

姚雪峰, 葛宝珠, 郑海涛, 等. 2018. 基于多元数据分析的我国 PM_{2.5} 浓度及其主控因子的时空分布特征研究 [J]. 气候与环境研究, 23 (5): 596–606.
Yao Xuefeng, Ge Baozhu, Zheng Haitao, et al. 2018. Spatiotemporal distribution characteristics of PM_{2.5} concentration and its main control factors in China based on multivariate data analysis [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 23 (5): 596–606, doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2018.18013.

基于多元数据分析的我国 PM_{2.5} 浓度及其主控因子的时空分布特征研究

姚雪峰^{1,2,3} 葛宝珠¹ 郑海涛^{4,5} 马宇飞³ 高超⁶ 王自发¹

1 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京 100029
2 中国科学院大学, 北京 100049
3 解放军 96631 部队, 北京 102206
4 中国科学院安徽光学精密机械研究所, 合肥 230031
5 中国科学技术大学, 合肥 230026
6 解放军 61741 部队, 北京 100094

摘要 基于 2013~2016 年空气质量监测台站资料, 利用经验正交分解、功率谱分析、BP 典型相关分析等多元数据分析方法解析了中国地区细颗粒物 (PM_{2.5}) 主要模态的时空特征, 并与排放源和气象场建立了相关关系, 得到以下结论: 中国地区 PM_{2.5} 场存在两个主要模态, 其中第一主模态为一致增加模态, 强度中心位于西北地区东部—华北南部地区; 其时间序列呈显著下降趋势。第二主模态主要表现为南北反向变化的偶极子型分布, 其大值区分别位于华北中南部和长江中下游地区。其中, PM_{2.5} 第一模态可以看作平均态, 主要受平均排放场和环流场及大地形的影响, 在北方的表现更为显著。PM_{2.5} 第二模态可看作偏离平均场的一种变化态, 在冬季更可能与冷空气活动有关。冷空气的强弱决定了污染累积的位置以及输送的方式, 其作用是使得南方的污染明显偏离平均态, 故第二主模态在南方的表现更为显著。本研究有效地利用了多元数据分析方法研究了我国大气污染的演变机理, 可为进一步认清大气污染的形成规律提供科技支撑。

关键词 细颗粒物 (PM_{2.5}) 主模态 多元数据分析 排放场 气象场

文章编号 1006-9585 (2018) 05-0596-11

中图分类号 X513

文献标识码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2018.18013

Spatiotemporal Distribution Characteristics of PM_{2.5} Concentration and Its Main Control Factors in China Based on Multivariate Data Analysis

YAO Xuefeng^{1,2,3}, GE Baozhu¹, ZHENG Haitao^{4,5}, MA Yufei³, GAO Chao⁶, and WANG Zifa¹

1 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 96631 Army, People's Liberation Army of China, Beijing 102206

4 Anhui Institute of Optics and Fine Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031

收稿日期 2018-01-16; 网络预出版日期 2018-04-11

作者简介 姚雪峰, 女, 1986 年出生, 博士, 主要从事大气污染预报和空气质量区划研究。E-mail: yaoxuefeng0810@163.com

资助项目 国家自然科学基金 41305113、41575123、41620104008、41611540340、91744206, 国家科技支撑计划课题 2014BAC22B04

Funded by National Natural Science Foundation of China (Grants 41305113, 41575123, 41620104008, 41611540340, and 91744206), National Key Technology Research and Development Program of the Ministry of Science and Technology of China (Grant 2014BAC22B04)

5 University of Science and Technology of China, Hefei 230026

6 61741 Army, People's Liberation Army of China, Beijing 100094

Abstract Based on 2013–2016 air quality monitoring station data, spatial and temporal characteristics of main modes of PM_{2.5} in China are analyzed using multivariate data analysis methods including empirical orthogonal decomposition, power spectral analysis and BP canonical correlation analysis. Their correlations with emission and meteorological fields are established. Major conclusions are as follows. There exist two main modes in the PM_{2.5} field in China. The first is a uniformly increasing mode with the large center located in eastern part of Northwest China and southern part of North China; its time series shows a significant downward trend. The second mode exhibits a dipole distribution with opposite changes in the north and south; the two large centers are located in the central and southern portions of North China and the middle and lower reaches of the Yangtze River, respectively. The first mode of PM_{2.5} can be regarded as the average state, which is mainly affected by the average emission field, the circulation field and large topography. Impacts of these factors are more significant in the north. The second mode can be regarded as a deviation from the average field, which is more likely associated with cold air activities in the winter. The strength of the cold air determines the location of accumulation of pollutants and the way of transport. Impacts of cold air activities often result in large deviations of pollutants from their averages in the south, and thereby the second mode is more significant in the south. This research effectively utilizes various multivariate data analysis methods to study the evolution mechanism of air pollution in China, which provides scientific and technological supports for further understanding the formation mechanisms for air pollution.

Keywords PM_{2.5}, Main mode, Multivariate data analysis, Emission field, Meteorological field

1 引言

当前我国以细颗粒物 (PM_{2.5})、O₃ 和酸雨为特征的区域性复合型大气污染日益突出, 而 PM_{2.5} 污染因其严重的健康影响和广泛的环境影响, 成为公众关注的焦点 (Chen et al., 2012; 陈学舜等, 2015; 黄思等, 2016)。在气象和人为条件影响下, 中国的 PM_{2.5} 污染存在明显的时变特征, 空间分布上存在显著的非均衡特征和集聚特征 (王金南等, 2012; 刘华军和杜广杰, 2016)。基于此, 开展 PM_{2.5} 时空分布特征规律及影响因子研究, 能够有助于评估 PM_{2.5} 的健康和生态环境的影响, 进一步为大气污染联防联控提供实证依据及决策支持。

前人的研究 (王斌, 2008; 高会旺等, 2014; 江佳等, 2017; 孔锋等, 2017) 使得人们对 PM_{2.5} 的长期变化趋势、季节上的周期性、空间上的分异性及其与人为活动和气象条件的关系有了定性的认识, 但受数据和研究手段的限制, 多为针对单站或者区域的简单相关分析, 难以揭示在全国范围内污染的变化特征 (赵晨曦等, 2014; 王占山等, 2015)。有少数研究针对全国范围展开, 但多依靠模型模拟和地面监测数据的插值来解决数据缺失问题, 模型的精度对结果产生很大影响 (江佳等, 2017)。

自 2013 年以来, 大气污染监测站点逐渐实现了全国覆盖, 监测站点数目从 2013 年的 510 个增加到 2014 年的 1400 多个, 空气质量自动监测站点仍在不断增加。这些监测站点能够提供逐小时的大气污染物浓度监测数据。过去 20 年中包括环境、气象在内的各领域都出现了大规模的数据增长 (方巍等, 2014)。如何利用这些新的海量数据来进一步认识当前中国的空气质量的时空分布状态及相关影响要素特征是目前面临的重要问题。经验正交分解法 (Empirical Orthogonal Function, EOF) 作为一种成熟的、变量场的时空分离技术, 用尽可能少的模态表达出主要的时间和空间变化, 使研究者能够对长时间的物理量要素场有整体的把握。广泛应用于气候诊断、天气系统分型等多个领域, 效果很好 (魏凤英, 2007; Liu and Fan, 2014; Liu and Ren, 2017)。多元数据分析是数据价值的实现, 包括因子分析、相关分析、回归分析等 (李德仁等, 2002), 能够找出所研究对象的内在规律, 最大化地开发数据功能 (张引等, 2013)。本文以全国空气质量为研究对象, 基于 2013 年来空气质量台站 PM_{2.5} 监测数据、结合排放源与气象数据, 从“场”的视角将 EOF 分解、多元数据分析等方法运用到污染场的研究中, 进一步深入挖掘 PM_{2.5} 典型空间结构及时间变化规律, 探讨污染、排放与气象条件的相互作

