### 中国主要大气污染物的时空分布特征研究

臧星华1,鲁垠涛1\*,姚宏1,李发东2,张士超1

1. 北京交通大学土木建筑工程学院,水中典型污染物控制与水质保障北京重点实验室,100044 北京; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所,100101 北京

摘要:应用统计学和 GIS 对 2014 年 3 月—2015 年 2 月期间 190 个监测城市的 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>和 SO<sub>2</sub>的监测数据进行时 空特征分布分析,结果表明,中国大气污染主要来源于采暖排放、机动车排放、工业排放与风沙天气。各污染物呈明显的区域性分布。污染物浓度总体趋势是北方地区高于南方地区。河北南部以及山东东部等重工业密集且人口密度大的地区污染较为严重。而中西部及东南部等工业发展相对落后人口较为稀少的地区污染较轻。PM<sub>10</sub> 污染呈明显的季节变化,采暖期 PM<sub>10</sub> 主要来源于燃煤排放和机动车尾气排放,非采暖期受风沙天气影响显著,且在春、秋的风沙时期保持较高的值。采暖期 PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>和 NO<sub>2</sub>的浓度上升明显,其中 SO<sub>2</sub>受到采暖期的影响最为显著。NO<sub>2</sub>主要来源于工业排放以及汽车尾气排放,因而工业布局密集且交通发达的城市污染较为严重。采暖期与非采暖期 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>和 SO<sub>2</sub>的浓度对比变化显著,采暖期燃煤对空气质量的影响巨大。

**关键词:** NO<sub>2</sub>; PM<sub>10</sub>; PM<sub>2.5</sub>; SO<sub>2</sub>; 采暖期 **DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2015.08.010

中图分类号: X51 文献标志码: A 文章编号: 1674-5906(2015)08-1322-08

**引用格式:** 臧星华, 鲁垠涛, 姚宏, 李发东, 张士超. 中国主要大气污染物的时空分布特征研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(8): 1322-1329.

ZANG Xinghua, LU Yintao, YAO Hong, LI Fadong, ZHANG Shichao. The Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Main Air Pollutants in China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(8): 1322-1329.

随着工业、交通和城市化的蓬勃发展,以 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>和 SO<sub>2</sub>为主的大气污染日趋严重,大气污染已经成为政府和社会共同面临的严峻问题(王庆一,2005)。中国是世界上为数不多的能源结构以煤炭为主的国家,煤在一次能源结构中占70%,SO<sub>2</sub>排放总量随着煤炭消费量的增长而急剧增加(彭远新等,2010)。近年来由于人民生活水平不断提高以及城市化进程的发展,汽车保有量迅速增多,导致中国城市机动车排放大气污染物 CO和 NO<sub>x</sub>迅猛增加(孙国金,2013)。目前的大气污染形势开始呈现出区域性和复合型特征,污染范围从城市局部向区域性污染扩展,污染类型从工业污染为主向复合型污染转变(赵其国等,2009)。

近年来,随着人们对环境问题的广泛重视,目益严重的大气污染问题已引起国际社会的广泛关注。自 2000 年以来,众多学者在大气污染物的分布特征(Ma et al., 2010;钱翌等,2004;向敏等,2009)、源解析(郑晓霞等,2014)、气象因素分析(翟广宇等,2015)、洲际影响分析(Leibensperge

et al., 2011)等方面取得了可喜的成果,并尝试应用遥感手段进行大气污染物监测(Maantay et al., 2009)。但这些研究多针对某一城市或某一种大气污染物,监测点位普遍较少,仅有少量研究能做到全国尺度,空间分析仅见于少部分研究中(李名升等,2013)。本文以中国 2014 年 3 月份—2015 年 2 月份环境监测资料为依据,分析全国范围内 NO2、PM10、PM2.5 和 SO2 的时间变化规律,同时使用ArcGIS 的空间分析方法,探勘各区域污染物的分布特征,更深入的了解中国大气污染物分布情况,从而为中国大气环境治理,空气质量预报提供参考依据,为环境管理决策提供及时、准确、全面的环境质量信息,对预防严重污染事件的发生具有重要意义。

### 1 区域研究概况

本次采集大气污染监测的城市有 190 个,遍布全国各地(台湾省除外)。但是从大气污染监测的城市分布可以看出(图 1),中国国控监测的城市数量虽多但分布不均,其中西部地区分布稀疏,而

**基金项目:** 国家自然基金项目(41103007); 北京市基金项目(8142031)

作者简介: 臧星华 ( 1990 年生 ), 男, 硕士研究生, 研究方向为大流域面源污染监测评估。E-mail: 14121230@bjtu.edu.cn

\*通信作者。

收稿日期: 2015-04-10

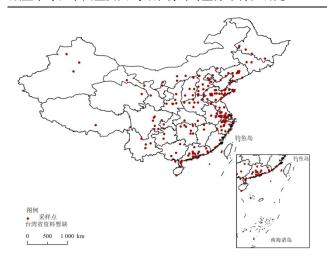


图 1 中国大气污染监测城市分布图 Fig. 1 Map of sampling sites in China

东部沿海地区分布较密集,这与中国经济发展不均 衡以及各地区气候差异有很大关系。

### 2 数据来源与分析方法

### 2.1 数据来源

本文收集了 2014 年 3 月—2015 年 2 月中国 190 个城市的大气常规污染物资料,主要包括  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  的逐日质量浓度,资料来源于中国环境监测站。

