2013~2017年气象条件变化对中国重点地区PM_{2.5}质量浓度下降的影响

张小曳¹, 徐祥德^{1*}, 丁一汇², 柳艳菊², 张恒德³, 王亚强¹, 仲峻霆¹

1. 中国气象科学研究院, 北京 100081;

2. 国家气候中心, 北京 100081;

3. 国家气象中心, 北京 100081

* 通讯作者, E-mail: xuxd@cma.gov.cn

收稿日期: 2018-11-15; 收修改稿日期: 2019-01-11; 接受日期: 2019-01-18; 网络版发表日期: 2019-02-01

大气重污染成因与治理攻关项目(编号: DQGG0104)和国家重点研发计划项目(编号: 2016YFC0203306)资助

摘要 2013~2017年中国出台《大气污染防治行动计划》(简称“大气十条”), 实施了系列污染减排措施, 重点地区PM_{2.5}质量浓度下降明显, 这其中气象条件变化起到了多大作用, 是政府和公众特别关心的问题. 文章主要基于各类气象要素观测、诊断、结合污染-气象条件指数等对PM_{2.5}污染影响的深入分析, 发现“大气十条”实施后的2014~2015年中国重点地区气象条件相较2013年变差, 2016和2017年气象条件相较转好. 但在京津冀地区2017年相较2013年PM_{2.5}质量浓度下降的39.6%中, 仅有~5%(约占总PM_{2.5}降幅的13%)是来自气象条件转好的贡献; 在长三角地区下降的34.3%中, 有~7%(约占总PM_{2.5}降幅的20%)是来自气象条件转好的贡献, 由于气象条件改善程度明显低于此区域观测到的PM_{2.5}降幅, 显示出“大气十条”实施五年减排仍然发挥了PM_{2.5}污染改善的主导作用, 天气和气候变化因素虽有影响但没有起到控制性作用(文章是用PLAM指数来量化气象条件变好或变差的). 在珠三角地区, 气象条件对2017年相较2013年的年均PM_{2.5}浓度下降影响较弱, 下降成效也主要来自减排的贡献. 2017年冬季气象条件在京津冀和长三角区域相较2013年分别转好约20%和30%, 在两区域冬季PM_{2.5}分别约40.2%和38.2%的降幅中起到了明显的“助推”作用. 京津冀区域2016年冬季气象条件好于2017年冬季约14%, 但2017年冬季PM_{2.5}降幅仍大于2016年, 显示出2017年更大力度的减排措施发挥了重要作用; 在北京冬季持续性重污染期间选择气象条件相同的过程对比, 也发现因减排导致的PM_{2.5}下降幅度逐年增加, 特别是2016和2017年下降的PM_{2.5}浓度幅度更为明显, 表明“大气十条”实施5年后空气质量改善的根本原因还是在于各项控制措施取得了实质性进展, 特别是2017年冬季污染物排放量得到了有效削减. 中国大气PM_{2.5}持续性重污染主要发生在冬季, 冬季京津冀地区仅因气象条件不利就会导致PM_{2.5}浓度较其他季节上升约40~100%, 这与冬季到达地面的太阳辐射下降有关, 与中国华北冬季受青藏高原大地形“背风坡”效应所导致的下沉气流和“弱风效应”有关, 与气候变暖导致的区域边界层结构日趋稳定有关. 重污染形成是因为区域出现停滞-静稳的形势, 高空环流型主要可分为平直西风和高压脊型, 污染形成后不断累积的PM_{2.5}污染还会进一步导致边界层气象条件转差, 转差气象条件的反馈作用控制了PM_{2.5}的“爆发性增长”现象, 形成显著的不利气象条件与PM_{2.5}累积之间的双向反馈. 这些表明在中国现今大气

中文引用格式: 张小曳, 徐祥德, 丁一汇, 柳艳菊, 张恒德, 王亚强, 仲峻霆. 2020. 2013~2017年气象条件变化对中国重点地区PM_{2.5}质量浓度下降的影响. 中国科学: 地球科学, 50: 483~500, doi: 10.1360/N072018-00303

英文引用格式: Zhang X, Xu X, Ding Y, Liu Y, Zhang H, Wang Y, Zhong J. 2019. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China. Science China Earth Sciences, 62: 1885~1902, <https://doi.org/10.1007/s11430-019-9343-3>

气溶胶污染程度仍然居高的情况下,不利气象条件是持续性重污染形成、累积的必要外部条件。在重污染形成初期大幅降低区域污染排放,是消除和减少持续性重污染事件的关键手段。即使在有利气象条件下,也不宜无限制地允许排放,因为当污染累积到一定程度后会显著改变边界层气象条件、会“关闭”污染扩散的“气象通道”。

