

文章编号: 2096-1618(2019)01-0083-09

北京市监测站布局差异分析

艾洁¹, 郑飞², 倪长健¹, 詹颖², 廖婷婷¹, 孙扬²

(1. 成都信息工程大学, 四川 成都 610225; 2. 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029)

摘要:为评估北京市空气质量监测站点布局的合理性,对比分析北京市2014年8月–2015年7月市内国家级和全市级空气质量数据,结果表明:全市级监测PM_{2.5}数据高于国家级监测数据5.5 μg/m³ (7%),冬季差异最大(15%),国家级站点数据对北京市南部地区评估结果偏低32.5%,北部地区评估结果偏高8.7%;结合监测站点所在地区的污染源、天气扩散条件和常住人口等因素分析,北京市北部地区应增设国家级监测站点,南部地区应对国家级监测网络站点进行加密。

关键词:大气化学;空气质量监测站;PM_{2.5};北京市;空间分布;溯源

中图分类号:X831

文献标志码:A

doi:10.16836/j.cnki.jcuit.2019.01.016

0 引言

相较于国外细颗粒物(PM_{2.5})的研究所呈现的数据^[1-4],中国细颗粒物污染非常严重^[5-11]。目前已初步建立了监测区域性大气污染的环境监测体系,环境空气质量监测点位的设置要在特定的监测网络框架下进行,以监测目的为根本出发点,根据不同的目的设立监测网络的布设方案和监测点位的选址。虽然现在监测网络的覆盖人口和范围都有了较大的进步,但监测点位的功能仍相对单一,目前的城市空气质量监测点以空气质量评价点为主,兼顾城市对照点和污染监控点^[12]。

2014–2015年中国空气质量管理评估报告指出:2015年北京市依然是PM_{2.5}污染很严重的区域之一,北京市全年空气质量以颗粒物污染为主,因子分析表明北京市细颗粒物的污染源主要由土壤层、燃煤和燃油排放、冶炼工业和生物质燃烧等构成^[13-15],北京市颗粒物污染体现出明显的季节性特征,整体表现为冬季PM_{2.5}质量浓度高于夏季的趋势,杨复沫^[16]研究结果表明1999–2001年北京市细颗粒物冬季污染最严重,夏季最轻;孙珍全^[17]对2005年3月–2006年4月北京市PM_{2.5}的监测结果表明PM_{2.5}的质量浓度季节性特征为秋季>春季>冬季>夏季;此外,北京市PM_{2.5}污染还体现出明显的日变化特征^[18-21],采暖对北京市PM_{2.5}的质量浓度有显著影响,采暖季PM_{2.5}质量浓度明显高于非采暖季^[22],PM_{2.5}的质量浓度地域差异显著,汪新福^[23]对北京市气溶胶的研究表明北京市中心地区的大气细颗粒物浓度高于远郊农村。

北京市目前已建成国家级与市区级两种空气质量

监测网,国家级一共12个,用来评价北京市整体空气质量状况,每日发布空气质量指数(AQI),以及各分量的质量浓度,北京市的空气质量评价体系建立在国家级站网数据之上,在大气环境监测体系中,环境监测站的设有在监测力度上存在差异的国家级空气质量监测站点、省级环境空气质量监测站点和市级环境空气质量监测站点。这些不同等级的站点为区域性大气环境质量的衡量提供了不同的但是具有一定可比性的数据系统,但是将这些站点进行横向对比却会发现一些站点设置的地理位置和监测数据的准确性还有待考察。

空气质量6参数:PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、CO、O₃、NO₂的质量浓度因空间所在位置不同而呈现出不同特征,即区域化变量特征^[24]。区域性环境空气质量数据评估对评估地区的环境空气治理有重要的指示作用^[25]。目前中国对空气质量监测研究针对多站点、区域性空气质量监测布点研究相对较少,而以PM_{2.5}为代表的监测布点研究和以实际监测数据所进行的空气质量空间分布研究工作相对薄弱。中国环保部所订立的环境目标都是针对国家级空气质量数据,但其代表性的不合理性不能完整反映一个地区空气质量的真实情况,可能导致相关部门减排和措施的偏差,因此对国家级空气质量监测站点的增设和优化至关重要。

因此有必要对这两套数据进行空间分布、时空代表性,对人体健康指示作用的好坏等进行评价。对北京市采样周期内的环境空气质量数据进行评估的研究旨在验证北京市环境空气质量检测站点建立位置合理性和数据监测的准确性。利用空间结构分析、克里格插值分析^[26]、空间自相关分析等技术可对具有空间坐标变量的空间特征、过程模拟、空间插值进行分析^[27]。研究区域性的大气环境特征对北京市的大气环境治理和经济发展有重要的指示作用。

1 研究方法

1.1 数据来源

空气质量数据来源于北京市环境监测中心站网控点的例行常规监测资料,包括 12 个国家级空气质量自动监测站点和 23 个市级空气质量自动监测站点,共计

35 个标准空气质量监测站,监测得到北京市 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 、 O_3 的小时质量浓度。
为评价国家级站网对北京市空气质量状况描述的优缺点,将 35 个站点分为两套,即国家级站 12 个(以下简称为国站 NS),国家级加市区级共 35 个作为全体站(简称全体站 AS)。图 1 为北京市国际级和全市空气质量自动监测站分布图。