### 2.2 分析方法

根据 2014 年 3 月—2015 年 2 月  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$ 和  $SO_2$ 的质量浓度用 Excel 对各监测城市进行月平均浓度的统计分析,得出年内大气污染物浓度变化趋势。并通过 SPSS19.0 对各污染物进行聚类分析,解析各污染物的污染来源。

根据 2014 年 3 月—2015 年 2 月中国 190 个城市的大气常规污染物监测数据,将各监测站污染物年均值数据联结到监测点的.shp 文件中后,应用ArcGIS10.0中的 Spatial Analyst Tools模组对其进行克里金插值分析,探讨中国大气常规污染物的空间分布特征。克里金内插法是建立在试验变差图计算和建模基础上的多阶段内插过程,可以提供对未采样的最佳无偏预测。克里金插值法分为普通克里金插值和块克里金插值,本研究中采用普通克里金插值法。

### 3 结果讨论与分析

### 3.1 中国大气污染总体状况

从表 1 可见:中国大气污染物 NO2、PM10、PM25 和 SO2年平均浓度分别为《环境空气质量标准》《GB 3095-2012) 中年平均二级浓度限值的 0.926, 1.532, 1.775 和 0.653 倍。其中,  $\rho(NO_2)$ 和  $\rho(SO_2)$ 的浓度均接近或低于年平均二级浓度限值,而  $\rho(PM_{10})$ 和 $\rho(PM_{25})$ 的浓度则明显高于年平均二级浓 度限值。说明  $\rho(PM_{10})$ 和  $\rho(PM_{25})$ 的平均含量处于较 高超标水平。从空间尺度来看, $\rho(NO_2)$ 和 $\rho(SO_2)$ 的 年均达标城市比例分别为 60.000%和 87.895%, 而  $\rho(PM_{10})$ 和  $\rho(PM_{2.5})$ 的年均达标城市比例仅有 16.316%和 7.368%。 这说明 NO2 和 SO2 的超标城市 较少, 而 PM<sub>10</sub>和 PM<sub>25</sub>的超标城市较为普遍。从时 间尺度来看, $\rho(NO_2)$ 和 $\rho(SO_2)$ 的日均值达标比例天 数分别为 96.902%和 98.410%, 而  $\rho(PM_{10})$ 和  $\rho(PM_{2.5})$ 的日均值达标天数比例仅有 79.523%和 69.610%。 这说明全年各监测城市 $\rho(NO_2)$ 和 $\rho(SO_2)$ 的超标天数 较少, 而  $\rho(PM_{10})$ 和  $\rho(PM_{25})$ 的超标现象较为常见。

根据 Wilding 对变异程度的分类可知(Ma et al., 2010):  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 和  $PM_{2.5}$ (变异系数分别为 0.299,0.350 和 0.328)为中等变异(15%<CV<36%),而  $SO_2$ (变异系数为 0.565)为高度变异(CV>36%)。 $SO_2$ 的变异系数远超其他大气污染物,说明  $SO_2$ 全国范围内空间分布不均匀,受人类活动影响显著。3.2 中国大气污染物  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$ 和  $SO_2$ 的时间分布特征

根据 2014 年 3 月—2015 年 2 月  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  的逐时浓度监测资料对各城市月平均浓度变化进行分析得到污染物质的时间分布特征(图 2)。

从月份尺度来看,空气中的污染物在不同的月份由于气候不同会出现较大的变化。由图 2 所示的污染物月均值可以看出, $NO_2$ 月平均质量浓度最高值出现在 2015 年 1 月,其质量浓度为 47.70  $\mu$ g·m<sup>-3</sup>,5 月—10 月较低,这是由于  $NO_2$ 受到大气降水变化的影响进入其他环境介质,因而大气中  $NO_2$ 干季质量浓度较高,湿季浓度较低(Lee et al., 2012;魏玉香等,2009)。 $PM_{10}$  和  $PM_{2.5}$  月均质量浓度变化

表 1 中国大气污染物的描述统计特征

Table 1 Descriptive statistics of air pollutants in China

μg·m<sup>-3</sup>

大气污染物	最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数	日均二级	日均值达标	年平均二级	年平均达标
(样品量 n=190)						浓度限值	天数比例	浓度限值	城市比例
$\rho(\mathrm{NO_2})$	13.523	65.830	37.025	11.063	0.299	80.000	96.902%	40.000	60.000%
$\rho(\mathrm{PM}_{10})$	35.267	247.411	106.640	37.312	0.350	150.000	79.523%	70.000	16.316%
$\rho(\mathrm{PM}_{2.5})$	19.396	133.645	62.130	20.400	0.328	75.000	69.610%	35.000	7.368%
$\rho(\mathrm{SO}_2)$	1.890	113.944	33.781	19.079	0.565	150.000	98.410%	60.000	87.895%

