气象条件和排放变化对2020年春节前后华北地区重污染过程的影响

薛文博^{1,2}, 史旭荣¹, 严刚¹, 王金南¹, 许艳玲¹, 唐倩¹, 王燕丽¹, 郑逸璇¹, 雷宇^{1*}

1. 生态环境部环境规划院空气质量模拟与系统分析中心, 北京 100012;

2. 生态环境部环境规划院国家环境保护环境规划与政策模拟重点实验室, 北京 100012

* 通讯作者, E-mail: leiuyu@caep.org.cn

收稿日期: 2020-03-21; 收修改稿日期: 2020-09-14; 接受日期: 2020-09-25; 网络发表日期: 2020-12-18

国家重点研发计划项目(编号: 2016YFC0207502、2016YFC0208805)和大气重污染成因与治理攻关项目(编号: DQGG0302)资助

摘要 以2020年1~2月华北地区的大气重污染过程为对象,在WRF-CMAQ模型模拟的基础上,分析了气象条件和排放变化对此次重污染过程的影响,并量化分析了为消除PM_{2.5}重度污染,区域主要大气污染物需要进一步减排的力度. 研究结果显示,与2015年以来另外两次典型重污染过程相比,京津冀及周边“2+26”城市2020年1~2月期间的重污染过程气象条件最为不利,但由于近年来区域大气污染物排放量大幅削减,且受疫情影响主要大气污染物排放量相比2019~2020年秋季基准水平进一步减少了约32%,所以PM_{2.5}峰值浓度明显低于前两次重污染过程. 但这样的减排程度还不能满足消除重污染的要求,在给定的区域性严重污染、重污染定义下,“2+26”城市需在2020年1~2月排放的基础上进一步削减20%以上(或相比2019~2020年秋季正常排放削减45%左右),才可在同等不利的气象条件下基本消除区域性严重污染,北京不再出现连续3天及以上重污染;进一步削减40%以上(或相比2019~2020年秋季正常排放削减60%左右),才可基本消除区域性、连续性重度污染. 研究还发现,紧接此次重污染过程后的清洁过程中,大气环境容量大幅增加,污染物排放量增加10倍,才会出现区域性重污染.

关键词 “2+26”城市, 2020年1~2月, 重污染过程, WRF-CMAQ模型

1 引言

2020年1~2月期间,由于社会经济活动水平大幅减少,华北地区主要大气污染物排放量明显下降,但却发生了两次重污染过程,“较低活动水平”与“较高污染水平”之间的矛盾受到社会各界广泛关注. 空气质量主要由大气环境容量和污染物排放量决定(Cheng和Li, 2010; Chang等, 2019; Liu等, 2016; Wang等, 2014,

2015; Zhang等, 2012, 2015). 从管理角度而言,大气环境容量主要受自然因素与人为因素等影响,其中自然因素包括气象条件、地形地貌、污染物间的物理化学作用等,人为因素包括区域内的污染排放布局、污染物构成等(薛文博等, 2017; 许艳玲等, 2018; Wang等, 2012). Huang等(2020a)从化学机制角度进行研究,结果表明在整个东部地区大区域尺度上,污染减排尤其NO_x排放量下降导致O₃浓度上升从而使得大气氧化性

中文引用格式: 薛文博, 史旭荣, 严刚, 王金南, 许艳玲, 唐倩, 王燕丽, 郑逸璇, 雷宇. 2021. 气象条件和排放变化对2020年春节前后华北地区重污染过程的影响. 中国科学: 地球科学, 51(2): 314–324, doi: 10.1360/SSTe-2020-0068

英文引用格式: Xue W, Shi X, Yan G, Wang J, Xu Y, Tang Q, Wang Y, Zheng Y, Lei Y. 2021. Impacts of meteorology and emission variations on the heavy air pollution episode in North China around the 2020 Spring Festival. Science China Earth Sciences, 64(2): 329–339, <https://doi.org/10.1007/s11430-020-9683-8>

增强, 较强的大气氧化性在二次颗粒生成中扮演着重要角色. 对于空间尺度相对小的京津冀及其周边地区而言, 由于地形地貌在一定时期内相对稳定, 污染排放布局等因素在短期内不会有显著变化, 气象条件对重污染过程期间大气环境容量有重要影响, 因此本研究从气象角度和污染排放角度对重污染过程开展研究.