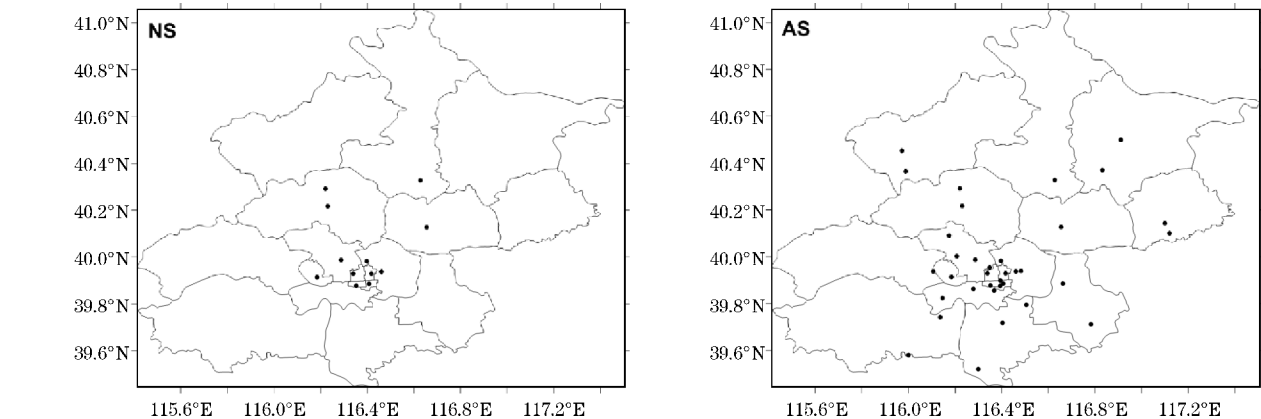


图 1 北京市空气质量自动监测站点分布

表 1 北京市各区环境监测站点与常住人口

区	NS 站点数	AS 站点数	常住人口/万人
房山	0	2	104.1
通州	0	2	136.7
顺义	1	1	101.2
昌平	2	2	193.55
大兴	0	3	155.35
门头沟	0	1	30.7
怀柔	1	1	38.25
平谷	0	2	42.3
密云	0	2	47.85
延庆	0	2	31.5
朝阳区	2	3	393.85
丰台区	0	3	231.2
石景山区	1	1	65.1
海淀区	1	4	368.6
北京城区(东城、西城、崇文、宣武)	4	6	220.8

图 1、表 1 中所示北京市 NS 空气自动监测站点集中分布在市中心,周边区监测站点分布少,数据采集少,因此国 NS 站点监测数据对于全市而言不能全面客观的代表北京市环境空气的实时状况。

气象资料来源于北京国家基本气象站常规气象要素(温度、相对湿度、降水、风向、风速)监测数据和美国国家环境预报中心(NCEP)提供的 GDAS(全球资料同化系统)2014–2015 年再分析资料,气象要素场包括

温度、气压、相对湿度、地面降水、水平和垂直风速等。

1.2 方法

1.2.1 Kriging 插值方法

利用 2014 年 8 月–2015 年 7 月期间北京市 12 个国家级空气质量监测站点(NS)和 35 个全市环境监测站点(AS)数据进行横向对比分析,对比观测数据的差异性,分析差异存在的可能原因以及影响因子,对两组数据进行空间分析,采用目前最优的空间内插法——克里格插值法^[28]对颗粒物的不同等级的监测站点的数据进行插值分析,此方法的优点是在变异函数理论和结构分析的基础上,在有限的区域内对区域化的变量进行无偏估计的最优取值,既考虑了已知监测站点的与插值点的相对位置,还考虑了各已知监测站点的相对位置关系,在插值点上求得最好的线性无偏估计变量值,克里格插值方法的插值结果精确度高在误差允许范围内很高的逼近真实结果^[29],该插值方法广泛应用于气象^[30]、生态^[31]和环境领域中^[32]。对比同一时段不同数据体系的时空分布,进而宏观分析环境大气质量监测站点地理位置选取的合理性。

1.2.2 浓度权重轨迹分析法(CWT)

浓度权重轨迹分析法(concentration weight trajectory)是一种计算潜在源区气流轨迹权重度,反应不同轨迹权重浓度的方法^[33–35]。公式如下:

$$C_{ij} = \frac{k}{\sum_{k=1}^M \tau_{ijk}} \sum_{k=1}^M C_k \tau_{ijk}$$

其中: C_{ij} 是网格 ij 上的平均权重浓度; k 是轨迹; M

是轨迹总数; C_k 是轨迹 k 经过网格 ij 时对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度; τ_{ijk} 是轨迹 k 在网格 ij 的停留时间。当某一网格中的轨迹数小于研究区内每个网格内平均轨迹端点数的 3 倍时,为减小 C_{ij} 值的不确定性^[36]。定义 $WCWT=C_{ij}\times W_{ij}^{[37-38]}$,其中:

$$W_{ij}=\begin{cases}1.00 & n_{ij}>42\\0.70 & 21<n_{ij}\leq42\\0.42 & 14<n_{ij}\leq21\\0.17 & n_{ij}\leq14\end{cases}$$

其中 n_{ij} 为网格 ij 内所有轨迹端点数。

2 讨论

2.1 北京市环境空气质量监测质量整体分布状况

根据中国环境空气质量标准(GB 3095-2012)分别对两套数据的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 、 O_3 质量浓度的日均值进行空气质量指数(AQI)的计算,并计算 NS 与 AS 之间的差值比(图 2)。从图 2 可以看出 AS 监测站的 AQI 整体高于 NS 监测站 6.9%,且 AQI 高值区出现在冬季和秋季,冬季 AS 比 NS 高 16.3%,秋季 AS 比 NS 高 12.2%,该空气污染的季节特征^[39]符合北京市特有的大气污染背景条件^[40]。在 2014 年 10 月 AQI 值为全年监测最高。由于北京市环境评价采用 NS 监测数据,而 AS 的 AQI 整体高于 NS,说明采用 NS 数据对地区空气质量的评价存在不合理的地方,以 NS

