

长江三角洲西部地区 PM_{2.5} 输送 轨迹分类研究*

周述学^{1,2} 王兴³ 弓中强⁴ 石春娥^{1,2}

ZHOU Shuxue^{1,2} WANG Xing³ GONG Zhongqiang⁴ SHI Chune^{1,2}

1. 安徽省气象科学研究所,安徽省大气科学与卫星遥感重点实验室,合肥,230031
2. 寿县国家气候观象台,寿县,232200
3. 合肥市气象局,合肥,230000
4. 安徽省气象台,合肥,230031

1. *Anhui Institute of Meteorological Sciences, Key Laboratory for Atmospheric Sciences and Remote Sensing of Anhui Province, Hefei 230031, China*
2. *Shouxian National Climatology Observatory, Shouxian 232200, China*
3. *Hefei Meteorological Bureau, Hefei 230041, China*
4. *Anhui Meteorological Observatory, Hefei 230031, China*

2017-03-02 收稿,2017-05-27 改回.

周述学,王兴,弓中强,石春娥. 2017. 长江三角洲西部地区 PM_{2.5} 输送轨迹分类研究. 气象学报, 75(6):996-1010

Zhou Shuxue, Wang Xing, Gong Zhongqiang, Shi Chune. 2017. Transport patterns of PM_{2.5} in the western Yangtze River Delta district, China. *Acta Meteorologica Sinica*, 75(6):996-1010

Abstract The variations of daily PM_{2.5} concentration in the two capital cities (Hefei and Nanjing) in western Yangtze River Delta district are highly correlated. To investigate the impact of transport pattern on PM_{2.5} concentration in this area, the cluster analysis was used to categorize the daily 72 h back trajectories of Hefei at 100 m above ground level (AGL), which represents near surface, and 1000 m AGL, which represents the mid-high level of the boundary layer, on days with rainfall lower than 10 mm during 3 a period from 2013 to 2015. The back trajectories were divided into seven groups at 100 m and six groups at 1000 m. The relationship between PM_{2.5} concentration and the transport pattern was studied based on the results of cluster analysis in combination with daily averages of PM_{2.5} concentration, horizontal visibility, surface wind speed and relative humidity at ground level. The results are as follows: (1) The statistical results of PM_{2.5} concentration, visibility, wind speed, and relative humidity in different clusters were evidently different at both 100 and 1000 m levels. (2) At 100 m, the highest cluster-mean PM_{2.5} concentration, which was almost double of the lowest value, the severe PM_{2.5} pollution (daily mean PM_{2.5} concentration >150 μg/m³) and the lowest daily average visibility were found in the cluster with the shortest cluster-mean trajectory mainly coming from the east. More than 60% of total severe pollution days fell within this cluster, which accounted for about 30% of total days (the biggest percentage among all clusters). The air mass in this cluster moved to the studied area with very weak descending motions during the past 72 h, especially in those severe pollution days, the averaged descending height was only 28 m. The second highest daily mean PM_{2.5} concentration and the number of severe PM_{2.5} pollution days fell within the cluster with short trajectories from the northwest. The trajectories in this cluster accounted for 14% of the total. In this

* 资助课题:安徽省自然科学基金(1608085MD84)、华东区域气象科技协同创新基金(QYHZ201401)、公益性行业(气象)科研专项(GYHY201206011)。

作者简介:周述学,主要从事大气物理与大气环境研究。E-mail: 25x@163.com

通讯作者:石春娥,主要从事环境气象研究。E-mail: shichune@sina.com

cluster, the air mass moved to the studied area with evident downward motion, indicating that the long-range transport of pollutants intensified local PM_{2.5} pollution. According to daily changes in PM_{2.5} concentration, the above two clusters usually corresponded to increasing daily average PM_{2.5} concentration. The two clusters with the lowest cluster-mean PM_{2.5} concentration had long trajectories from the northeast and southwest, which accounted for 6.4% and 10.3% of the total. They corresponded to decreasing daily average PM_{2.5} concentrations. (3) The results of statistics with clustering of trajectories at 1000 m were similar to those at 100 m. However, the differences in PM_{2.5} concentration among clusters were smaller than those at 100 m, and different from those for PM₁₀ at the beginning of the 2000s. (4) The back trajectories on 84 severe PM_{2.5} pollution days during 2013–2015 were divided into seven groups by cluster analysis at 100 m and six groups at 1000 m. The distributions of sea level pressure and geo-potential height, which were conducive to the accumulation of fine particles in the western Yangtze River Delta, were obtained by composite analysis. At 100 m, around 92% of trajectories of severe PM_{2.5} pollution days were quite short, corresponding to slow moving weather systems. In vertical direction, those trajectories were below 950 hPa during the past 48 h, indicating that the transport mainly occurred in the near surface layer without evident upward or downward motions. Correspondingly, the sea-level pressure was homogeneous from North China to East China. At 1000 m, around 77% of severe pollution days belonged to short trajectory groups, while the broad region from Northwest China (Xinjiang) to Southeast China was controlled by high pressure systems at 850 hPa, and Anhui is located in the bottom of high pressure system or between two high systems. The results may be helpful for the forecast of PM_{2.5} pollution.

Key words Western of Yangtze River Delta, Back trajectory, Cluster analysis, Weather pattern, PM_{2.5}

摘要 长三角4个省会(直辖市)城市(上海、南京、合肥、杭州)中,合肥与南京的PM_{2.5}浓度演变有较高的一致性。应用聚类分析的方法对2013—2015年合肥非降水日(日降水量低于10 mm)100 m高度(代表近地层)和1000 m高度(代表边界层中上部)的72 h后向轨迹进行分类,结合合肥2013—2015年PM_{2.5}日均浓度资料,探讨近地层和边界层中上部输送轨迹与长三角西部PM_{2.5}浓度的关系。近地层和边界层中上部分别得到7组和6组不同的后向轨迹;不同输送轨迹对应的PM_{2.5}浓度、重污染(重度以上污染,PM_{2.5}日均浓度大于150 μg/m³)天数、能见度、地面风速、相对湿度等都有显著不同,尤其是在近地层。100 m高度,平均长度最短、来向偏东的轨迹组对应的PM_{2.5}浓度均值最高(约是组内均值最低值的2倍)、重污染天数最多,且占比最高(30%),重污染日对应的气流在过去72 h下降高度均值仅28 m,明显低于其他PM_{2.5}污染等级日;来向偏西北、长度较短的轨迹组,PM_{2.5}浓度均值和重污染天数为第2高,这一类轨迹占比14%,气流到达本地前存在明显的下沉运动,反映了远距离输送加剧本地PM_{2.5}重污染的特征。这两类轨迹常对应PM_{2.5}日均浓度的上升。PM_{2.5}平均浓度最低的2个轨迹组分别是来自东北和西南的较长轨迹组,所占比例分别为6.4%和10.3%,这2类轨迹往往对应着PM_{2.5}日均浓度下降。1000 m高度的结果与100 m高度结果类似,但PM_{2.5}平均浓度的组间差异不及100 m高度,与2001—2005年PM₁₀浓度与输送轨迹的关系不同。对3 a中84个重污染日两个高度的后向轨迹进行聚类,近地层和边界层中上部各得到7类和6类PM_{2.5}重污染日的天气形势。近地层92%的重污染日对应的海平面气压形势场上,从华北到华东属于均压区,气压梯度小,轨迹来向以偏东到偏北方向为主,垂直方向延伸高度在950 hPa以下。1000 m高度,77%的重污染日属于相对较短的轨迹组,对应的850 hPa高度场特征为从中国西北(新疆)到东南受高压控制,长三角或位于高压底部,或位于两高压之间的均压区。这对PM_{2.5}浓度预报有较好的指示意义。

关键词 长三角西部, 后向轨迹, 聚类分析, 天气形势, PM_{2.5}浓度

中图法分类号 P434⁺4

1 引言

PM_{2.5}是大气中空气动力学直径≤2.5 μm的细颗粒物的简称,是大气复合污染最重要的特征污染物之一(朱彤等,2010),常用质量浓度表示,能荷载大量污染物和病菌,可直接进入肺部,严重危害人体健康(吴兑,2013),是造成中国霾天气增多的首要污染物(张小曳等,2013)。鉴于PM_{2.5}对人体健康的

危害,中国环境保护部在2012年版的环境空气质量标准(GB3095-2012)(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局等,2016)和“环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)”(HJ633-2012)(环境保护部,2016)中均增加了对PM_{2.5}浓度的有关限值,使用的是PM_{2.5}浓度24 h平均值。2013年,环境保护部在74个重点城市开始PM_{2.5}的在线监测,并在网上实时发布监测结果。现今,PM_{2.5}已成为中国大部

分城市的首要污染物,如统计显示 2013—2015 年合肥市大气重污染日的首要污染物均为 $PM_{2.5}$ (石春娥等,2017)。

尽管中国环境部门 2013 年才开始 $PM_{2.5}$ 浓度的业务化监测,实际上,中外很多科学家早就围绕大气气溶胶,从不同角度开展了大量研究,其中包括 $PM_{2.5}$,如关于其对人体健康的危害(Tie, et al, 2009)、对能见度和霾天气的影响(吴兑等,2012;吴兑,2013)、物理化学特征(石春娥等,2016)、辐射特征(Tao, et al, 2012; Wang, et al, 2014)、来源和形成机理(Wang, et al, 2005;王跃思等,2014;Pan, et al, 2016a, 2016b; Cheng, et al, 2015)及其与气象条件的相互作用。这些研究结果不仅加深了人们对 $PM_{2.5}$ 对人体健康(Tie, et al, 2009)和天气、气候(Rosenfeld, et al, 2008; Ding, et al, 2013)等方面的影响的认识,也了解到气象条件在 $PM_{2.5}$ 高浓度形成过程中的重要作用(张人禾等,2014;王自发等,2014)。如 Tie 等(2009)研究发现,广州霾显著增加后 7—8 a,肺癌死亡率明显升高;最新研究表明,霾天 $PM_{2.5}$ 中硝酸根、铵根和硫酸根离子浓度显著高于晴天(石春娥等,2016a),而霾天气溶胶中的高浓度铵盐可能来源于化石燃料的燃烧,铵盐和高湿在霾天气溶胶形成中发挥着重要作用(Pan, et al, 2016a, 2016b; Cheng, et al, 2015);有研究(Wang, et al, 2016)指出,在高湿、有高浓度 NH_3 存在的条件下, NO_2 可以促进 SO_2 向硫酸盐的转化。张人禾等(2014)的研究表明,2013 年 1 月中国中东部地区持续性强雾、霾天气演变过程中,气象因子可解释超过 2/3 的霾天气逐日变化的方差。即使是在静风稳定天气条件下形成的 $PM_{2.5}$ 污染,区域输送的作用仍然很显著(王自发等,2014)。对一些 $PM_{2.5}$ 重污染个例的数值模拟表明,高浓度 $PM_{2.5}$ 形成过程中本地排放和区域输送均有重要作用(郑海涛等,2016;陈云波等,2016;常炉予等,2016)。