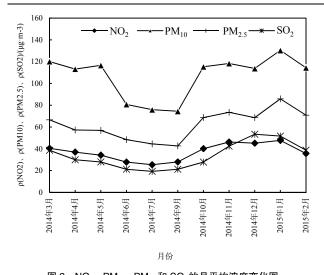


图 2 NO $_2$ 、PM $_{10}$ 、PM $_{2.5}$ 和 SO $_2$ 的月平均浓度变化图 Fig. 2 The monthly average concentration variation of NO $_2$ , PM $_{10}$ , PM $_{2.5}$  and SO $_2$ 

趋势极为相似,其质量浓度在夏季(6 月—9 月)较低,其余季节均处于较高水平。这是因为冬季全国部分地区陆续进入采暖期,煤燃烧产生的颗粒物导致  $PM_{10}$ 和  $PM_{2.5}$ 显著增加。春季中国北部沙尘天气较多(王金艳等,2007;Lee et al., 2006),也导致了  $PM_{10}$ 的值保持了较高水平, $PM_{10}$ 沙尘自然

来源比例高于  $PM_{2.5}$ ,而  $PM_{2.5}$  更多的受到人为源的控制。秋季  $PM_{10}$ 和  $PM_{2.5}$  质量浓度高则可能与当时污染物扩散条件差等天气因素有关(陈建华等,2005)。 $SO_2$  月均质量浓度在 12 月较高,其月均浓度达到 53.34  $\mu g \cdot m^{-3}$ ,4 月—10 月平均质量浓度较低,小于 30.00  $\mu g \cdot m^{-3}$ 。这是因为湿季雨水丰沛,将大量  $SO_2$  冲刷到地面而使其大气中浓度下降(吉东生等,2009; Meng et al.,2010)。

### 3.3 中国大气污染物 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> 的 空间分布特征

本研究中采用普通克里金插值法对全国 190 个城市的大气污染物检测数值进行分析处理,得到如图 3 所示的 4 种污染物区域分布。

通过对比分析 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 SO<sub>2</sub> 这 4 种污染物监测数据及空间分布(图 3)来看,4 种污染物浓度的空间分布有一定差异(Flemming et al.,2005)。NO<sub>2</sub>年均质量浓度较高的地区主要位于河北南部及其周边地区以及长江三角洲等经济发达人口密集的地区,而其质量浓度较低的地区主要位于东北地区、中西部以及西南部等经济欠发达人口密度较小的地区。这可能是因为 NO<sub>2</sub>质量浓度高的地区机动车密集,移动污染源排放集中,而其

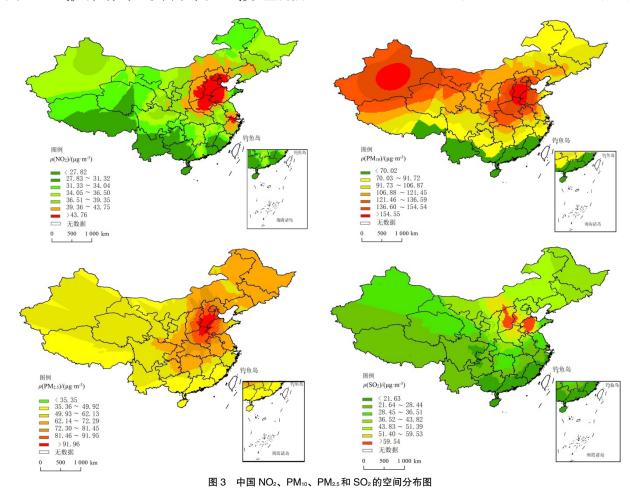


Fig. 3 The spatial distribution of NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and SO<sub>2</sub> in China

他区域机动车密度较低,因而污染较轻(Nguyen et al., 2015; Mazzeo et al., 2005)。PM<sub>10</sub>污染全国 范围内较为普遍,其中年均浓度较高的地区主要位 于京津冀及周边地区、西北地区,中国南部沿海地 区及内陆东南地区的质量浓度较低。这可能与西北 地区受到来自西伯利亚的强冷空气影响,沙尘天气 带来大量的粗颗粒区使其成为高污染中心, 而京津 冀地区不仅受沙尘天气影响(鲁然英等, 2005; Tian et al., 2014; Liu et al., 2014), 工业污染的排放 也很高。PM25 污染全国范围内较为普遍,污染较 为严重的地区主要位于中国北方地区,其中京津冀 地区污染最为严重。这可能是北方地区工业排放量 大且气候条件不利于扩散导致的。SO2全国范围内 污染程度较轻, 年均浓度较高地区主要分布在北方 地区, 其中河北与山西交界处及山东东部地区污染 最为严重,这可能与该地区电厂燃煤与工业锅炉排 放有关(代百乾等, 2008)。