为基础评价地区的空气质量会低估该地区的空气质量状况,对于污染物的监测治理力度不足,因此应采用 AS 监测数据甚至站点分布更密集的监测网络监测数据来评估一个地区的空气质量。

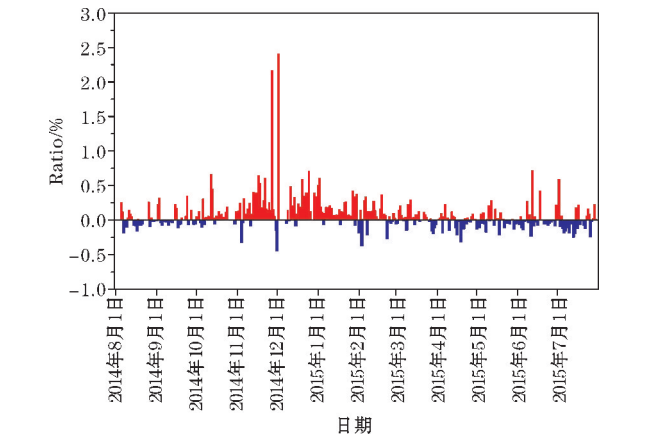


图 2 北京市 NS、AS 的 AQI 差值比

2.2 $\text{PM}_{2.5}$ 季节分布状况

通过 NS、AS 空气质量监测站点的分布情况,对 AS 的 23 个市级环境监测站点分析,利用克里格插值对 NS、AS 空气质量自动监测数据各季节进行插值,在 NS 站点数据插值结果计算对应站点的插值结果,将 AS 监测数据与得出的 23 个插值结果与 12 个 NS 监测结果做差值,通过克里格差值方法对其进行季节差异空间分布状况分析(图 3),结果表明两者差值呈现南

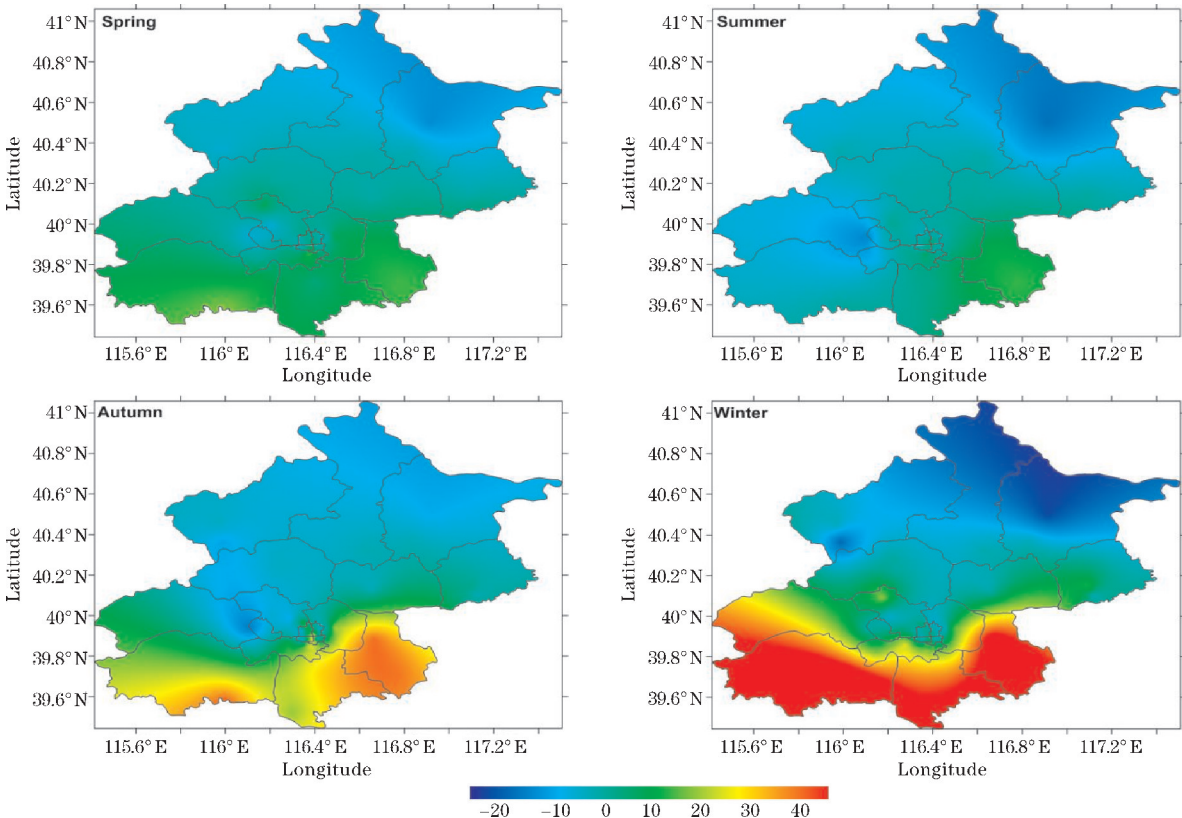


图 3 北京市全市、国家级环境空气质量监测站点 $\text{PM}_{2.5}$ 差值季节空间分布

高北低趋势;对北京市 NS、AS 站点 $\text{PM}_{2.5}$ 数据季节空间分布进行南部和北部单独分析,北京市区以北 NS 空气质量站点插值数据高于 AS 站点监测数据(偏高 8.7%),北京市区以南 NS 空气质量站点插值数据低于 AS 站点监测数据(偏低 32.5%),该差异季节特征显著,冬季差异最强(15%),尤其是稳定天气重污染期间,秋季次之,春、夏季最弱;冬季差异大表明气象因子对污染物的空间分布影响大,静稳天气多发于冬季,静稳天气过程中无风、无雨、空气不流动,污染物容易堆积且不容易扩散。