高浓度 $PM_{2.5}$ 形成的内因是污染排放,外因是气象条件,包括局地气象条件(如湿度、风速)和区域尺度到大尺度输送条件,也就是说, $PM_{2.5}$ 浓度演变与天气形势密切相关。在某些天气形势下,颗粒物可以随气流通过远距离输送影响下游地区的 $PM_{2.5}$ 浓度水平(Liu, et al, 2014)。如 Barmpadimos 等(2012)研究表明,偏东风会导致欧洲国家 $PM_{2.5}$ 污染事件;Kulkarni 等(2015)和 Kim 等(2016)的研究

显示中亚和东亚都存在一定的 $PM_{2.5}$ 输送通道。因此,在假定污染源无大幅度变化的情况下,通过预测天气形势有助于准确预报 $PM_{2.5}$ 污染程度和演变趋势。中国幅员辽阔,南北、东西跨度大,各地自然条件、工农业布局不同,各种大气污染源分布极不均匀,如不同学者得到的东亚排放源分布都表明中国华北是 SO_2 、 NO_x 等大气污染物的排放高值区(Zhang, et al, 2009;曹国良等,2011)。污染源强度的非均匀性决定了不同的天气形势在不同地区产生的污染物浓度输送效果不同。因此,针对不同地区高浓度 $PM_{2.5}$ 形成的天气形势必须专门研究。

合肥位于安徽省中部,长江三角洲地区西部。2000 年之后,霾日数上升迅速(张浩等,2010;邓学良等,2015;石春娥等,2016b),属于 $PM_{2.5}$ 污染较重的区域(李名升等,2016)。受地理位置及季风气候的影响,合肥的大气气溶胶来源复杂,不仅与本地工农业活动有关,还与周边省份大气污染物输送密切相关(杨元建等,2013;石春娥等,2014, 2016b),甚至新疆、内蒙古等西北地区的沙尘暴活动对合肥的 PM_{10} 浓度也具有显著的影响(石春娥等,2008a)。Yin 等(2014)的研究表明,安徽的硫酸盐和硝酸盐气溶胶不仅来源于本地排放,还来源于华北、华中和华东的输送。虽然 $PM_{2.5}$ 是 PM_{10} 的重要组成部分,但目前并没有系统研究过合肥 $PM_{2.5}$ 受输送条件的影响。已有的研究表明,合肥的 PM_{10} 浓度演变与长江三角洲地区另外 3 个省会(直辖市)城市(南京、上海、杭州)的 PM_{10} 浓度演变有着很高的一致性,根据 2014—2015 年的逐日资料,计算得到合肥与南京、杭州的 $PM_{2.5}$ 日均浓度的相关系数分别为 0.88 和 0.80。鉴于拥有合肥 2013—2015 年比较完整的 $PM_{2.5}$ 浓度监测资料,本研究应用后向轨迹分析-聚类分析-统计分析的方法,结合合肥市逐日 $PM_{2.5}$ 浓度观测资料研究不同输送形势与合肥地区 $PM_{2.5}$ 浓度的关系,从而可以定性地了解长江三角洲西部 $PM_{2.5}$ 的输送特征,对该地区 $PM_{2.5}$ 污染治理及浓度预报有较好的参考价值。

2 资料来源与研究方法

2.1 资料来源

$PM_{2.5}$ 浓度数据来自中国国家环境保护部网站公布的监测数据(<http://datacenter.mep.gov.cn/>)。合肥市环保局在合肥市市区和郊区共设有

10 个监测站,自 2013 年 1 月开始实时监测并发布包括 PM_{2.5} 在内的 6 种大气污染物浓度数据,其中,董铺水库站为清洁对照点,位于合肥市西北郊董铺水库中的董铺岛上,本研究用于统计的 PM_{2.5} 日均浓度为市内 9 个站的平均。研究时段为 2013 年 1 月—2015 年 12 月。城市日均浓度计算方法参考“环境空气质量标准”(GB3095-2012)(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局等,2016),2013—2015 年每年的有效天数均超过 324 d(石春娥等,2017)。

用于计算轨迹的格点资料为美国国家海洋和大气管理局(NOAA)GDAS1(global data assimilation system,分辨率:水平 1°×1°,垂直方向从地面到 20 hPa 分为 23 层,逐 3 h 一次)。用于制作天气形势图的资料为中国气象局 MICAPS 系统的分析场。

地面气象资料来自安徽省气象信息中心。

2.2 研究方法

轨迹分析法常和聚类分析法一起用来研究输送条件对一个地区大气污染的影响(Merrill, et al, 2004)。石春娥等曾经用轨迹分析、聚类分析与统计分析相结合的方法研究输送条件对合肥 PM₁₀ 浓度(石春娥等,2008a)、安徽的气溶胶光学厚度(Deng, et al, 2013)、黄山降水化学(Shi, et al, 2014)和安徽的霾(张浩等,2010;石春娥等,2014)等的影响,取得较好的效果。

本研究采用的分析方法包括轨迹分析、聚类分析、统计分析与合成分析。考虑到大气污染物主要集中在混合层内,一般认为污染物的输送主要发生在边界层内,以往的研究常把轨迹起始点高度设在 1000 m 左右,对应着边界层的中上部(石春娥等,2008a),近年来的一些研究表明,中国东部地区发生区域性重污染时,污染物的输送主要发生在近地层(石春娥等,2014;张人禾等,2014)。因此,本研究在计算后向轨迹时起始高度分别取 100 和 1000 m,以探讨近地层和边界层中上部输送条件对地面 PM_{2.5} 浓度的影响。

首先,用 HYSPLIT4 轨迹模式(Draxler, et al, 1997)计算 2013 年 1 月 1 日到 2015 年 12 月 31 日逐日 72 h 后向轨迹,轨迹的开始时间接近于日均浓度计算的中间时间——北京时间 14 时。然后用聚类分析的方法对日降水量在 10 mm 以下的样本(共计 964 个有效样本,PM_{2.5} 重污染样本 84 个)进行聚类。聚类分析根据“组间差异极大,组内差异极小”

的原则对轨迹分类,根据组内所有轨迹与其所在组内平均轨迹之间的均方根偏差之和增加不超过 5% 的原则选取分组数目。具体方法详见石春娥等(2008a)、Dorling 等(1992)。第 2 步,对每一组内轨迹所对应的 PM_{2.5} 浓度等进行统计分析,统计的要素包括 PM_{2.5} 日均浓度和日增量(当天与前一天的平均浓度差值)、能见度、相对湿度、风速等,统计量包括平均值、中位值、标准偏差、最大值、最小值等。

为得到 PM_{2.5} 重污染(即重度以上污染,包括重度和严重两个等级)日的输送形势,对 84 个重污染日的轨迹进行分类,并给出各组内重污染日合成的海平面气压场和 850 hPa 高度场。

3 合肥与长三角省会(直辖市)城市 PM_{2.5} 浓度演变的一致性特征

用最小二乘法计算了长三角地区 4 个省会(直辖市)城市(上海、南京、合肥、杭州)2014—2015 年 PM_{2.5} 日均浓度的相关系数(表 1),样本数均大于 670。由表可见,4 个城市中,合肥与南京的 PM_{2.5} 浓度相关最强,其次是南京与杭州,合肥与杭州的相关系数也达到 0.8,仅上海与其他 3 市的相关略差,但也达到 99% 的置信水平。这与 4 个城市 PM₁₀ 浓度的相关类似(石春娥等,2008b)。相关性的结果反映了 4 个城市地理位置上的差异,如合肥和南京空间距离相对较近,且都属于内陆城市,上海和杭州为临海城市。

表 1 2014—2015 年合肥、上海、南京和杭州市 PM_{2.5} 日均浓度的相关系数

Table 1 Correlation coefficients of daily mean PM_{2.5} from 2014 to 2015 between cities of Hefei, Nanjing, Shanghai and Hangzhou

	合肥市	南京市	上海市	杭州市
合肥市	1			
南京市	0.88	1		
上海市	0.54	0.67	1	
杭州市	0.80	0.83	0.64	1

4 不同高度输送轨迹对合肥 PM_{2.5} 浓度的影响

4.1 100 和 1000 m 高度的轨迹分组结果及平均轨迹分布

去掉占比不超过 0.5% 的轨迹组,100 和 1000 m

高度的所有轨迹分别分为7和6组。各组平均轨迹的水平分量分布见图1,轨迹水平分量经过的路线和方向表示气团在到达本地以前所经过的地区,其长短反映气团移动的快慢,长的轨迹对应快速移动的气团,短的轨迹表示移动缓慢或者在本地打转的气团。各组对应的日均PM_{2.5}浓度统计特征见图2,能见度、风速、相对湿度的均值,以及各组重污染出现天数等统计结果见表2。由图1a可见,100 m高度的7组中有6组分别来自3个不同的主要来向,分别为偏东(E)、偏东北(NE)和偏西北(NW),每个来向有长短两组。图1b中,第1、6组和第2、5组分别来向接近,长度不同。因此,表2中组号后用英文字母给出了各组轨迹的主要来向,并用下标L、S分别表示同一来向的长、短轨迹,本节为描述方便用表

