ₆)	乙炔 (C ₂ H ₂)	甲酸 (HCO OH)	甲醛 (HC HO)	苯 (C ₆ H ₆)	PM _{2.5}	PM ₁₀	黑炭 (BC)	有机碳 (OC)
70.68	6.50	0.40	3.43	2.35	1.53	1.56	0.80	0.20	1.07	0.60	1.42	1.72	0.20	0.76

3 气象场模拟结果验证

化学场模拟的好坏很大程度上取决于大气环流场模拟的准确与否, 因此有必要先对模式输出风场进行验证。本文选取了东亚八个沿海城市地区的风场来进行验证, 其中包含四个韩国城市: Uiseong (义城郡)、Seoul (首尔)、Busan (釜山) 和 Gwangju (光州), 两个日本城市: Hiroshima (广岛) 和 Nagasaki (长崎), 两个中国城市: Qingdao (青岛) 和 Shanghai (上海)。这些城市的地理位置可参见图 2, 其大气环境对义城郡垃圾燃烧排放的响应也正是下文要讨论的。图 3 给出了各城市地区 975hPa 模拟风矢量和 GFS 风矢量之间大小 ($|v|$) 和方向 ($\text{actan}(v/u)$)

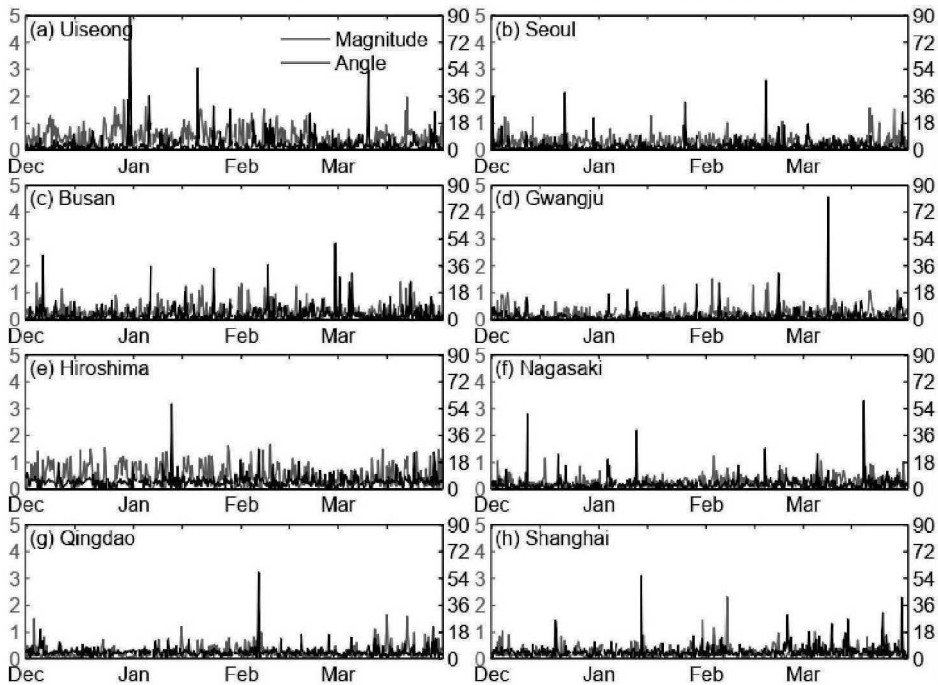


图 3 模拟的 975 hPa 风矢量同 GFS 风矢量在八个沿海城市地区的差异, 其中红线和蓝线分别表示大小 (ms^{-1}) 和方向 (度) 上的差异

上的瞬时差异,可以看到,风速大小差异基本在 1ms^{-1} 以内,风向差异主要在 5 度之内。对于月平均场来说,模拟风场和 GFS 风场的空间分布几乎完全一样(图略)。以上对比结果表明,采用 Nudging 技术的模式输出风场和 GFS 的非常吻合,这使化学场的模拟有了初步的保证。