2.3 NS、AS 差异分析

2.3.1 气象因子分析

北京市 $\text{PM}_{2.5}$ 的 NS、AS 空气质量自动监测站月均值数据(图 4)对比表明, $\text{PM}_{2.5}$ 监测数据全年整体呈现“M”型变化趋势,峰值出现在 2014 年 10 月和 2015 年 1 月;NS、

AS 数据整体拟合较佳,AS 数据基本高于 NS(7%),整体趋势基本相同;在夏季出现基本数据基本吻合的情况,而在 2014 年 11 月–2015 年 1 月 NS、AS 监测数据相差最大, $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度 AS 比 NS 高 $12.4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$,比例为 16%。

为进一步研究 NS、AS 数据监测差异原因与气象因子的关系。引入 α 表示北京市 NS、AS 监测站点 $\text{PM}_{2.5}$ 数据之间的差异百分比,公式为

$$\alpha = \frac{|AS-NS|}{NS} \times 100$$

将监测时间内的气象要素与 α 进行分析,分析所得相关系数见表 2。

表 2 气象要素与相关性				
气象要素	温度	相对湿度	降水	风力
相关系数	-0.63	-0.51	-0.48	0.21

对比气象要素月均值分析(图 5),NS、AS 数据差异与相对湿度和降水之间呈现中等程度负相关性(相关系数分别为-0.51和-0.48),与温度呈中较强负相关性(相关系数为-0.37)。对比分析图中可知,NS、AS 数据相差大的月份(2014 年 11 月–2015 年 1 月,基本处于冬季)温度低、几乎无降水过程、相对湿度也低于观测期间其他月份,说明冬季稳定的天气系统相对增加 NS、AS 监测站点之间的差异;而数据差异小的月份则存在降水过程,相对湿度较高,风力相对较大,使污染物难以积聚,NS、AS 监测数据几乎无差异,表明气象条件系统性强的过程对 NS、AS 监测数据之间的差异有减小作用。

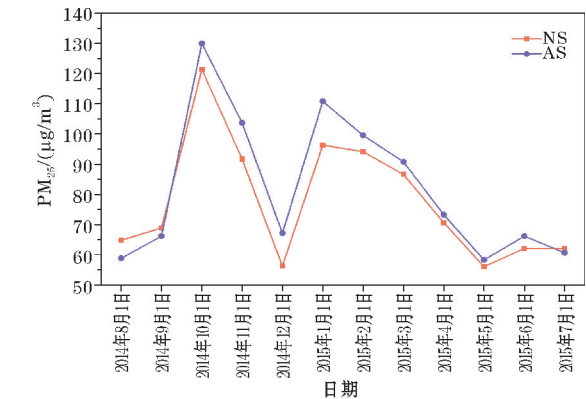


图 4 北京市 $\text{PM}_{2.5}$ 国家级、全市环境空气质量监测月均值数据对比

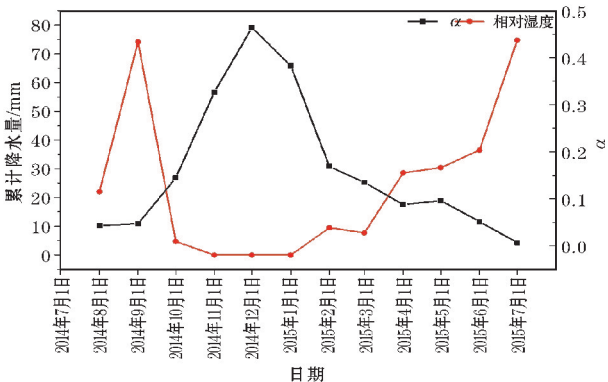
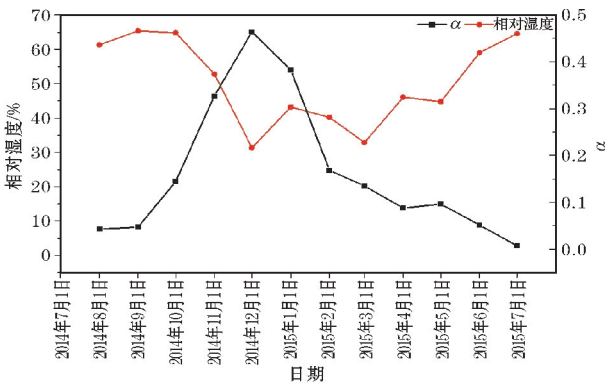
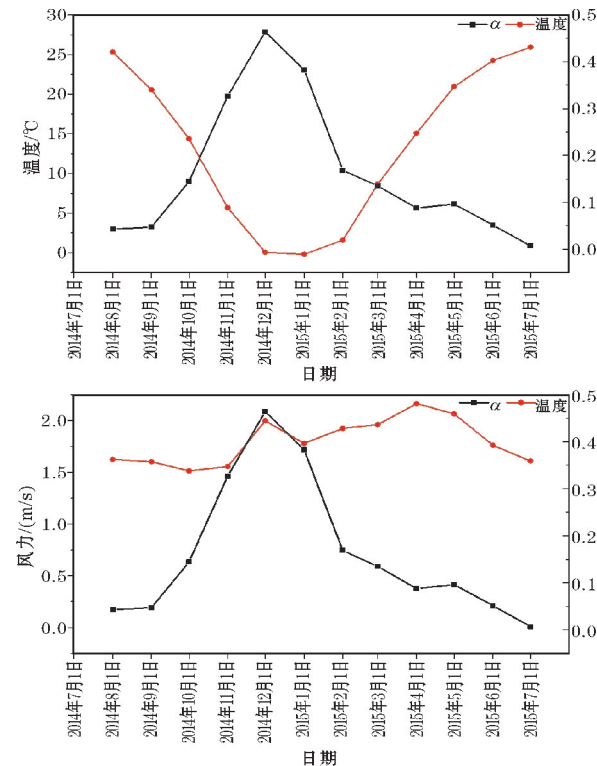