用关系，以期提高对大尺度污染场的主要影响因素及其内在联系的认识。

2 资料与方法

2.1 研究区域及数据资料

选取的空气质量数据来自中国环境监测总站，包括全国 1496 个空气质量监测站点 2013 年 1 月 1 日至 2016 年 12 月 30 日逐小时的 PM_{2.5} 浓度数据。排放源资料来自清华 MEIC 模型，包括 PM_{2.5}、SO₂、NO₂、NO、BC、OC 等 6 项污染物排放速率的格点资料，数据时段为 2015 年 1 月 1 日至 12 月 30 日，空间分辨率约 30 km。气象资料为 NCEP 再分析格点资料，包括标准化层高度场、距地表 10 m 高度 v 方向风场，研究时段 PM_{2.5} 数据相同，空间分辨率为 2.5° (纬度) × 2.5° (经度)，时间分辨率为 1 d。为使资料的时间分辨率一致，将 PM_{2.5} 和排放源资料处理成日均值。对于 PM_{2.5} 站点资料中，部分站点的缺测时按照站点经纬度进行了临近散点插值处理。

排放源资料做如下处理：考虑到大气中 PM_{2.5} 的排放源主要由两部分组成，一是来自源的直接排放，主要包括 BC、OC 等含碳粒子；二是由 SO₂、NO_x 等气态前体物通过大气化学反应生成的二次颗粒物，主要包括硫酸盐、硝酸盐、铵盐及半挥发性有机物等。所以在计算排放源的影响时，除 PM_{2.5} 的一次排放外，SO₂、NO₂、NO、BC、OC 的排放也应考虑在内。本文中，将上述六项污染物的排放量之和作为 PM_{2.5} 的排放源指标。其中，固态污染物 BC、OC 的排放速率单位为 kg/s；气态污染物如 SO₂、NO₂、NO 等，其排放速率单位为 mol/s，为统一单位，先将各气态污染物的排放速率乘以各自分子量使其单位转化为 kg/s，然后将气态及固态污染物的排放速率相加，得到排放量指标。考虑到排放量指标数量较大，最终将单位转化为 t/s。如公式

(1) 所示：

$$\begin{cases} m_x = xM_x, \\ E_{\text{mit}} = \sum m_x, \end{cases} \quad (1)$$

其中， x 为气态污染物的排放速率， M_x 为其分子量， m_x 为质量， E_{mit} 为主要气态和固态污染物的排放速率之和。

2.2 分析方法

2.2.1 经验正交函数 (EOF) 分解

EOF 分解法根据方差最大化原则，把原始场 X

分解为空间函数 V 和时间系数 T 。空间函数场的地域分布特征，称为模态；而时间系数则称为主分量 (Principal Components, PC)。分解出来的各模态互相独立。前几个模态通常称为主模态，所占方差贡献较大，基本涵盖了原始变量场的主要信息。本文中对 PM_{2.5} 场及影响要素场 EOF 分解的具体方法参考魏凤英 (2007)。

2.2.2 功率谱分析

有关谱分解、傅里叶变换的算法及提取显著周期的方法，具体参考周家斌和黄嘉佑 (1997)、魏凤英 (2007) 相关书籍和文章。其主要思想是将信号的功率谱估计和标准谱进行对比，在超过标准谱的峰值中，最大者为第一显著周期，次大峰值为第二显著周期，依此类推。

2.2.3 BP 典型相关分析

BP 典型相关分析法 (BP Canonical Correlation Analysis, BPCCA) (Barnett and Preisendorfer, 1987) 主要用于研究两变量场的耦合特征，尤其适用于样本量小于空间点数的情况，其计算简便、物理含义清楚。对 PM_{2.5} 场 X 和主控因子场 Y (排放场或气象要素场) 进行 BP 典型相关分析的具体步骤如下：

(1) 对标准化的 X 和 Y 进行 EOF 分解，得到各自的特征值 λ_j 、 μ_k ，以及时间系数 $t_j(t)$ 及 $f_j(t)$ 。将 X 投影到前 p_1 个主模态上，将 Y 投影到前 q_1 个主模态上，分别截取到 p_1 和 q_1 个特征值及相应特征向量及时间系数，得到 X 、 Y 的主分量元素分别为 $a_j(t)$ 、 $b_k(t)$ ，二者具体计算公式如下式所示，上述主分量元素构成的矩阵记为 A 、 B 。

$$\begin{cases} a_j(t) = \frac{1}{\sqrt{\lambda_j}} t_j(t), j = 1, \dots, p_1 \\ b_k(t) = \frac{1}{\sqrt{\mu_k}} f_j(t), j = 1, \dots, q_1 \end{cases} \quad (2)$$

(2) 分别计算 A 、 B 的协方差矩阵、交叉协方差矩阵 S_{aa} 、 S_{bb} 。解方程如下：

$$(S_{bb}^{-1} S_{ab} S_{aa}^{-1} - \lambda S_{bb}) \cdot d = 0, \quad (3)$$

求出 $S_{bb}^{-1} S_{ab} S_{aa}^{-1}$ 的前 q 个特征值 $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_q$ 及对应的特征向量 d_1, d_2, \dots, d_q 。

(3) 利用特征值 λ_i 和特征向量 d_i ，求：

$$c_i = S_{bb}^{-1} S_{ab} d_i / \sqrt{\lambda_i}, i = 1, 2, \dots, q. \quad (4)$$

(4) 计算典型变量 U_i 、 V_i 和典型相关系数 r_i ，其具体的计算公式如式 (5) 所示。并对典型相关

系数进行大样本的 χ^2 检验, 检验的具体步骤见魏凤英 (2007)。

$$\begin{cases} \mathbf{U}_i = \mathbf{c}_i^T \mathbf{X}, \\ \mathbf{V}_i = \mathbf{c}_i^T \mathbf{Y}, i = 1, 2, \dots, q. \\ r_i = \sqrt{\lambda_i}, \end{cases} \quad (5)$$

其中上标 T 为转置。

(5) 计算典型变量与原变量场的相关系数, 得到相关系数的空间分布, 进而检测出显著典型变量反映两变量场相互作用的敏感区域。

由 BPCCA 方法原理可知, 其本质为对进行相关分析的两组变量场 (本文中为 PM2.5 场及其主控因子场) 先各自进行 EOF 分解, 然后用各自主模态的线性组合来构成典型变量。每一对典型变量的相关系数表述了两变量场的整体相关关系, 故可以根据主模态线性组合的系数大小, 找到典型变量中作用最大的关键模态, 进而得到两组变量场关键模态之间的相关关系。

基于上述分析方法, 本文具体研究思路是, 利用 EOF 分解提取 PM2.5 场的主要空间模态和时变特征。利用功率谱分析的方法提取主模态时间序列的显著周期。将 EOF 的结果与 BP 典型相关分析方法有机结合, 从全国尺度上研究污染场与排放源场、污染场与气象场之间的协变关系, 通过构建各典型变量场, 把握各个场之间的整体相关关系; 并进一步获取反映的两个原始变量场相互作用的敏感区域。

3 结果与讨论

3.1 中国地区 PM2.5 EOF 分解主模态特征

3.1.1 EOF 分解主模态空间分布特征

对 PM2.5 逐日及逐月的原始场、距平场分别进行 EOF 分解发现, 第一、第二模态稳定存在。不同时间尺度原始场及距平场的空间分布类似, 解释方差略有差异, 且均通过了 North 检验 (North et al., 1982, 即模态信号显著性检验)。由前 12 个模态方差贡献分布来看, 第一模态方差贡献为 44.2%, 第二模态方差贡献为 12.5%, 第三模态及以后的模态和前两个模态相比, 在不同时间尺度的 EOF 分解结果中并非稳定存在且占比很少, 本研究暂不做讨论。

利用 cressman 插值算法将 2013~2016 年 PM2.5 日均距平场 EOF 分解得到的第一、二主模态站点数据插值到网格点上, 扫描半径依此取 1.5°、1°