## 3.4 中国采暖期与非采暖期大气污染物的空间分布特征

为了进一步分析大气污染物时空分布的影响因素,本文采用聚类分析进一步分析验证各大气污染物之间的相互关系。如图 4 所示,通过对 4 种大气污染物的聚类分析,得到一个层次化的系统树状图。距离集群值越低,数据间的相关性越高(Adame et al., 2012)。从图 4 可以看出,采暖期和非采暖期的聚类分析结果非常相似,得到两大集群,第一类集群包括  $PM_{10}$ 。其中第一类集群距离小于 5,这说明  $PM_{2.5}$ 、 $NO_2$  和  $SO_2$  的污染来源非常类似(Tiwari et al., 2015)。而  $PM_{10}$  与其他 3 种污染物集群距离较大,这说明其污染来源与  $PM_{2.5}$ 、 $NO_2$  和  $SO_2$  有较大不

同。其中  $PM_{10}$  受自然源与人为源共同控制(An et al., 2013),而  $PM_{2.5}$  、 $NO_2$  和  $SO_2$  的污染来源中人为源占主导地位。

### 3.4.1 NO<sub>2</sub>的空间分布特征分析

从图 5 可见,中国 NO<sub>2</sub>空间分布的南北差异显著。采暖期全国各监测城市 NO<sub>2</sub>的平均质量浓度在25.56~84.73 μg·m<sup>-3</sup> 之间,其中超过二级浓度限值(40 μg·m<sup>-3</sup>)的城市有109 个,最高值出现在河北邢台,采暖期内其日均达标比例仅为71.70%,NO<sub>2</sub>质量浓度高值区主要位于河北南部、河南东部和山东西部等经济发达的地区。而这主要是因为北方采暖期高温锅炉燃烧、工业生产以及汽车尾气排放了大量的NO<sub>2</sub>。其次,NO<sub>2</sub>形成以长江三角洲和新疆为中心的两个相对高浓度区,但由于监测城市较少,因此西部地区插值仅作参考。这主要与这些地区发达的工业有关(Meng et al., 2010;尉鹏等,2013)。

非采暖期全国各监测城市 NO<sub>2</sub> 的平均质量浓度在 14.66~34.98 μg·m<sup>-3</sup> 之间,其中超过二级浓度限值 (40 μg·m<sup>-3</sup>) 的城市有 39 个,最高值出现在山东淄博,与采暖期相比 NO<sub>2</sub>超标城市大幅减少,而且平均质量浓度整体下降,这是因为非采暖期降水较多,雨水冲刷使得大气中的 NO<sub>2</sub>落入土壤,各城市的平均浓度均有所降低。华北平原虽然有水冲刷,NO<sub>2</sub>的质量浓度有所降低,但是其工业生产仍然使其污染浓度相对较高。

### 3.4.2 PM<sub>10</sub>的空间分布特征分析

从图 6 可见,中国 PM<sub>10</sub> 采暖期与非采暖期的空间分布有明显差异,但总体看来依然是北方地区较南方地区污染严重。采暖期 PM<sub>10</sub> 的平均质量浓度约为其非采暖期的 2 倍,主要与北方采暖期供暖

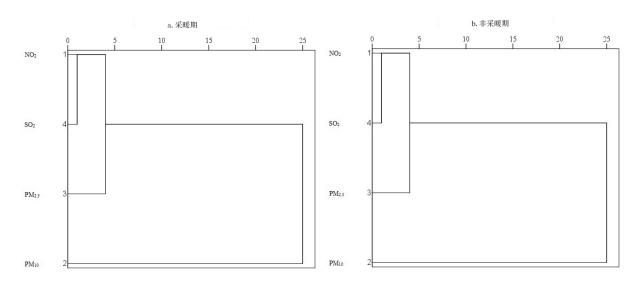


图 4 (a) 采暖期  $SO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 、 $NO_2$ 和  $PM_{10}$ 的聚类树状图,(b) 非采暖期  $SO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 、 $NO_2$ 和  $PM_{10}$ 的聚类树状图 Fig. 4 (a) The dendrogram of  $SO_2$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$  and  $PM_{10}$  at heating period, (b) The dendrogram of  $SO_2$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $NO_2$  and  $PM_{10}$  at non-heating period