2020年春节前后华北地区重污染过程与其他典型重污染过程相比, 气象条件如何, 污染物还需减排多少空气质量才能得到显著改善; 与2020年春节前后华北地区重污染过程结束后的清洁过程相比, 环境容量相差多大等成为公众与科学关注的焦点. 本研究以特定空气质量目标约束下, 主要大气污染物的综合减排需求表征大气环境容量的大小. 针对京津冀及周边“2+26”城市(北京、天津及周边地区), 研究气象条件影响程度和主要大气污染物的综合减排需求, 探讨2020年春节前后发生2次重污染过程的原因.

关于气象条件对空气质量影响的研究, 有关学者已开展了许多工作(吕梦瑶等, 2019; 林廷坤等, 2019; Chen等, 2017; Chuang等, 2017; Kozáková等, 2017; Liu等, 2017; Wu等, 2017; Zhang等, 2012). Zhang等(2016)研究了气象条件对京津冀地区过去30多年空气质量的影响. Liu等(2017)通过模型模拟定量分析了气象条件对京津冀地区PM_{2.5}污染的影响. 许艳玲等(2019)基于WRF-CMAQ模型定量分析了气象和污染排放对全国及重点区域PM_{2.5}污染的影响. Huang等(2020b)研究发现在特定气象条件下京津冀和长三角两大城市群可以通过边界层和长距离输送相互作用加剧污染跨界输送. 但目前缺乏对知名的典型重污染过程气象条件的比对研究. 围绕不同控制目标下的主要大气污染物所需减排量, 也开展了相关研究工作. 任阵海等(2000)以SO₂年均浓度达标为目标, 计算了SO₂最大允许排放量(2000). 薛文博等(2014)以PM_{2.5}年均浓度达标(GB3095-2012)为目标, 计算了主要污染物的最大允许排放量. 王金南等(2016)发明了大气多污染物环境容量三维迭代算法专利. 但目前关于典型重污染过程等较短时间内, 主要污染物最大允许排放量、所需减排量等相关研究相对较少.

WRF-CMAQ模型被广泛应用于气象场模拟和空气质量模拟(Hu等, 2016), 本研究基于WRF-CMAQ模型系统开展了以下研究: (1) 不利气象和污染物减排对

PM_{2.5}污染影响程度的比较, 选择“2+26”城市自2015年以来的3次典型重污染过程(含2020年春节前后重污染过程), 采用“固定排放清单、改变气象条件”的敏感性测试方法, 揭示气象条件对2020年春节前后重污染过程的影响程度, 进而分析排放变化对重污染过程的影响; (2) 减排需求分析, 针对2020年春节前后“2+26”城市重污染过程, 设置不同污染物减排比例, 探讨基本消除区域性严重污染、重污染所需的污染物减排力度; (3) 清洁过程和污染过程的环境容量差异分析, 选择2020年春节前后“2+26”城市重污染过程结束后的一段清洁过程开展研究, 设置不同的排放量增倍情景, 定量探讨2020年春节前后“2+26”城市重污染过程与该清洁过程环境容量的差异. 本研究首次从气象条件与减排需求角度揭示了2020年春节前后“2+26”城市重污染过程发生与结束的原因, 对于指导大气环境精细化管理、重污染天应对等具有重要意义.

2 数据和方法

本研究模型模拟范围涵盖全国, 其中把京津冀及周边“2+26”城市作为重点区域开展研究.

2.1 数据来源

2.1.1 排放清单

CMAQ模型所需排放清单的化学物种主要包括颗粒物(PM₁₀、PM_{2.5}及其组分)、SO₂、NO_x、NH₃和VOCs等多种污染物. 本研究以2017年MEIC排放清单(中国多尺度排放清单, <http://www.meicmodel.org>)为基础, 使用PM_{2.5}浓度观测数据进行反向订正, 得到2020年1~2月PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO_x、NH₃、BC、OC、VOCs(含主要组分)等污染物的人为源排放清单. 生物源VOCs排放清单通过MEGAN天然源排放清单模型计算获得(Guenther等, 2006).

