

DOI:10.13718/j.cnki.xsxb.2017.04.013

典型生态旅游城市黔江区 大气污染物分析及健康风险评估^①

张永江¹, 邓茂¹, 黄晓容¹, 王化杰², 李莹莹¹, 姚靖¹

1. 重庆市黔江区环境监测中心站, 重庆 黔江 409099; 2. 安徽职业技术学院 化学工程系, 合肥 230011

摘要: 以典型生态旅游城市黔江城区大气为研究对象, 采用相关性分析、主成分分析、聚类分析和多元统计分析等方法对大气污染物进行研究, 结果表明: 黔江城区主要污染物随季节变化呈明显时空变化特征, PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , O_3 年平均质量浓度分别为 (55 ± 19.4) , (28 ± 12.5) , (18 ± 8.0) , (28 ± 5.8) , $(22 \pm 4.8) \mu\text{g}/\text{m}^3$, 均符合国家二级标准(GB3095—2012)。研究期间气压、温度、风速和湿度等重要气象因子对 5 种大气污染物均产生显著性影响; 5 种大气污染物之间也存在极显著性或显著性影响。利用主成分分析和正交旋转方法, 共抽取 3 个主成分, 累计解释了总因子的 38.067%, 58.408%, 70.148%, 反映了人类生产生活活动、汽车污染源等排放。气象因子与大气环境中 5 种污染物之间具有聚合性, 综合分为 2 类, 其聚类距离大小为: 第一类 PM_{10} , SO_2 , NO_2 小于气压, $PM_{2.5}$ 最大; 第二类 O_3 、风速小于风向和湿度, 温度最大。城区大气环境中 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 健康风险值为 $0.78 \times 10^{-6} \sim 1.64 \times 10^{-6}$, $0.52 \times 10^{-6} \sim 1.72 \times 10^{-6}$, 除夏季外, 其余 3 个季节均为 $PM_{2.5}$ 值大于 PM_{10} 值, 由此表明 $PM_{2.5}$ 比 PM_{10} 对人类的健康危害更大。

关 键 词: 黔江区; 大气污染物; 相关性分析; 主成分分析; 聚类分析; 健康风险评估

中图分类号: X823

文献标志码: A

文章编号: 1000-5471(2017)04-0081-07

随着我国工业化和城市的快速推进, 能源消耗及交通规模不断扩增, 城市大气污染日益突出, 人类生存环境日益恶化。国内外流行病学研究表明^[1-3], 城市大气污染会导致呼吸系统、免疫功能和心脑血管等疾病, 并提高其相关发病率和死亡率。我国城市大气环境污染已从单一燃煤污染向复合型污染转变, 酸雨、光化学烟雾和灰霾等严重大气污染, 其中以区域性的细粒子和臭氧为特征的污染导致灰霾天气频繁发生。灰霾对大气能见度、云形成及全球气候变化的影响已成为各级政府、研究学者和公众广泛关注的焦点^[4]。现有的对城市大气污染的研究大多集中于京津冀^[5-6, 8]、珠三角^[7]、长三角^[8]等国家重点关注的经济高速发展和大气污染比较严重的区域, 对中西部地区(如重庆^[9])的研究相对较少。 PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_x , O_3 作为影响城市大气环境质量影响的主要污染物种类, 与生态、气候和人类健康等方面关系紧密^[10]。

大气污染受气温、相对湿度、风速、地面风向和近地层逆温等诸多气象因子影响, 而不同区域的大气污染特征和灰霾天气形成机制各异^[11], 气象条件在大气污染物扩散、传输和稀释等过程中起着重要作用。目前, 主成分分析方法被广泛应用于大气污染数据统计分析^[12-13], 但统计分析方法较为单一, 不能系统、全面反映其污染物之间的相互关系。为进一步系统分析大气复合型污染特征机理, 本研究选取典型生态旅游城市黔江区为研究区域, 采用多元统计分析方法, 分析黔江城区大气污染物对大气环境的影响, 并将非致癌效应污染物健康风险评估模型引入对颗粒物的健康风险评估, 以期为黔江区制定生态经济发展战略和生态环境保护措施提供依据。