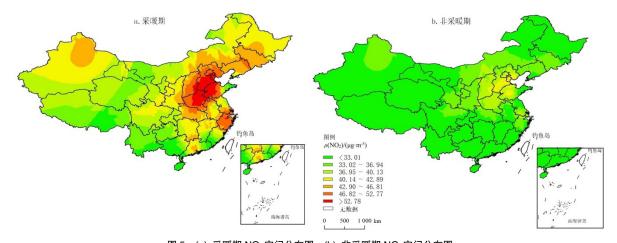


图 5 (a) 采暖期 NO2空间分布图, (b) 非采暖期 NO2空间分布图

Fig. 5 (a) The spatial distribution of NO<sub>2</sub> at heating period, (b) The spatial distribution of NO<sub>2</sub> at non-heating period

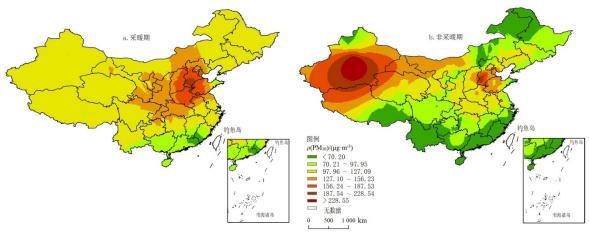


图 6 (a) 采暖期 PM<sub>10</sub>空间分布图, (b) 非采暖期 PM<sub>10</sub>空间分布图

Fig. 6 (a) The spatial distribution of PM<sub>10</sub> at heating period, (b) The spatial distribution of PM<sub>10</sub> at non-heating period

有关。

采暖期全国  $PM_{10}$  的质量浓度在 59.74~405.92  $\mu g \cdot m^{-3}$  之间,其中超过二级浓度限值( $70~\mu g \cdot m^{-3}$ )的城市有 34~个,最高值出现在河北保定,采暖期内其日均达标比例为 22.92%,由于供暖期间大量煤炭燃烧,使得全国范围内相对于采暖期平均质量浓度均有所升高,尤其在北方环渤海经济圈不但采暖燃煤,而且工业布局较为密集,颗粒物排放量较大,因而  $PM_{10}$  质量浓度较高(Lim et al., 2010)。

非采暖期全国 PM<sub>10</sub> 的质量浓度在 31.30~132.52 μg·m<sup>-3</sup> 之间,其中超过二级浓度限值(70 μg·m<sup>-3</sup>)的城市有 16 个,有两个污染高值区,一是河北南部地区,以邢台最为严重,主要原因是该地区生产钢铁排放了大量颗粒物,并且沙尘天气较多,使得该地区污染较为严重。二是以乌鲁木齐市为中心的区域,由于西北地区受到来自西伯利亚的强冷空气影响(Hoffmann et al., 2008),沙尘天气带来大量的粗颗粒物使该区域成为高污染中心。

### 3.4.3 PM<sub>2.5</sub>的空间分布特征分析

从图 7 可见,中国 PM<sub>2.5</sub> 采暖期与非采暖期的空间分布有明显差异。采暖期全国 PM<sub>2.5</sub> 的平均质量浓度为 75.09 μg·m<sup>-3</sup>,而非采暖期其平均质量浓度为 53.04 μg·m<sup>-3</sup>。采暖期 PM<sub>2.5</sub> 的平均质量浓度普遍高于非采暖期,煤的燃烧产生的一次、二次颗粒物是此时期大气中颗粒物的主要来源(张军营等,2005)。国外研究学者也得到了相同的变化规律,认为产生这一规律的另一个原因是气候变化引起空气湿度的改变,采暖期寒冷的气温有利于重金属随水分结晶,从而增大了 PM<sub>2.5</sub> 的重金属质量浓度,从而导致其质量浓度增加(Christoph et al., 2005)。

全国各监测城市在采暖期 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度在 27.06~180.27 μg·m<sup>-3</sup> 之间,其中超过二级浓度限值 (35 μg·m<sup>-3</sup>)的城市有 190 个,最高值出现在河北保定,采暖期内其日均达标比例仅为 22.23%, PM<sub>2.5</sub> 平均质量浓度高值区主要位于天津、河北南部、山东东部、河南、湖北以及东北部分地区等地区,这些地区工业布局密集,人口基数大,汽车保有量大,

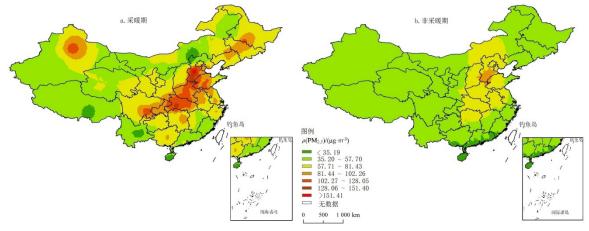


图 7 (a) 采暖期 PM2.5 空间分布图, (b) 非采暖期 PM2.5 空间分布图

Fig. 7 (a) The spatial distribution of PM<sub>2.5</sub> at heating period, (b) The spatial distribution of PM<sub>2.5</sub> at non-heating period