关键词 量化不利气象条件, PM_{2.5}变化中气象贡献, 大气十条

1 背景与意义

PM_{2.5}污染的形成、累积与天气条件密切相关。不同天气条件可通过影响通风率、降水沉降、干沉积、化学转化损失率、自然排放量和背景浓度等影响大气气溶胶浓度(Leibensperger等, 2008; Li等, 2005; Liu等, 2003)。瑞士夏季大气气溶胶的主要预报因子被认为主要包括温度、清晨的太阳辐射以及锋面的过境日数(Ordóñez等, 2005)。一项研究也指出美国东部地表温度和相对湿度与大气气溶胶污染的联系(Camaleri等, 2007)。对于中国东部的大气气溶胶污染, 冬季高原“背风坡”“弱风区”下沉气流动力效应不利于中国东部城市群区域大气污染排放扩散, 尤其抑制了污染物向高空的对流输送(徐祥德等, 2015)。影响京津冀地区大气污染形成的大尺度环流背景场被总结为主要有两种类型, 即平直西风型和高压脊型, 伴随有西南和东南两个主要的污染传输通道(Wu等, 2017)。还发现大范围均压场下易出现近地层小尺度局地环流群体, 形成大气气溶胶汇聚带(任阵海等, 2005)。也有研究指出近50年来全国平均风速呈显著下降趋势, 有利于污染物局地累积进而导致雾-霾天气(任国玉等, 2005; 刘苏峡等, 2009)。对于北京冬季大气气溶胶, 研究发现东亚冬季风异常偏弱、500hPa的高压异常、水平风垂直梯度减小等各种因素都与大气重污染的形成有关(张人禾等, 2014)。利用外场观测对北京发生的持续性重污染事件的分析表明, 累积到一定程度的气溶胶污染还会显著改变边界层气象条件, 导致逆温、低层增湿、边界层高度显著下降、大气稳定度增加, 并存在不利气象条件与累积的气溶胶污染之间的双向反馈机制(Zhong等, 2018b, 2017; 张小曳等, 2013)。但是各种气象因子, 例如温度、相对湿度、风速、风向、气压、降雨和大气稳定度都或多或少与大气气溶胶的形成与累积有关, 但是每个因子又不能定量、全面反映污染状况, 有时有些因子的作用相互矛盾甚至抵消(Pang等, 2009;

Sui等, 2007), 这是定量评估不利气象条件在大气气溶胶污染变化中作用的难点。

大气气溶胶污染形成和累积也与气候变化密切相关。研究发现气候变化背景下的极端天气气候事件变化对空气质量有重要影响, 如高温热浪会使空气趋于稳定而不利于污染物扩散, 而暴风雪期间电能增加的需求会导致更多的大气气溶胶问题(Peterson等, 2014)。还有研究指出气候变化导致中纬度冷锋频次的减少会引起大气气溶胶频次和持续时间的增加(Forkel和Knoche, 2006; Mickley等, 2004; Murazaki和Hess, 2006)。气候变化存在年际变化的信号, 也有年代际变暖的特征, 其中ENSO增强, 北极海冰减少等年际变化被认为与中国华北冬季的霾在某年较重有密切联系(Chang等, 2016; Wang等, 2015); 气候变暖的年代际信号也被证明主导了北京地区1960~2017年局地污染-气象条件的年代际转差(Zhang等, 2018)。在世界主要陆地区域还观测到地面风速的减少(McVicar等, 2012), 这被归因于天气系统强度的减少和/或平均环流的变化、以及表面粗糙度的增加(Vautard等, 2010), 多项研究也发现中国的地面风速大幅减少(Chen等, 2013; Guo等, 2015; Xu等, 2006; 高歌, 2008)。在北京城区, 低于300m的风速减少被认为是部分缘于土地利用变化导致的地表粗糙度增加(Liu等, 2018), 而自贝加尔湖经西北方向影响北京区域的风速也存在年代际的下降证明通过北京的风速下降是气候变化的后果、而非城镇化因素主导, 且这种风速的年代际下降也与北京局地污染-气象条件转差显著相关(Zhang等, 2018)。中国雾日数减少趋势的产生, 被认为与冬季日最低温度的升高以及相对湿度的减小趋势有关(刘小宁等, 2005)。将影响区域大气污染的天气过程与气候变化的各种后果建立定量的联系, 仍然是研究气候变化对大气污染影响的难点。

本文在上述天气和气候变化对中国大气气溶胶影响研究的基础上, 分析了2013年《大气污染防治行动

计划》(简称“大气十条”)各项综合防治实施五年来,气象条件的变化对PM_{2.5}污染变化的影响.

2 资料与方法

2.1 PM_{2.5}质量浓度数据

本文使用环保部国家监测站监测的逐小时PM_{2.5}质量浓度等污染物质量浓度数据.

2.2 气象要素的水平和垂直分布数据

本文选用中国气象局国家气象信息中心提供的国家自动气象站(AWS)逐小时地面气象观测资料,包括温度、气压、相对湿度、风向、能见度等气象要素,以及L波段探空雷达资料,包括每天两次0800(BJT)和2000(BJT)观测的风、温度和相对湿度等气象要素.

2.3 ECMWF数据

利用欧洲中期天气预报中心(ECMWF)提供的时间分辨率为6h的再分析资料,计算得到包括500hPa位势高度场和海平面气压场的大气环流背景场.