图 5 气象要素与对比

综上,在天气系统相对稳定的时段,对于 NS、AS 空气质量监测数据的采用与分析要考虑气象条件对两者之间存在较大差异的显著影响。

2.3.2 CWT 分析

为分析北京市不同等级、不同地理位置空气质量监测站点设立对污染源空间溯源的影响,对北京 3 个

地区(Beijing、South、Northeast 3 个点)进行浓度权重轨迹分析(CWT,图 6),其中 Beijing 为 3 个 NS 监测站(官园、奥体中心、东四),South 为北京市南部 4 个 AS 监测站点(榆堡、大兴、房山、琉璃河),Northeast 为北京市东北部 4 个 AS 监测站点(密云水库、密云、平谷、东高村)。

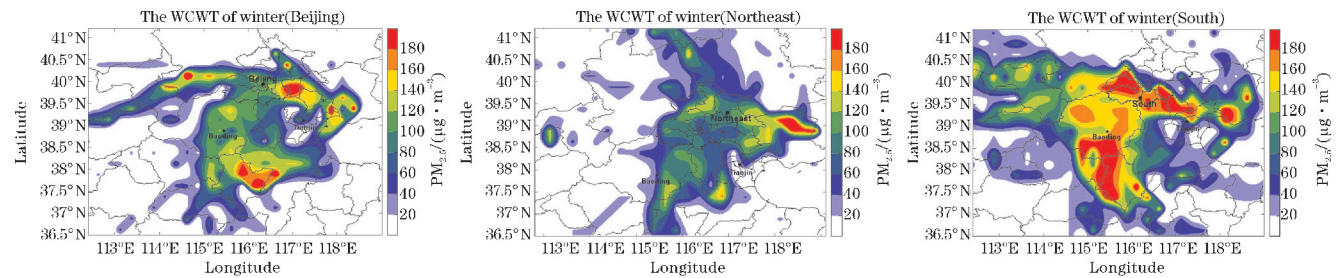


图6 北京市 2014 年冬季 PM_{2.5} 的 WCWT 分布特征

Beijing NS 监测站点 WCWT 分析结果表明:北京市 2014 年冬季 Beijing 点 PM_{2.5} 污染贡献以北京市以南和以东为主。贡献浓度为 200 μg/m³ 以上:河北省衡水市武邑县(龙店村、马头村等村庄集中区)、景县和沧州市东光县集中的农田裸土;天津市宁河县,汉沽农场集中区;河北省廊坊市大厂回族自治县与香河县农田村庄集中区;河北省石家庄市阳原县大沟壑村、棘针屯村、南辛庄村等村庄农田集中区;以贡献浓度 200 μg/m³ 以上为中心,向四周扩散区域贡献浓度减少,但对 Beijing 点贡献浓度依然在 140 μg/m³ 以上。

South AS 监测站点 WCWT 分析结果表明:北京市 2014 年冬季 South 点 PM_{2.5} 污染贡献高值区分布在河北省衡水市-保定市-张家口市-北京市门头沟区-房山区-大兴区-通州区-河北省廊坊市-天津市武清县-宁河县-河北省唐山市一带,整体呈“C”字型分布,贡献浓度 140 μg/m³ 以上,其中贡献浓度 200 μg/m³ 以上地区为:河北省衡水市翼县、深县、安平县、河北省石家庄市辛集市、河北省保定市安国先、定州市一带,村庄、农田裸土、城镇居民集中区;北京市门头沟区,其中军庄镇、妙峰山镇(裸土集中区)贡献浓度最大,北京市大兴区榆垓镇;北京市通州、河北省廊坊市和天津市武清县交界区(工业发展区以及农田裸土集中区);河北省唐山市曹妃甸区(农田集中区)。

Northeast AS 监测站点 WCWT 分析结果表明:北京市 2014 年冬季 Northeast 点 PM_{2.5} 污染贡献以北京市西北区为主,高值区集中在河北省唐山市丰润区、古冶区等城镇居民集中区,贡献浓度大于 180 μg/m³。

综上所述,北京市污染源以北京市以南为主,由于

污染物的空间溯源是以监测站的污染数据和气象场模拟后向气流轨迹为基础,而北京市的污染源主要集中在北京市以南地区,因此,为完善监测站点的布点,应将北京市南部各区将用于评价北京市地区的空气质量的站点加密。

2.3.3 特例分析

为进一步分析 NS、AS 站点数据之间相差较大的可能原因,选取两个不同的特例进行分析,分别为空气质量为重度污染及以上(即 AQI>200)且 PM_{2.5} 为首要污染物的显著污染过程和清洁天气(即 AQI<50),数据监测时段为 2014 年 10 月 8-11 日和 2015 年 6 月 11-14 日。通过 NS、AS 监测站点的分布情况,对市控的 23 个 AS 监测站点分析,利用克里格插值对 NS、AS 监测数据各时段进行插值,在 NS 数据插值结果计算对应站点的插值结果,对比 AS 监测数据,分析比较两者之间的相关性以及均方误差(RMSE)(图 7)。