2中的组号表示方法来指代各轨迹组,图2—5的横坐标(G1—G7)对应着图1中各组序号。

由图1和表2可见,不同轨迹组的来向或者长度存在显著差异,各组轨迹对应的PM_{2.5}浓度达到轻度以上污染的比例、PM_{2.5}重污染天数、能见度和风速等都有显著差异,尤其是PM_{2.5}重污染天数和出现PM_{2.5}污染的百分比。如100 m高度,有2组轻度以上污染比例接近或超过60%,一组来向偏东(G1-E_s),一组来向偏西北(G6-NW_s),重污染天气也主要出现在这2组,这两组出现PM_{2.5}污染的百分比分别为63%和58%,而来向为南方的第5组(G5-S)和东北长轨迹(G2-NE_L)对应的PM_{2.5}污染的百分比不到20%。1000 m高度的东北来向的短轨迹(G6-N_s)和西北来向的短轨迹(G5-NW_s)

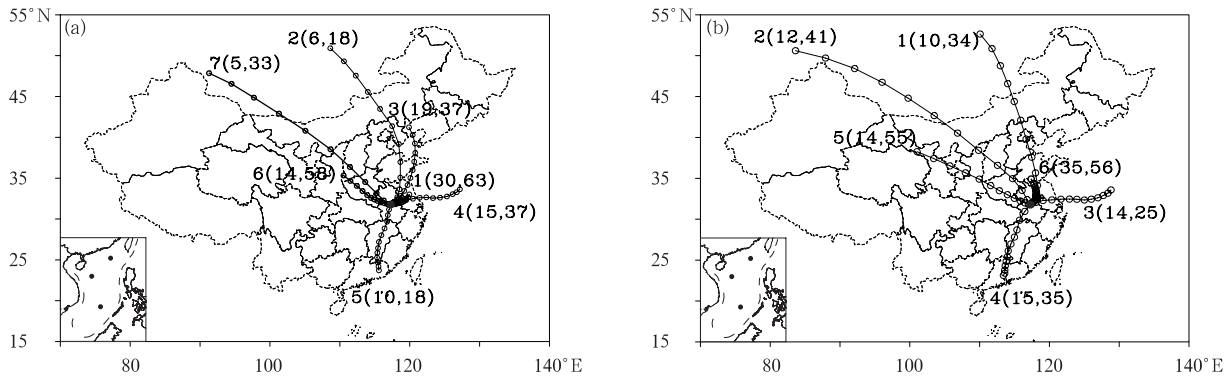


图1 2013—2015年14时非降水日100 (a)和1000 (b) m高度后向轨迹聚类后各组轨迹的平均轨迹分布 (括号外的数字为分组序号,括号内左边数字为该组轨迹占总轨迹数的百分比,右边数字为该组轨迹中PM_{2.5}达轻度以上污染天数的百分比,轨迹上空心圆表示6 h间隔,下同)

Fig. 1 Distributions of cluster-mean back trajectories: (a)100 m, (b)1000 m AGL

(the number out of the parentheses at the end of each trajectory denotes the group number; The number inside the parentheses at the end of each trajectory denotes the percentage of trajectories in this group (left number) in all trajectories and the percentage of polluted days in all days in the group (right number), the circles in trajectories denote time interval 6 h, same as after)

表2 合肥市2013—2015年100、1000 m高度各类轨迹对应的能见度、相对湿度、风速的统计特征

Table 2 Cluster means of ground level visibility, relative humidity and wind speed

100 m					1000 m				
组号-主要来向	重污染天数(d)	平均能见度(km)	平均风速(m/s)	相对湿度(%)	组号-主要来向	重污染天数(d)	平均能见度(km)	平均风速(m/s)	平均相对湿度(%)
G1-E _s	52	6.8	1.7	75.5	G1-N _L	5	10.3	2.1	62.8
G2-NE _L	0	10.8	2.4	63.6	G2-NW _L	3	9.7	2.0	63.3
G3-NE _s	10	8.0	2.0	75.1	G3-E	1	8.6	2.1	79.9
G4-E _L	5	8.0	2.1	79.7	G4-SW	8	9.4	2.3	76.0
G5-S	1	11.2	2.5	73.5	G5-NW _s	15	7.6	1.8	72.1
G6-NW _s	14	8.0	1.8	68.7	G6-N _s	51	6.8	1.7	76.9
G7-NW _L	1	10.6	2.0	61.3					

对应的 PM_{2.5} 污染的百分比分别为 56%、55%，重污染主要出现在这两组，而来向偏东的第 3 组 (G3-E) 对应的 PM_{2.5} 污染的百分比为 25%。不同来向轨迹对应的 PM_{2.5} 污染的百分比和重污染天数的差异说明输送条件对该地区 PM_{2.5} 污染有重要影响，或者输送轨迹对 PM_{2.5} 污染程度有非常好的指示意义。各组气象要素统计结果与图 1 中轨迹长度有较好的一致性，如轨迹越短，意味着气团移动慢，对应的地面风速低，有利于污染物的累积，能见度下降，反之，气团移动快、地面风速高，有利于污染物的扩散，能见度上升。

4.2 不同输送条件对应的 PM_{2.5} 浓度的统计特征

由图 2a 可见，不同来向的轨迹组、或者来向近似但长度不同的轨迹组，所对应的 PM_{2.5} 平均浓度、

浓度范围等都会有显著差异。

4.2.1 100 m 高度

100 m 高度 (图 2a)，各组浓度最低值都在 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下，但最大值有较大差异，除了第 2 组，都有重污染出现。各组 PM_{2.5} 浓度均值按大小顺序排列为 G1-E_s > G6-NW_s > G3-NE_s > G7-NW_L > G4-E_L > G2-NE_L > G5-S，中位值的排序与均值基本一致，差别在于第 7、4 组交换顺序。均值浓度最高的 3 组属于 3 个不同来向的短轨迹组，同一来向，轨迹短对应的 PM_{2.5} 浓度高。浓度最高的均值约是最低均值的 2 倍。下面根据 PM_{2.5} 浓度分布特征把这 7 组分最高 (G1-E_s、G6-NW_s)、最低 (G5-S、G2-NE_L) 和居中 (G3-NE_s、G7-NW_L、G4-E_L) 3 类，解析浓度与输送条件的关系。

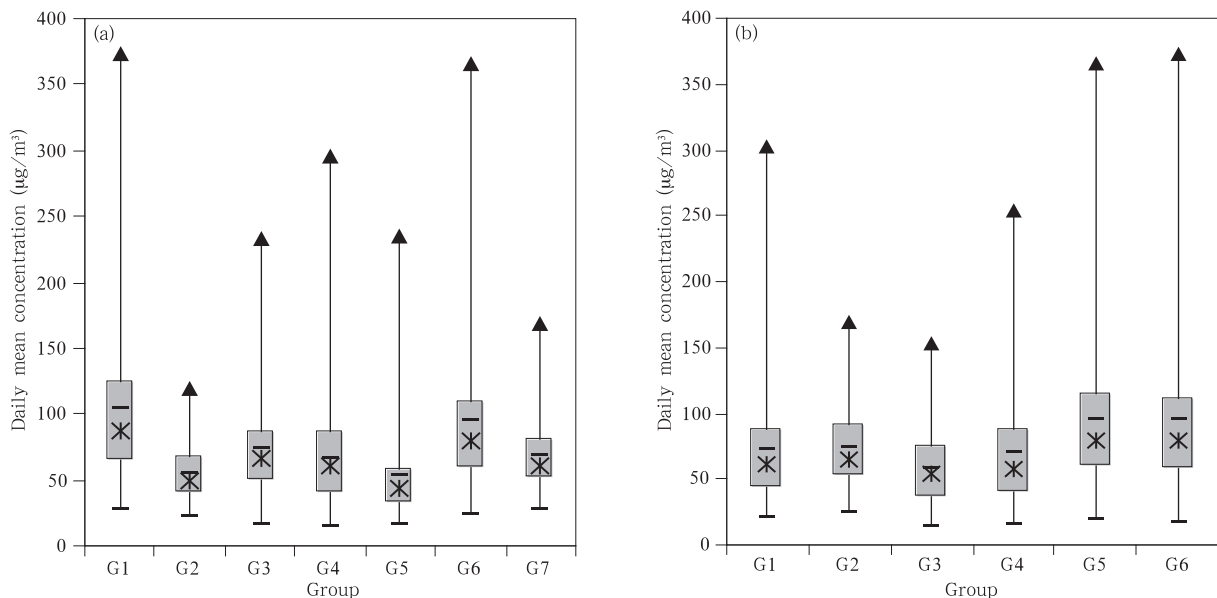


图 2 各轨迹组对应的 PM_{2.5} 日均浓度统计特征 (a) 100 m、(b) 1000 m

(长方形的上下边分别表示第三(75%)和第一(25%)四分位值，长方形中的星号表示中位值，长方形中的横线表示均值，长方形上下线端的三角形和横线分别表示最大值和最小值，下同)

Fig. 2 Statistics of daily mean PM_{2.5} concentration by trajectory clusters (a) 100 m, (b) 1000 m

(the solid triangle ▲: maximum; the lower —: minimum; — within the rectangles: mean; * within the rectangles: median; the upper and lower borders of the rectangles: the 25th and 75th, same hereafter)

PM_{2.5} 浓度均值排名第 1、2 的 G1-E_s 组和 G6-NW_s 组重污染天数也是第 1、第 2，分别占重污染总天数的 62% 和 17%；这 2 组轨迹对应的中位值和均值都大于 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (轻度污染的限值)，说明这两组轨迹对应的天气有超过 50% 的几率出现 PM_{2.5} 轻度以上污染。G1-E_s 主要是由经过安徽、山东及长三

角地区的轨迹组成，组内轨迹都比较短，说明气团移动较慢，对应地，地面平均风速最低，安徽在内的东部地区气压梯度小 (图略)，相对湿度为第 2 高 (75.5%)，说明这一组属于“静稳、高湿的气团”。G6-NW_s 中轨迹主要来自偏西北方向，相对湿度各组中偏低，在过去 72 h，主要经过安徽、河南、湖北、

山东、山西,对应的海平面气压场上,东部地区气压梯度小,经天气图主观分析判断为安徽位于槽前弱高压区,说明这一组属于“静稳气团”。根据已有文献,河南、华北、长三角均是中国各类大气污染物源排放高值区(Zhang, et al,2009;曹国良等,2011),因此,这两类天气形势既有利于合肥本地污染物的累积,又有利于长三角和华北的高浓度污染物向本

地的汇集,容易形成高浓度 $PM_{2.5}$ 污染。图 3a 表明,这两类输送条件往往对应着合肥的 $PM_{2.5}$ 浓度上升,日增量的中位值分别为 10 和 $5 \mu g/m^3$ 。说明这两类输送条件易导致合肥出现高浓度 $PM_{2.5}$ 污染,这两类轨迹出现次数占比之和达 44%,因此,从污染输送的角度,长三角西部处于很不利的地理位置。