排放清单反向订正的基本假设是认为在污染物排放量变化不大的情况下, 污染物排放与PM_{2.5}浓度间的非线性关系可以近似处理为一系列直线段构成的线性关系(薛文博等, 2014). 以此假设为基础, 可以将各城市PM_{2.5}模拟浓度与实测浓度之间的比值作为权重系数, 从而制定城市间差异化的排放清单订正方案, 并通过空气质量模型进行多次迭代运算, 直至“2+26”城市PM_{2.5}平均模拟浓度与实测浓度的差距小于10%, 得到

最终排放清单(薛文博等, 2014). 本研究首先将2019年10~12月的实际观测数据设置为约束目标, 通过迭代计算反向订正得到2019~2020年秋冬季主要大气污染物正常排放清单; 进一步将2020年1~2月期间的实际观测数据设置为约束目标, 迭代订正得到2020年1~2月期间的排放清单. 基于最终迭代获得的2020年1~2月期间排放清单模拟的各城市PM_{2.5}平均浓度与实测浓度的差距约为8%. 具体的订正方法为

$$E_{ij} = E_{i-1,j} \times \frac{C_{m,j}}{C_{s(i-1,j)}}, \quad (1)$$

$$\left| \frac{C_m - C_s}{C_m} \right| \leq 10\%, \quad (2)$$

式(1)中, i 表示迭代次数, j 表示“2+26”城市, E_{ij} 表示第 j 个城市第 i 次迭代后的污染物排放量(kg d^{-1}), $E_{i-1,j}$ 表示第 j 个城市第 $i-1$ 次迭代后的污染物排放量(kg d^{-1}), $C_{m,j}$ 表示第 j 个城市的PM_{2.5}实测浓度($\mu\text{g m}^{-3}$), $C_{s(i-1,j)}$ 表示第 j 个城市第 $i-1$ 次迭代获得的PM_{2.5}模拟浓度($\mu\text{g m}^{-3}$). 式(2)中, C_m 表示“2+26”城市PM_{2.5}平均实测浓度($\mu\text{g m}^{-3}$), C_s 表示“2+26”城市PM_{2.5}平均模拟浓度($\mu\text{g m}^{-3}$).

2.1.2 空气质量监测数据

空气质量监测数据包括2015~2020年2月京津冀及周边“2+26”城市的实际观测PM_{2.5}日均浓度(数据来源: 中华人民共和国生态环境部数据中心).

2.2 模型设置

2.2.1 模拟时段

本研究通过分析2015年1月至2020年2月的PM_{2.5}日均浓度, 从中选出了最典型的3个重污染过程以及2020年春节前后华北地区重污染过程结束后的一次清洁过程(表1为实测值)进行研究, 以探讨2020年春节前后华北地区重污染成因. 由于CMAQ空气质量模型存

在起转时间, 所以实际分析时段要比模拟时段减少3天.

2.2.2 模拟区域

CMAQ模型水平模拟范围: X 方向为-2690~2690km、 Y 方向为-2150~2150km, 网格间距为20km, 共将全国划分成270×216个网格. 垂直方向共设置14个气压层, 层间距自下而上逐渐增大. 投影坐标系采用Lambert投影, 中心点经纬度为103°E、37°N, 两条平行纬度分别为25°N和40°N(许艳玲等, 2017).

2.2.3 气象模拟

中尺度气象模型WRF为CMAQ模型提供所需要的气象场, 其模拟时段和空间投影坐标系与CMAQ设置保持一致, 垂直方向共35个气压层, 层间距自下而上逐渐增大. WRF模型的初始场与边界场数据采用美国国家环境预报中心(NCEP)提供的FNL全球分析资料(6h一次、1°分辨率, <http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2>), 每日对初始场进行初始化, 每次模拟时长为30h, Spin-up时间为6h, 并利用NCEP ADP观测资料进行客观分析与资料同化(<http://rda.ucar.edu/datasets/ds461.0>)(史旭荣等, 2020; 薛文博等, 2016).

2.2.4 模型验证

模型参数设置与团队以往研究保持一致(许艳玲等, 2017; 薛文博等, 2014). 在模拟分析中, 只有case1和case4的气象条件和污染物排放具有时间一致性, 所以选择case1和case4的PM_{2.5}质量浓度模拟结果和实测结果进行比对. 对于欧拉网格模型, 使用NMB、NME以及相关系数来判断结果准确性, PM_{2.5}模拟准确性的评价标准为 $-50\% < \text{NMB} < 80\%$ 、 $\text{NME} < 150\%$ 、 $R^2 > 0.3$ (《环境空气质量模型遴选工作指南(试行)》). 图1为模型模拟值和实测值的相关性结果, 表2为模型验证