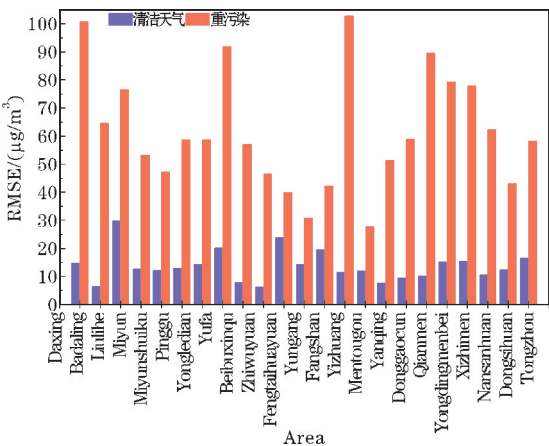


图7 清洁天气与重污染天气 RMSE

结果表明:清洁天气过程中 AS 站点真值与 NS 站点插值之间误差显著低于重污染天气过程,表明重污染天气过程中污染物高质量浓度对 NS、AS 监测数据之间的观测误差有显著增加作用,NS 监测站点在重污染天气过程中的代表性明显低于清洁天气。

根据 AS 站点真值与 NS 站点插值之间相关系数 (R) 和均方根误差 ($RMSE$) 将各站点分为以下 3 类:第一类 I,相关性差,表明两者的监控的污染源以及扩散条件不在一个系统;第二类 II,相关性好,差值不大,表明两者监测的污染源以及扩散条件基本一致;第三类 III,相关性好,差值大,表明两者监测的污染源完全不同。两种典型天气站点分类见表 3、表 4。

表 3 清洁天气				
站点	R	$RMSE$	相关性	分类
密云水库	0.33	12.19	弱	I
平谷	0.42	12.92	中等	I
延庆	0.45	7.65	中等	I
密云	0.45	12.62	中等	I
八达岭	0.47	6.36	中等	I
北部新区	0.53	7.79	中等	I
植物园	0.60	6.22	中等	I
东高村	0.73	9.57	较强	II
前门	0.92	10.26	极强	II
南三环	0.91	10.45	极强	II
亦庄	0.88	11.47	极强	II
门头沟	0.77	11.88	较强	II
东四环	0.87	12.39	极强	II
云岗	0.78	14.21	较强	II
永乐店	0.72	14.24	较强	II
大兴	0.89	14.73	极强	II
永定门北	0.77	15.15	较强	II
西直门	0.80	15.36	较强	II
通州	0.65	16.65	较强	II
房山	0.87	19.58	极强	II
榆堡	0.73	20.06	较强	II
丰台花园	0.77	23.76	较强	II
琉璃河	0.82	29.79	极强	II

对于第一类站点 I,两种天气下,由于其监测的污染源以及扩散条件不在一个系统,第一类站点分布在北京市市区以北,其地域范围广,人口活动密度相对较低,北京市市区以北各区应增设国家级环境监站点,有利于监测北京以北地区的污染源排放;第二类站点 II,两种等级监测点监测的污染源及扩散条件基本一致;

而第三类站点 III,其监测真值与插值结果相关性显著,但是 $RMSE$ 相差大,表明两者的污染源不在同一个系统,而第三类站点位于北京市区以南,结合 WCWT 分析,北京市以南的潜在污染源分布较为密集,因此,对于北京市区以南的各区,应增设环境空气质量监测站点,提高对于空气质量的监测精度。

表 4 重污染天气				
站点	R	$RMSE$	相关性	分类
平谷	0.34	58.70	弱	I
榆堡	0.59	91.97	中等	I
门头沟	0.95	27.65	极强	II
云岗	0.96	30.86	极强	II
丰台花园	0.93	39.94	极强	II
房山	0.92	42.13	极强	II
东四环	0.92	43.06	极强	II
植物园	0.89	46.55	极强	II
密云水库	0.83	47.34	极强	II
延庆	0.86	51.32	极强	II
密云	0.80	53.26	极强	II
北部新区	0.88	56.97	极强	II
通州	0.87	58.25	极强	II
永乐店	0.72	58.63	较强	II
东高村	0.65	59.04	较强	II
南三环	0.95	62.31	极强	II
八达岭	0.74	64.55	较强	II
琉璃河	0.62	76.59	较强	III
西直门	0.84	78.02	极强	III
永定门北	0.96	79.38	极强	III
前门	0.90	89.68	极强	III
大兴	0.88	100.73	极强	III
亦庄	0.88	102.82	极强	III