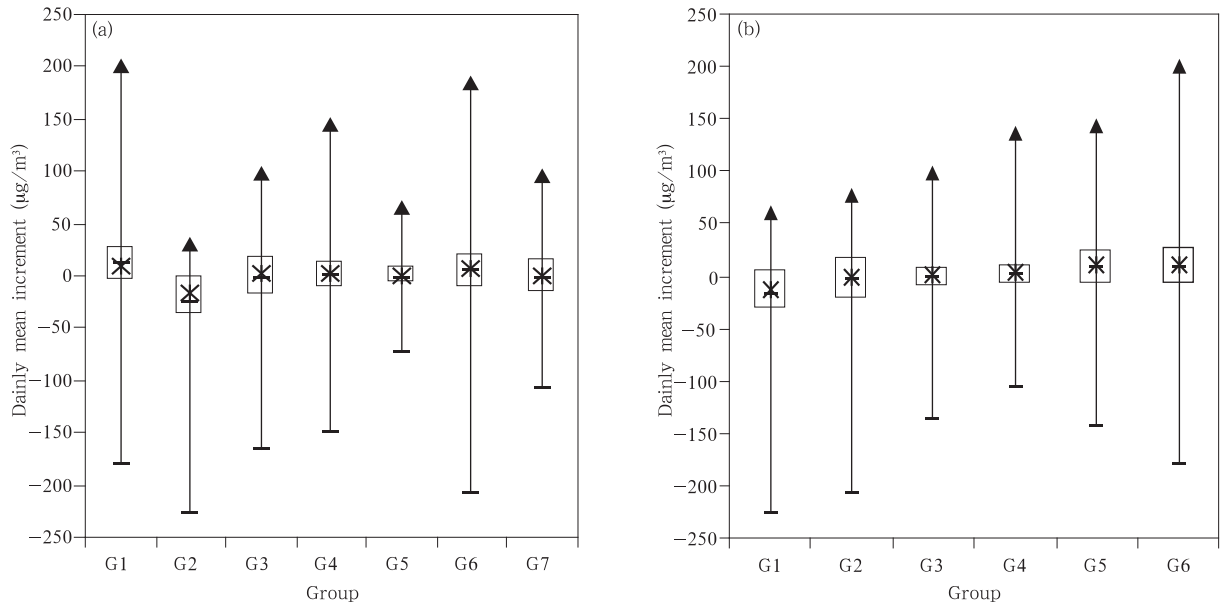


图 3 对应 100(a)和 1000(b) m 轨迹组的 $PM_{2.5}$ 浓度增量变化范围

(与前一天相减,日均值)

Fig. 3 Statistics of daily $PM_{2.5}$ increment by trajectory clusters (a) 100 m, (b) 1000 m

$PM_{2.5}$ 浓度最低的两组(G5-S、G2-NE_L)均值和中位值都接近,均值约是 G1-E_S 组的一半,仅出现 1 次 $PM_{2.5}$ 重污染,第三四分位值均低于 $75 \mu g/m^3$,说明这 2 组 75% 以上的样本不属于 $PM_{2.5}$ 污染日。这两组轨迹总体较长,G5-S 轨迹主要来自华南,过去 72 h 路径经各类污染物源排放相对较低的区域,对应着移动较快的气团,组内平均风速最高,对应的能见度最高。海平面气压图上中国东南部等压线较密。图 3a 表明,这一类输送条件也有近过半的几率对应着 $PM_{2.5}$ 浓度上升(中位值略大于 0),但升降幅度不大。这一类轨迹占比 10.3%。G2-NE_L 组过去 72 h 路径经东北、华北及山东省,有污染物源排放高值区,与东北短轨迹(G3-NE_S)相比,路径略偏西,但这一组轨迹相对较长,最远能伸到蒙古国,说明对应着移动较快的气团,组内平均风速较高,不利于污染物的累积,这一组对应的能见度较高,相对湿度偏低

(63%),未见重污染天气,海平面气压图上,安徽位于高压前部,且华东到东海洋面上等压线较密。图 3a 表明,这一类输送条件(天气形势)超过 75% 的样本对应着合肥的 $PM_{2.5}$ 浓度下降。但这一类轨迹占比仅 6.4%。

$PM_{2.5}$ 浓度居中的 3 组(G3-NE_S、G7-NW_L、G4-E_L)对应的浓度均值差别不大,均值和中位值均低于 $75 \mu g/m^3$,说明出现 $PM_{2.5}$ 污染的几率不到 50%。G3-NE_S 轨迹平均轨迹南北跨 10 个纬距,超过 G5-S,但对应的 $PM_{2.5}$ 浓度为第 3 高,且有 10 次重污染(占总数的 12%),该组轨迹主要来自偏北方向,来向相对集中,在过去 72 h 主要经过安徽、河南、山东及长三角、华北,最远可到东北,地面平均风速 2.0 m/s ,各组中居中(表 2),对应的海平面气压场上东部地区气压梯度小(图略)。这一类输送条件虽然天气形势不算静稳,但这一类轨迹到达合肥之

前所经过的地区属于各类大气污染物排放高值区,同时风速并不是很大,有利于将华北和长三角的高浓度污染物向本地的输送、汇集,容易形成高浓度 PM_{2.5} 污染。图 3a 表明,这一类输送条件中有过半的几率对应着合肥的 PM_{2.5} 浓度上升(中位值大于 0),这一类轨迹出现次数占比 19%,仅次于 G1-E_s。G7-NW_L、G4-E_L 都是起始于源排放较低的区域,但在到达合肥之前都经历了源排放较高的区域,区别在于,G7-NW_L 来自干旱的内陆地区,G4-E_L 来自湿润的洋面。相应地,相对湿度分别为各组中最低和最高,两组的 PM_{2.5} 浓度较接近,但两组的能见度差异显著,来自洋面的轨迹对应的能见度比来自内陆的轨迹对应的能见度低 2 km,这与相对湿度有关。

4.2.2 1000 m 高度

与 100 m 高度类似,1000 m 高度各组浓度最低值都在 30 μg/m³ 以下,最大值有较大差异,但都大于 150 μg/m³(图 2b)。各组 PM_{2.5} 浓度均值按大小顺序排列为 G6-N_s > G5-NW_s > G2-NW_L > G1-N_L > G4-SW > G3-E,中位值排序与均值基本一致。与 100 m 高度一样,均值浓度最高的两组属于两个不同来向的短轨迹组,同一来向(如 NW 和 N),轨迹越短对应的 PM_{2.5} 浓度越高。西北来向轨迹的这种关系与 2001—2005 年 PM₁₀ 浓度与 1000 m 高度轨迹长短的关系不同,这说明 PM_{2.5} 与 PM₁₀ 的主要来源不同。

1000 m 高度各组轨迹对应的地面 PM_{2.5} 日均浓度存在明显差异,但差异程度不及 100 m 高度各组差别大,说明 PM_{2.5} 的输送更多地取决于近地面的输送条件。仍然根据 PM_{2.5} 浓度分布特征将这 6 组分成高(G6-N_s、G5-NW_s)、低(G3-E、G4-SW)和居中(G2-NW_L、G1-N_L)3 类,分别说明地面 PM_{2.5} 日均浓度与边界层中上部输送条件的关系。

G6-N_s 和 G5-NW_s 对应的 PM_{2.5} 浓度均值和中位值最高,中位值均超过 75 μg/m³,说明一半以上的天数达到轻度以上污染,分别有 61% 和 19% 的重污染天气出现在这两组。G6-N_s 对应的平均能见度最低、风速最小、相对湿度中等(表 2),由图 2b 可见,该组平均轨迹最短,从组内轨迹分布看,这一组轨迹来向混乱,总体平均来向偏北,对应的 850 hPa 高度场上,包括安徽在内的东部地区为高压内的均压区。G5-NW_s 的 PM_{2.5} 浓度均值略低于 G6-N_s,能见度仅高于 G6-N_s,但比 G6-N_s 高近 1 km,可能

与主要来向为西北方向、相对湿度略低有关。图 3b 显示,这两组轨迹对应的 PM_{2.5} 浓度的增量中位值均接近 10 μg/m³,意味着在这种输送形势下,过半的情形对应着 PM_{2.5} 浓度的上升。这两组轨迹出现的次数占总样本数的 49%。

G2-NW_L、G1-N_L 轨迹平均最长,组内轨迹来向相对集中,且都来自北方,对应的组内相对湿度较低。虽然轨迹较长,由于路经中国污染物源排放较高的地区,对应的 PM_{2.5} 浓度并不低,均值都超过 70 μg/m³,中位值在 60—65 μg/m³,由于相对湿度较低,对应的能见度相对较高。这两组轨迹对应的 PM_{2.5} 浓度的增量均值和中位值均小于 0,意味着在这种输送形势下,过半的情形对应着 PM_{2.5} 浓度的下降(图 3b)。这两组轨迹出现的次数占总样本数的 22%。

G3-E、G4-SW PM_{2.5} 浓度中位值最低且接近,低于 60 μg/m³。G3-E 均值最低,且第三四分位值为 75 μg/m³,说明该组有约 75% 的天数为优良等级。这 2 组以及 100 m 高度的第 4、5 组轨迹来向相对集中,也有经过长三角等高排放区,但对应的 PM_{2.5} 浓度相对较低,这可能与这 2 个来向的轨迹主要发生在夏季有关(石春娥等,2008a),夏季是中国大气污染较轻的季节。

4.3 不同输送条件下的 PM_{2.5} 浓度的城郊差异

为考察不同输送条件下合肥市区与郊区 PM_{2.5} 污染的差异,图 4 给出了 100 m 高度各组轨迹对应的市区与董铺水库 PM_{2.5} 均值、中位值及重污染天数的比较。由图 4 可见,除了第 5 组(G5),都是市内均值和中位值大于董铺水库,第 1、6 组,市内重污染天数明显多于董铺水库,同样也可以得到 1000 m 高度的第 5、6 组董铺水库的浓度均值和重污染天数显著低于市内。说明在易于出现 PM_{2.5} 污染的输送形势下,本地排放的累积作用也比较大。