2.4 PLAM指数

为了研究气溶胶污染变化中不利气象条件的影响,我们选用先前研究中诊断出的PLAM指数在气溶胶污染和气象要素间建立定量联系. PLAM指数是基于一些与大气气溶胶质量浓度联系密切的主要气象要素(风速、风向、相对湿度、大气凝结函数、大气稳定度等),通过诊断与参数化分析获得,其值越高指示了气象条件越有利于更多的气溶胶形成、集聚、凝结和变化,可视为定量反映停滞-静稳型天气程度的“污染-气象条件”指数(Wang等, 2013, 2012; Zhang等, 2009). 该指数与PM_{2.5}质量浓度呈线性关系,被用于衡量影响一个区域气溶胶污染中不利气象条件的贡献,其诊断和计算过程中主要形成两类参数, (1)与凝结函数相关的初始热力学气象条件 α , (2)与区域气团稳定性相关的初始动力学气象条件 β . 可用以下公式表示:

$$\text{PLAM} = \alpha(m) \times \beta(c'). \quad (1)$$

关于PLAM的详细计算方法见文献(Wang等, 2013, 2012; Zhang等, 2015, 2009). 该指数已用于评估2008年奥运期间气象因素对北京大气气溶胶和光学特

性变化的定量贡献(Zhang等, 2009), 2013年1月持续10天的雾-霾期间不利气象条件的作用(Zhang等, 2013), 2006~2013年间不利气象条件对严重气溶胶污染季节气溶胶质量浓度和化学成分变化的影响(Zhang等, 2015), 以及包括“大气十条”中期及终期评估在内的各项重大污染防治计划中气象条件的定量作用.

3 结果与讨论

3.1 青藏高原大地型对中国华北冬季大气气溶胶污染有不利影响

中国的大气气溶胶污染主要发生在冬季, 区域主要集中在青藏高原以东地区, 在西风带背景下受青藏高原大地形“背风坡”效应所导致的下沉气流和“弱风效应”影响, 发现冬季高原东侧为显著的下沉气流区(图1), 这不利于高原东侧大气对流扩散; 春季、夏季高原东侧均为显著上升气流, 且夏季还呈高原东部与平原过渡区为上升支的气旋性环流圈的上卷气流(徐祥德等, 2015).

冬季青藏高原东侧大地形“背风坡”气流伴随下卷气流, 构成了长期性顺时针垂直涡旋结构的大地形背风坡环流圈下沉气流区(图2a). 另外, 此大地形东侧“弱风区”基本对应图2b中25°~37.5°N纬带上近地层风速的低值区(弱风区), 使大地形东侧100°~117°E均呈风速低值中心区, 该区域恰对应图2a的“背风坡”垂直环流图主体“下卷气流区”, 也基本呼应图2c中25°~37.5°N纬度带中国区域冬季平均霾日数的高值区(110°~125°E), 当然此高值区的形成还受排放源排放污染物的强度, 以及二次气溶胶形成和转化最大的区域的影响. 此类高原“背风坡”的环流圈东侧下沉气流动力效应不利于中国东部群工业区与城市群区大气污染排放物扩散, 尤其抑制了污染物向高空的对流输送(徐祥德等, 2015).

研究发现冬季中国东部对流层中下层存在显著地大范围的“逆温盖”距平季节特征(图3), 不利于污染物的扩散与对流, 易于形成有利于污染物累积的静稳天气气候背景. 中国东部对流层中下层则呈“上暖-下冷”, 类似“逆温盖”, 即大气温度距平垂直结构出现年代际“逆转”趋势, 此大气温度垂直结构季节特征可能加剧了大气污染排放的环境影响效应, 引发了中国东部大范围霾天气变异现象(徐祥德等, 2015). 中国东部

图1 1961~2012年25°~37.5°N纬带各季与年平均环流结构偏差东-西向垂直剖面图

(a) 春季; (b) 夏季; (c) 秋季; (d) 冬季. 虚线为上升与下沉气流交界处, 改绘自徐祥德等(2015)

区域在冬季呈现“下冷上暖”的暖盖特征, 且地面风速较小(Zhu等, 2018). 这种特征在2016年12月至2017年1月出现跨年污染的冬季尤为明显.

3.2 风速和冷空气过程在2016、2017年相较2013年较强

20世纪60年代以来、特别是1990年后京津冀平均风速总体呈下降趋势(图4a), 小风(指地面风速小于等于 2 m s^{-1})日数一直处于明显偏多的阶段(图4b). “大气十条”实施后的2013~2017年冬季京津冀平均风速与

1981~2010年的平均水平相比总体偏弱, 小风日数偏多.

从影响中国的大范围冷空气过程分析可以看出(图5), “大气十条”实施5年中的2017年冬季(指2016年12月、2017年1月和2月)冷空气活动频繁, 有利于污染物扩散, 2015年和2013年冬季的冷空气过程较少, 气象条件从冷空气活动角度看较为不利. 2017年影响中国的大范围冷空气过程共计34次, 高于常年平均次数(1980~2016年平均29.8次), 且明显多于2013年(27次). 其中强冷空气及以上级别过程14次(2013年至2016年平均13次), 有利于污染物扩散.

图2 1961~2012年25°~37.5°N纬带环流与中国区域霾日数纬向分布特征

(a) 年平均垂直环流结构; (b) 年平均近地层风速; (c) 四季霾日数, 改绘自徐祥德等(2015)

冷空气过程对中国北方的影响更大。从影响京津冀的冷空气分布情况来看, 2017年冷空气过程为32次, 同样明显高于2013年(24次), 其中冬季19次冷空气过程是2013年的1.6倍, 冷空气活动频繁。

3.3 气候变暖会导致北京及其周边区域气象条件更为不利

1960年以来北京地区与气溶胶污染联系紧密的污染-气象条件指数(PLAM)虽有年际变化, 但总体数值呈不断上升的年代际变化特征(图6a和6b), 表明影响北京气溶胶污染的不利气象条件呈现出趋于不利的变化趋势。这种北京地区气象条件的年代际转差可以部