① 收稿日期: 2016-05-22

基金项目: 重庆市科委基础科学与前沿技术研究项目(cstc2015jcyjA0002); 重庆市环境保护局科技项目(环科字 2015CF 第 101 号)。

作者简介: 张永江(1983-), 男, 重庆彭水人, 高级工程师, 博士研究生, 主要从事污染控制化学和环境监测研究。

1 材料与方法

1.1 观测站点与数据

观测站位于生态旅游城市黔江区区政府会议楼($E107^{\circ}47'4''$, $N29^{\circ}31'33''$), 自动观测实施 24 小时连续采样, 观测项目为 PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , O_3 、风向、风速、气温、气压、湿度等相关参数; 执行《环境空气质量自动监测技术规范》(HJ/T193-2005); 相对高度 20 m, 附近无典型污染源和高大建筑。所选研究数据为 2015 年 1 月—12 月的连续观测数据; 按照仪器规范对所取得数据进行质量控制, 剔出无效数据。

1.2 监测仪器

SO_2 , NO_2 和 O_3 观测仪器采用瑞典 OPSIS 公司的长光程 DOAS 分析系统(AR500), 仪器详细技术规范参见文献^[14]; 颗粒物监测仪器 PM_{10} (美国 METONE 空气颗粒物监测仪)采用 B 射线原理; $PM_{2.5}$ (法国 ESA 公司颗粒物分析仪, MP101M)采用 B 射线原理。

2 结果与讨论

2.1 污染物不同季节变化特征

由气象参数的时间序列变化可知, 研究区气温变化幅度较大($1^{\circ}\text{C} \sim 39^{\circ}\text{C}$), 最高气温出现在秋季; 春季和冬季湿度变化较小, 全年湿度在 $41.1\% \sim 86.9\%$ 范围内。静风出现的频率较高, 年平均风速为 0.92 m/s , 日平均风速均小于 2 m/s , 且夏秋季节风速较大, 风向主要集中在 $165^{\circ} \sim 322^{\circ}$, 以西南风(占 76%)为主。由图 1 可知, 研究区污染物质量浓度季节变化幅度较大, 呈明显时空变化特征, 主要污染物季节变化平均值 PM_{10} , $PM_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , O_3 年平均质量浓度分别为 (55 ± 19.4) , (28 ± 12.5) , (18 ± 8.0) , (28 ± 5.8) , $(22 \pm 4.8) \mu\text{g/m}^3$, 均满足《环境空气质量标准》(GB3095-2012)限制要求, 但是与一级标准限值相比较, PM_{10} , $PM_{2.5}$ 和 SO_2 分别超过一级标准 0.38 , 0.87 , 0.40 倍; 与 WHO、欧盟和美国的标准限值相比较^[15], PM_{10} 分别超过 WHO 和欧盟标准 1.75 和 0.38 倍; $PM_{2.5}$ 分别超过 WHO、欧盟和美国标准 1.8 , 0.12 和 1.33 倍, 由此表明, 黔江城区空气质量与国外标准相比较, 污染比较严重。春季 5 种污染物质量浓度最高, PM_{10} , $PM_{2.5}$ 分别超过国家一级标准 0.64 倍和 0.23 倍。冬、春季节, 黔江区域气温较低, 受气象条件影响, 大量燃煤和化石燃料燃烧产生的污染物不容易扩散, 导致该时间序列的主要污染物质量浓度偏高, 同时由于 SO_2 和 NO_2 等前体物在湿度较高条件下转化为硫酸盐和硝酸盐, 并进一步生成二次气溶胶^[16], 导致 $PM_{2.5}$ 在春季远高于其它季节。由图 1 可以看出, 夏季和秋季, 5 种污染物质量浓度日均值均达到一级标准, 研究区环境空气质量较好; 冬季 PM_{10} 超过一级标准 0.08 倍, 但 $PM_{2.5}$ 接近一级限值要求。 O_3 日平均质量浓度值秋季大于夏季和春季, 冬季最小, 与鼎湖山^[17] 和龙凤山^[18] O_3 最大值出现在秋季的研究结果一致, 这主要是受气温上升和太阳辐射量增加影响, 大气光化学作用增强, 由于黔江城区森林绿化面积达到 56% , 大量树木排放异戊二烯等挥发性有机物的化学反应活性较高, 对大气光化学反应有极其重要影响^[19]。阴雨天气会增加 O_3 的生成, 而较高的相对湿度会导致 O_3 质量浓度下降, 黔江区冬季相对湿度较高, 这是黔江区出现冬季 O_3 质量浓度较低的原因之一^[20]。