4.4 重污染高发轨迹组不同等级空气质量对应的气流垂直运动特征

已有的研究表明,区域范围霾天颗粒物的输送主要发生在近地层(张人禾等,2014;石春娥等,2014)。本研究的结果表明,100 m 高度各组轨迹对应的 PM_{2.5} 浓度差异大于 1000 m 高度,也说明 PM_{2.5} 浓度与近地层的天气形势关系更密切。但也有研究发现污染物被远距离输送时,存在污染物从源地上升经过远距离输送在受地下沉加剧受地的颗

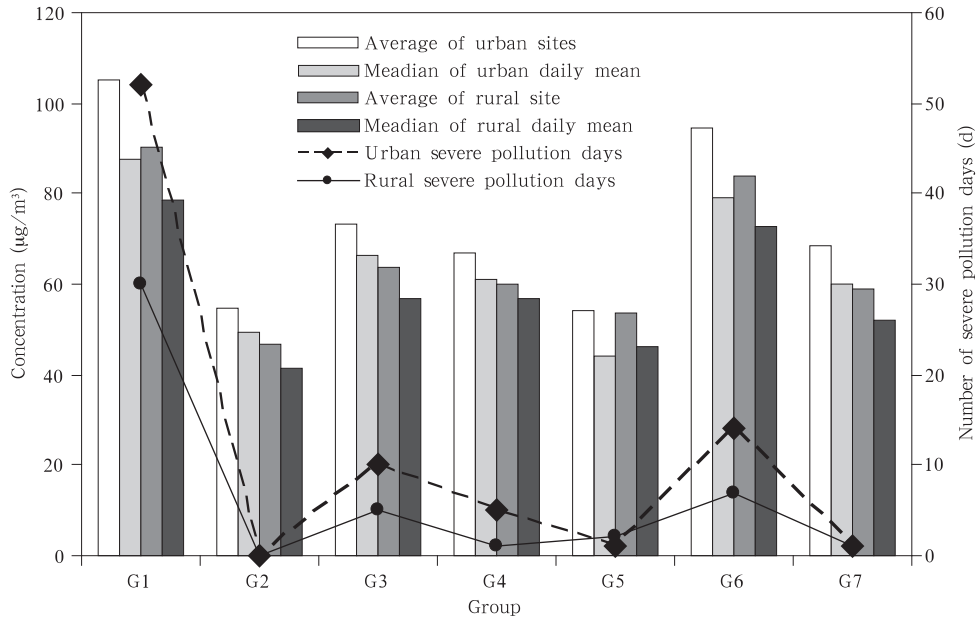


图4 100 m 高度各轨迹组内市内和市郊(董铺水库)对应的浓度与重污染天数对比

Fig. 4 Comparison of mean and median of daily mean $PM_{2.5}$ concentrations and severe pollution days by clusters between urban and rural sites of Hefei

颗粒物污染的情况。如吴兑等(2011)的研究表明,北方沙尘暴造成的浮尘粒子可经远距离输送到华南,加剧华南的粗颗粒物污染;石春娥等(2008a)也发现,西北沙尘暴造成的沙尘粒子在源地上升后经远距离输送后在长江下游地区下沉,造成合肥出现高浓度 PM_{10} 。因此,为了解不同来向气团在到达本地

前 72 h 垂直运动对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响,对表 2 中重污染天数不少于 10 d 的各组,根据对应的 $PM_{2.5}$ 浓度等级分类计算过去 72 h 内气团下降的平均高度(图 5),每一个平均值对应的样本数不低于 10。由图 5a 可见,100 m 高度,水平伸展长度最短、出现 $PM_{2.5}$ 污染比例最高的第 1 组,过去 72 h 内气流总

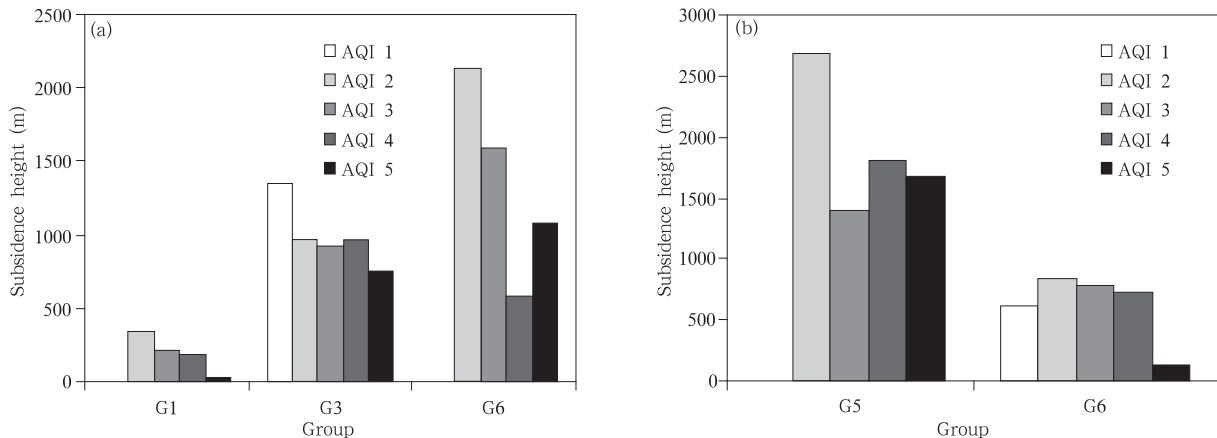


图5 $PM_{2.5}$ 重污染高发组内不同 $PM_{2.5}$ 浓度等级对应的过去 72 h 内气流下沉平均高度 (a. 100 m, b. 1000 m; AQI 1—AQI 5 对应 $PM_{2.5}$ 分指数从优到重度污染)

Fig. 5 Descending distances of back trajectories within the past 72 h averaged for different $PM_{2.5}$ concentration levels in groups with at least 10 $PM_{2.5}$ severe pollution days

(a. 100 m, b. 1000 m; AQI 1 to 5 refer to air quality levels of 1 to 5)

体下降高度最低,且随着污染等级加重,气流下降高度下降,重污染对应的下降高度均值仅 28 m,约是中度污染等级下降高度的六分之一,可见,这一类轨迹对应的重污染天气下大气的水平和垂直运动均弱。第 3 组轨迹在到达本地前有明显的下沉,下沉高度均超过 750 m,但重污染时的下沉高度比其他等级时低至少 200 m,总体上重污染对应的气流也一直在边界层内运动。西北来向的第 6 组轨迹对应的下沉高度总体较高,但与第 1、3 组不同的是,重污染对应的下沉高度超过中度污染的下沉高度,超过 1000 m,这说明这一类轨迹造成的受地 PM_{2.5} 重污染属于高空下沉。1000 m 高度(图 5b)气流垂直下沉高度与 100 m 高度一致,水平延伸范围短的第 6 组对应的下沉距离低,且重污染对应的下沉高度明显低于其他等级,而西北来向且伸展范围较大的第 5 组,各等级对应的平均下沉高度都在 1000 m 以上,但中度以上污染下沉的高度超过轻度污染。可见,偏东来向的气流导致的颗粒物的输送主要发生在近地层,而西北来向的气流导致的颗粒物输送属于颗粒物从源地上升,到受地高空下沉所致。

5 PM_{2.5} 重污染型近地层输送路径

在环保部门常规监测项目增加 PM_{2.5} 后,很多城市空气质量达轻度以上污染天数大增。政府和公众比较关注出现重污染的天气条件,如气象和环保部门制定的预警标准或者说发布预警的条件都是针对重度以上污染。因此,有必要对出现 PM_{2.5} 重度以上污染(本文用重污染表示)的输送条件进行研究。

5.1 后向轨迹特征

对合肥市 3 a 间出现的 84 个 PM_{2.5} 重污染日的 100 和 1000 m 后向轨迹进行聚类,去掉仅 1 条的轨迹组,分别得到 7 和 6 组,各组平均轨迹的水平分量见图 6,垂直分量见图 7。由图 6a 可见,100 m 高度,第 1—5 组天数之和为 77 d,占总天数的 91.7%。这 5 组轨迹水平延伸范围小,主要来向以偏东到偏北方向为主,除第 5 组外,各组内轨迹过去 72 h 延伸的范围主要为安徽、江苏、山东、上海;从垂直方向看,这 5 组过去 48 h 都不超过 950 hPa,第 2、5 组有下沉趋势(图 7a),其他各组几乎都是在同高度平流,说明气流一直在近地层平流运动。来自西北方

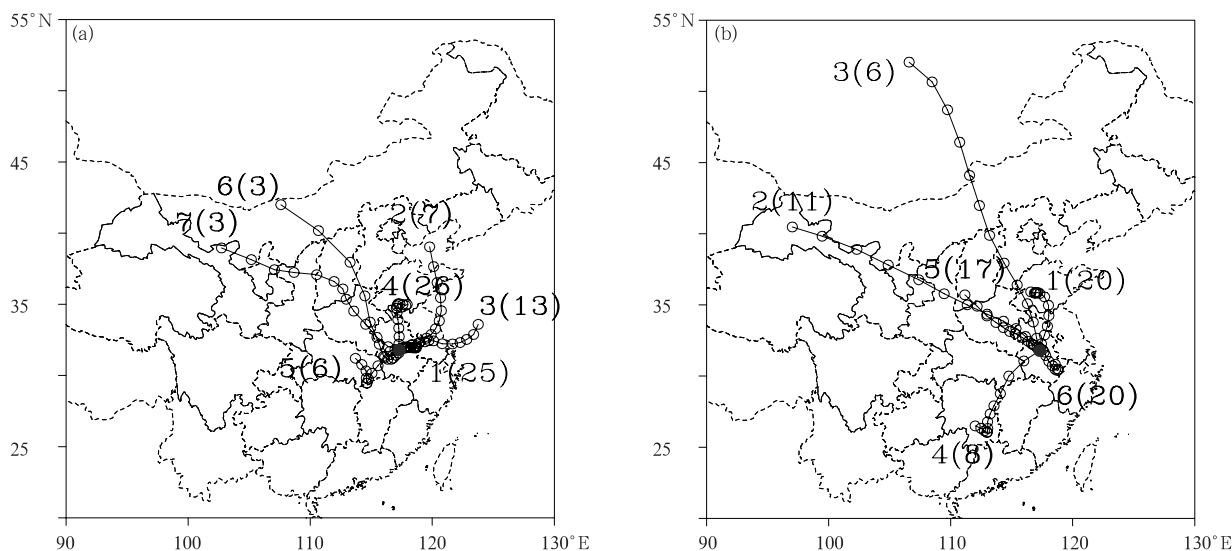


图 6 合肥市 2013—2015 年 PM_{2.5} 重污染日 14 时 100(a) 和 1000(b) m

高度后向轨迹聚类后各组轨迹的平均轨迹分布

(轨迹末端括号外为分组序号,括号内为各组轨迹天数)