2.3.4 监测站密度与人口分布分析

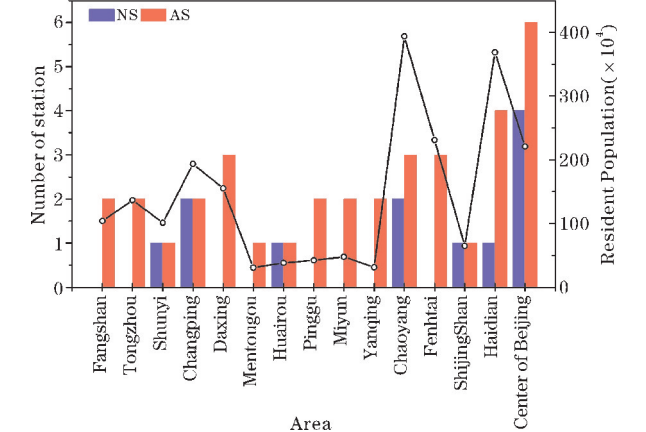


图 8 北京市各区常住人口与 NS、AS 站点数对比

2014年8月–2015年7月北京市各区常住人口密度与NS、AS站点数分布(图8),北京市市区常住人口远高于市区周边地区,而环境监测站点也主要集中在北京市市区,NS空气质量站点仅在北京通州、顺义、昌平有设立,其他区县没有设立NS监测站点;AS监测站点在各区县虽有设立,其设立的站点个数与该地区常住人口相关性不大。由此,北京市环境监测点的设立应该在房山、大兴、门头沟、怀柔、平谷、密云以及延庆地区加设NS监测站点,而在顺义、通州在已有的环境监测站点的基础上适当加密站点个数与分布,对于常驻人口密度最大的北京市中心,应该对已有的8个NS空气质量站点再进行站点加密和提高监测精度。

3 结论

(1)北京市2014年8月–2015年7月AS监测数据整体高于NS监测数据6.9%;随着季节的变化,PM_{2.5} NS、AS监测站点之间插值分布状况呈现南高北低趋势,北京市区以北NS监测插值数据高于AS监测数据8.7%,北京市区以南NS监测插值数据低于AS监测数据32.5%,该差异季节特征显著,冬季差异最强,秋季次之,春、夏季最弱。

(2)PM_{2.5} NS、AS监测数据整体拟合较佳全年整体呈现“M”型变化趋势,AS数据基本高于NS(7%);在夏季出现基本数据基本吻合的情况,而在2014年11月–2015年1月NS、AS监测数据相差最大,PM_{2.5}质量浓度AS比NS高12.4 μg/m³,比例为16%。

(3)根据NS、AS差异与气象因子分析表明,冬季稳定的天气系统相对增加国家级、全市环境监测站点之间的误差,而气象条件系统性强的过程对国控、市控环境监测数据之间的误差有减小作用。

(4)综合分析CWT、特例分析以及北京市各区常住人口结果表明:对于北京市区以北地区由于NS、AS监测的污染源和天气扩散条件不在一个系统,应对各区设置NS站点并对已有的NS监测站点加密;而对于北京市区以南各区,由于AS真值与NS插值相关性显著,RMSE相差大、其潜在污染源分布较为密集、本身未设有NS监测站点,为更好评价北京市南部的空气质量,在北京市南部各区应设立更为密集的NS监测站网。

参考文献:

[1] Pakkanen T A, Loukkola K, Korhonen C H, et al.

Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(32): 5381–5391.

[2] Querol X, Alastuey A, Rodriguez S, et al. PM₁₀ and PM_{2.5} source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, 35(36): 6407–6419.

[3] Chow J C, Watson J G, Fujita E M, et al. Temporal and spatial variations of PM_{2.5}, and PM₁₀, aerosol in the Southern California air quality study[J]. *Atmospheric Environment*, 1994, 28(12): 2061–2080.

[4] Lonati G, Butelli G P, Romele L, et al. Major chemical components of PM_{2.5} in Milan (Italy) [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(10): 1925–1934.

[5] F Wei, E Teng, G Wu, et al. Ambient Concentrations and Elemental Compositions of PM₁₀ and PM_{2.5} in Four Chinese Cities[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(23): 4188–4193.

[6] Xiaolin L I, Zhang Y, Tan M, et al. Atmospheric lead pollution in fine particulate matter in Shanghai, China[J]. *环境科学学报(英文版)*, 2009, 21(8): 1118–1124.

[7] Wu X, Chen Y, Guo J, et al. Spatial concentration, impact factors and prevention-control measures of PM_{2.5}, pollution in China[J]. *Natural Hazards*, 2016, 86: 1–18.

[8] Cao J L S, Ho K F, Zhang X Y, et al. Characteristics of carbonaceous aerosol in Pearl River Delta Region, China during 2001 winter period[J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37(11): 1451–1460.

[9] 黄鹂鸣, 王格慧, 王荟, 等. 南京市空气中颗粒物PM₁₀、PM_{2.5}污染水平[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(4): 334–337.

[10] 张霖琳, 王超, 刀谔, 等. 京津冀地区城市环境空气颗粒物及其元素特征分析[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(12): 2993–3000.

[11] Ren Z H, Wan B T, Fu-Qing S U, et al. Several Characteristics of Atmospheric Environmental Quality in China at Present[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2004, 17(1): 1–6.

[12] 王帅, 丁俊男, 王瑞斌, 等. 关于我国环境空气质量监测点位设置的思考[J]. *环境与可持续发展*, 2012, 37(4): 21–25.