2.2 臭氧浓度变化分析

近年来黔江城区大气 O_3 呈逐年增长趋势, 为进一步研究其变化规律, 本研究分析了黔江区夏季近地面 O_3 质量浓度与温度的相关性分布(图 2), 由图 2 可以看出, 城区大气 O_3 在 2015 年秋季平均值最高, 为进一步分析其变化规律, 基于温度拟合得到估算 O_3 质量浓度估算方程为 $\rho(O_3) = 0.2365T^2 - 9.1755T + 98.537$, 城区近地面 O_3 质量浓度与温度成正相关性, 相关系数 R (相关系数)为 0.70 。有研究^[21] 显示, 上海全年 R 为 0.63 , 天津夏季为 0.62 , 北京夏季为 0.69 和 0.74 。为验证 O_3 和温度相关性, 本研究选取了 2015 年 7 月 9 日和 7 月 25 日的数据进行分析, 近地面 O_3 质量浓度与温度的日变化分析见图 3, 从图 3 可以看出, 研究区小时平均气温均大于 20°C , 上午 7 点后, 随着太阳辐射量及气温的增加, 在日光的照射下, 前体物 NO_x 质量浓度显著上升, 近地面 O_3 质量浓度也急剧上升, 在下午 16 点左右达到峰值, 之后随着太阳辐射强度和光化学作用降低, 近地面 O_3 质量浓度随气温降低而逐渐降低^[22], 该结果与相关研究^[21] 对北京市夏季研究结果相类似。

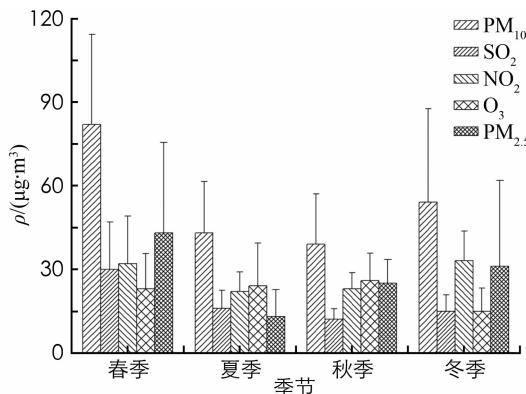
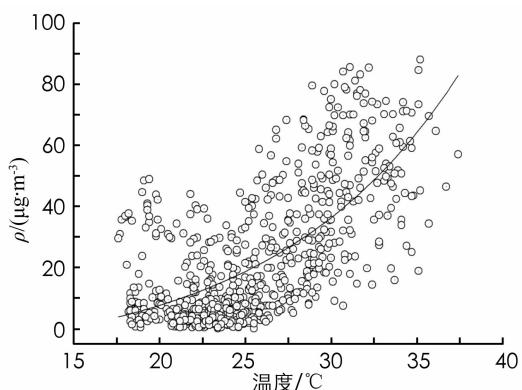
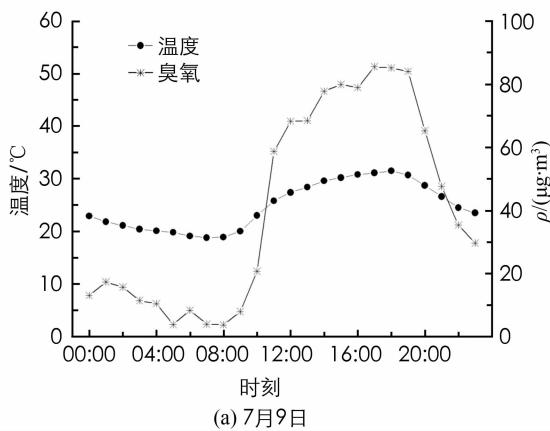
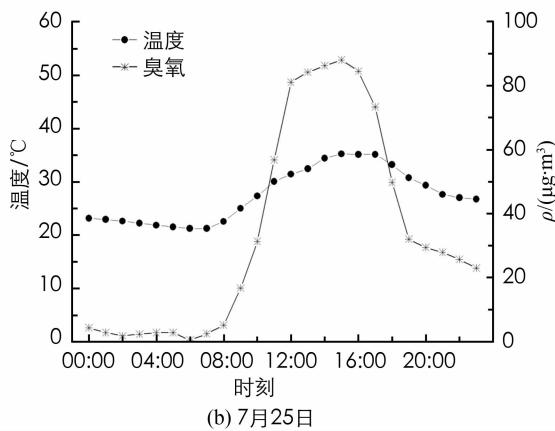