Fig. 6 Cluster-mean back trajectories for severe PM_{2.5} pollution days at 100 (a) and 1000 (b) m AGL

(the number at the end of each trajectory denotes group number (out of the parentheses) and

the number of days in the group (inside the parentheses))

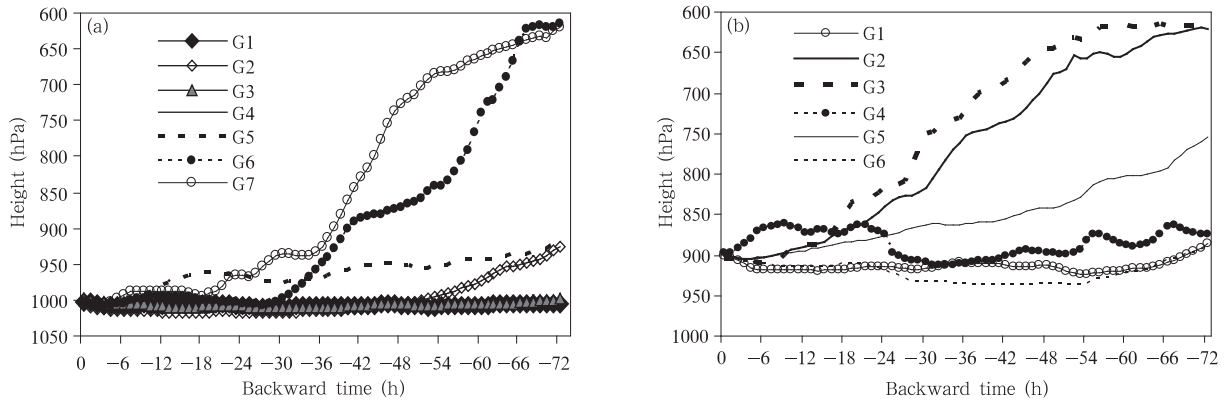


图7 合肥市2013—2015年PM_{2.5}重污染日14时100(a)和1000(b) m高度后向轨迹聚类后各组轨迹的垂直分量

Fig. 7 Vertical components of cluster-mean back trajectories for PM_{2.5} heavy pollution days at 100 (a) and 1000 (b) m AGL

向的第6、7组水平较长且垂直方向跨度较大,在过去72 h内有明显的下沉过程,但这2组次数较少,都发生在冬季。这再次说明西北地区的沙尘气溶胶中的细粒子经远距离输送到东部地区可以加剧受地PM_{2.5}污染。由图7a还可以看到,在到达本地区之前的24 h内,各组轨迹的垂直分量都在950 hPa以内。在过去72 h到24 h,第6、7组存在显著的下沉运动,平均下沉高度分别为2717和2207 m;第1—5组的平均下沉高度分别为43、732、130、43、270 m。

由图6b可见,1000 m高度有4组(第1、4、5、6组)平均轨迹水平分量长度约为另外两组(第2、3组)的一半,甚至更短,这4组天数之和为65 d,占总天数的77%,第2、3组平均轨迹水平方向72 h伸展达到了新疆或蒙古国。从组内轨迹分布看(图略),第5、6组的轨迹来向有些混乱,围绕本地打转的较多,其他各组来向基本一致。另外,1000 m高度各组轨迹在垂直方向上的分布比较分散,平均来看,水平分量较长的2、3组和西北来向的第5组,垂直方向跨度比较大,有明显的下沉过程,下沉运动主要发生在72—24 h,从第3组还能看出源地的上升趋势。

为了解造成本地区PM_{2.5}重污染的近地面和低空天气形势特征,利用MICAPS气象数据分别计算了100 m高度各组轨迹对应的平均海平面气压和1000 m高度各组轨迹对应的850 hPa平均高度场,同时用MICAPS系统逐个分析了重污染日不同高

度的影响系统。

5.2 重污染日近地层天气形势

图8给出了100 m高度第1、3、4、5组轨迹对应的平均海平面气压分布,第2组与第3组相似。

虽然出现重污染日的轨迹长度有差异,但1、3组轨迹对应的海平面气压分布仍有共同之处,主要表现为:在蒙古国中西部((45°N,102°E)附近)有一个闭合的低压系统;在内蒙古中东部((45°N,115°E)附近)有一个高压系统,华北到华东气压等值线稀疏,梯度小。华北到长江三角洲地区属于内蒙古东部高压系统南边的均压场,等值线稀疏、气压梯度小。第5组,内蒙古中部高压中心位置略偏西、偏南,安徽西北部省份气压等值线相对密集。第4组对应的海平面气压图上,内蒙古中部的高压最强,华北和东海洋面的气压等值线较密,比较之下,河北南部到安徽中北部等值线较稀疏。

根据天气图的主观判断,各组对应的影响安徽的系统为:第1组主要是高压系统和低槽过境,第2、3组主要是冷高压,第4组为反气旋和槽,第5组为低槽,第6、7组为低槽和反气旋。

5.3 重污染日低层天气形势

图9给出了1000 m高度第1、4、5、6组对应的08时850 hPa平均高度场,第2、3组形势与第1组相似,总体上,与2001—2005年合肥市出现PM₁₀轻度污染的轨迹和分布形势相似(石春娥等,2008a)。第1—3组,从中国西北到东南都被大陆高压控制,

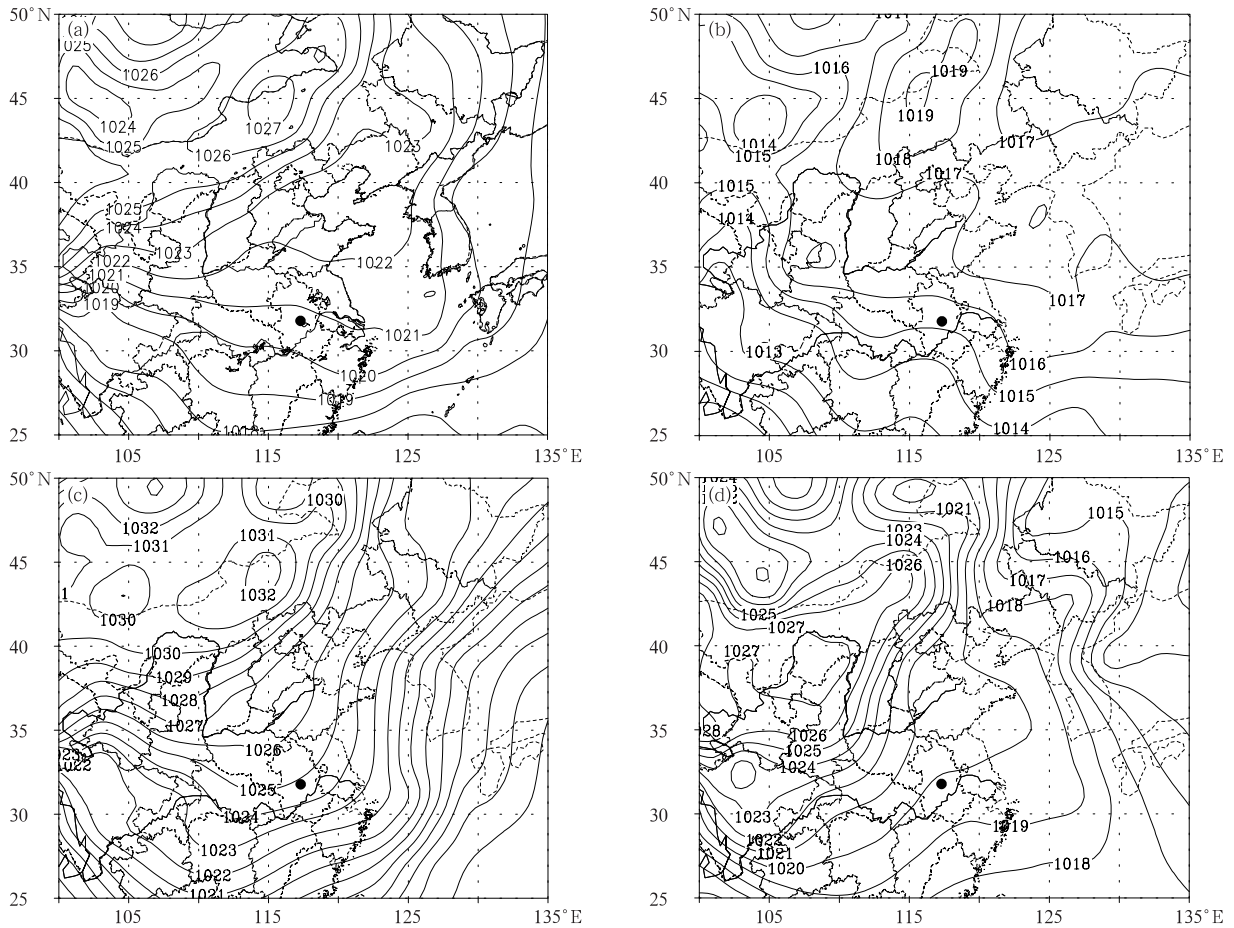


图 8 重污染输送型的平均海平面气压

(a. 第 1 组, b. 第 3 组, c. 第 4 组, d. 第 5 组; 单位: hPa, 圆点是合肥)

Fig. 8 Spatial patterns of sea-level pressure favorable for PM_{2.5} accumulation in Hefei

(a. group 1, b. group 3, c. group 4, d. group 5; unit: hPa, round dot denotes Hefei)