4 $\text{PM}_{2.5}$ 观测结果和模拟结果

4.1 观测结果

本文主要分析 $\text{PM}_{2.5}$ 的变化,因为 $\text{PM}_{2.5}$ 是最有害的空气污染物之一,也是日常空气质量指标中最为关注的污染物。 $\text{PM}_{2.5}$ 观测数据来自中国空气质量在线监测分析平台 (<https://www.aqistudy.cn>) 和东亚地区实时空气质量指数 (<http://aqicn.org>)。

图 4 给出了八个城市地区观测的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的逐日序列(蓝线),在整个研究时段,八个城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度平均值分别为 90.6 (Uiseong)、107.0 (Seoul)、106.3 (Busan)、102.0 (Gwangju)、58.7 (Hiroshima)、56.0 (Nagasaki)、48.4 (青岛) 和 44.8 (上海)。此外,对比不同城市 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的观测序列可以发现,韩国四个城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度时间序列有同步变化特征,四条时间序列均有三次 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度升高现象,分别出现在 12 月中下旬、1 月中旬以及 2 月底 3 月初(图 4a-d)。类似的情况也出现在中国的青岛和上海(图 4g-h)。

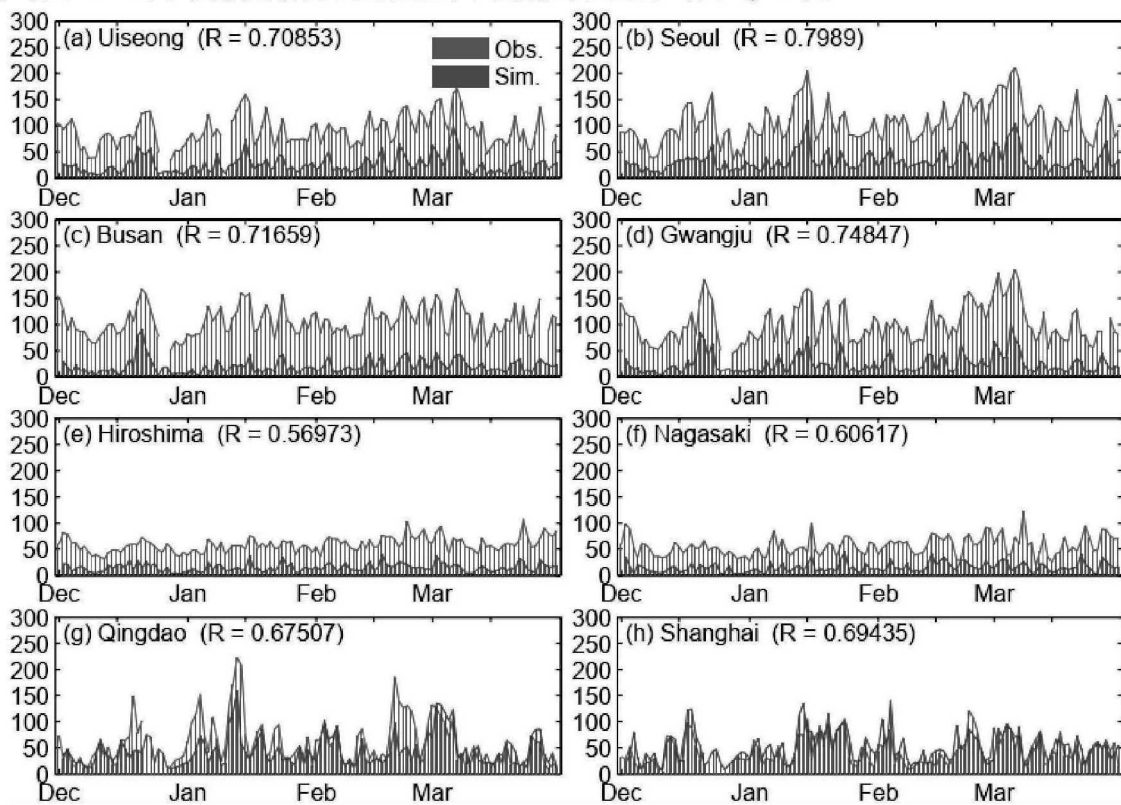


图 4 观测(黑线)和模拟(红线)的 975hPa $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) 的时间序列