和 0.2° (结果如图 1a 所示)。模态一分布为一致正异常, 在西北地区东部—华北南部—东北南部一带存在正异常大值区。将模态一回归到原始距平场, 计算各个站点上的模态方差, 然后与各点的总方差比值相除, 得到模态一空间解释方差占总方差比的分布, 并按上述插值算法将站点数据插值到网格点上 (如图 1b 所示)。可以看出, 模态一的主要方差贡献在我国北方地区 (将长江以北的地区称为北方地区, 长江以南的地区称为南方地区, 下同), 其在华北南部及陕西中部有极大值。与第一模态显著不同的是, 第二模态表现为南北反向变化的偶极子型空间分布特征, 分界线大致位于秦岭—淮河一线。北方正异常中心位于华北地区中部, 呈“东北—西南”走向。南方地区的负异常中心位于长江中下游地区, 呈沿江分布趋势 (图 1c)。从解释方差占比 (图 1d) 可知, 模态二在长江以南的解释方差占比超过 40%, 极大值中心位于我国东南部沿海, 由此可知模态二在我国南方地区较显著。

3.1.2 EOF 分解主模态时间系数变化趋势及其功率谱分析

对两模态对应的时间曲线做线性倾向估计, 结果表明, 模态一呈显著下降趋势 (图 2), 而模态二并无显著线性变化趋势。其中模态一时间系数 (PC1) 与时间的相关系数 $r = 0.37$, $r_{0.05} = 0.29$, 通过了 0.05 的显著性水平检验 (图 2)。对二者的时间序列去平均及线性趋势后进行了功率谱分析 (结果如图 3 所示)。模态一具有显著的 7~15 d、3~6 d 左右的周期, 模态二具有 20~30 d、10 d、4~6 d 左右的周期。

对空气污染物而言, 源是内因, 相对稳定; 大气条件是外因, 相对复杂多变 (蒋维楣等, 2004), 而大气运动在时间和空间上均有不同尺度的运动。在季节内变化尺度以下, 还包含天气尺度 (<7 d)、准双周振荡 (10~20 d) 和季节内振荡 (30~50 d) 等显著变化周期 (李崇银, 1993)。对比模态一和模态二的显著周期可知, 二者与大气季节内变化的周期类似 (图 3)。另外, 研究表明东亚冬季风存在 4~6 d 和 20~30 d 的活动周期, 前者对应短期弱冷空气活动, 后者周期则对应强冷空气活动 (仇永炎, 1985; 丁一汇, 1991), 这与模态二的显著周期基本吻合。所以, 模态二中南北污染场反向变化特征可能与东亚冷空气的南传存在内在关联。

由上述分析可知, 第一主模态时间系数具有显著的下降趋势, 且可能受到了季节内大气活动的影

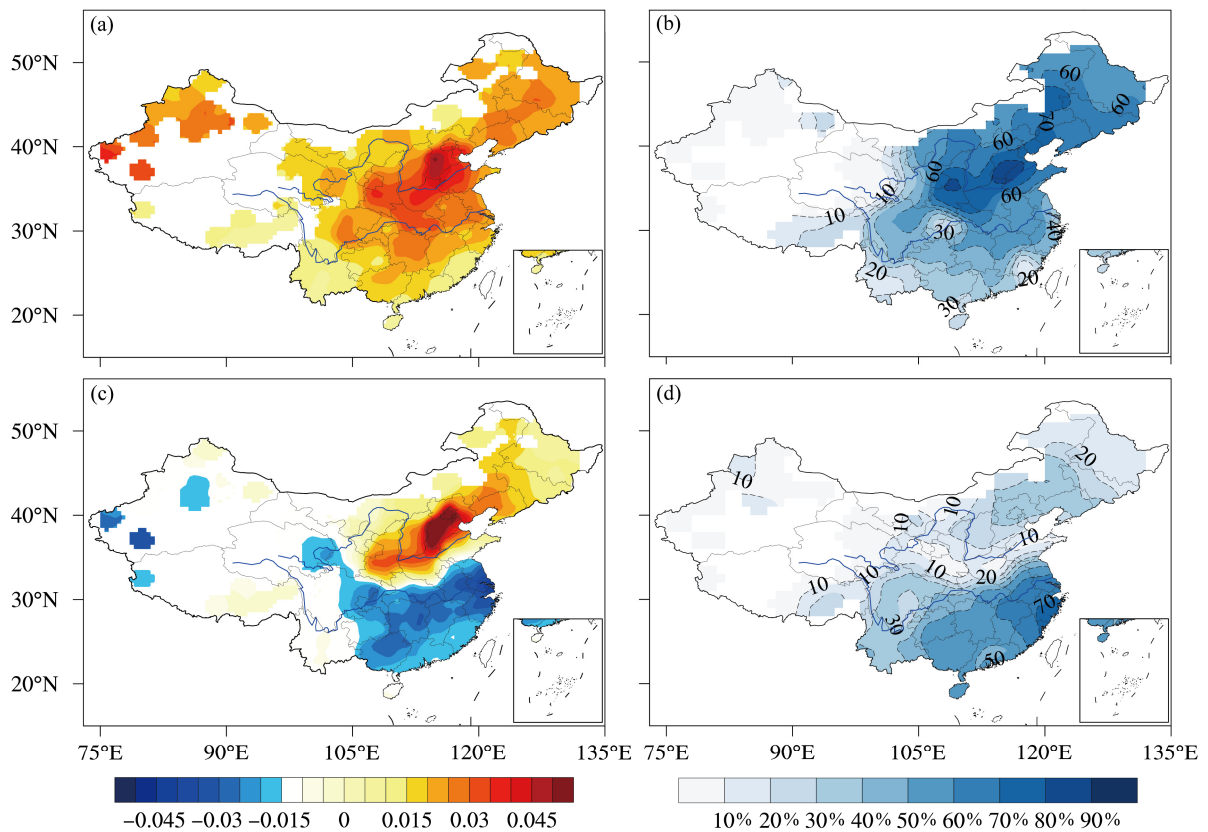


图1 2013~2016年PM2.5浓度日均距平场 EOF 分解 (a、b) 第一、(c、d) 第二模态空间分布 (左列) 及各自解释方差占比 (右列)
Fig. 1 Spatial distributions (left panel) of (a, b) the first and (c, d) the second EOF modes of daily PM2.5 concentration anomaly and the variance percentages explained by the two modes (right panel) for 2013–2016

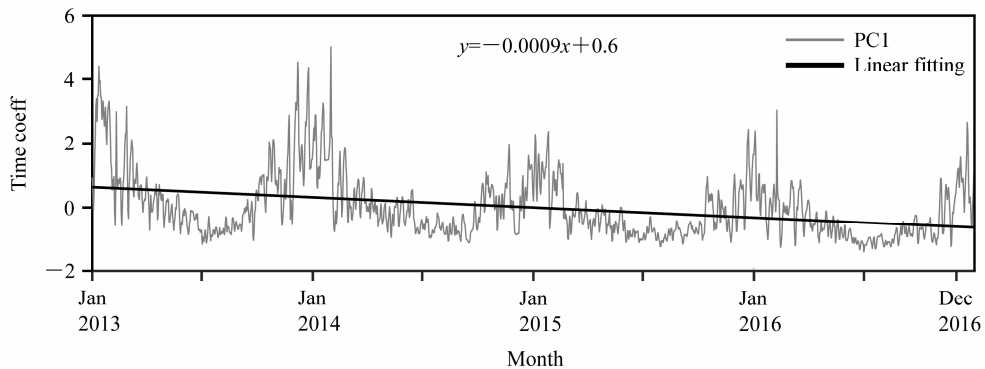


图2 2013~2016年PM2.5日均距平场 EOF 分解第一模态时间系数线性趋势分析
Fig. 2 Trend analysis of the time coefficients of the first EOF mode of daily PM2.5 anomaly for 2013–2016