表1 模拟时段和分析时段

模拟过程	模拟时段	分析时段	区域重度及以上污染PM _{2.5} 浓度均值($\mu\text{g m}^{-3}$, 实况监测)
2020年春节前后(case1)	2020-01-19~2020-02-15	2020-01-22~2020-02-14	195
2016~2017年跨年污染(case2)	2016-12-13~2017-01-14	2016-12-16~2017-01-14	240
2015年圣诞前后(case3)	2015-12-15~2015-12-26	2015-12-18~2015-12-26	284
2020年清洁过程(case4)	2020-02-12~2020-02-17	2020-02-15~2020-02-17	无

图1 $\text{PM}_{2.5}$ 模拟浓度与监测浓度相关性

(a) 基于2019~2020年秋季排放清单的case1模拟结果; (b) 基于2020年1~2月期间排放清单的case1模拟结果; (c) 基于2020年1~2月期间排放清单的case4模拟结果

指标, 其中 n 表示京津冀及周边28个城市在分析时间段内的样本数. 基于2019~2020秋冬季正常排放清单模拟的case1结果表明, 模拟值与观测值的相关性为0.59; NMB和NME分别为33.75%、47.90%, 模拟结果远高于实测结果. 基于2020年1~2月期间排放清单模拟的case1、case4结果表明, 模拟值与观测值的相关性分别为0.60、0.61; 标准化平均偏差NMB分别为7.00%、-0.34%; 标准化平均误差NME分别为35.14%、24.90%; 模拟结果明显优于基于2019~2020年秋季排放清单模拟结果, 表明本研究迭代订正得到的2020年1~2月期间的排放清单较为可靠, 模型模拟结果较为合理.

3 结果与讨论

3.1 气象条件对2020年春节前后华北地区重污染过程的影响

大气自净能力指数(ASI)可以用于反映气象条件对污染物的清除能力, ASI值越高, 表示大气自净能力越强(朱蓉等, 2018). ASI平均值可以反映模拟时段的平均气象情况, 但不能体现短期内突发的极端不利气象条件, 而重污染过程主要由极端不利气象条件导致; ASI日最小值可以反映模拟时间段内的短期极端不利气象条件. 为此本研究基于WRF模型模拟的边界层高度、风速、降水等气象指标, 分别计算了case1、case2、case3的ASI平均值和ASI日最小值(图2和3). 从ASI的平均值看, 与case2和case3污染过程相比, case1的平均气象条件并不是3个典型污染过程中最差的(图2); 但从ASI的日最小值看, case1和case2自净能力明显差于case3; case1与case2的自净能力基本相当.

表2 模型验证结果^{a)}

模型	n	r	NMB	NME
case1	672	0.59	33.75%	47.90%
case1*	672	0.60	7.00%	35.14%
case4	84	0.61	-0.34%	24.90%

a) case1, 模拟使用的清单为2019~2020年秋季排放清单(表征秋冬季正常排放); case1*, 模拟使用的清单为2020年1~2月期间排放清单; case4, 模拟使用的清单为2020年1~2月期间排放清单

ASI可以依据较少的气象指标判别大气环境净化能力, 但其所反映的是“静态净化能力”, 并不能反映由气象条件引起的区域内动态传输效应. 因此本研究在ASI分析的基础上, 进一步利用WRF-CMAQ模型, 采用“固定排放清单、改变气象条件”的敏感性测试方法, 定量对比了case1、case2、case3的气象条件(图4). 从区域角度看(表3), 在相同污染物排放条件下, case1重污染过程中区域最大日均值为 $271\mu\text{g m}^{-3}$, 高于case2和case3中的重污染过程; 中度及以上污染均值为 $147\mu\text{g m}^{-3}$; 重度及以上污染均值为 $180\mu\text{g m}^{-3}$, 高于其他两次模拟过程. 从北京市角度看, case1重污染过程的最大日均值为 $172\mu\text{g m}^{-3}$, case2重污染过程为 $116\mu\text{g m}^{-3}$, case3重污染过程为 $125\mu\text{g m}^{-3}$. “固定排放清单、改变气象条件”模拟测试结果表明2020年春节前后华北地区发生的重污染过程是2015年以来发生的三次重污染过程中气象条件最差的一次.