4.2 不考虑燃烧排放的模拟结果

在讨论燃烧排放的可能影响之前,先看一下没有垃圾燃烧排放情况下的模拟结果。

图 4 中的红线给出了在只有 EDGAR-HTAP 背景排放源情况下模拟得到的 975hPa $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的逐日序列。整体来看,在不考虑义城郡垃圾燃烧排放源的情况下,WRF-Chem 很好模拟出了 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的时间变化特征,模拟结果同观测结果之间的相关系数达 0.7 左右(但 Hiroshima 和 Nagasaki 两个地区的相关系数较小)。但是,模拟结果和观测之间也存在明显差异,主要表现为

模式输出的 $PM_{2.5}$ 浓度在韩国和日本地区普遍低于观测值, 平均是观测数值的 $1/5 \sim 1/3$ (图 4a - f)。另外, 韩国地区的模拟结果也并没有很好地反映出三次 $PM_{2.5}$ 浓度的升高 (图 4a - d)。相反, 中国地区的模拟结果和观测数值无论是在量级上还是趋势上都很一致 (图 4g - h), 这反映了义城郡垃圾燃烧对中国沿海城市的影响比对韩国地区的影响小。

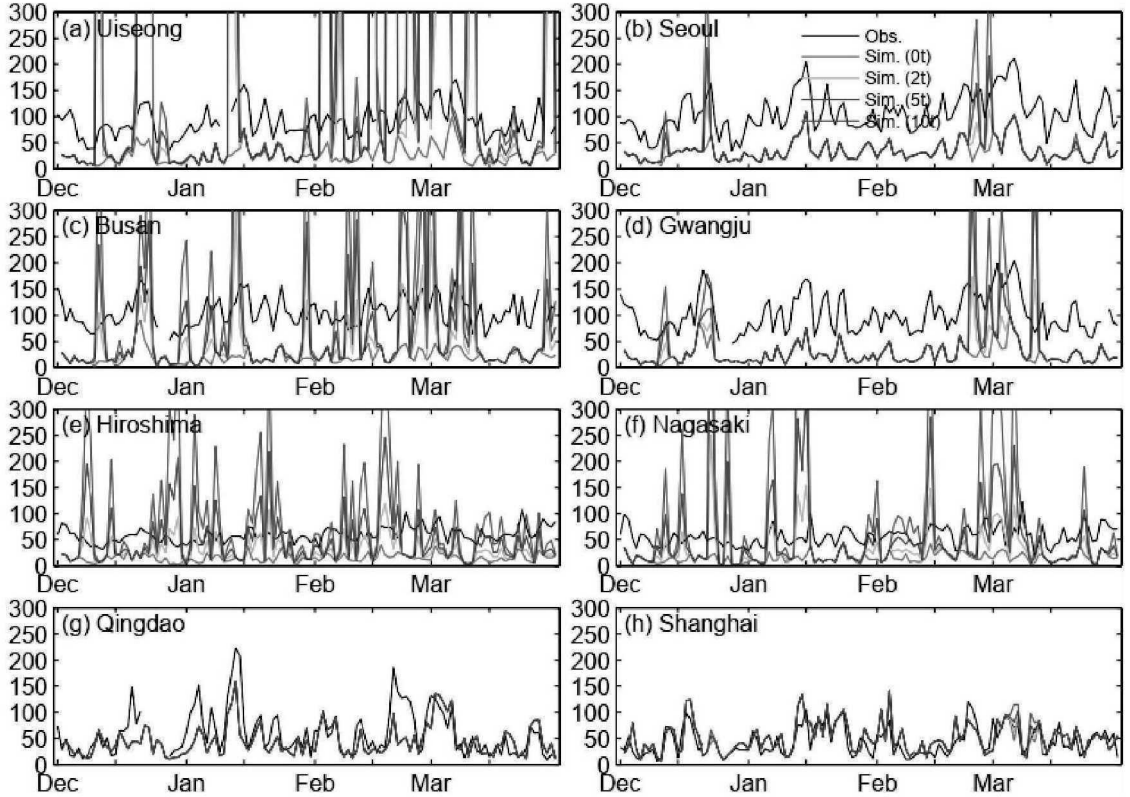


图 5 同图 4, 但这里是考虑了每天 2t (蓝线)、5t (绿线) 和 10t (紫线) 垃圾燃烧量的模拟结果。为方便比较, 图中也给出了观测 (黑线) 和无垃圾燃烧排放的模拟结果 (红线)。