响；而第二主模态时间系数则和冷空气活动周期较为一致。下面我们将结合两个主模态的时变特征，排放源场、气象场对PM2.5场的影响方式及关键作用区。

3.2 排放源场与PM2.5场 EOF 分解第一模态的BP 典型相关分析

利用2015年PM2.5场、排放源场进行了BP 典型相关分析。对污染场和排放源场分别进行 EOF

分解，污染场的前3个模态和排放源场的前4个模态通过了North 检验。其中，污染场的前3个模态的方差贡献分别为41.8%、9.9%和6.8%，排放场前4个模态的方差贡献分别为66.9%、22.8%、4.8%和2.5%。分别截取污染场前3个特征值和特征向量、排放源场的前4个特征值和特征向量构成主分量，并进一步进行典型相关分析，第一典型相关系数 $r_1=0.78$ 通过了显著性水平0.05下的 χ^2 检验。

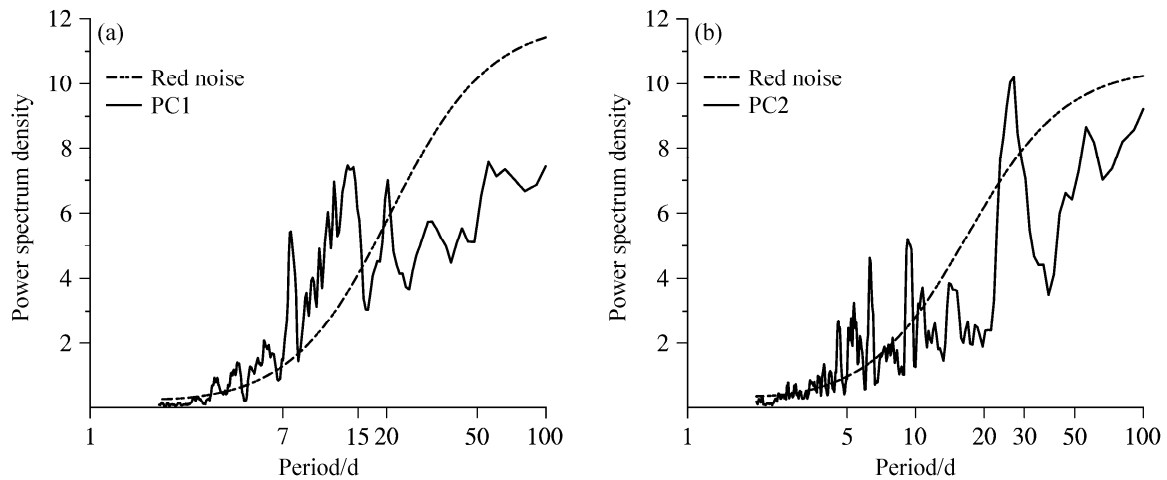


图3 2013~2016年PM_{2.5}浓度逐日距平场 EOF 分解 (a) 第一、(b) 第二模态时间系数季节内显著周期分析

Fig. 3 Periodic analysis of significant intraseasonal variabilities of time coefficients of (a) the first and (b) the second EOF modes of daily PM_{2.5} concentration anomaly for 2013–2016

由典型相关系数和典型变量构成可知排放源和 PM_{2.5} 存在显著相关关系,且各自第一主模态在二者相关关系中起主导作用。因用原始场进行 EOF 分解得到第一空间模态代表了二者的平均态,这说明排放源的平均态对 PM_{2.5} 场的平均场有重要影响。

对比图 1a 和图 4a 可知,二者的第一模态空间分布均呈正异常,且在我国北方地区的分布基本一致,但在南方地区略有差别。为进一步探究 PM_{2.5} 污染场与排放源场相关关系的空间差异,将第一典型变量 v_1 与 PM_{2.5} 原始场各点的相关系数的水平分布图叠加在排放源场第一模态上(如图 4a 中黑色等值线所示)。排放较高的北方地区, v_1 与 PM_{2.5} 呈显著正相关;而在排放水平较低的地区,如华南东部、西南南部及内蒙古地区,正相关不明显; v_1 与 PM_{2.5} 的相关中心在四川盆地附近,这与排放量的极值中心并不一致。说明排放量的大小并不是影响排放源与 PM_{2.5} 相关关系的唯一决定因素。

已有的研究表明,河谷、山谷及山间盆地雾霾的出现频数明显高于平原和山地(魏文秀等, 2010)。在地理位置上,西北的相关中心位于天山山脉和阿尔泰山脉之间的准噶尔盆地,西南地区中心则位于黄土高原—秦岭—四川盆地地区。上述相关中心皆位于河谷、山谷及山间盆地地带。这一方面印证了前人的结论,也说明在同等排放水平下,地形的影响使得局地排放的变化更加敏感。黄土高原处的显著相关可能与当地粉尘排放有

关:排放源场并未考虑 PM₁₀ 及更大半径颗粒物的排放,黄土是粉尘的堆积物,黄土高原是东亚一个主要的粉尘源区(张小曳, 2001),而在该地区 PM₁₀ 与 PM_{2.5} 具有显著的正相关关系(赵雪峰, 2016),所以大量颗粒物的集散可能是该地为显著相关区的一个重要原因。另外,黄土高原与四川盆地皆位于青藏高原东侧,地处背风坡的弱风区,背风坡下沉气流对垂直方向的扩散有抑制作用;再者下沉增温也易形成逆温(郭晓梅, 2016)。上述多种因素共同作用,使得黄土高原—四川盆地地区对排放源的变化较同纬度地区更加敏感。

图 4b 给出了 2013~2016 年来中国主要大气污染物排放总量的变化(国家统计局, 2018): SO₂、NO_x 及烟尘的排放总量均呈显著下降的趋势,这与第一模态时间系数的线性下降趋势一致。更进一步证实了排放源对我国 PM_{2.5} 时空变化的主导作用。

上述分析表明,受排放源显著影响的区域主要分布在长江以北的高排放区,而在西南南部、华南东部和华东南部地区,受排放源影响相对较小,这和上述地区的排放水平较低有关,同时也说明南方地区可能存在其他影响更显著的因素。

3.3 中国冬季大气环流场与 PM_{2.5} 场主模态的相关分析

由上一小节的分析可知,仅考虑排放源与地形的相互作用并不能完全解释第一模态的成因。虽然排入大气中的污染物主要来源于自然和人类活动

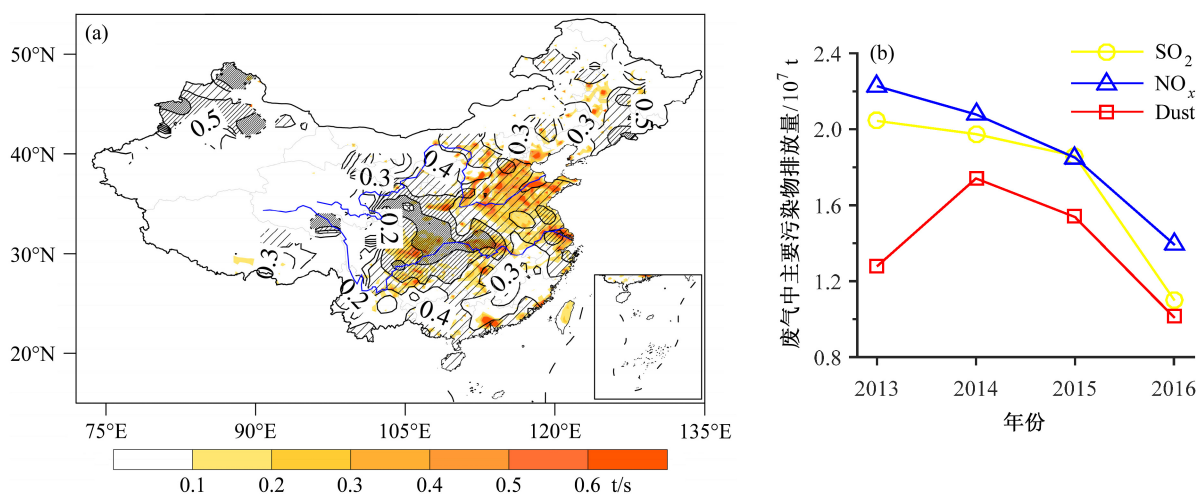


图4 (a) 2015年排放源场日均排放速率(88°E以西无数据)、第一典型变量 v_1 与PM_{2.5}浓度原始场相关系数分布(黑色等值线)叠加图; (b) 2013~2016年主要大气污染物排放总量变化(斜线部分是通过90%显著性检验的区域,斜线密度越大表示相关性越高)