分归因于气候变暖的贡献, 也可能部分归因气溶胶污染增加到一定程度后导致气象条件更为不利(这种情况2010后更为明显)(Zhang等, 2018)。归因于气候变暖的影响主要是因为, 1960年以来北京地区边界层上层与下层的温差虽有年际变化, 但总体呈下降趋势(图6c和6d), 显示层结变得更加稳定, 这被认为主要与年代际气候变暖有关(Zhang等, 2018)。1960年以来自贝加尔湖经西北方向影响北京区域的风速也存在年代际的下降趋势(图6e和6f), 表明通过北京的风速下降也主要是气候变化的后果、而非城镇化因素主导, 且这种风速的年代际下降也与北京局地污染-气象条件转差有关(Zhang等, 2018)。

图3 1979~2015年中国青藏高原及其东部(35°~41°N)四季和年均温度差异的垂直剖面图
(a) 春季; (b) 夏季; (c) 秋季; (d) 冬季; (e) 2016年冬季(2016年12月至2017年1、2月)

3.4 区域气溶胶污染形成主要对应平直西风和高压脊型高空环流形势

通过京津冀地区“大气十条”实施后2013年12月以来6次持续性重污染事件的气象条件合成分析,发现伴随大气气溶胶污染形成的环流型主要可分为平直西风型和高压脊型(图7)。平直西风环流控制下不利于极地冷空气南下,500hPa高空气流的辐散下沉运动,阻碍了污染物扩散。高压脊型环流影响下,中国500hPa环流反位相分布、呈“西高东低”静稳形势,抑制了污染物向外扩散。这两种环流形势相对于气候态的加强使中国大部均处于异常高压控制,有利于产生高压下沉气流,不利于污染物的扩散。重污染事件的选取标准为污染过程中每日平均AQI值大于200(即日均PM_{2.5}浓度大于150μg m⁻³),且持续时间达到5天及以上(表1)。这样的结果与通过2008年以来32次影响京津冀地区重污染过程的大尺度环流背景场合成分析的结论一致(Wu等, 2017)。

3.5 平直西风和高压脊型环流形势导致低空出现静稳性天气

重污染发生期间,京津冀地区大气低层多为高压

入海后回流的东南风或偏南风气流控制(图8),异常的偏南风非常有利于把西太平洋地区或孟加拉湾地区的暖湿水汽输送到京津冀以南河北、山东、河南等地,并将污染物输送到京津冀地区,同时暖湿空气到达北京地区受太行山和燕山阻挡与抬升,一方面在山前积累,另一方面由于抬升冷却造成湿度进一步增加,为污染事件的发生创造有利条件。

此外,重污染事件发生期间,京津冀地区地面风速平均比较小,尤其在山前地区,平均风速维持在2m s⁻¹以下,相较气候态风速减小了0.5~1.5m s⁻¹,京津冀地区基本处于静风的控制下,空气的流动性弱,这对污染物颗粒的水平扩散极其不利。主要由偏南风从周边地区输送来的的污染物和水汽易在此积聚,而较小的地面风速不利于污染物的扩散,使得污染物浓度增加,有利于雾-霾天气的发生和加强。

3.6 水汽条件对气溶胶污染形成的作用显著

在重污染期间,东南风和西南风将来自西北太平洋和孟加拉湾的暖湿水汽输送到京津冀地区,并且在京津冀地区呈现出弱的水汽辐合,为气溶胶粒子的吸湿增长提供了充足的水汽条件。在2015年11月27日到

图 4 京津冀冬季平均风速(a)和小风日(b)历年演变曲线

图 5 2013~2017年全国和京津冀地区冷空气情况

12月1日发生的强污染事件中, 偏西风水汽也为霾的发生和持续提供了水汽条件。

重污染过程中京津冀大部分地区的相对湿度可达到70~80%, 相对湿度增加了10~30%(图9)。一方面相

对湿度的增加有利于细气溶胶的吸湿增长, 以及通过运动达到过饱和状态活化为云雾的凝结核; 另一方面, 相对湿度的增加还会加强气溶胶液相和非均相反应的进行, 导致气溶胶的浓度进一步增加。

图 6 自1960年以来北京地区污染-气象条件指数-PLAM、边界层大气垂直温度以及来自贝加尔湖经西北方向影响北京地区的风速变化
改绘自Zhong等(2018a)

表 1 重污染事件

起止时间	持续天数
2014-02-20~02-26	7天
2014-10-07~10-11	5天
2015-11-27~12-01	5天
2015-12-19~12-26	8天
2016-12-16~12-21	6天
2016-12-30~2017-01-07	9天

3.7 2013~2017年PM_{2.5}浓度变化中气象条件影响的定量评估

污染-气象条件指数(PLAM)在较干净天气下其值通常在40以下, 在中国大气气溶胶污染重点地区 PLAM指数值若大于80, 大气水平能见度通常低于10km的几率就很高、其与PM₁₀和PM_{2.5}质量浓度总体呈线性关系, PLAM值为80可视为污染-气象条件的阈

图7 2013年12月以来6次重污染过程期间500hPa位势高度场合成图

阴影为相对于气候平均态(1981~2010年的距平, 单位: gpm)

值(Wang等, 2012, 2013; Zhang等, 2009, 2015). 主要基于PLAM指数并结合气象要素, 对2013~2017年 $PM_{2.5}$ 浓度变化中气象条件作用的分析结果如下.