图1 观测期间污染物质量浓度季节变化图

图2 夏季 $\rho(\text{O}_3)$ 与温度相关性

(a) 7月9日



(b) 7月25日

图3 近地面 O_3 浓度与温度的日变化分析图

2.3 多元统计分析

2.3.1 大气污染物与气象因子参数相关性分析

PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 , NO_2 , O_3 是表征环境空气质量污染程度的重要指标, 气象参数对大气环境质量产生不同程度影响。因此, 分析主要污染物和气象参数之间的相关性, 判断其空气污染组成具有重要意义。本研究选取2015年全年大气自动有效监测数据, 通过SPSS 20.0统计软件进行相关性分析, 大气污染与气象因子间相关性分析见表1, 由表1可以看出, 气压对 PM_{10} , SO_2 和 NO_2 产生了极显著性影响($p<0.01$), 气压对 $\text{PM}_{2.5}$ 产生了显著性影响($p<0.05$), 相关性研究结果与广州市一致^[23]。其主要原因是春、冬季节污染物质量浓度偏高, 大气系统受冷高压控制, 导致大面积下沉逆温层与辐射逆温紧密结合, 形成深厚的逆温层, 从而阻碍大气污染物扩散^[24], 相关性分析与图1季节质量浓度变化趋势相一致。其次是由于近地面气压较高, 城区中心区域气流下沉, 抑制了大气污染物向上扩散, 在持续稳定的高气压条件下, 污染物逐渐积累, 导致污染物质量浓度增大^[25]。风速对除 O_3 外的其它4种污染物呈极显著负相关($p<0.01$), 说明风速越大越有利于这4种污染物扩散, 可能是因为研究期间风速较小(年平均风速0.92 m/s), 其结果与陈丹青^[26]等研究粤东三市的研究结果一致。与风速极显著性负相关的原因是受逆温现象影响, 气温增加导致气压降低, 水平和垂直方向空气交换能力减弱, 在风速较低条件下, 颗粒物在近地面聚集, 不容易扩散和稀释, 污染物质量浓度呈显著增加, 该现象与长沙城区污染物与气象因素关系研究结果一致^[27]。在风速较小条件下, 低风速对质量较大的颗粒 PM_{10} 质量浓度影响更大, 表明风速和湿度对 PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ 日平均质量浓度周期性变化影响较大。湿度对 PM_{10} , SO_2 , NO_2 , O_3 都呈极显著性相关($p<0.01$), 有研究表明^[28], 环境空气中湿度超过60%时, 有利于大气颗粒物附着在水汽上, 颗粒物随湿度的增加凝结成大粒子沉降, 逐渐降低大气颗粒物质量浓度。温度增加, 以及大气环境中分子布朗运动增加和空气上下层对流扰动, 提高了粒子的扩散能力, 空气中颗粒物得到了稀释扩散, 其质量浓度下降^[29]。由此表明, 风速、相对湿度较大时有利于近地面大气层保持稳定状态, 而逆温强度增加, 不利于 PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ 等污染物在垂直和水平方向扩

散, 导致大气颗粒物积聚污染。风向对 PM_{10} , SO_2 , NO_2 极显著性负相关($p < 0.01$), 说明 3 种污染物受风向影响较大。

表 1 大气污染与气象因子间相关性分析

因子	PM_{10}	O_3	SO_2	NO_2	$\text{PM}_{2.5}$	气压	温度	风向	风速	湿度
PM_{10}	1									
O_3	0.081	1								
SO_2	0.722 **	-0.107 *	1							
NO_2	0.705 **	-0.444 **	0.693 **	1						
$\text{PM}_{2.5}$	0.188 **	-0.050	0.132 *	0.168 **	1					
气压	0.392 **	-0.023	0.342 **	0.353 **	0.132 *	1				
温度	-0.396 **	0.119 *	-0.469 **	-0.380 **	-0.169 **	-0.816 **	1			
风向	-0.260 **	-0.041	-0.451 **	-0.287 **	-0.011	-0.283 **	0.269 **	1		
风速	-0.419 **	0.468 **	-0.437 **	-0.606 **	-0.156 **	-0.308 **	0.402 **	-0.012	1	
湿度	-0.405 **	-0.477 **	-0.344 **	-0.120 *	0.020	-0.171 **	0.017	0.351 **	-0.358 **	1

注: ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$.