燃煤锅炉、机动车尾气以及周边城市重化工业污染物的排放等综合因素导致了这些地区 PM<sub>2.5</sub> 污染严重(韩瑞霞等,2014)。其次是以新疆乌鲁木齐为中心的地区,乌鲁木齐市空气污染为煤烟型污染,可吸入颗粒物为首要污染物(陈晓月,2010),采暖期大气中 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度严重超标。

全国各监测城市在非采暖期  $PM_{2.5}$  的质量浓度在  $15.29\sim111.87~\mu g\cdot m^{-3}$  之间,最高值出现在河北邢台,平均质量浓度达到  $111.87~\mu g\cdot m^{-3}$ ,全国各城市  $PM_{2.5}$  浓度均值仍普遍超过二级浓度限值(35 $\mu g\cdot m^{-3}$ )。但非采暖期降水较多,雨水冲刷使得大气中的  $PM_{2.5}$  落入土壤,并且该时期气候有利于污染物扩散,各城市的平均浓度均有所降低。虽然华北平原  $PM_{2.5}$  的质量浓度有所降低,但是其工业生产仍然使其污染浓度相对较高。

### 3.4.4 SO<sub>2</sub>的空间分布特征分析

全国各监测城市在采暖期  $SO_2$  质量浓度在  $15.54\sim130.21~\mu g \cdot m^{-3}$  之间,其中超过二级浓度限值  $(60~\mu g \cdot m^{-3})$  的城市有  $55~\uparrow$ ,最高值出现在临汾,

采暖期内其日均达标比例为 71.16%。从图 8(a) 可见,北方城市明显高于南方城市,其中北方地区和西北地区最为严重。主要是由于采暖期煤的燃烧量大, $SO_2$ 排放量随之增加。结合图 5~图 7,从图 8 可见,相对于  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 和  $PM_{2.5}$ 采暖期对  $SO_2$ 影响最为显著。

全国各监测城市在非采暖期 SO<sub>2</sub> 质量浓度在 10.39~41.29 μg·m<sup>-3</sup> 之间,其中超过二级浓度限值 (60 μg·m<sup>-3</sup>) 的城市有 2 个,最高值出现在淄博,其平均质量浓度达到 94.62 μg·m<sup>-3</sup>。由于降水量较大,全国范围内浓度均有所降低(Meng et al., 2008)。从图 8 (b) 可见,华北平原特别是山东东部地区污染较为严重,东北地区和东南沿海 SO<sub>2</sub>质量浓度较低。主要是由于华北地区工业布局较为密集,SO<sub>2</sub>排放量较大。而东南沿海地区受信风带影响,且地势平坦,有利于 SO<sub>2</sub> 扩散。与此同时,较高的植被覆盖率也有利于 SO<sub>2</sub>浓度的降低( 吴晓娟等, 2006 )。

综上可知,全国范围内河北南部  $NO_2$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  的平均质量浓度均处于较高水平。其

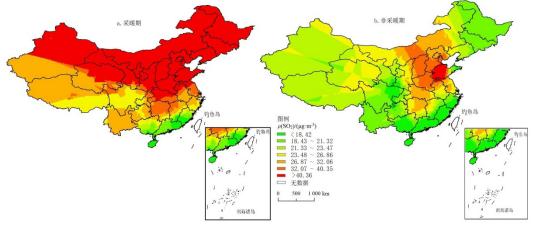


图 8 (a) 采暖期 SO2空间分布图, (b) 非采暖期 SO2空间分布图

Fig. 8 (a) The spatial distribution of SO<sub>2</sub> at heating period, (b) The spatial distribution of SO<sub>2</sub> at non-heating period

中,石家庄特殊的地形使西北风无法到达,东南风作用时由于太行山脉的阻挡又转而向东,污染物始终停留在石家庄上空,是造成其空气质量差的基本原因。而随着北京冶金、化工、电力、水泥等大批污染企业迁入邢台、保定等城市,河北南部成为了全国大气污染最严重的地区之一。河北南部的首要污染物是可吸入颗粒物(PM<sub>10</sub>),主要来源于化石燃料燃烧、工业生产过程及交通运输,各种工业生产过程中产生的空气污染由于排放点比较集中,浓度较高,所以对工矿区或局部的空气污染较为严重,这也是河北南部空气质量状况较差的一个重要原因。全国范围内采暖期的空气质量状况明显较差,说明采暖期燃煤对空气质量的影响巨大,采暖期结束后空气质量明显改善。

### 4 结论

本文通过分析 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 及 SO<sub>2</sub>等大气污染物的时空分布特征,解析了这些污染物的不同影响因素。污染物浓度总体趋势是北方地区高于南方地区。河北南部以及山东部分地区等经济发达人口密集地区污染较为严重。而中西部及东南部等经济发展相对落后人口较为稀少的地区污染较轻。PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 受气候与工业分布等多因素影响,采暖期 PM<sub>10</sub> 受燃煤影响比较显著,非采暖期受风沙天气影响显著。SO<sub>2</sub> 的空间分布与北方采暖期有关,且 SO<sub>2</sub> 受到采暖期的影响最为显著,NO<sub>2</sub> 主要来源于工业排放以及汽车尾气排放,因而相对发达的地区污染较为严重。采暖期与非采暖期 NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 SO<sub>2</sub> 的浓度对比变化显著,采暖期燃煤对空气质量的影响巨大。