4.3 考虑垃圾燃烧排放的模拟结果

图 5 给出了在模式中添加垃圾燃烧排放后的模拟结果。可以看到, 在加入了义城郡燃烧排放后, 韩国和日本沿海城市的 $PM_{2.5}$ 浓度有显著升高, 并且升高大多出现在观测的 $PM_{2.5}$ 浓度峰值附近, 这恰好反映了观测的 $PM_{2.5}$ 峰值和燃烧排放有一定关系。对比不同燃烧量的试验结果发现, 不同燃烧量 (如 2t、5t 和 10t) 并不会给 $PM_{2.5}$ 空间分布带来本质上的变化, 只是改变受影响地区 $PM_{2.5}$ 浓度的大小。也就是说, 不受影响的地区并不会因为增大了排放量而变为受到影响。

从图 5 中还可以看到, 位于排放源附近及其东南方向的城市如 Uiseong (图 5a)、Busan (图 5c)、Hiroshima (图 5e) 和 Nagasaki (图 5f) 受到的影响较大, 而位于排放源西侧的城市如 Seoul (图 5b) 和 Gwangju (图 5d) 所受影响较小, 只在个别时候有显著升高。此外, 在地理上相对于排放源处于同一侧的城市受到的影响在时间上较为一致, 例如同位于污染源西侧的 Seoul 和 Gwangju 在 12 月份均受到两次影响, 之后在 2 月底 3 月初的时候又受到一次持续时间较长的影响。以上变化特征均反映出了大气环流在污染物扩散中的重要作用。因为东亚地区在 12 - 3 月期间盛行西北风, 因此污染物更多地被向东南方向输运, 位于排放源东南方 (西北方) 的城市自然受影响大 (小), 在地理上相对于排放源处于同一侧的城市的 $PM_{2.5}$ 时间序列变化趋势自然也相似。

相比于韩国和日本地区,中国沿海城市距离排放源较远,且位于排放源的西侧,因此基本不受其影响(图5g),但也能看到上海在12月下旬和3月上旬受到轻微影响(图5h)。接下来,我们对环流输运场的瞬时结构进行分析,以理解上海等地在12月22日前后和3月初出现的两次 $PM_{2.5}$ 浓度升高现象。

5 大气环流输运

图6给出了12月21日到23日975 hPa风场和 $PM_{2.5}$ 浓度的瞬时分布。可以看到,在此期间朝鲜半岛地区风向多变,12月21日00时在韩国的西北方向有一个气旋式环流系统,而排放源位于系统东南侧的西南气流之中(图6a),因此 $PM_{2.5}$ 被向北输运,对Seoul地区产生影响(图6b)。22日,东亚地区转以偏北风为主, $PM_{2.5}$ 先被向南输运,然后向中国海输运,并对上海地区产生轻微的影响(图6c-d)。23日,气流转为西北向, $PM_{2.5}$ 被向日本地区输运,Nagasaki和Hiroshima先后受到影响(图6e-f)。