O_3 和温度显著相关($p < 0.05$), 气温增加, 大气光化学作用加剧, 导致 O_3 质量浓度增加, 这也与本研究 O_3 质量浓度随温度升高而质量浓度变化逐渐增加结果一致。 O_3 与湿度呈极显著负相关($p < 0.01$), 主要是由于为对流层的 O_3 与汽水反应所导致, 该研究结果与文献对武夷山^[30]和北京^[31]的研究结果一致。 O_3 与风速极显著正相关($p < 0.01$), O_3 前体物在输送过程中通过光化学反应生成 O_3 , 在风速较大的条件下, 有利于周边区域污染物向背景点输送^[30]。 $\text{PM}_{2.5}$ 与 PM_{10} 和 NO_2 呈极显著相关($p < 0.01$), 与 SO_2 呈显著相关($p < 0.05$), 而与 O_3 未呈现相关性, 该研究结果与梁丹等^[32]对重庆区域和成亚利^[33]对上海区域的研究结果相一致, 导致该相关性的原因主要是 NO_2 和 SO_2 是 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要来源和前体物质^[34]。黔江城区大气环境中 $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 的相关性呈显著的相关($p < 0.05$), 但其相关系数值 R ($R = 0.132$) 比福建武夷山、北京低^[25,30]。而福建武夷山较大 O_3 质量浓度和湿度, 更有利于 SO_2 发生化学反应生成硫酸盐, 产生二次粒子影响大气 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度^[30]。黔江城区大气环境中 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 呈显著相关($p < 0.01$), 其两者相关性 R ($R = 0.168$) 比重庆主城低^[32], 黔江城区与宁波市大气中 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的来源相类似, 主要来源于扬尘、煤烟尘、机动车尾气尘和硫酸盐等排放源, 而二次硫酸盐、硝酸盐、SOC 和机动车尾气尘对 $\text{PM}_{2.5}$ 影响明显高于 PM_{10} ^[35]。 NO_2 与 $\text{PM}_{2.5}$ 为极显著性, 证实了大气中 NO_2 二次转化主要来源于机动车尾气排放^[36], 通过增强大气氧化性和增加前体物质量浓度, 导致 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度增加, 对 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度有显著影响, 研究结果与相关文献相吻合^[37]。 NO_2 与 O_3 呈极显著性负相关($p < 0.01$), 由于两者互为前体物, 在光化学反应下, 通过 NO_2 消耗和转化, 促进 O_3 生成^[36], 同时作为 O_3 产生前驱体物质, 在大气光化学作用下进行消耗。北京灰霾期间, 由于大气环境中二次气溶胶中大量 NO_2 转化为 NO_3^- , 对 $\text{PM}_{2.5}$ 贡献率为 30%~77%^[38], 导致 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 呈显著相关性。由于黔江区处于武陵山生态保护发展区域, NO_2 来源相比其他区域少, 导致该区域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 相关性 R 值比其它区域低。 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 未出现显著相关性, 该研究结果与相关文献对重庆研究结果一致^[32]。受人类频繁活动的影响, 在北京、重庆、青岛市等城市大气中 $\text{PM}_{2.5}$ 主要来源于扬尘、机动车尾气排放、燃煤、生物质燃料燃烧、有机物及二次粒子, 导致 $\text{PM}_{2.5}$ 与 O_3 之间相关性差^[38~40]。 SO_2 和 NO_2 呈极显著性正相关, 由此表明二者的来源相同, 可能主要来源于城区燃煤。