3.2 不利气象条件下消除重污染过程的区域排放阈值

本节针对气象条件最差的case1, 即2020年春节前后的重污染过程开展研究, 探讨污染减排到什么程度

图2 大气自净能力指数(ASI)平均值

图3 大气自净能力指数(ASI)日最小值

才可基本消除区域性、连续性的重污染过程. 以消除3个及以上城市同时发生严重污染作为基本消除区域性严重污染的标志; 以消除5个及以上城市同时发生重度及以上污染、消除1个城市连续3天及以上发生重度及以上污染作为基本消除区域性、连续性重污染的标志(表4). 重污染过程大多是由区域共同排放的污染物, 经物理输送、化学反应等过程引发, 因此应对重污染过程必须采取区域协同减排手段. 基于此假设, 本研究针对case1设置了1个基准情景以及主要大气污染排放量削减20%、30%、40%、50%、60%、70%、80%合计7个减排情景. 利用WRF-CMAQ空气质量模型模

拟了7个减排情景相比基准情景 $PM_{2.5}$ 的下降比例, 同时以实际观测值作为基准浓度, 计算出各削减情景下 $PM_{2.5}$ 的绝对浓度(可有效降低模型的系统误差). 图5为2020年2月8日不同减排情景模拟后的 $PM_{2.5}$ 浓度, 削减力度越大, $PM_{2.5}$ 浓度越低. 模拟结果表明(表4), “2+26”城市主要大气污染物在2020年1~2月期间的基础之上进一步削减20%以上, 可基本消除区域性严重污染过程; 在2020年1~2月期间的基础之上进一步削减40%以上, 可基本消除区域性、连续性重污染过程, 但个别城市依旧可能发生局地重污染, 因此在强化区域联防联控的同时, 依旧应该关注这些个别城市自身减排.

图 4 固定排放清单PM_{2.5}模拟结果

(a) 2020年1~2月期间重污染过程case1; (b) 2016~2017年跨年污染case2; (c) 2015年圣诞前后case3. BJ, 北京市; TJ, 天津市; SJZ, 石家庄市; TS, 唐山市; HD, 邯郸市; XT, 邢台市; BD, 保定市; CZ, 沧州市; LF, 廊坊市; HS, 衡水市; TY, 太原市; YQ, 阳泉市; CZ, 长治市; JC, 晋城市; JN, 济南市; ZB, 淄博市; JN, 济宁市; DZ, 德州市; LC, 聊城市; BZ, 滨州市; HZ, 菏泽市; ZZ, 郑州市; KF, 开封市; AY, 安阳市; HB, 鹤壁市; XX, 新乡市; JZ, 焦作市; PY, 濮阳市

表 3 固定排放清单PM_{2.5}模拟统计结果^{a)}

区域统计指标	case1(μg m ⁻³)	case2(μg m ⁻³)	case3(μg m ⁻³)
最大日均值	271	247	224
中度及以上污染 平均值	147	151	151
重度及以上污染 平均值	180	174	177

a) 由于固定排放清单, 模型模拟的PM_{2.5}浓度与实际观测值无关, 其相对大小并不过多依赖于排放清单, 可以单纯反映气象条件对PM_{2.5}的影响

北京市2020年1~2月期间未发生严重污染, 发生重污染天数为6天, 发生连续3天以上重污染次数为2次. 模拟结果表明, “2+26”城市排放量在2020年1~2月期

间的基础上再削减20%以上, 可避免北京市连续3天以上发生重污染.

3.3 较好气象条件下区域最大允许排放量的范围

大气环境容量或特定目标下的污染物最大允许排放量随着气象条件变化而发生显著变化. 为探讨2020年春节前后华北地区短期内重污染过程和清洁过程环境容量的差异, 本节针对2020年1~2月期间重污染过程结束后的一次清洁过程开展研究(2月15~17日, 降雪大风天气), 所用清单与3.2节重污染过程减排需求模拟清单相同, 为反向订正后的2020年1~2月期间排放清单. 针对清洁过程同样设置了1个基准情景以及主要大气污染排放量增加为2、3、4、5、10、15、20倍合

表 4 2020年1~2月期间“2+26”城市重污染过程不同减排情景指标统计

减排程度	3个及以上城市同时发生严重污染次数	5个及以上城市同时发生重度及以上污染次数	1个城市连续3天及以上发生重度及以上污染次数	重度污染及以上天数	中度污染及以上天数	轻度污染及以上天数
无减排	1	8	15	113	187	375
20%	1	5	6	59	139	289
30%	0	2	1	37	104	239
40%	0	1	1	19	64	187
50%	0	0	0	6	33	147
60%	0	0	0	3	11	90
70%	0	0	0	1	4	41
80%	0	0	0	0	1	6

图 5 2020年1~2月期间“2+26”城市重污染过程不同排放削减情景下的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度