- [13] 岳丽. 北京市空气细颗粒物 PM_{2.5} 污染特征及来源解析[D]. 济南: 山东师范大学, 2007.
- [14] 贺克斌, 杨复沫, 段凤魁, 等. 大气颗粒物与区域复合污染[M]. 北京: 科学出版社, 2011: 165–185.
- [15] Sun Y, Zhuang G, Tang A A, et al. Chemical characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ in haze-fog episodes in Beijing [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(10): 3148–3203.
- [16] 杨复沫. 北京 PM 污染特征与来源研究[D]. 北京: 清华大学, 2002.
- [17] 孙珍全, 邵龙义, 黄宇婷, 等. 北京市空气中 PM₁₀ 与 PM_{2.5} 的污染水平状况研究[J]. *北京工业职业技术学院学报*, 2006, 5(3): 29–34.
- [18] 郑瑶, 邢梦林, 李明, 等. 郑州市 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 质量浓度变化特征分析[J]. *干旱环境监测*, 2014(3): 104–108.
- [19] 赵晨曦, 王云琦, 王玉杰, 等. 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*, 2014, 35(2): 418–427.
- [20] Hu J, Wang Y, Ying Q, et al. Spatial and temporal variability of PM_{2.5}, and PM₁₀, over the North China Plain and the Yangtze River Delta, China[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 95(1): 598–609.
- [21] 于建华, 虞统, 魏强, 等. 北京地区 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 质量浓度的变化特征[J]. *环境科学研究*, 2004, 17(1): 45–47.
- [22] 杨圣杰, 陈莎, 袁波祥. 北京市 2.5 μm 小颗粒大气气溶胶特征及来源[J]. *北京交通大学学报*, 2001, 25(6): 50–53.
- [23] Wang X. A study on the atmospheric aerosol in winter in the city center and the suburb rural area of Beijing [J]. *Journal of Beijing Normal University*, 1998(2).
- [24] Kitanidis P K. Introduction to Geostatistics [M]. Cambridge University Press, 1997.
- [25] Wang J F, Li L F, Christakos G. Sampling and Kriging Spatial Means: Efficiency and Conditions [J]. *Sensors*, 2009, 9(7): 5224–5264.
- [26] Bayraktar H, Turalioglu F S. A Kriging-based approach for locating a sampling site-in the assessment of air quality [J]. *Stochastic Environmental Research & Risk Assessment*, 2005, 19(4): 301–305.
- [27] Wang J, Liu J, Zhuan D, et al. Spatial sampling design for monitoring the area of cultivated land [J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2002, 23(2): 263–284.
- [28] Cressie N. The origins of kriging [J]. *Mathematical Geology*, 1990, 22(3): 239–252.
- [29] Almashagbah A, Aladamat R, Salameh E. The use of Kriging Techniques with in GIS Environment to Investigate Groundwater Quality in the Amman-Zarqa Basin/Jordan [J]. *Research Journal of Environmental & Earth Sciences*, 2012, 4(2): 177–185.
- [30] Caetano H, Pereira M J, Guimarães C. Use of Factorial Kriging to Incorporate Meteorological Information in Estimation of Air Pollutants [J]. *Quantitative Geology & Geostatistics*, 2004, 13: 55–65.
- [31] Gaston A, Lo Seen D, Secka Y. Use of kriging for spatial distribution of ecological indicators in the Sahel [J]. *Secheresse*, 1993(1).
- [32] Liu F R, Hung M J, Kuo J Y, et al. Using GIS and Kriging to Analyze the Spatial Distributions of the Health Risk of Indoor Air Pollution [J]. *Journal of Geoscience & Environment Protection*, 2015, 3(6): 20–25.
- [33] Wang Y Q, Zhang X Y, Draxler R R. TrajStat: GIS-based software that uses various trajectory statistical analysis methods to identify potential sources from long-term air pollution measurement data [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2009, 24(8): 938–939.
- [34] Na L, Ye Y, He J, et al. Integrated modeling of urban-scale pollutant transport: application in a semi-arid urban valley, Northwestern China [J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2013, 4(3): 306–314.
- [35] Wehner B, Birmili W, Ditas F, et al. Relationships between submicrometer particulate air pollution and air mass history in Beijing, China, 2004–2006 [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2008, 8(3): 6155–6168.
- [36] Xu X, Akhtar U S. Identification of potential regional sources of atmospheric total gaseous mercury in Windsor, Ontario, Canada using hybrid receptor modeling [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions*, 2009, 10(15): 7073–7083.
- [37] Hsu Y K, Holsen T M, Hopke P K. Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago [J]. *Atmospheric Environment*, 2003, 37

(4):545–562.

[38] Polissar A V, Hopke P K, Paatero P, et al. The aerosol at Barrow, Alaska: long-term trends and source locations [J]. Atmospheric Environment, 1999,33(16):2441–2458.

[39] Wang H. Chemical Composition and Light Extinction Contribution of PM_{2.5} in Urban Beijing for a 1 Year Period [J]. Aerosol & Air Quality Research,2015,15(6S):2200–2211.

[40] Kebin H E, Jia Y, Yongliang M A, et al. Regionality of episodic aerosol pollution in Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2009,29(3):482–487.

Airquality Monitoring Sites Distribution Analysis in Beijing

AI Jie¹, ZHENG Fei², NI Changjian¹, ZHAN Yin², LIAO Tingting¹, SUN Yang²

(1. Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China;2. Institute of Atmospheric Physics ,Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China)

Abstract:To evaluate the rationality of Beijing air quality monitoring site layout, the national air quality monitoring sites network (NS) and monitoring sites network(AS) evaluating air quality of each county in Beijing from August 2014 to July 2015 were compared and analyzed. The results show that the average PM_{2.5} concentration from AS is 5.5 μg/m³ (6.9%) higher than that from NS. The concentration differences between AS and NS are the largest in winter, which is 15% in average. Comparing to AS, data from NS sites lead to a 33% reduction in PM_{2.5} concentration in southern Beijing and a 8.7% increase in concentration in northern area. Based on the analysis of the pollution sources, atmospheric conditions and resident population in the area where the monitoring site is located, there should be more NS monitoring sites in northern counties of Beijing and should be densely-distributed NS monitoring sites in southern counties.

Keywords:atmospheric chemistry; air quality monitoring sites; PM_{2.5}; Beijing; special distributions; source apportionment