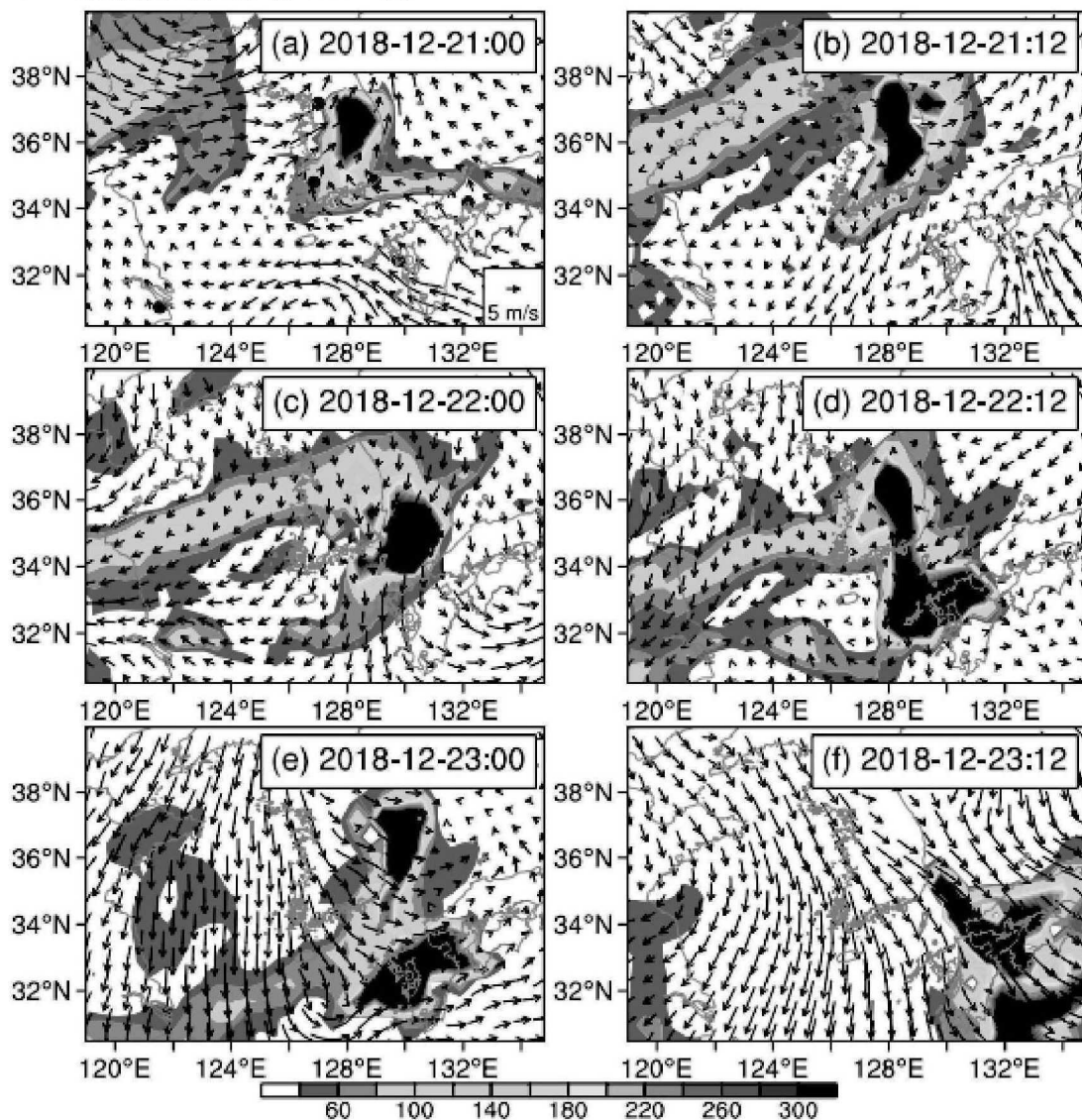


图6 2018年12月21-23日975hPa风场和 $PM_{2.5}$ 浓度的水平分布。

图7显示的是2019年3月4日到6日975 hPa风场和 $PM_{2.5}$ 浓度的瞬时分布。可以看到,4日

12 时在东中国海地区有一个反气旋式环流系统，其东侧的南向气流把 $PM_{2.5}$ 从污染源向日本地区运输（图 7a）。随着系统的东移，其南侧的东风气流又把 $PM_{2.5}$ 向中国海和上海方向运输，对中国海和上海地区的空气产生影响（图 7b - c）。