表 5 清洁过程不同情景指标统计

排放倍数	5个及以上城市同时发生重度及以上污染次数	1个城市连续3天发生重度及以上污染次数	重污染及以上天数	中度污染及以上天数	轻度污染及以上天数
1倍	0	0	0	0	0
2倍	0	0	0	0	0
3倍	0	0	0	0	1
4倍	0	0	0	1	7
5倍	0	0	0	2	16
10倍	1	0	14	36	66
15倍	3	8	47	66	78
20倍	3	19	66	76	80

计7个测试情景. 利用WRF-CMAQ空气质量模型模拟了7个减排情景相比基准情景PM_{2.5}质量浓度的变化率, 同时以实际观测值作为基准浓度, 计算出各排放情景下PM_{2.5}的绝对浓度(可有效降低模型的系统误差). 图6为2020年2月16日不同排放情景模拟后的PM_{2.5}浓度. 模拟结果表明在典型清洁过程时段, 主要大气污染物排放量增加到5倍仅有个别城市发生中度污染, 增到10倍才会出现区域性的重污染过程.

3.4 讨论

2017年10~12月MEIC排放清单中“2+26”城市SO₂、NO_x、PM_{2.5}日平均排放强度分别为5183吨、11127吨、5833吨. 通过第一次订正后得到2019年10~12月同期排放清单, 订正后SO₂、NO_x、PM_{2.5}的日平均排放强度分别为3467吨、9406吨、4333吨, 几种污染物平均减排幅度约为25%. 本研究用2019年10~12月日排放强度表征2019~2020年秋冬季正常日排放强度. 经过第二次订正获得2020年1~2月期间排放清单, 二次订正后SO₂、NO_x、PM_{2.5}日平均排放强度分别为2358吨、6396吨、2946吨, 2020年1~2月期间主要大气污染物排放量相比2019~2020秋冬季正常排放减少32%左右. 由于疫情影响主要污染物排放量下降, 使得2020-01-22~2020-02-14 (case1)期间PM_{2.5}浓度相比正常排放下PM_{2.5}浓度下降约27%.

国家大气污染防治攻关联合中心研究结果也表明, 2020年春节前后京津冀及周边“2+26”城市SO₂、NO_x、PM_{2.5}、VOCs排放量同比下降约20~30%(<http://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk15/202002/>

[t20200211_762584.html](http://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk15/202002/t20200211_762584.html)). 其中, 以机动车、扬尘为主的区域污染物排放总量有较大幅度的下降; 火力和钢铁行业污染物排放量较节前下降约10%, 但焦化、石化、玻璃、有色等行业无明显变化趋势; 部分农村已经完成煤改气煤改电, 但还有1000多万户用煤取暖, 观测数据显示农村地区衡量燃煤量的CO浓度有所增加, 说明生活散煤排放量并未显著降低.

相比2016~2017年跨年霾(case2)和2015年圣诞霾(case3), 2020年1~2月期间重污染过程(case1)的气象条件最为不利, 大气环境容量应低于其他2次重污染过程. 如果是等量的污染排放, case1过程污染水平定会高于其他2次, 然而由于近年来“2+26”城市主要大气污染物排放量的大幅度削减, case1过程的实际污染水平显著低于其他2次污染过程: 实测的PM_{2.5}日均浓度峰值、中度及以上污染平均值、重度及以上污染平均值比2017年元旦前后的污染过程分别低47.2%、19.8%、18.7%. 因此大气污染物排放量下降是改善空气质量、减少重污染过程主要的驱动因素.

此外, 针对清洁过程的研究表明污染物排放量增大10倍才会出现区域性的重污染过程; 而针对2020年1~2月期间重污染过程的研究表明需在2020年1~2月期间污染物排放的基础上进一步削减40%以上, 或者相比2019~2020年秋冬季正常排放削减60%左右, 才可基本消除区域性、连续性重污染过程; 排放清单订正结果表明, 2020年1~2月期间“2+26”城市主要大气污染物排放量相比2019~2020年秋冬季正常排放仅减少32%左右, 低于60%的减排需求, 这是2020年1~2月期间发生重污染的根本原因.