统计2013~2017年冬季(这里的冬季数据选择当年的1、2、12月, 以便与环保局 $PM_{2.5}$ 分析的方式一致)中国大气污染重点地区PLAM指数超过80所代表的不利气象条件出现天数(表2), 发现2013年京津冀、长三角不利气象条件出现的天数在68~69天, 远大于珠三角的7天, 显示京津冀和长三角地区冬季的气象条件就会对 $PM_{2.5}$ 的增加有更大的影响. 2014年和2015年冬季气象条件较2013年更为不利, 不利气象条件出现天数超过2013年, 并远超2016年和2017年. 且京津冀地区2015年冬季超过2013年的天数在各重点地区中最多,

导致该年12月重污染事件多次出现. 虽然2016和2017年冬季污染-气象条件最好, 但是2016年12月到2017年1月初出现了多次极端不利气象条件并伴随重污染事件发生.

由于中国在冬季容易出现不利甚至极端不利的气象条件, 导致2013年1月、2014年2月、2015年12月、2016年在12月和2017年1月北京及其周边地区的多次持续性重污染过程. 冬季因大气边界层高度本身较其他季节低、层结稳定、污染-气象条件较其他季节转差约40~100%(图10)、易导致重污染形成累积. 而冬季较其他季节又增加了取暖(包括燃煤取暖、烧秸秆取暖)等排放源. 在本身易形成的小风、静风、稳定层结的边界层气象条件下 $PM_{2.5}$ 浓度也会较其他季节仅因

图 8 重污染发生期间850hPa风场异常
单位: m s^{-1}

表 2 2013~2017年冬季在中国大气气溶胶污染重点地区
不利气象条件出现天数(PLAM>80)

区域	2013	2014	2015	2016	2017
京津冀	69	77	82	44	50
长三角	68	68	70	38	39
珠三角	7	6	3	2	2

气象条件转差就会增加约40~100%(Zhang等, 2018).

3.7.1 京津冀地区

京津冀地区2013~2017年污染-气象条件指数逐月、冬季和全年的中值以及各年相对2013年的变幅(仅计算中值超过PLAM阈值的数据)(图11)显示, 冬季污染-气象条件最差, 有些年秋季(特别是深秋)污染-气

象条件也较差. 相较2013年2014、2015年冬季和全年气象条件在5年中较差, 2016年和2017年较好.

2017年同比2013年气象条件在京津冀地区转好约5%, 相当于在此重点地区2017年PM_{2.5}下降的39.6%中, 有5%可归功于来自气象条件转好的贡献. 由于气象条件改善程度明显低于此区域观测到的PM_{2.5}降幅, 显示出“大气十条”实施五年后京津冀地区污染减排仍然发

图9 重污染发生期间整层积分的水汽输送距平场

阴影是水汽输送散度距平场, 单位: 水汽输送 $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$; 水汽输送散度 $10^{-5} \text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$

图10 春、夏、秋三季(分3~10月平均、3~11月平均)与冬季(12月和来年1、2月平均)及每年污染最重月PLAM指数变化对比
改绘自Zhang等(2018)

挥了 $\text{PM}_{2.5}$ 改善的主导作用。

同比2013年, 2017年冬季气象条件在京津冀地区转好幅度更大(约20%), 对此地区冬季大气气溶胶污

染程度改善($\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别下降40.2%)起到了明显的“助推”作用。

在北京冬季持续性重污染期间选择气象条件相同

图 11 京津冀地区2013~2017年逐月、冬季(当年的1、2月和12月平均)和全年PLAM指数分布及中值变化, 以及2014~2017年同比2013年的变幅

图中百分比数字所示, 正值表明气象条件转差, 仅统计PLAM中值超过80阈值的数据

的过程对比, 发现因减排导致的PM_{2.5}下降幅度也逐年增加(图12), 特别是2016年和2017年下降的幅度更为明显, 表明这两年冬季更大力度减排措施的落实对重污染事件的影响非常显著。

3.7.2 长三角地区

此地区污染-气象条件总体稍好于京津冀地区, 其变化也基本与京津冀地区类似, 也是2014、2015年冬季和全年气象条件在5年中较差, 2016和2017年较好

年份	标号	重污染事件(HPEs)	持续时间(d)	PLAM均值	PM _{2.5} 质量浓度均值($\mu\text{g m}^{-3}$)
2013	1	2013-01-06 10:00~2013-01-08 11:00	2	86	170
2015	2	2015-12-05 18:00~2015-12-10 3:00	4.5	97	201
	3	2015-12-18 18:00~2015-12-21 18:00	3	83	167
2016	4	2016-12-10 5:00~2016-12-5 15:00	4.5	99	151
	5	2016-12-09 13:00~2016-12-13 12:00	4	89	127
2017	6	2017-11-30 15:00~2017-12-30 5:00	2.5	86	112
	7	2017-12-26 15:00~2017-12-30 14:00	4	97	123

图 12 北京气象条件相同的重污染事件中PM_{2.5}的变化情况

(图13). 其中2017年同比2013年气象条件在长三角地区转好约7%, 相当于在此重点地区2017年PM_{2.5}下降的34.3%中, 有约7%是来自气象条件转好的贡献. 由于气象条件改善程度明显低于此区域观测到的PM_{2.5}降幅, 显示出“大气十条”实施五年后在长三角地区减排仍然发挥了PM_{2.5}改善的主导作用. 同比2013年2017年冬季气象条件在长三角地区转好约30%, 对此重点地区冬季PM_{2.5}改善(其浓度下降38.3%)起到了明显的“助推”作用.