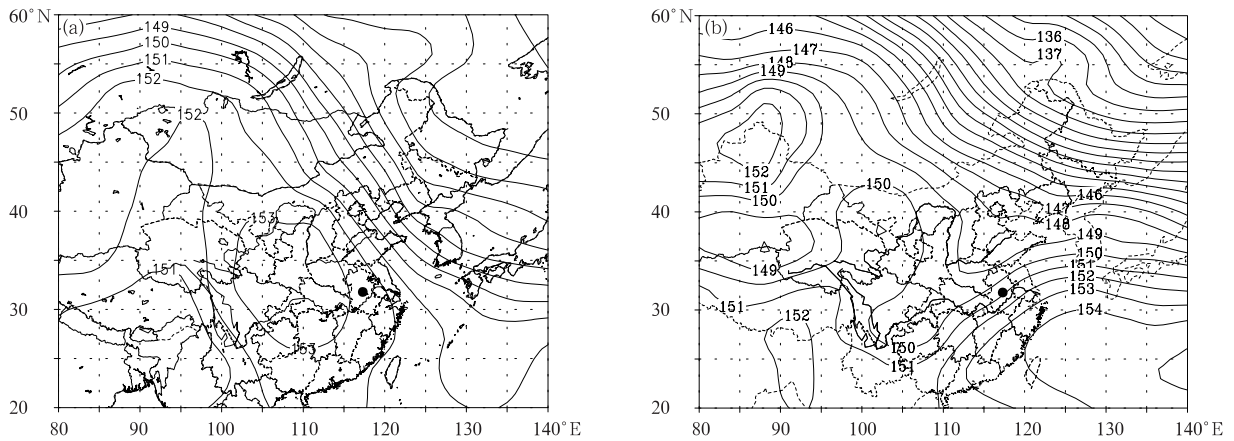
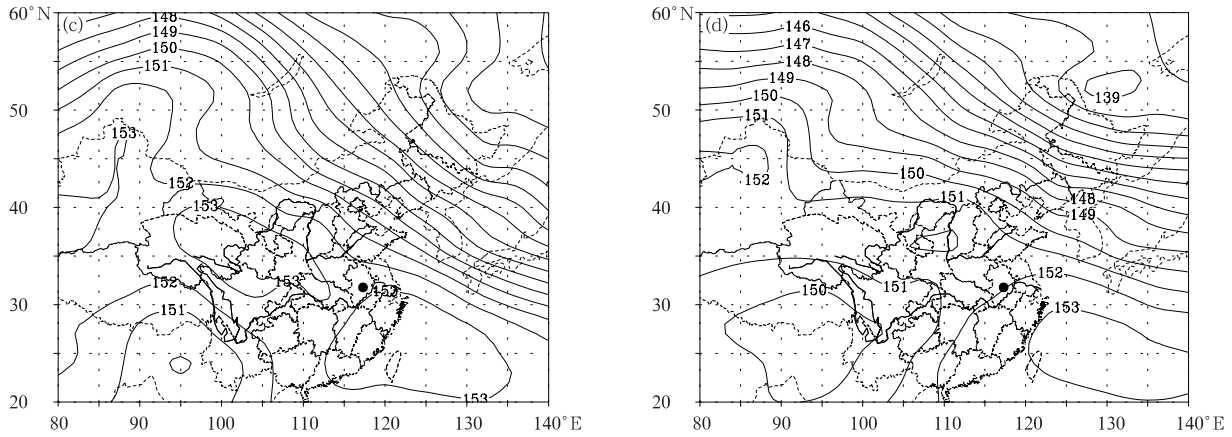


图 9 重污染输送型的 850 hPa 平均高度场

(a. 第 1 组, b. 第 4 组, c. 第 5 组, d. 第 6 组; 单位: dagpm, 圆点是合肥)

Fig. 9 850 hPa geopotential height in each cluster that is favorable for PM_{2.5} accumulation in Hefei

(a. group 1, b. group 4, c. group 5, d. group 6; unit: dagpm, round dot denotes Hefei)



续图 9

Fig. 9 Continued

高压主体位置略有不同,长三角均位于高压的东侧;第 5、6 组形势与第 1—3 组也相似,即从中国西北到东南沿海等高线稀疏、气压梯度小,但是除了西北地区一个高压中心外,在中国东南地区也有一个高压中心,长三角位于两高压之间的均压区;以上各组的共同特点是,从西北到东南沿海等高线稀疏,850 hPa 高度主导风向以西北风到偏北风为主,偶尔有东南风,或者风向不确定(第 6 组)。第 4 组与上述各组差别较大,存在 2 个高压,一个中心位于新疆北部,另一个位于东南洋面上,从华北到西南地区有一个低压槽,安徽位于槽前,主导风向为西风到西南风,从安徽到华南地区等高线较密,气压梯度较大。

根据天气图的主观判断,850 hPa 高度,各组对应的影响安徽的系统为:第 1—3 组为槽后、低槽过境;第 4 组为槽前和低槽过境;第 5 组种类较多,包括脊和高压、槽后,低槽过境;第 6 组以低槽过境为主,也有低涡、高压。

6 结论与小结

分析发现,长三角 4 个省会(直辖市)城市(上海、南京、合肥、杭州)中,合肥与南京的 $PM_{2.5}$ 浓度演变有较高的一致性,两市 2014—2015 年日均值的相关系数为 0.88。应用轨迹分析和聚类分析的方法,结合 2013—2015 年合肥逐日 $PM_{2.5}$ 平均浓度,研究了长三角西部地区近地面(100 m 高度)和低层(1000 m 高度)输送条件对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响。通过对所有有效日轨迹的聚类,100 和 1000 m 高度分别得到 7 组和 6 组不同轨迹,分别代表近地层和边界层

中上部的输送路径。各组气象要素统计结果轨迹长度有较强的一致性,短轨迹对应的地面风速低、 $PM_{2.5}$ 浓度高、能见度低,但 100 m 高度组间差异更大。

两个高度均有 2 组轨迹对应的轻度以上污染比例较高(接近 60%),一组来向偏东或东北,另一组来向偏西北。其中偏东北来向的轨迹总数最多,因而,对应着绝对多数的重污染天数,这一组轨迹总体上水平延伸范围小,气流在到达本地前 72 h 内垂直下降高度低,重污染天对应的下降高度明显低于其他 $PM_{2.5}$ 污染等级日;西北来向的轨迹组水平延伸范围相对较长,气流到达本地前存在明显的下沉运动,反映了远距离输送加剧了本地 $PM_{2.5}$ 重污染的特征。这两组均对应着 $PM_{2.5}$ 浓度上升、城郊重污染天数和 $PM_{2.5}$ 浓度差别最大,说明这种重污染天气的形成既与本地污染物累积密切相关,也与污染物的外来输送有关。

对 3 a 中 84 个重污染日两个高度的后向轨迹进行聚类分析,各得到 7 和 6 类 $PM_{2.5}$ 重度污染的天气形势。其中,100 m 高度,92% 的重污染日轨迹水平长度短,垂直方向跨度小,输送主要是发生在近地层的平流输送,来向主要集中在偏东到偏北方向;对应的海平面气压形势:从华北到华东属于均压区,或者气压梯度较小;约 8% 的重污染日轨迹来自西北方向,水平延伸较远,存在明显的下沉运动,属于远程输送。1000 m 高度,77% 的重污染日轨迹水平方向伸展较近,对应的 850 hPa 高度场特征为从中国西北(新疆)到东南受高压控制,长三角或位于高压底部,或位于两高压之间的均压区,余下的重污染