图 6 清洁过程不同排放情景下的PM_{2.5}浓度

4 结论

(1) 与2015年以来其他两次典型重污染过程相比, 2020年1~2月期间华北地区重污染过程的气象条件最为不利. (2) “2+26”城市大气污染物在2020年1~2月期间的基础上进一步削减20%以上, 可基本消除区域性严重污染过程, 避免北京市连续3天以上发生重污染; 进一步削减40%以上, 可基本消除区域性、连续性重污染过程. (3) 对于2020年1~2月期间“2+26”城市重污染过程后的一次清洁过程, 当污染物排放量增到10倍才会出现区域性的重污染过程. (4) 不利气象是2020年1~2月期间“2+26”城市发生重污染的重要外因, 排放量远超环境容量是主要内因. 尽管2020年1~2月期间主要大气污染物排放量显著降低有效抑制了重污染发生的范围与强度, 但主要大气污染排放量相比2019~2020年秋冬季正常排放仅约减少32%, 低于基本消除区域性、连续性重污染对应60%的减排需求.

参考文献

林廷坤, 洪礼楠, 黄争超, 王雪松, 蔡旭晖. 2019. 北京市秋冬季大气环流型下的气象和污染特征. *中国环境科学*, 39: 1813–1822

吕梦瑶, 张恒德, 王继康, 江琪, 刘超, 张碧辉, 李青春. 2019. 2015年冬季京津冀两次重污染天气过程气象成因. *中国环境科学*, 39: 2748–2757

任阵海, 俞学曾, 杨新兴, 高庆先, 苏福庆, 李令军. 2000. 我国大气污染物总量控制方法研究. 见: 第八届全国大气环境学术会议. 昆明: 第八届全国大气环境学术会议集. 167–172

史旭荣, 逯世泽, 易爱华, 薛文博, 雷宇, 严刚, 王燕丽. 2020. 全国2018~2019年秋冬季气象条件变化对PM_{2.5}影响研究. *中国环境科学*, 40: 2785–2793

王金南, 薛文博, 许艳玲, 雷宇, 丁贞玉. 2016. 大气多污染物环境容量三维迭代算法. *中国*, CN106649960B. 2016-10-12

许艳玲, 薛文博, 雷宇, 易爱华, 王金南, 程水源, 任阵海. 2017. 中国氮减排对控制PM_{2.5}污染的敏感性研究. *中国环境科学*, 37: 2482–2491

许艳玲, 薛文博, 王金南, 雷宇, 叶枝兰, 任阵海. 2018. 大气环境容量理论与核算方法演变历程与展望. *环境科学研究*, 31: 1835–1840

许艳玲, 薛文博, 雷宇. 2019. 气象和排放变化对PM_{2.5}污染的定量影响. *中国环境科学*, 39: 4546–4551

薛文博, 付飞, 王金南, 贺克斌, 雷宇, 杨金田, 王书肖, 韩宝平. 2014. 基于全国城市PM_{2.5}达标约束的大气环境容量模拟. *中国环境科学*, 34: 2490–2496

薛文博, 韩宝平, 王金南, 武卫玲. 2017. PM_{2.5}输送特征与环境容量模拟研究. 北京: 中国环境出版社. 150–160

薛文博, 许艳玲, 唐晓龙, 雷宇, 王金南. 2016. 中国氮排放对PM_{2.5}污染的影响. *中国环境科学*, 36: 3531–3539

朱蓉, 张存杰, 梅梅. 2018. 大气自净能力指数的气候特征与应用研究. *中国环境科学*, 38: 3601–3610

Chang X, Wang S X, Zhao B, Xing J, Liu X X, Lin W, Song Y, Wu W J, Cai S Y, Zheng H T, Ding D, Zheng M. 2019. Contributions of inter-city and regional transport to PM_{2.5} concentrations in the Beijing-Tianjin-Hebei region and its implications on regional joint air pollution control. *Sci Total Environ*, 660: 1191–1200

Chen Z, Cai J, Gao B, Xu B, Dai S, He B, Xie X. 2017. Detecting the causality influence of individual meteorological factors on local PM_{2.5} concentration in the Jing-Jin-Ji region. *Sci Rep*, 7: 40735

Cheng Y H, Li Y S. 2010. Influences of traffic emissions and meteorological conditions on ambient PM₁₀ and PM_{2.5} levels at a highway toll station. *Aerosol Air Qual Res*, 10: 456–462

Chuang M T, Chou C C K, Lin N H, Takami A, Hsiao T C, Lin T H, Fu J S, Pani S K, Lu Y R, Yang T Y. 2017. A simulation study on PM_{2.5} sources and meteorological characteristics at the northern tip of Taiwan in the early stage of the Asian haze period. *Aerosol Air Qual Res*, 17: 3166–3178