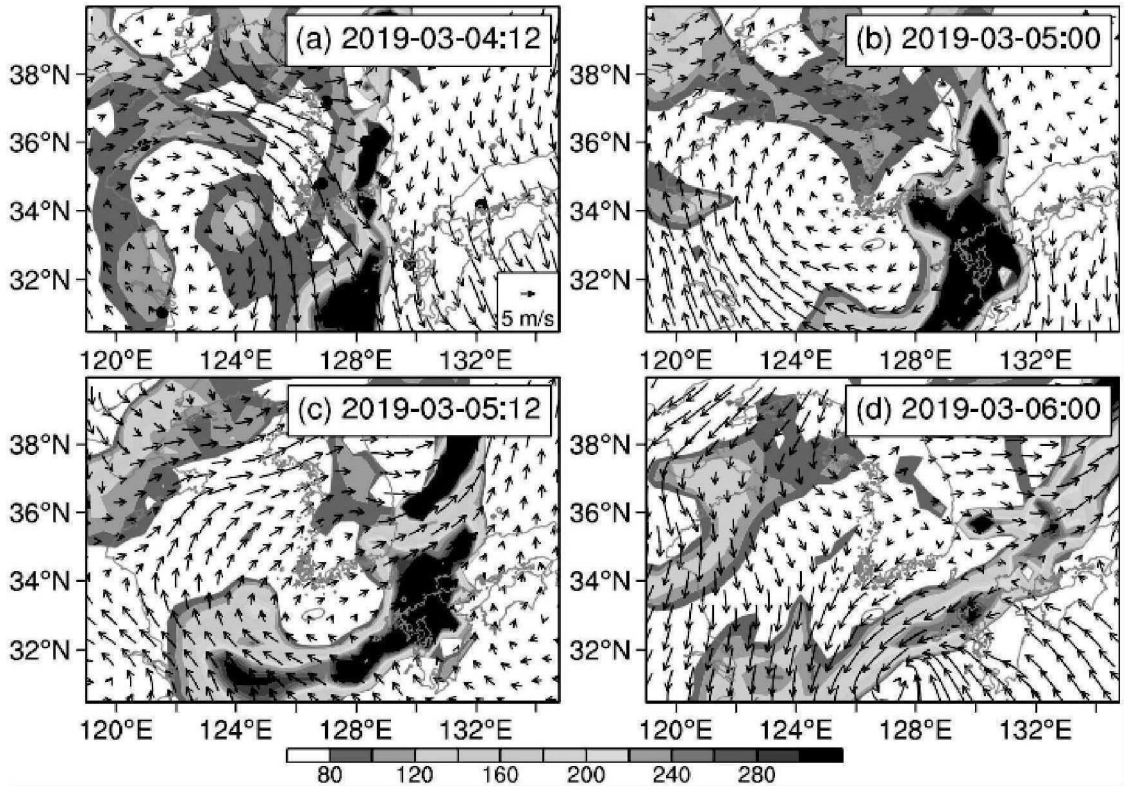


图 7 同图 6，但这里是 2019 年 3 月 4 - 6 日的分布。

6 结论和讨论

空气污染是当今很多国家正面临的问题，它不仅影响人们的居住环境，也影响人们的生命健康。本文使用 WRF - Chem 耦合模式设计了一组试验探讨了 2018 年 12 月 - 2019 年 3 月韩国义城郡一次持续性长时间垃圾燃烧排放对东亚沿海城市 $PM_{2.5}$ 浓度的潜在影响，结果发现：

1) 在不考虑燃烧排放的情况下，模式输出的 $PM_{2.5}$ 浓度在韩国和日本地区远低于观测值，而当把燃烧排放以点源的形式加入模式后，模拟的 $PM_{2.5}$ 浓度显著升高，并且升高多发生在观测到的 $PM_{2.5}$ 浓度峰值前后，这反映了燃烧排放的影响。

2) 数值试验结果还显示，燃烧排放不仅对局地 $PM_{2.5}$ 浓度有严重影响，对相距很远的地区也有影响。具体而言，此次垃圾燃烧排放对位于燃烧源东南方向的城市（如 Busan、Hiroshima 和 Nagasaki）的影响最大，因为 12 - 3 月东亚地区盛行西北风，污染物多被向东南方向运输。但是，位于燃烧排放源西侧或北侧的城市（如 Seoul）也受到了影响，甚至距离很远的中国上海也受到微弱的影响，而这些都是由大气环流场的瞬时变化（如气旋或反气旋）引起的。

3) 改变模式中排放源强度（如每日燃烧 2t、5t 和 10t 垃圾）并没有使 $PM_{2.5}$ 的空间分布有本质上的变化，只是改变了受影响地区 $PM_{2.5}$ 浓度的大小。也就是说，不受影响的地区并不会因为增大了燃烧量而变为受到影响。