Fig. 4 (a) Daily emission rate of emission sources in 2015 (data are missing to the west of 88°E) superimposed on the correlation coefficient map between the first typical variable and PM_{2.5} concentration original field (black isolines) and (b) changes in total emissions of major atmospheric pollutants between 2013–2016 (shadow lines indicate significance at the 90% confidence level which density is proportional to the value of the correlation coefficient)

排放,一段时期内某地区排放的污染物总量是大致稳定的,但污染物浓度逐日发生显著变化,其决定性因素是环流条件(吴兑,2005)。风是影响大气颗粒物扩散和传播的直接和本质因子(蒋维楣等,2004)。挑选距地面10 m v 风场作为典型气象因子,考虑到我国为典型季风区(丁一汇,2005),而PM_{2.5}场也具有显著的季节变化,本文主要考察冬半年的情况。

将每年的1~3月、10~12月作为冬半年,对2013~2016年的冬半年PM_{2.5}场和 v 方向风场进行EOF分析,污染场和风场的前4个模态通过了North检验。其中,PM_{2.5}场前2个模态的方差贡献分别为45.2%、14.7%,其空间分布和全年的情况基本一致,进一步说明前两个模态是稳定存在的,且各自方差贡献分别较全年时上升了1%和2.2%,说明二者在冬季更为显著。BP典型相关分析的结果表明, u_1 、 v_1 和 u_2 、 v_2 两对典型变量的典型相关系数通过了检验,典型相关系数分别为0.63和0.42。

从两对典型变量的表达式来看, v 风场主要通过第一模态对PM_{2.5}场的第一模态产生影响,通过第二、第三模态对PM_{2.5}场第二模态产生影响。因EOF分解得到第一模态往往反映了平均场的状况,其余模态则可看作偏离平均态的变化态,这也说明冬季大气环流的平均态与PM_{2.5}场的第一主模态有关,而PM_{2.5}场的第二主模态则更可能受到了环

流场变化态的影响。下面将根据上述结果,分别讨论 v 风场的不同模态及其代表的环流场对PM_{2.5}场第一、第二模态形成的影响。

3.3.1 冬季经向风场与PM_{2.5}场EOF分解第一模态的BP典型相关分析

图5为风场第一模态及第一典型变量和污染原始场相关系数分布的叠加图。在我国中东部地区, v 风场第一模态在华北北部地区有一北风中心,在华北南部和华中北部地区有一北风低值区,由此往东或者往南,北风风速逐渐增大。而在我国西部地区以南风为主。

结合与PM_{2.5}原始场的相关系数分布图来看:在中国中东部地区,北风对PM_{2.5}以清除作用为主,负相关中心和风速中心基本一致,相关系数大小和风速成正比。另外,排放源分布也有一定影响:负相关中心皆地处靠山面临海的平原地区,其风来向上游皆为相对清洁区,故风的作用以清除为主;在风速接近的地区相关系数差异更可能和本地的排放水平有关,本地高排放地区,清除作用可能更加显著。前人的研究结论与本文结果基本一致:如华北地区、广西北部及广东中部同为显著负相关区,偏北风对上述地区的颗粒污染物有明显的清除作用。(吴兑等,2008;吴蒙等,2012;杨晓亮和杨敏,2014)。另外,在负相关较弱的地区,其平均风来向的上游皆为高排放区域,北风具有输送上

游污染及清除本地污染的双重作用有关。如在长江中下游—华东沿海地区(李嘉琦等, 2015; 于庚康等, 2015)。

结合图 5a 中排放源的分布不难分析平均风场对 PM_{2.5} 场第一主模态的极大值区形成的贡献: 北侧上沿和排放源大值区上沿基本一致, 其南侧下沿和弱风速区下沿基本重合, 由于正处于风速不断减小的弱风区, 上游较大风速使得污染易向本地输送, 而本地风速较小则使得污染难以向下游传播, 所以排放场和气象场的共同作用使得 PM_{2.5} 场第一主模态在北方地区形成了一个极大值中心。

3.3.2 冬季经向风场与 PM_{2.5} 场 EOF 分解第二模态的 BP 典型相关分析

由 PM_{2.5} 场第二模态时间系数的特征分析可知, 模态二中南北污染场反向变化特征可能与冷空气的南传有关, 下面我们将详细讨论这种关联的真实性。并借助 BP 典型相关分析结果对这种关联给出理论支持。

模态二的时间序列的绝对值越大, 说明这一时刻此种空间分布型越典型。分别挑选正、负振幅最大的时段 2013 年 12 月 3~6 日和 2014 年 2 月 3~8 日, 将两个时段平均的 500 hPa、地面 10 m 风场及 PM_{2.5} 浓度场叠加如图 6a、6b 所示。前者对应第二主模态负距平极大值, 即北方污染加重、南方污染清除的典型情况, 后者对应正距平的极大值, 即北方污染清除、南方污染加重典型情况。

从图 6a 的 500 hPa 高度场来看, 北方地区为较平直西风气流控制, 多短波槽活动; 在南方, 孟加拉湾以东有南支低槽东移, 副热带高压西伸北进。受此影响: 北方地面冷高进一步减弱东移, 偏南风发展; 在南方, 冷空气前沿偏北风和南支槽前暖湿气流作用下产生降水; 在 30°N 附近出现了一条明显的南北风的分界线(图 6a 中黑色虚线)。而在 2 月 3~5 日的过程中(图 6b), 位于东北地区的低槽明显较深, 地面偏北气流更强; 南方的南支槽并未建立, 表征暖湿空气的副高已退至 10°N 以南, 水汽供应被切断。上面两个过程体现了不同天气过程对南北方污染的影响差异。第一个过程是冷空气减弱南下过程中, 北方冷高减弱使得污染加强持续并难以向南方输送, 而南方较弱冷空气和暖湿空气均力敌造成降水, 干、湿双重清除作用使得南方 PM_{2.5} 浓度减少。第二个过程则体现了强冷空气的作用, 它使得南支槽崩溃、副高减弱东撤, 近地面

强烈偏北气流将污染快速向南推送, 使得南方 PM_{2.5} 浓度增加。

通过截取典型态势期间的观测事实, 构建了环流场(冷空气)与南北方污染场相互作用的概念模型。而由 BP 典型相关分析的结果可知, v 风场通过第二、第三模态对 PM_{2.5} 场第二模态产生影响。风场第二模态(图 6c)中, 中国中东部正、负信号反向分布, 中心分别位于华南沿海和内蒙古中部地区, 与上述冷空气减弱时的地面经向风场分布一致。风场的第三模态(图 6d)中, 中国东部地区为一致强的正信号, 其中东北南部—华北东部—华东北部为强正信号中心, 这与强冷空气作用下的经向风场一致。于是从理论上证明了风场的第二、三模态及其代表的强、弱冷空气作用过程确实与污染场的偶极子分布态势存在显著关联。

4 结论

本文利用多元数据分析的相关技术手段分析了中国地区 PM_{2.5} 的主要模态的时空特征, 在此基础上对 PM_{2.5} 的主要模态与排放源场和气象场的大尺度相互作用机理进行了初步分析, 得到以下结论:

(1) 中国地区 PM_{2.5} 场存在两个主要模态。第一主模态为一致增加模态, 极大值中心及空间解释方差主体位于我国长江以北; 其时间序列表现为显著下降趋势。第二主模态在空间上表现为南北方反向变化的偶极子型分布模态, 其极大值中心和方差贡献大值区位于长江以南; 此模态的时间序列无明显线性趋势。第一、二主模态均在冬季时表现更为显著。对季节内变化的功率谱分析表明, 上述两个主要模态均受到了大气季节内波动的影响, 其中模态二显著周期与冷空气活动周期基本一致。

(2) 排放源场主要对 PM_{2.5} 场的第一模态产生影响: 从线性变化趋势、季节及季节内变化来看, 排放源平均场和 PM_{2.5} 场的第一模态均存在较好的相关性和一致性。二者的第一模态空间分布在北方地区很类似, 但是在长江以南的地区有差别。二者相关性和排放水平成正比, 但也受大地形影响, 在山间盆地、山麓和河谷的相关性明显高于同纬度的平原地区。其中新疆北部、黄土高原—四川盆地地区为显著正相关中心, 而西南南部、华南东部和华东南部地等沿海平原地区, 受排放源影响相对较小。

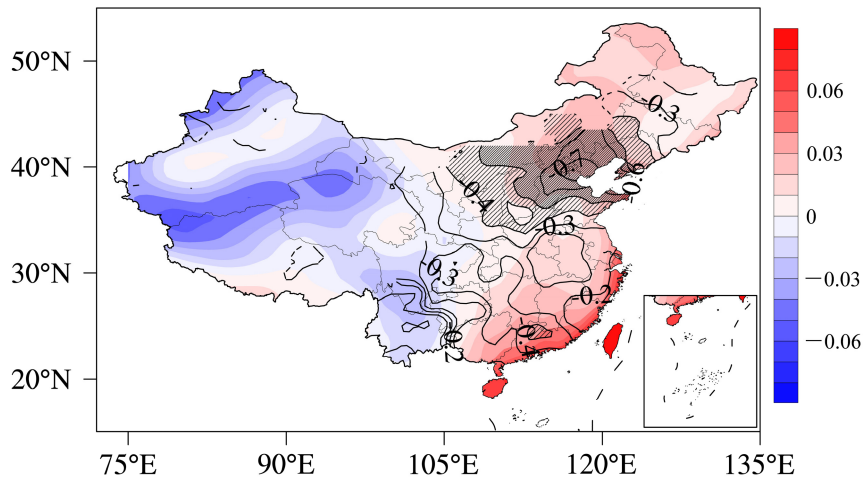


图5 2013~2016年冬季 v 风场 EOF 分解第一模态(红蓝填色)、第一典型变量 v_1 与PM2.5浓度原始场相关系数分布(黑色等值线)(斜线部分是通过90%显著性检验的区域,斜线密度越大表示相关性越高)

Fig. 5 The first EOF mode of 2013–2016 v wind (red and blue shadings), superimposed on the correlation coefficient between the first typical variable v_1 and PM2.5 concentration original field (black isolines) (black contours) (shadow lines indicate significance at the 90% confidence level which density is proportional to the value of the correlation coefficient)

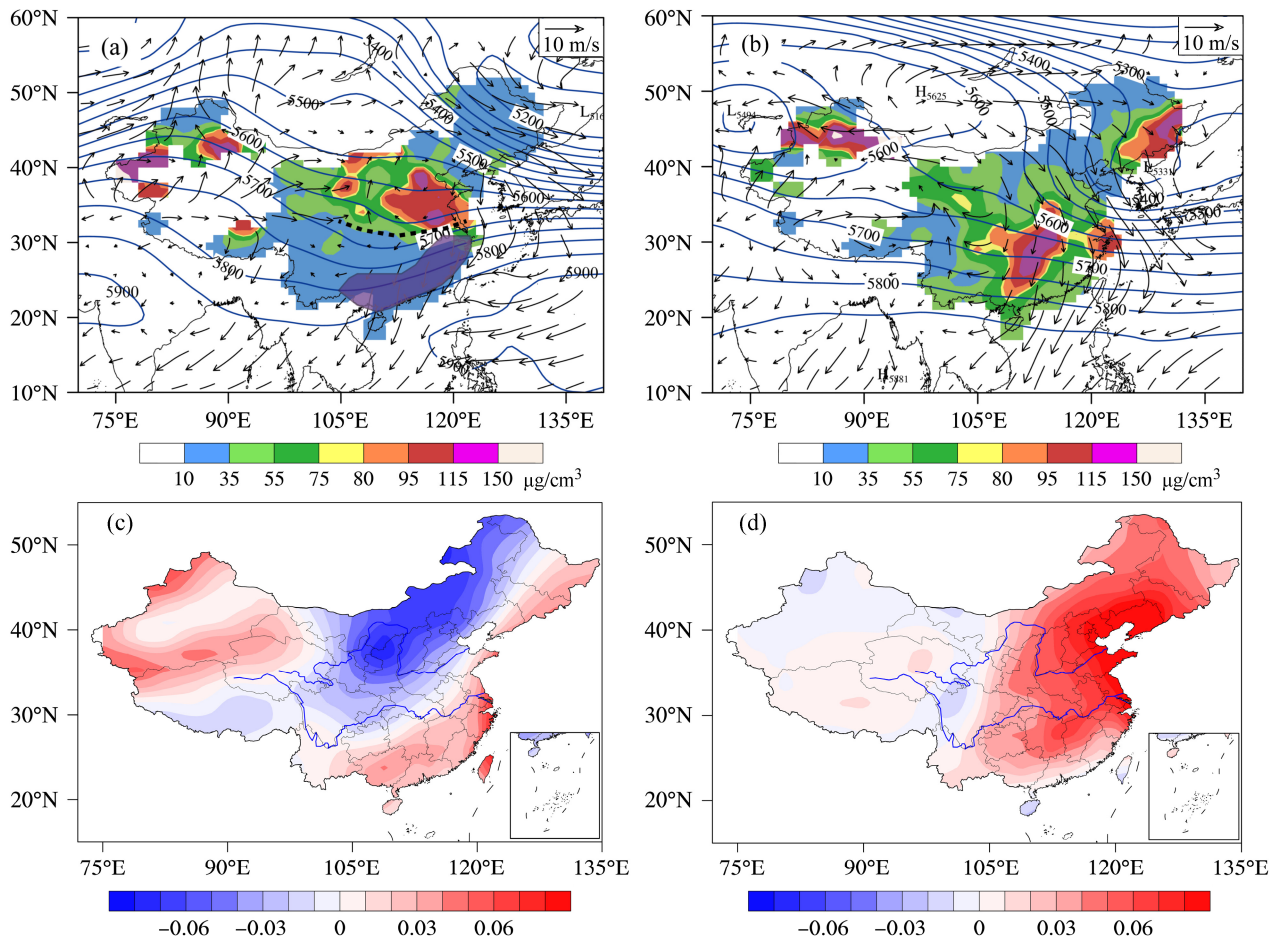


图6 2015年PM2.5浓度场 EOF 分解第二模态时间系数 (a) 正、(b) 负距平极大时段平均500 hPa高度场(单位: m, 蓝色实线)、地表10 m高度风场(黑色箭头)、PM2.5浓度场(彩色填充)(a中紫色阴影处为降水范围)和2013~2016年冬季 v 风场 EOF 分解 (c) 第二、(d) 第三模态

Fig. 6 Average 500-hPa geopotential height field (units: m, blue solid lines), surface 10-m height wind (black arrows) and PM2.5 concentration (color filled) during the periods of maximum (a) positive and (b) negative anomalies of the time coefficients of the second EOF mode of PM2.5 concentration for 2015 (the purple shaded area in Fig. 6a indicates area of precipitation); (c) the second and (d) the third EOF modes of winter v for 2013–2016