3.7.3 珠三角地区

该地区污染-气象条件总体远好于京津冀和长三角地区, 且5年来各月PLAM值均低于其阈值(图14). 气象条件在珠三角这样的南方地区对气溶胶污染变化的影响比较弱, PM_{2.5}的变化可视为主要来自污染源排放变化的影响.

3.8 冬季气象条件变化在公众对空气质量变化感受中的作用明显

冬季气象条件较其他季节通常会转差约40~100%

(Zhang等, 2018), 中国大气重污染往往发生在冬季, 冬季气象条件变化在公众空气质量变化感受中的作用明显. 同比2013年2017年冬季气象条件在京津冀和长三角地区分别转好约20%和30%(图11, 13), 对这两个重点地区冬季空气质量改善(PM_{2.5}浓度分别下降40.2%和38.3%)起到了明显的“助推”作用. 京津冀地区2016年冬季(1、2和12月)气象条件较2017年冬季还要转好约14%, 但2017年冬季PM_{2.5}的降幅仍大于2016年, 显示更大力度的各项减排措施在2017年冬季PM_{2.5}下降中发挥了重要作用. 2016年冬季气象条件较好是因其1、2月的气象条件在5年中最好, 但其12月的气象条件同比2013年仍然转差约9%, 在2016年12月北京还出现了两次红色预警的重污染过程, 加上直到2017年1月10日前气象条件也不好, 形成了2016~2017的跨年污染, 严重影响了公众对空气质量改善的感觉.

3.9 不利气象条件在持续性重污染累积到一定程度后还会进一步转差

北京2013年以来所有持续超过3天的重污染事件的分析表明(Zhong等, 2018a, 2017), 在中国现今大气

图 13 长三角地区2013~2017年逐月、冬季(当年的1、2月和12月平均)和全年PLAM指数分布及中值变化, 以及2014~2017年同比2013年的变幅

图中百分比数字所示, 正值表明气象条件转差, 仅统计PLAM中值超过80阈值的数据

气溶胶污染程度仍然居高的情况下, 不利气象条件是重污染形成和累积的必要外部条件, 北京的气溶胶污染形成后通常分两个阶段, 一是前期的南风输送污染

的阶段(TS)(图15), 二是污染累积阶段(CS), 当PM_{2.5}浓度累积到一定程度(通常大于100 $\mu\text{g m}^{-3}$, Zhong等, 2019)气溶胶污染会导致逆温形成和边界层低层相对

图 14 珠三角地区2013–2017年逐月、冬季(当年的1、2月和12月平均)和全年PLAM指数分布及中值变化

湿度增加(Zhang等, 2018; Zhong等, 2017), 使本已静稳的边界层气象条件进一步转差(体现在小风、静风、稳定层结的静稳边界层特征进一步加强, 湍流进一步减弱, 边界层高度下降到污染形成初期的1/3或更低,

使近地层污染物在更小的范围混合), 转差的气象条件反馈作用控制了数小时到十几小时 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度至少增加一倍以上的“爆发性增长”(Zhong等, 2017). 在重污染形成初期的污染输送的TS阶段大幅降低污染, 是消

图 15 北京地区2016年12月至2017年1月10日跨年污染时期边界层气象要素垂直结构及地面PM_{2.5}质量浓度和辐射变化
(a) PM_{2.5}质量浓度; (b) 风向-风速; (c) 温度; (d) 相对湿度; (e) 地面辐射观测

除和减少持续性重污染事件的关键手段。

4 总结

主要通过各种气象因素对PM_{2.5}污染影响的深入分析,发现2013~2017年影响中国重点地区大气气溶胶污染的气象条件年际波动较大,相比2013年、2014年和2015年仅因气象条件不利导致PM_{2.5}年均浓度在京津冀地区上升了13%和8%,在长三角地区上升3%和2%。但在气象条件不利的情况下,2014和2015年实际观测的PM_{2.5}浓度仍有较大幅度下降,显示出污染减排等控制措施取得实质性进展,污染物排放量得到控制;相比2013年、2016年和2017年仅因气象条件有利会导致PM_{2.5}年均浓度在京津冀地区下降9%和5%;在长三角地区下降2%和7%。但2016年和2017年京津冀和长三角地区全年观测到的PM_{2.5}相较2013年下降约29.7%、39.6%和30%、34.3%,降幅远大于气象条件的改善做出的贡献,显示出“大气十条”实施五年后在京津冀和长三角地区减排贡献仍然起到了PM_{2.5}改善

的主导作用。在珠三角地区气象条件对PM_{2.5}的影响较弱,其下降的成效主要来自减排的贡献。

冬季仅因气象条件不利就会导致PM_{2.5}浓度较其他季节上升约40~100%,冬季因增加了取暖因素污染物排放量又有所增加,使中国的大气重污染通常发生在冬季,冬季气象条件变化在公众对大气气溶胶变化的感受中作用明显。同比2013年,2017年冬季气象条件在京津冀转好约20%,对此重点地区冬季PM_{2.5}污染的改善(PM_{2.5}浓度下降40.2%)起到了明显的“助推”作用,即气象条件转好贡献了冬季此地区PM_{2.5}降幅中的约50%。2016年冬季(1、2和12月)气象条件较2017年冬季还要有利,但2017年冬季PM_{2.5}的降幅仍大于2016年,显示更大力度的各项减排措施在2017年冬季PM_{2.5}下降中发挥了重要作用。2016年冬季气象条件较好是因为其1、2月的气象条件在5年中最好,但其12月的气象条件同比2013年仍然转差约9%,在2016年12月北京还出现了两次红色预警的重污染过程,加上直到2017年1月10日前气象条件也不好,形成了2016~2017年的跨年污染,严重影响了公众对PM_{2.5}污染改善的感觉。