日轨迹水平方向 72 h 可达到新疆、蒙古国,且存在明显的下沉过程。

虽然本研究的结论主要基于统计分析,只能是定性结论,但这对 PM_{2.5} 浓度预报有较好的指示意义。

致谢:感谢上海市城市环境气象中心的周广强博士和江苏省气象台的刘端阳博士提供了部分污染物浓度资料。

参考文献

- 曹国良, 张小曳, 龚山陵等. 2011. 中国区域主要颗粒物及污染气体的排放源清单. 科学通报, 56(3): 261-268. Cao G L, Zhang X Y, Gong S L, et al. 2011. Emission inventories of primary particles and pollutant gases for China. Chinese Sci Bull, 56(8): 781-788
- 常炉予, 许建明, 周广强等. 2016. 上海典型持续性 PM_{2.5} 重度污染的数值模拟. 环境科学, 37(3): 825-833. Chang L Y, Xu J M, Zhou G Q, et al. 2016. A numerical study of typical heavy air pollution episode of PM_{2.5} in Shanghai. Environ Sci, 37(3): 825-833 (in Chinese)
- 陈云波, 徐峻, 何友江等. 2016. 北京市冬季典型重污染时段 PM_{2.5} 污染源模式解析. 环境科学研究, 29(5): 627-636. Chen Y B, Xu J, He Y J, et al. 2016. Model analytic research of typical heavy PM_{2.5} pollution periods in winter in Beijing. Res Environ Sci, 29(5): 627-636 (in Chinese)
- 邓学良, 石春娥, 姚晨等. 2015. 安徽霾日重建和时空特征分析. 高原气象, 34(4): 1158-1166. Deng X L, Shi C E, Yao C, et al. 2015. Research of reconstruction and characteristics of hazes in Anhui. Plateau Meteor, 34(4): 1158-1166 (in Chinese)
- 环境保护部. 2016. HJ633-2012 环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行). 北京: 中国环境科学出版社. Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. 2016. HJ633-2012 Technical Regulation on Ambient Air Quality Index (on trial). Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- 李名升, 任晓霞, 于洋等. 2016. 中国大陆城市 PM_{2.5} 污染时空分布规律. 中国环境科学, 36(3): 641-650. Li M S, Ren X X, Yu Y, et al. 2016. Spatiotemporal pattern of ground-level fine particulate matter (PM_{2.5}) pollution in mainland China. China Environ Sci, 36(3): 641-650 (in Chinese)
- 石春娥, 姚叶青, 张平等. 2008a. 合肥市 PM₁₀ 输送轨迹分类研究. 高原气象, 27(6): 1383-1391. Shi C E, Yao Y Q, Zhang P, et al. 2008a. Transport trajectory classifying of PM₁₀ in Hefei. Plateau Meteor, 27(6): 1383-1391 (in Chinese)
- 石春娥, 翟武全, 杨军等. 2008b. 长江三角洲地区四省会城市 PM₁₀ 污染特征. 高原气象, 27(2): 408-414. Shi C E, Zhai W Q, Yang J, et al. 2008b. Characteristics of PM₁₀ pollution at four provincial cities in Yangtze River Delta district. Plateau Meteor, 27(2): 408-414 (in Chinese)
- 石春娥, 邓学良, 杨元建等. 2014. 2013 年 1 月安徽持续性霾天气成因分析. 气候与环境研究, 19(2): 227-236. Shi C E, Deng X L, Yang Y J, et al. 2014. Analyses on the causes of the persistent haze in Anhui Province in January 2013. Climatic Environ Res, 19(2): 227-236 (in Chinese)
- 石春娥, 邓学良, 朱彬等. 2016a. 合肥市不同天气条件下大气气溶胶粒子理化特征分析. 气象学报, 74(1): 149-163. Shi C E, Deng X L, Zhu B, et al. 2016a. Physical and chemical characteristics of atmospheric aerosol under the different weather conditions in Hefei. Acta Meteor Sinica, 74(1): 149-163 (in Chinese)
- 石春娥, 王喜全, 李元妮等. 2016b. 1980~2013 年安徽霾天气变化趋势及可能成因. 大气科学, 40(2): 357-370. Shi C E, Wang X Q, Li Y N, et al. 2016b. The trend of haze in Anhui province from 1980 to 2013 and the possible reasons. Chinese J Atmos Sci, 40(2): 357-370 (in Chinese)
- 石春娥, 张浩, 弓中强等. 2017. 2013—2015 年合肥市 PM_{2.5} 重污染特征研究. 气象学报, 75(4): 632-644. Shi C E, Zhang H, Gong Z Q, et al. 2017. Characteristics of severe PM_{2.5} pollution in Hefei during 2013 - 2015. Acta Meteor Sinica, 75(4): 632-644 (in Chinese)
- 王跃思, 姚利, 王莉莉等. 2014. 2013 年元月我国中东部地区强霾污染成因分析. 中国科学: 地球科学, 44(1): 15-26. Wang Y S, Yao L, Wang L L, et al. 2014. Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China. Sci China Earth Sci, 57(1): 14-25
- 王自发, 李杰, 王哲等. 2014. 2013 年 1 月我国中东部强霾污染的数值模拟和防控对策. 中国科学: 地球科学, 44(1): 3-14. Wang Z F, Li J, Wang Z, et al. 2014. Modeling study of regional severe hazes over Mid-Eastern China in January 2013 and its implications on pollution prevention and control. Sci China Earth Sci, 57(1): 3-13
- 吴兑, 吴晟, 李菲等. 2011. 粗粒子气溶胶远距离输送造成华南严重空气污染的分析. 中国环境科学, 31(4): 540-545. Wu D, Wu C, Li F, et al. 2011. Air pollution episode in southern China due to the long range transport of coarse particle aerosol. China Environ Sci, 31(4): 540-545 (in Chinese)
- 吴兑, 刘敏汉, 梁延刚等. 2012. 粤港细粒子(PM_{2.5})污染导致能见度下降与灰霾天气形成的研究. 环境科学学报, 32(11): 2660-2669. Wu D, Lau A K H, Leung Y, et al. 2012. Hazy weather formation and visibility deterioration resulted from fine particulate (PM_{2.5}) pollutions in Guangdong and Hong Kong. Acta Sci Circumst, 32(11): 2660-2669 (in Chinese)
- 吴兑. 2013. 探秘 PM_{2.5}. 北京: 气象出版社, 106pp. Wu D. 2013. Insights Into PM_{2.5}. Beijing: China Meteorological Press, 106pp (in Chinese)
- 杨元建, 傅云飞, 吴必文等. 2013. 秸秆焚烧对中国东部气溶胶时空格局的影响. 大气与环境光学学报, 8(4): 241-252. Yang Y J, Fu Y F, Wu B W, et al. 2013. Impacts of agricultural fire on aerosol distribution over East China during summer harvest time. J Atmos Environ Opt, 8(4): 241-252 (in Chinese)
- 张浩, 石春娥, 邱明燕等. 2010. 合肥市霾天气变化特征及其影响因素. 环境科学学报, 30(4): 714-721. Zhang H, Shi C E, Qiu M Y, et al. 2010. Long-term variation of haze phenomena in

- Hefei and its impact factors. *Acta Sci Circumst*, 30(4): 714-721 (in Chinese)
- 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(1): 27-36. Zhang R H, Li Q, Zhang R N. 2014. Meteorological conditions for the persistent severe fog and haze event over eastern China in January 2013. *Sci China Earth Sci*, 57(1): 26-35
- 张小曳, 孙俊英, 王亚强等. 2013. 我国雾-霾成因及其治理的思考. *科学通报*, 58(13): 1178-1187. Zhang X Y, Sun J Y, Wang Y Q, et al. 2013. Factors contributing to haze and fog in China. *Chinese Sci Bull*, 58(13): 1178-1187 (in Chinese)
- 郑海涛, 刘建国, 李杰等. 2016. 河南省一次PM_{2.5}污染过程区域性影响数值模拟. *环境科学研究*, 29(5): 617-626. Zheng H T, Liu J G, Li J, et al. 2016. Modeling impacts of regional transport on PM_{2.5} air pollution: Case study in Henan Province. *Res Environ Sci*, 29(5): 617-626 (in Chinese)
- 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 2016. GB 3095-2012 环境空气质量标准. 北京: 中国环境科学出版社. General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. 2016. GB 3095-2012 Ambient Air Quality Standards. Beijing: China Environmental Science Press (in Chinese)
- 朱彤, 尚静, 赵德峰. 2010. 大气复合污染及灰霾形成中非均相化学过程的作用. *中国科学: 化学*, 40(12): 1731-1740. Zhu T, Shang J, Zhao D F. 2010. The roles of heterogeneous chemical processes in the formation of an air pollution complex and gray haze. *Sci Sinica Chim*, 40(12): 1731-1740 (in Chinese)
- Barmpadimos I, Keller J, Oderbolz D, et al. 2012. One decade of parallel fine (PM_{2.5}) and coarse (PM₁₀ - PM_{2.5}) particulate matter measurements in Europe: Trends and variability. *Atmos Chem Phys*, 12(7): 3189-3203
- Cheng Y, He K B, Du Z Y, et al. 2015. Humidity plays an important role in the PM_{2.5} pollution in Beijing. *Environ Pollut*, 197: 68-75
- Deng X L, Shi C E, Wu B W, et al. 2012. Analysis of aerosol characteristics and their relationships with meteorological parameters over Anhui Province in China. *Atmos Res*, 109-110: 52-63
- Ding A J, Fu C B, Yang X Q, et al. 2013. Intense atmospheric pollution modifies weather: A case of mixed biomass burning with fossil fuel combustion pollution in eastern China. *Atmos Chem Phys*, 13(20): 10545-10554
- Dorling S R, Davies T D, Pierce C E. 1992. Cluster analysis: A technique for estimating the synoptic meteorological controls on air and precipitation chemistry-method and applications. *Atmos Environ A-Gen Top*, 26(14): 2575-2581
- Draxler R R, Hess G D. 1997. Description of the HYSPLIT-4 modeling system[R]. NOAA technical memorandum ERL ARL-224. Silver Spring: NOAA Air Resources Laboratory, 24pp
- Kim H C, Kim S, Son S K, et al. 2016. Synoptic perspectives on pollutant transport patterns observed by satellites over East Asia: Case studies with a conceptual model. *Atmos Chem Phys Discuss*, doi: 10.5194/acp-2016-673
- Kulkarni S, Sobhani N, Miller-Schulze J P, et al. 2015. Source sector and region contributions to BC and PM_{2.5} in Central Asia. *Atmos Chem Phys*, 15(4): 1683-1705
- Lau K M, Kim K M. 2006. Observational relationships between aerosol and Asian monsoon rainfall, and circulation. *Geophys Res Lett*, 33(21): L21810, doi: 10.1029/2006GL027546
- Liu J, Cui S L. 2014. Meteorological influences on seasonal variation of fine particulate matter in cities over Southern Ontario, Canada. *Adv Meteor*, 2014: 169476
- Merrill J T, Kim J. 2004. Meteorological events and transport patterns in ACE-Asia. *J Geophys Res*, 109(D19): D19S18
- Pan Y P, Wang Y S, Zhang J K, et al. 2016a. Redefining the importance of nitrate during haze pollution to help optimize an emission control strategy. *Atmos Environ*, 141: 197-202
- Pan Y P, Tian S L, Liu D W, et al. 2016b. Fossil fuel combustion-related emissions dominate atmospheric ammonia sources during severe haze episodes: Evidence from ¹⁵N-stable isotope in size-resolved aerosol ammonium. *Environ Sci Technol*, 50(15): 8049-8056
- Rosenfeld D, Lohmann U, Raga G B, et al. 2008. Flood or drought: How do aerosols affect precipitation?. *Science*, 321(5894): 1309-1313
- Shi C E, Deng X L, Yang Y J, et al. 2014. Precipitation chemistry and corresponding transport patterns of influencing air masses at Huangshan mountain in east China. *Adv Atmos Sci*, 31(5): 1157-1166
- Tao J, Cao J J, Zhang R J, et al. 2012. Reconstructed light extinction coefficients using chemical compositions of PM_{2.5} in winter in urban Guangzhou, China. *Adv Atmos Sci*, 29(2): 359-368
- Tie X X, Wu D, Brasseur G. 2009. Lung cancer mortality and exposure to atmospheric aerosol particles in Guangzhou, China. *Atmos Environ*, 43(14): 2375-2377
- Wang Y, Zhuang G S, Tang A H, et al. 2005. The ion chemistry and the source of PM_{2.5} aerosol in Beijing. *Atmos Environ*, 39(21): 3771-3784
- Wang Z B, Hu M, Zeng L W, et al. 2014. Measurements of particle number size distributions and optical properties in urban Shanghai during 2010 World Expo: Relation to air mass history. *Tellus B: Chem Phys Meteor*, 66(1): 22319
- Wang G H, Zhang R Y, Gomez M E, et al. 2016. Persistent sulfate formation from London fog to Chinese haze. *Proc Natl Acad Sci USA*, 113(48): 13630-13635
- Yin Q, Li W, Zhang H L. 2014. Local and inter-regional contributions to PM_{2.5} nitrate and sulfate in China. *Atmos Environ*, 94: 582-592
- Zhang Q, Street D G, Carmichael G R, et al. 2009. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmos Chem Phys*, 9(14): 5131-5153