本研究的主要不足有：1) 由于缺乏实际燃烧量和排放量数据，模式中添加的排放源强度太过主观，因此结果只能定性反映对周边地区空气质量的影响，很难得到一个可靠的定量结果。如

何准确地考虑随时间变化的燃烧强度以及以何种方式把燃烧排放加入模式等问题都需要作进一步的尝试。2) 研究中化学模块只尝试了 CBMZ 化学机制和 MOSAIC - 8bins 气溶胶机制, 应该进行更多的组合测试试验, 以选取适合此次燃烧排放过程的最佳物理和化学参数化方案。

鸣谢:

本研究由国家自然科学基金 (# 41975064)、2015 江苏省双创团队项目支持。

参考文献

- [1] 郝吉明, 程真, 王书肖, 2012. 我国大气环境污染现状及防治措施研究. 环境保护, (9), 17-20.
- [2] 胡亚男, 马晓燕, 沙桐, 高嵩, 2018. 不同排放源对华东地区 PM_{2.5} 影响的数值模拟. 中国环境科学, 38 (5), 1616-1628.
- [3] 李培, 王新, 柴发合, 王淑兰, 王锴一, 胡敏, 王瑞斌, 严刚, 任洪岩, 吴玉萍, 谢永明, 2011. 我国城市大气污染控制综合管理对策. 环境与可持续发展, (5), 8-14.
- [4] 王贺洋, 2018. 中国“洋垃圾”禁令的全球影响. 生态经济, 34 (6), 2-5.
- [5] 王莉莉, 2017. 中国对进口“洋垃圾”说不. 中国对外贸易, (10), 66-67.
- [6] 王树文, 王佳丽, 王辉, 2016. “洋垃圾”对中国生态环境的影响及海关风险管控探析. 中国人口·资源与环境, 26 (05), 22-31.
- [7] 王学琛, 2018. “洋垃圾”禁令一年 中国决策影响全球固废处理系统. 资源再生, (9), 12-15.
- [8] 扎西德吉, 曾现来, 赵娜娜, 李金惠, 2019. 中国固体废物进出口格局演化分析——以废纸为例. 中国环境管理, 11 (02), 31-36.
- [9] 赵静, 2006. 论固体废物污染越境转移法律、法规的完善——从我国的“洋垃圾”问题谈起. 广州环境科学, (01), 42-44+48.
- [10] 周颖, 曲径, 2017. 洋垃圾是环境污染的大户. 世界环境, (5), 9.
- [11] Barnard, J. C., Chapman, E. G., Fast, J. D., Schmelzer, J. R., Slusser, J. R., Shetter, R. E., 2004. An evaluation of the FAST - J photolysis algorithm for predicting nitrogen dioxide photolysis rates under clear and cloudy sky conditions. Atmospheric Environment, 38 (21), 3393-3403.
- [12] 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. Mon. Wea. Rev., 129 (4), 569-585.
- [13] Chen, S. -H., Sun, W. -Y., 2002. A One - dimensional Time Dependent Cloud Model. Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II, 80 (1), 99-118.
- [14] Chou, M., Suarez, M. J., 1999. A solar radiation parameterization for atmospheric studies. NASA Tech. Memo. 104606, .
- [15] Costas, V., 2014. Global recycling markets - plastic waste: A story for one player - China, Report prepared by FUELogy and formatted by D - waste on behalf of International Solid Waste Association - Globalisation and Waste Management Task Force, . The International Solid Waste Association (ISWA), Vienna.
- [16] Ek, M. B., Mitchell, K. E., Lin, Y., Rogers, E., Grunmann, P., Koren, V., Gayno, G., Tarpley, J. D., 2003. Implementation of Noah land surface model advances in the National Centers for Environmental Prediction operational mesoscale Eta model. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 108 (D22).
- [17] Grell, G. A., Dévényi, D., 2002. A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques. Geophysical Research Letters, 29 (14), 38 - 1 - 38-4.
- [18] Grell, G. A., Peckham, S. E., Schmitz, R., McKeen, S. A., Frost, G., Skamarock, W. C., Eder, B., 2005. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. Atmospheric Environment, 39 (37), 6957-6975.
- [19] Guo, J., He, J., Liu, Hongli, Miao, Y., Liu, Huan, Zhai, P., 2016. Impact of various emission control schemes on air quality using WRF - Chem during APEC China 2014. Atmospheric Environment, 140, 311-319.
- [20] Hong, S. - Y., Noh, Y., Dudhia, J., 2006. A New Vertical Diffusion Package with an Explicit Treatment of