中国与大气颗粒物污染密切联系的不利气象条件形成、特别是冬季气象条件的总体不利与气候变暖导致的区域边界层结构趋于稳定有关, 也与中国大气污染重点地区受大地形“背风坡”效应所导致的下沉气流和“弱风效应”影响有关. 2013年以来中国中东部冬季高空大气环流形势总体处于弱高压脊控制下的下沉区、来自西南和东南污染输送通道的水汽输送与来自北方的冷空气汇合, 水汽条件总体上为弱的辐合区, 易形成静稳环流下空气强烈辐合与下沉, 抑制污染物向上扩散与流出. 这是导致中国冬季出现持续性大气污染事件的必要的、外部不利气象条件. 以北京2013年以来所有重污染事件为例的分析表明, 重污染都是在区域出现上述停滞-静稳的不利气象条件下形成的, 污染形成后通常还分两个阶段变化, 一是前期的南风输送污染的阶段, 二是污染不断累积的阶段, 此阶段当 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度积累到一定程度(通常超过 $100\mu\text{g m}^{-3}$)会导致逆温形成和边界层低层相对湿度增加, 使气象条件进一步转差, 加剧不利气象条件与累积到一定程度的 $\text{PM}_{2.5}$ 之间相互促进的“双向反馈”机制, 且发现因污染累积进一步转差的气象条件的反馈作用控制了 $\text{PM}_{2.5}$ 在数小时或十几小时浓度至少翻倍的“爆发性增长”现象.

参考文献

- 高歌. 2008. 1961~2005年中国霾日气候特征及变化分析. 地理学报, 63: 761–768
- 刘苏峡, 邱建秀, 莫兴国. 2009. 华北平原1951年至2006年风速变化特征分析. 资源科学, 31: 1486–1492
- 刘小宁, 张洪政, 李庆祥, 朱燕君. 2005. 我国大雾的气候特征及变化初步解释. 应用气象学报, 16: 220–230
- 任国玉, 郭军, 徐铭志, 初子莹, 张莉, 邹旭凯, 李庆祥, 刘小宁. 2005. 近50年中国地面气候变化基本特征. 气象学报, 63: 948–952
- 任阵海, 苏福庆, 高庆先, 卢士庆, 洪钟祥, 胡非, 张美根, 雷霆. 2005. 边界层内大气排放物形成重污染背景解析. 大气科学, 29: 57–63
- 徐祥德, 王寅钧, 赵天良, 程兴宏, 孟莹莹, 丁国安. 2015. 中国大地形东侧霾空间分布“避风港”效应及其“气候调节”影响下的年代际变异. 科学通报, 60: 1132–1143
- 张人禾, 李强, 张若楠. 2014. 2013年1月中国东部持续性强雾霾天气产生的气象条件分析. 中国科学: 地球科学, 44: 27–36
- 张小曳, 孙俊英, 王亚强, 李卫军, 张蕾, 王伟罡, 权健农, 曹国良, 王继志, 杨元琴, 张养梅. 2013. 我国雾-霾成因及其治理的思考. 科学通报, 58: 1178–1187
- Camalier L, Cox W, Dolwick P. 2007. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmos Environ*, 41: 7127–7137
- Chang L, Xu J, Tie X, Wu J. 2016. Impact of the 2015 El Niño event on winter air quality in china. *Sci Rep*, 6: 34275
- Chen L, Li D, Pryor S C. 2013. Wind speed trends over China: Quantifying the magnitude and assessing causality. *Int J Climatol*, 33: 2579–2590
- Forkel R, Knoche R. 2006. Regional climate change and its impact on photooxidant concentrations in southern germany: Simulations with a coupled regional climate-chemistry model. *J Geophys Res*, 111: D12302
- Guo H, Xu M, Hu Q. 2015. Changes in near-surface wind speed in China: 1969–2005. *Int J Climatol*, 31: 349–358
- Leibensperger E M, Mickley L J, Jacob D J. 2008. Sensitivity of US air quality to mid-latitude cyclone frequency and implications of 1980–2006 climate change. *Atmos Chem Phys Discuss*, 8: 12253–12282
- Li Q, Jacob D J, Park R, Wang Y, Heald C L, Hudman R, Yantosca R M, Martin R V, Evans M. 2005. North american pollution outflow and the trapping of convectively lifted pollution by upper's evel anticyclone. *J Geophys Res Atmos*, 110: 257–266
- Liu H, Jacob D J, Isabelle B, Yantosca R M, Duncan B N, Sachse G W. 2003. Transport pathways for asian pollution outflow over the pacific: Interannual and seasonal variations. *J Geophys Res-Atmos*, 108: 1445–1459
- Liu J, Gao C Y, Ren J, Liang H, Gao Z, Wang L. 2018. Wind resource potential assessment using a long term tower measurement approach: A case study of beijing in China. *J Cleaner Prod*, 174: 917–926
- Mevicar T R, Roderick M L, Donohue R J, Li L T, Van Niel T G, Thomas A, Grieser J, Jhajharia D, Himri Y, Mahowald N M, Mescherskaya A V, Kruger A C, Rehman S, Dinpashoh Y. 2012. Global review and synthesis of trends in observed terrestrial near-surface wind speeds: Implications for evaporation. *J Hydrol*, 416–417: 182–205
- Mickley L J, Jacob D J, Field B D, Rind D. 2004. Effects of future climate change on regional air pollution episodes in the united states. *Geophys Res Lett*, 31: 1026–1029
- Murazaki K, Hess P. 2006. How does climate change contribute to surface ozone change over the united states? *J Geophys Res-Atmos*, 111: 854–871
- Ordóñez C, Mathis H, Furger M, Henne S, Hüglin C, Staehelin J, Prévôt A S H. 2005. Changes of daily surface ozone maxima in switzerland in all seasons from 1992 to 2002 and discussion of summer 2003. *Atmos Chem Phys*, 5: 1187–1203
- Pang X, Mu Y, Lee X, Zhang Y, Xu Z. 2009. Influences of