(3)对中国冬季环流场与 PM_{2.5} 第一模态的相关分析表明: PM_{2.5} 第一模态和平均环流场有关, 其与中国冬季地表风场存在显著负相关。相关性大小与风速大小、风向及排放源的相对位置有关。当风来向上游为相对清洁区时, 负相关显著, 负相关大小和风速及排放水平成正比, 如内蒙古中部、华北北部、四川盆地等地区; 当风来向上游排放水平较高时, 负相关不显著, 如西北地区东部、华北南部、华中北部地区。

(4)对中国冬季环流场与 PM_{2.5} 第二模态的相关分析表明: PM_{2.5} 第二模态和季节内冷空气活动有关。PM_{2.5} 场北方增强(南方减弱)和南方增强(北方减弱)分别对应较弱冷空气和较强冷空气过程。 v 风场与 PM_{2.5} 场 BP 典型相关分析的结果从理论上证明了风场的第二、三模态及其代表的强、弱冷空气作用过程确实与污染场的偶极子分布态势存在显著关联。

(5)初步分析了 PM_{2.5} 主模态及其主控因子的相关关系后发现: 排放条件、环流条件和地形条件的相互作用加之主导影响因子的地域差异, 使得中国的 PM_{2.5} 污染具有显著的空间分异性。所以, 进一步开展中国地区 PM_{2.5} 的分区研究, 讨论各分区的污染特征, 分析并量化各分区主控因子影响, 将对区域大气污染联防联控工作提供实证依据及科技支持。故下一步我们将从分区的角度继续深入讨论该问题。

参考文献 (References)

- Barnett T P, Preisendorfer R. 1987. Origins and levels of monthly and seasonal forecast skill for United States surface air temperatures determined by canonical correlation analysis [J]. *Mon. Wea. Rev.*, 115 (9): 1825–1850, doi:10.1175/1520-0493(1987)115<1825:OALOMA>2.0.CO;2.
- Chen L W A, Watson J G, Chow J C, et al. 2012. Wintertime particulate pollution episodes in an urban valley of the Western US: A case study [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 12: 10051–10064, doi:10.5194/acp-12-10051-2012.
- 陈学舜, 王自发, 李杰, 等. 2015. NAQPMS+APM 模式对北京冬季细粒子谱分布演变特征的数值模拟 [J]. *气候与环境研究*, 20 (6): 611–619.
- Chen Xueshun, Wang Zifa, Li Jie, et al. 2015. Simulation of particle number size distribution in Beijing in winter using NAQPMS+APM model [J]. *Climatic and Environmental Research (in Chinese)*, 20 (6): 611–619, doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2015.15095.
- 丁一汇. 1991. 东亚寒潮冷空气的传播和行星尺度作用 [J]. *应用气象学报*, 2 (2): 124–132.
- Ding Yihui. 1991. The propagation of the winter monsoon during cold air outbreaks in East Asia and the associated planetary-scale effect [J]. *Quarterly Journal of Applied Meteorology (in Chinese)*, 2 (2): 124–132.
- 丁一汇. 2005. 高等天气学 (2 版) [M]. 北京: 气象出版社, 212, 256.
- Ding Yihui. 2005. *Advanced Synoptic Meteorology (2nd ed) (in Chinese)* [M]. Beijing: China Meteorological Press, 212, 256.
- 方巍, 郑玉, 徐江. 2014. 大数据: 概念、技术及应用研究综述 [J]. *南京信息工程大学学报 (自然科学版)*, 6 (5): 405–419.
- Fang Wei, Zheng Yu, Xu Jiang. 2014. Big Data: Conceptions, key technologies and application [J]. *Journal of Nanjing University of Information Science and Technology (Natural Science Edition)(in Chinese)*, 6 (5): 405–419, doi:10.3969/j.issn.1674-7070.2014.05.002.
- 高会旺, 陈金玲, 陈静. 2014. 中国城市空气污染指数的区域分布特征 [J]. *中国海洋大学学报*, 44 (10): 25–34.
- Gao Huiwang, Chen Jinling, Chen Jing. 2014. Regional distributions of air pollution index in major cities of China [J]. *Periodical of Ocean University of China (in Chinese)*, 44 (10): 25–34.
- 郭晓梅. 2016. 四川盆地空气质量气候特征及其大地形影响效应的观测模拟研究 [D]. 南京信息工程大学硕士学位论文, 6–8.
- Guo X M. 2016. Observed and simulated research on climate characteristic of air quality and the topographic induced effects in Sichuan Basin [D]. M. S. thesis (in Chinese), Nanjing University of Information Science and Technology, 6–8.
- 国家统计局. 2018. 国家数据[DB/OL]. [2018-01-01]. <http://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=C01>. National Bureau of Statistics. National data[DB/OL](in Chinese).[2018-01-01]. <http://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=C01>.
- 黄思, 唐晓, 王自发, 等. 2016. 基于观测、模拟和同化数据的 PM_{2.5} 污染回顾分析 [J]. *气候与环境研究*, 21 (6): 700–710.
- Huang Si, Tang Xiao, Wang Zifa, et al. 2016. Evaluating the PM_{2.5} pollution over Beijing–Hebei–Tianjin region based on observations, simulations, and data assimilation results [J]. *Climatic and Environmental Research (in Chinese)*, 21 (6): 700–710, doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2016.14284.
- 江佳, 邹滨, 陈璟雯. 2017. 中国大陆 1998 年以来 PM_{2.5} 浓度时空分异规律 [J]. *遥感信息*, 32 (1): 28–34.
- Jiang Jiang, Zou Bin, Chen Jingwen. 2017. Spatial-temporal distribution of PM_{2.5} concentrations in mainland China since 1998 [J]. *Remote Sensing Information (in Chinese)*, 32 (1): 28–34, doi:10.3969/j.issn.1000-3177.2017.01.006.
- 蒋维楣, 孙鉴泞, 曹文俊, 等. 2004. 空气污染气象学教程 2 版 [M]. 北京: 气象出版社, 7–8.
- Jiang Weimei, Sun Jianning, Cao Wenjun, et al. 2004. *The Course of Air Pollution Meteorology (2nd ed) (in Chinese)* [M]. Beijing: China Meteorological Press, 7–8.
- 孔锋, 吕丽莉, 方建, 等. 2017. 中国空气污染指数时空分布特征及其变化趋势 (2001–2015) [J]. *灾害学*, 32 (2): 117–123.
- Kong Feng, Lü Lili, Fang Jian, et al. 2017. Spatiotemporal pattern of the air pollution index and its trend in China from 2001 to 2015 [J]. *Journal of Catastrophology (in Chinese)*, 32 (2): 117–123, doi:10.3969/j.issn.1000-811X.2017.02.020.
- 李崇银. 1993. 大气低频振荡 [M]. 北京: 气象出版社, 15–17.
- Li Chongyin. 1993. *Atmospheric Low Frequency Oscillation (in Chinese)* [M]. Beijing: China Meteorological Press, 15–17.
- 李德仁, 王树良, 李德毅, 等. 2002. 论空间数据挖掘和知识发现的理论与方法 [J]. *武汉大学学报 (信息科学版)*, 27 (3): 221–233.
- Li Deren, Wang Shuliang, Li Deyi, et al. 2002. Theories and technologies of spatial