#### 参考文献:

- ADAME J A, NOTARIO A, VILLANUEVA F, et al. 2012. Application of cluster analysis to surface ozone,  $NO_2$  and  $SO_2$  daily patterns in an industrial area in Central-Southern Spain measured with a DOAS system [J]. Science of the Total Environment, 429: 281-291.
- AHMED E, KIM K H, JEON E C. 2015. Long term trends of methane, non-methane hydrocarbons, and carbon monoxide in urban atmosphere [J]. Science of the Total Environment, 518-519: 595-604.
- AN X Q, HOU Q, LI N, ZHAI S X. 2013. Assessment of human exposure level to  $PM_{10}$  in China [J]. Atmospheric Environment, 70(2): 376-386.
- CHRISTOPH H, ROBERT G, URS B, et al. 2005. Chemical characterization of PM<sub>2.5</sub>, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland [J]. Atmospheric Environment, 39(4): 637-651
- FLEMMING J, STERN R, YAMARTINO R J. 2005. A new air quality regime classification scheme for O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub> observations sites [J]. Atmospheric Environment, 39(33): 6121-6129.
- HOFFMANN C, FUNK R, SOMMER M, et al. 2008. Temporal variations in PM<sub>10</sub> and particle size distribution during Asian dust storms in InnerMongolia [J]. Atmospheric Environment, 42(36): 8422-8431.
- LEE B K, LEE H K, JUN N Y. 2006. Analysis of regional and temporal

- characteristics of  $PM_{10}$  during an Asian dust episode in Korea [J]. Chemosphere, 63(7): 1106-1115.
- LEE H, GU M, KIM Y J, et al. 2012. First-time remote sensing of NO<sub>2</sub> vertical distributions in an urban street canyon using Topographic Target Light scattering Differential Optical Absorption Spectroscopy [J]. Atmospheric Environment, 54(4): 519-528.
- LIM J M, LEE J H, MOON J H, et al. 2010. Airborne  $PM_{10}$  and metals from multifarious sources in an industrial complex area [J]. Atmospheric Research, 96(1): 53-64.
- LIU Q Y, LIU Y J, et al. 2014. Chemical characteristics and source apportionment of PM<sub>10</sub> during Asian dust storm and non-dust storm days in Beijing [J]. Atmospheric Environment, 91(1): 85-94.
- MA Q, ZHAO G X. 2010. Effects of different land use types on soils nutrients in intensive agricultural region [J]. Journal of Natural Resources, 25(11): 1834-1843.
- MAZZEO N A, VENEGAS L E, CHOREN H. 2005. Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO concentration measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime [J]. Atmospheric Environment, 39(17): 3055-3068.
- MENG Z Y, DING G A, XU X B, et al. 2008. Vertical distributions of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> in the lower atmosphere in Beijing urban areas, China [J]. Science of the Total Environment, 390(2-3): 456-465.
- MENG Z Y, XU X B, WANG T, et al. 2010. Ambient sulfur dioxide, nitrogen dioxide, and ammonia at ten background and rural sites in China during 2007-2008 [J]. Atmospheric Environment, 44(21-22): 2625-2631.
- NGUYEN H T, KIM K H, PARK C. 2015. Long-term trend of NO<sub>2</sub> in major urban areas of Korea and possible consequences for health [J]. Atmospheric Environment, 106: 347-357.
- TIAN G G, QIAO Z, XU X L. 2014. Characteristics of particulate matter  $(PM_{10})$  and its relationship with meteorological factors during 2001-2012 in Beijing [J]. Environmental Pollution, 192: 266-274.
- TIWARI S, DAHIYA A, KUMAR N. 2015. Investigation into relationships among NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>, and CO at an urban background site in Delhi, India [J]. Atmospheric Research, 157: 119-126.
- WANG Y, ZHUANG G S, TANG A H, et al. 2005. The ion chemistry and the source of PM<sub>2.5</sub> aerosol in Beijing [J]. Atmospheric Environment, (39): 3771-3784.
- 毕晔, 葛蕴珊, 韩秀坤. 2007. 基于 MOBILE6.2 的北京市出租车排放污染物分析[J]. 安全与环境学报, 7(2): 61-64.
- 陈建华, 王玮, 刘红杰, 等. 2005. 北京市大气 PM<sub>10</sub>和 PM<sub>2.5</sub>化学组成及时空分布特征研究[C]//第十二届全国大气环境学术会议.
- 代百乾, 张忠孝, 王婧, 等. 2008. 我国火力发电节煤和 CO<sub>2</sub>/SO<sub>2</sub> 减排潜力的探讨[J]. 节能技术, 26(2): 163-167.
- 吉东生, 王跃思, 孙扬, 等. 2009. 北京大气中 SO<sub>2</sub>浓度变化特征[J]. 气候与环境研究, 14(1): 69-76.
- 李名升, 张建辉, 张殷俊, 等. 2013. 近 10 年中国大气 PM<sub>10</sub> 污染时空格 局演变[J]. 地理学报, 68(11): 1504-1512.
- 李双成, 刘逢媛, 赵志强. 2008. 中国气候系统复杂性及其地域差异[J]. 气候与环境研究, 13(1): 1-4.
- 鲁然英, 田良, 刘铁军, 等. 2005. 沙尘天气对我国城市环境空气质量的影响[J]. 甘肃科技, 21(2): 1-4.
- 彭远新, 林振山. 2010. 能源消费产生的  $SO_2$  和工业烟尘排放量时空演变分析[J]. 自然资源学报, 25(1): 52-59.
- 钱翌, 巴雅尔塔. 2004. 乌鲁木齐市大气污染物时空分布特征研究[J]. 新疆农业大学学报, 27(4): 51-55.
- 孙国金. 2013. 机动车排放 PM<sub>2.5</sub> 和 NO<sub>X</sub> 的特征与减排对策[D]. 浙江:

浙江大学.

- 王金艳, 王式功, 马艳, 等. 2007.我国北方春季沙尘暴与气候因子之关系[J]. 中国沙漠, 27(2): 296-300.
- 王庆一. 2005. 中国的能源与环境:问题及对策[J]. 能源与环境, 3: 4-11.
- 尉鹏, 王文杰, 吴昊, 等. 2013. 基于卫星遥感的中国 NO₂ 月际演变及污染源分析[J]. 环境工程技术学报, 3(4): 331-336.
- 魏玉香, 童尧青, 银燕, 等. 2009. 南京  $SO_2$ 、 $NO_2$ 和  $PM_{10}$ 变化特征及其与气象条件的关系[J]. 大气科学学报, 32(3): 451-457.
- 吴晓娟, 孙根年. 2006. 西安城区植被净化大气污染物的时间变化[J]. 中国城市林业, 4(6): 31-33.
- 向敏, 韩永翔, 邓祖琴. 2009. 2007年我国城市大气污染时空分布特征[J]. 环境监测管理与技术, 21(3): 33-36.
- 翟广宇, 王式功, 董继元, 等. 2015. 兰州市不同径粒大气颗粒物污染特征及气象因子的影响分析[J]. 生态环境学报, 24(1): 70-75.
- 张军营, 魏凤, 赵永椿, 等. 2005.  $PM_{25}$ 和  $PM_{10}$ 排放的一维炉煤燃烧实验研究[J]. 工程热物理学报, 26(6): 257-260.
- 赵其国, 骆永明, 滕应, 等. 2009. 当前国内外环境保护形势及其研究进展[J]. 土壤学报, 46(6): 1146-1154.
- 郑晓霞,李令军,赵文吉,等. 2014. 京津冀地区大气  $NO_2$  污染特征研究 [J]. 生态环境学报, 23(12): 1938-1945.

# The Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Main Air Pollutants in China

ZANG Xinghua<sup>1</sup>, LU Yintao<sup>1\*</sup>, YAO Hong<sup>1</sup>, LI Fadong<sup>2</sup>, ZHANG Shichao<sup>1</sup>

School of Civil Engineering Beijing Jiaotong University, Beijing Key Laboratory of Aqueous Typical Pollutants Control and Water Quality Safeguard,
Beijing 100044, China; 2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources research, CAS, Beijing 100101, China

Abstract: In order to analyze the temporal and spatial distribution characteristics of NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and SO<sub>2</sub> in China, 190 cities' data of the four air pollutants from March 2014 to February 2015 were evaluated by statistical method and GIS. Results showed that the main sources of pollutants in China derived mainly from heating emissions, motor vehicle emissions, industrial emissions and sand storm. The four pollutants performed an obvious regional distribution, which indicated that the concentration in North China is higher than that in South. The region with large population and heavy industries, such as southern Hebei and eastern Shandong, were severely polluted. And the region with less population and industries, such as Midwest and Southeast China, were slightly polluted. The concentration of PM<sub>10</sub> was highly affected by season and climate, for example, PM<sub>10</sub> was significantly influenced by coal in heating period, but by sandstorm weather in non-heating period. The concentration of PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> all increased in heating period, while SO<sub>2</sub> was the most sensitive pollutant. The pollution caused by NO<sub>2</sub> in developed areas is more serious, which attributed to the industrial and vehicle emissions. Above all, the pollutants' concentration distribution was different in heating and non-heating period, and coal combustion had a significant negative impact on air pollution in heating period.

**Key words:** NO<sub>2</sub>; PM<sub>10</sub>; PM<sub>2.5</sub>; SO<sub>2</sub>; heating period