- characteristic meteorological conditions on atmospheric carbonyls in beijing, China. *Atmos Res*, 93: 913–919
- Peterson T C, Karl T R, Kossin J P, Kunkel K E, Lawrimore J H, McMahon J R, Vose R S, Yin X. 2014. Changes in weather and climate extremes: State of knowledge relevant to air and water quality in the united states. *J Air Waste Manage Association*, 64: 184–197
- Sui K, Wang Z, Yang J, Xie F Y, Zhao Y. 2007. Beijing persistent PM₁₀ pollution and its relationship with general meteorological features. *Res Environ Sci*, 20: 77–82
- Vautard R, Cattiaux J, Yiou P, Thépaut J N, Ciais P. 2010. Northern hemisphere atmospheric stilling partly attributed to an increase in surface roughness. *Nat Geosci*, 3: 756–761
- Wang H J, Chen H P, Liu J. 2015. Arctic sea ice decline intensified haze pollution in eastern China. *Atmos Ocean Sci Lett*, 8: 1–9
- Wang J, Wang Y, Liu H, Yang Y, Zhang X, Li Y, Zhang Y, Deng G. 2013. Diagnostic identification of the impact of meteorological conditions on PM_{2.5} concentrations in Beijing. *Atmos Environ*, 81: 158–165
- Wang J Z, Gong S L, Zhang X Y, Yang Y Q, Hou Q, Zhou C H, Wang Y Q. 2012. A parameterized method for air-quality diagnosis and its applications. *Adv Meteorol*, doi: 10.1155/2012/238589
- 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
- Xu M, Chang C P, Fu C, Qi Y, Robock A, Robinson D, Zhang H M. 2006. Steady decline of east asian monsoon winds, 1969–2000: Evidence from direct ground measurements of wind speed. *J Geophys Res-Atmos*, 111: D24111
- Zhang X Y, Sun J Y, Wang Y Q, Li W J, Zhang Q, Wang W G, Quan J N, Cao G L, Wang J Z, Yang Y Q, Zhang Y M. 2013. Factors contributing to haze and fog in China. *Chin Sci Bull*, 58: 1178
- Zhang X, Zhong J, Wang J, Wang Y, Liu Y. 2018. The interdecadal worsening of weather conditions affecting aerosol pollution in the beijing area in relation to climate warming. *Atmos Chem Phys*, 18: 5991–5999
- Zhang X Y, Wang J Z, Wang Y Q, Liu H L, Sun J Y, Zhang Y M. 2015. Changes in chemical components of aerosol particles in different haze regions in china from 2006 to 2013 and contribution of meteorological factors. *Atmos Chem Phys*, 15: 12935–12952
- Zhang X Y, Wang Y Q, Lin W L, Zhang Y M, Zhang X C, Gong S, Zhao P, Yang Y Q, Wang J Z, Hou Q, Zhang X L, Che H Z, Guo J P, Li Y. 2009. Changes of atmospheric composition and optical properties over Beijing—2008 Olympic Monitoring Campaign. *Bull Amer Meteorol Soc*, 90: 1633–1652
- Zhong J, Zhang X, Dong Y, Wang Y, Liu C, Wang J, Zhang Y, Che H. 2018a. Feedback effects of boundary-layer meteorological factors on cumulative explosive growth of PM_{2.5} during winter heavy pollution episodes in Beijing from 2013 to 2016. *Atmos Chem Phys*, 18: 247–258
- Zhong J, Zhang X, Wang Y, Liu C, Dong Y. 2018b. Heavy aerosol pollution episodes in winter beijing enhanced by radiative cooling effects of aerosols. *Atmos Res*, 209: 59–64
- Zhong J, Zhang X, Wang Y, Sun J, Zhang Y, Wang J, Tan K, Shen X, Che H, Zhang L, Zhang Z, Qi X, Zhao H, Ren S, Li Y. 2017. Relative contributions of boundary-layer meteorological factors to the explosive growth of PM_{2.5} during the red-alert heavy pollution episodes in Beijing in December 2016. *J Meteorol Res*, 31: 809–819
- Zhong J, Zhang X, Wang Y. 2019. Reflections on the threshold for PM_{2.5} explosive growth in the cumulative stage of winter heavy aerosol pollution episodes (HPEs) in Beijing. *Tellus B*, 71: 1445379
- Zhu W, Xu X, Zheng J, Yan P, Wang Y, Cai W. 2018. The characteristics of abnormal wintertime pollution events in the Jing-Jin-Ji Region and its relationships with meteorological factors. *Sci Total Environ*, 626: 887–898

(责任编辑: 王体健)