- data mining and knowledge discovery [J]. *Geomatics and Information Science of Wuhan University (in Chinese)*, 27 (3): 221–233, doi:10.3969/j.issn.1671-8860.2002.03.001.
- 李嘉琦, 李秀丽, 杨迪菲, 等. 2015. 上海浦东地区冬季大气 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 污染特征分析 [J]. *上海第二工业大学学报*, 32 (4): 283–289. Li Jiaqi, Li Xiuli, Yang Difei, et al. 2015. Analysis on the air pollution characters of PM_{2.5} and PM₁₀ in winter in Shanghai Pudong [J]. *Journal of Shanghai Second Polytechnic University (in Chinese)*, 32 (4): 283–289, doi:10.3969/j.issn.1001-4543.2015.04.002.
- 刘华军, 杜广杰. 2016. 中国城市大气污染的空间格局与分布动态演进——基于 161 个城市 AQI 及 6 种分项污染物的实证 [J]. *经济地理*, 36 (10): 33–38. Liu Huajun, Du Guangjie. 2016. Spatial pattern and distributional dynamics of urban air pollution in China—An empirical study based on AQI and six sub-pollutants of 161 cities [J]. *Economic Geography (in Chinese)*, 36 (10): 33–38, doi:10.15957/j.cnki.jjdl.2016.10.005.
- Liu Y, Fan K. 2014. An application of hybrid downscaling model to forecast summer precipitation at stations in China [J]. *Atmospheric Research*, 143 (5): 17–30, doi:10.1016/j.atmosres.2014.01.024.
- Liu Y, Ren H L. 2017. Improving ENSO prediction in CFSv2 with an analogue-based correction method [J]. *International Journal of Climatology*, 37: 5035–5046, doi:10.1002/joc.5142.
- North G R, Bell T L, Cahalan R F, et al. 1982. Sampling errors in the estimation of empirical orthogonal functions [J]. *Mon. Wea. Rev.*, 110: 699–706, doi:10.1175/1520-0493(1982)110<0699:SEITEO>2.0.CO;2.
- 仇永炎. 1985. 中期天气预报 [M]. 北京: 科学出版社, 333–337. Qiu Yongyan. 1985. *Medium-term Weather Forecast (in Chinese)* [M]. Beijing: Science Press, 333–337.
- 王斌. 2008. 利用空气污染指数(API)分析我国空气污染的时空变化特征 [D]. 中国海洋大学硕士学位论文, 5–10. Wang Bin. 2008. The spatial and temporal variation of air pollution characteristics in China adopting air pollution index (API) analysis [D]. M. S. thesis (in Chinese), Ocean University of China, 5–10.
- 王金南, 宁淼, 孙亚梅. 2012. 区域大气污染联防联控的理论与方法分析 [J]. *环境与可持续发展*, 37 (5): 5–10. Wang Jinnan, Ning Miao, Sun Yamei. 2012. Study on theory and methodology about joint prevention and control of regional air pollution [J]. *Environment and Sustainable Development (in Chinese)*, 37 (5): 5–10, doi:10.3969/j.issn.1673-288X.2012.05.002.
- 王占山, 李云婷, 陈添, 等. 2015. 2013 年北京市 PM_{2.5} 的时空分布 [J]. *地理学报*, 70 (1): 110–120. Wang Zhanshan, Li Yunting, Chen Tian, et al. 2015. Spatial-temporal characteristics of PM_{2.5} in Beijing in 2013 [J]. *Acta Geographica Sinica (in Chinese)*, 70 (1): 110–120, doi:10.11821/dlxb201501009.
- 魏凤英. 2007. 现代气候统计诊断与预测技术 (2 版) [M]. 北京: 气象出版社, 36–56, 71–73, 105–171. Wei Fengying. 2007. *Modern Climate Statistics Diagnosis and Prediction Technology (2nd ed.) (in Chinese)* [M]. Beijing: China Meteorological Press, 36–56, 71–73, 105–171.
- 魏文秀, 张欣, 田国强. 2010. 河北霾分布与地形和风速关系分析 [J]. *自然灾害学报*, 19 (1): 49–52. Wei Wenxiu, Zhang Xin, Tian Guoqiang. 2010. Analysis of relation between haze distribution and terrain and wind speed in Hebei Province [J]. *Journal of Natural Disasters (in Chinese)*, 19 (1): 49–52, doi:10.13577/j.jnd.2010.0109.
- 吴兑. 2005. 关于霾与雾的区别和灰霾天气预警的讨论 [J]. *气象*, 31 (4): 3–7. Wu Dui. 2005. A discussion on difference between haze and fog and warning of Ash haze weather [J]. *Meteorological Monthly (in Chinese)*, 31 (4): 3–7, doi:10.3969/j.issn.1000-0526.2005.04.001.
- 吴兑, 廖国莲, 邓雪娇, 等. 2008. 珠江三角洲霾天气的近地层输送条件研究 [J]. *应用气象学报*, 19 (1): 1–9. Wu Dui, Liao Guolian, Deng Xuejiao, et al. 2008. Transport condition of surface layer under haze weather over the Pearl River delta [J]. *Journal of Applied Meteorological Science (in Chinese)*, 19 (1): 1–9, doi:10.3969/j.issn.1001-7313.2008.01.001.
- 吴蒙, 范绍佳, 吴兑, 等. 2012. 广州地区灰霾与清洁天气变化特征及影响因素分析 [J]. *中国环境科学*, 32 (8): 1409–1415. Wu Meng, Fan Shaojia, Wu Dui, et al. 2012. Characteristics and influence factors study of haze and cleaning weather over Guangzhou area [J]. *China Environmental Science (in Chinese)*, 32 (8): 1409–1415, doi:10.3969/j.issn.1000-6923.2012.08.010.
- 杨晓亮, 杨敏. 2014. 一次雾霾过程中气象因子与细颗粒物浓度关系的研究 [J]. *干旱气象*, 32 (5): 781–787, 818. Yang Xiaoliang, Yang Min. 2014. Relationship between meteorological factors and fine particulate matter concentrations during a fog and haze weather process [J]. *Journal of Arid Meteorology (in Chinese)*, 32 (5): 781–787, 818, doi:10.11755/j.issn.1006-7639(2014)-05-0781.
- 于庚康, 王博妮, 陈鹏, 等. 2015. 2013 年初江苏连续性雾—霾天气的特征分析 [J]. *气象*, 41 (5): 622–629. Yu Gengkang, Wang Boni, Chen Peng, et al. 2015. Analysis of characteristics of a long-lasting fog—haze event in Jiangsu 2013 [J]. *Meteorological Monthly (in Chinese)*, 41 (5): 622–629, doi:10.7519/j.issn.1000-0526.2015.05.010.
- 张小曳. 2001. 亚洲粉尘的源区分布、释放、输送、沉降与黄土堆积 [J]. *第四纪研究*, 21 (1): 29–40. Zhang Xiaoye. 2001. Source distributions, emission, transport, deposition of Asian dust and loess accumulation [J]. *Quaternary Sciences (in Chinese)*, 21 (1): 29–40, doi:10.3321/j.issn:1001-7410.2001.01.004.
- 张引, 陈敏, 廖小飞. 2013. 大数据应用的现状与展望 [J]. *计算机研究与发展*, 50 (S2): 216–233. Zhang Yin, Chen Min, Liao Xiaofei. 2013. Big data applications: A survey [J]. *Journal of Computer Research and Development (in Chinese)*, 50 (S2): 216–233.
- 赵晨曦, 王云琦, 王玉杰, 等. 2014. 北京地区冬春 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 污染水平时空分布及其与气象条件的关系 [J]. *环境科学*, 35 (2): 418–427. Zhao Chenxi, Wang Yunqi, Wang Yujie, et al. 2014. Temporal and spatial distribution of PM_{2.5} and PM₁₀ pollution status and the correlation of particulate matters and meteorological factors during winter and spring in Beijing [J]. *Environmental Science (in Chinese)*, 35 (2): 418–427, doi:10.13227/j.hjlx.2014.02.013.
- 赵雪峰. 2016. 西安市 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 时空分布特征及其与气象要素的关系 [D]. 西北大学硕士学位论文, 12–19. Zhao Xuefeng. 2016. Temporal and spatial distribution characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ in Xian city and its relationship with meteorological elements [D]. M. S. thesis (in Chinese), Northwest University, 12–19.
- 周家斌, 黄嘉佑. 1997. 近年来中国统计气象学的新进展 [J]. *气象学报*, 55 (3): 297–305. Zhou Jiabin, Huang Jiayou. 1997. Advances in statistical meteorology in China in recent years [J]. *Acta Meteorologica Sinica (in Chinese)*, 55 (3): 297–305, doi:10.11676/qjxb1997.030.