Guenther A, Karl T, Harley P, Wiedinmyer C, Palmer P I, Geron C. 2006. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmos Chem Phys*, 6: 3181–3210

Hu J, Chen J, Ying Q, Zhang H. 2016. One-year simulation of ozone and particulate matter in China using WRF/CMAQ modeling system. *Atmos Chem Phys*, 16: 10333–10350

Huang X, Ding A, Gao J, Zheng B, Zhou D, Qi X, Tang R, Wang J, Ren C, Nie W, Chi X, Xu Z, Chen L, Li Y, Che F, Pang N, Wang H, Tong D, Qin W, Cheng W, Liu W, Fu Q, Liu B, Chai F, Davis S J, Zhang Q, He K. 2020a. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China. *Nat Sci Rev*, nwaal37, doi: 10.31223/osf.io/hvuzuy

Huang X, Ding A, Wang Z, Ding K, Gao J, Chai F, Fu C. 2020b. Amplified transboundary transport of haze by aerosol–boundary layer interaction in China. *Nat Geosci*, 13: 428–434

Kozáková J, Pokorná P, Černíková A, Hovorka J, Braniš M, Moravec P, Schwarz J. 2017. The association between intermodal (PM_{1-2.5}) and PM₁, PM_{2.5}, coarse fraction and meteorological parameters in various environments in Central Europe. *Aerosol Air Qual Res*, 17: 1234–1243

Liu T T, Gong S L, He J J, Yu M, Wang Q F, Li H R, Liu W, Zhang J, Li L, Wang X G, Li S L, Lu Y L, Du H T, Wang Y Q, Zhou C H, Liu H L, Zhao Q C. 2017. Attributions of meteorological and emission factors to the 2015 winter severe haze pollution episodes in China's Jing-Jin-Ji area. *Atmos Chem Phys*, 17: 2971–2980

- Liu X, Li C, Tu H, Wu Y, Ying C, Huang Q, Wu S, Xie Q, Yuan Z, Lu Y. 2016. Analysis of the effect of meteorological factors on PM_{2.5}-associated PAHs during autumn-winter in urban Nanchang. *Aerosol Air Qual Res*, 16: 3222–3229
- Multi-resolution emission inventory for China. <http://www.meicmodel.org/>
- National Center for Atmospheric Research. CISM Research Data Archive. <http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2>
- National Center for Atmospheric Research. CISM Research Data Archive. <http://rda.ucar.edu/datasets/ds461.0>
- Wang H, Xu J, Zhang M, Yang Y, Shen X, Wang Y, Chen D, Guo J. 2014. A study of the meteorological causes of a prolonged and severe haze episode in January 2013 over central-eastern China. *Atmos Environ*, 98: 146–157
- Wang P, Cao J J, Tie X X, Wang G H, Li G H, Hu T F, Wu Y T, Xu Y S, Xu G D, Zhao Y Z, Ding W C, Liu H K, Huang R J, Zhan C L. 2015. Impact of meteorological parameters and gaseous pollutants on PM_{2.5} and PM₁₀ mass concentrations during 2010 in Xi'an, China. *Aerosol Air Qual Res*, 15: 1844–1854
- Wang W Y, Chen N, Ma X J. 2012. Research on atmospheric environmental capacity model of urban agglomeration. *Adv Mater Res*, 518–523: 1311–1320
- Wu P, Ding Y, Liu Y. 2017. Atmospheric circulation and dynamic mechanism for persistent haze events in the Beijing-Tianjin-Hebei region. *Adv Atmos Sci*, 34: 429–440
- Zhang J P, Zhu T, Zhang Q H, Li C C, Shu H L, Ying Y, Dai Z P, Wang X, Liu X Y, Liang A M, Shen H X, Yi B Q. 2012. The impact of circulation patterns on regional transport pathways and air quality over Beijing and its surroundings. *Atmos Chem Phys*, 12: 5031–5053
- Zhang Q, Quan J, Tie X, Li X, Liu Q, Gao Y, Zhao D. 2015. Effects of meteorology and secondary particle formation on visibility during heavy haze events in Beijing, China. *Sci Total Environ*, 502: 578–584
- Zhang Y, Ding A J, Mao H T, Nie W, Zhou D R, Liu L X, Huang X, Fu C B. 2016. Impact of synoptic weather patterns and inter-decadal climate variability on air quality in the North China Plain during 1980–2013. *Atmos Environ*, 124: 119–128

(责任编辑: 张强)