- Entrainment Processes. *Mon. Wea. Rev.*, 134 (9), 2318-2341.
- [21] Jake, K., 2019. South Korea's plastic problem is a literal trash fire [WWW Document]. CNN,. URL <https://www.cnn.com/2019/03/02/asiasouth-korea-trash-ships-intl/index.html> (见于 7.9.19).
- [22] Janssens - Maenhout, G., Dentener, F., van Aardenne, J., Monni, S., Pagliari, V., Orlandini, L., Klimont, Z., Kurokawa, J., Akimoto, H., O' Hara, T., Wankmueller, R., Battye, B., Grano, D., Zuber, A., Keating, T., 2012. EDGAR - HTAP: A harmonized gridded air pollution emission dataset based on national inventories. JRC Scientific and Technical Report #JRC68434, 42.
- [23] Lin, Y. -L., Farley, R. D., Orville, H. D., 1983. Bulk Parameterization of the Snow Field in a Cloud Model. *J. Climate Appl. Meteor.*, 22 (6), 1065-1092.
- [24] Marsh, D. R., Janches, D., Feng, W., Plane, J. M. C., 2013. A global model of meteoric sodium. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, 118, 11.
- [25] Miao, Y., Guo, J., Liu, S., Liu, H., Zhang, G., Yan, Y., He, J., 2017. Relay transport of aerosols to Beijing - Tianjin - Hebei region by multi - scale atmospheric circulations. *Atmospheric Environment*, 165, 35-45.
- [26] Miao, Y., Hu, X. -M., Liu, S., Qian, T., Xue, M., Zheng, Y., Wang, S., 2015. Seasonal variation of local atmospheric circulations and boundary layer structure in the Beijing - Tianjin - Hebei region and implications for air quality. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7, 1602-1626.
- [27] Mlawer, E. J., Taubman, S. J., Brown, P. D., Iacono, M. J., Clough, S. A., 1997. Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated -k model for the longwave. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102 (D14), 16663-16682.
- [28] Sam, R., 2019. China plastic waste ban throws global recycling into chaos [WWW Document]. *Costas Velis*,. URL <https://phys.org/news/2019-04-china-plastic-global-recycling-chaos.html> (见于 7.7.19).
- [29] Sela, J., 2009. The implementation of the sigma - pressure hybrid coordinate into the GFS. NCEP Office Note # 461, 25.
- [30] Streets, D. G., Fu, J. S., Jang, C. J., Hao, J., He, K., Tang, X., Zhang, Y., Wang, Z., Li, Z., Zhang, Q., Wang, L., Wang, B., Yu, C., 2007. Air quality during the 2008 Beijing Olympic Games. *Atmospheric Environment*, 41 (3), 480-492.
- [31] Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., Gullett, B. K., 2014. Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste. *Environ. Sci. Technol.*, 48 (16), 9523-9530.
- [32] Wild, O., Zhu, X., Prather, M. J., 2000. Fast - J: Accurate Simulation of In - and Below - Cloud Photolysis in Tropospheric Chemical Models. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 37 (3), 245-282.
- [33] Wu, Q. Z., Wang, Z. F., Gbagnidi, A., Gao, C., Li, L. N., Wang, W., 2011. A numerical study of contributions to air pollution in Beijing during CAREBeijing - 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11 (12), 5997-6011.
- [34] Zaveri, R. A., Easter, R. C., Fast, J. D., Peters, L. K., 2008. Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry (MOSAIC). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113 (D13).
- [35] Zaveri, R. A., Peters, L. K., 1999. A new lumped structure photochemical mechanism for large - scale applications. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104 (D23), 30387-30415.
- [36] Zhu, L., Huang, X., Shi, H., Cai, X., Song, Y., 2011. Transport pathways and potential sources of PM10 in Beijing. *Atmospheric Environment*, 45 (3), 594-604.