2.3.2 主成分分析

首先, 以大气中 5 种污染物及气压、温度、风向、风速、湿度因子为变量进行适用性检验, 经检验, KMO 值约为 0.740, 表明变量间相关性较强, Bartlett 球形检验发现, 近似卡方值为 2 092.260, 自由度为 45, $p = 0.000$, 说明适宜因子分析。使用主成分分析和正交旋转方法, 主成分分析因子载荷量矩阵和三维因子符合结果可以看出, 共抽取 3 个主成分, 累计解释了总因子的 38.067%, 58.408%, 70.148%。第一主成分上 SO_2 , PM_{10} , NO_2 都具有较大正载荷, 表明可能受人类生产和生活活动、汽车污染源排放等影响, 其三者极显著性相关性($p < 0.01$)研究结果一致; 第二主成分由 O_3 、风速、湿度构成, 表明受气象因素等自然影响; 第三主成分由气压、温度构成, 表明气象条件可能对污染物的影响程度较大。

2.3.3 聚类分析

利用 SPSS 20.0 统计软件,以平方欧氏距离(Squared Euclidean distance)2 为组间距离标准,对监测数据中 5 种污染物与 5 中气象因子进行聚类分析,各元素组间聚类分析结果可知,各气象因子与大气中各污染物间具有聚合性,综合分为 2 类:其中,PM₁₀,SO₂,NO₂,气压,PM_{2.5}为一类,其研究结果与重庆市垫江城区空气研究结果相一致^[41];风向、湿度、O₃、风速、温度为一类。各元素间聚类距离依次为:第一类 PM₁₀,SO₂,NO₂ 小于气压,PM_{2.5}最大;第二类 O₃、风速小于风向和湿度,温度最大。表明聚类距离越小其受污染程度越大。各相关类的污染物与其相关性研究结果相吻合。

2.4 大气环境颗粒物的健康风险评价

大气环境颗粒物的健康风险评价采用非致癌效应污染物健康风险评估模型^[42]。采用世界卫生组织(WHO)发布的大气质量基准中细颗粒物的日均质量浓度($\rho(\text{PM}_{10})$, $\rho(\text{PM}_{2.5})$)分别为 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^[43]作为 RfC 值,依据非致癌效应污染物健康风险评估模型,计算黔江城区大气环境中 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 不同季节的健康风险值。黔江城区大气环境中 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 健康风险值分别为 $0.78 \times 10^{-6} \sim 1.64 \times 10^{-6}$, $0.52 \times 10^{-6} \sim 1.72 \times 10^{-6}$,除夏季外,其余 3 个季节均为 PM_{2.5} 大于 PM₁₀ 值,由此表明 PM_{2.5} 比 PM₁₀ 对人类的健康危害会更大。PM₁₀ 和 PM_{2.5} 健康风险值均为春季最高,冬季其次,由此表明在春季和冬季大气颗粒物对长期生活在城区的人群具有较高的健康风险。而 PM₁₀ 最低出现在秋季,PM_{2.5} 最低值出现在夏季,全年 4 个季度健康风险评价值均未超过美国国家环境保护局(US EPA)规定 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ 可接受风险范围。PM₁₀ 和 PM_{2.5} 在 4 个季节健康风险值均小于兰州市 PM₁₀ 和 PM_{2.5}(分别为 $2.54 \times 10^{-6} \sim 7.67 \times 10^{-4}$; $8.00 \times 10^{-6} \sim 5.29 \times 10^{-4}$)健康风险研究值^[44]。本研究未分析 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 其负载其它化学物质,可能影响了大气环境中污染物健康危害程度评估,下一步将深入研究颗粒物中负载物质(如重金属、多环芳烃和多氯联苯等污染物)的健康风险评价和潜在生态环境危害研究。

3 结 论

1) 黔江城区主要污染物 PM₁₀,PM_{2.5},SO₂,NO₂,O₃ 年平均质量浓度分别为(55±19.4),(28±12.5),(18±8.0),(28±5.8),(22±4.8) $\mu\text{g}/\text{m}^3$,均满足《环境空气质量标准》(GB3095-2012)限制要求,与 WHO、欧盟和美国的标准限值相比较,黔城大气污染比较严重。黔江城区近地面 O₃ 质量浓度与温度成正相关性(相关系数 R 为 0.70),O₃ 质量浓度随气温变化趋势非常明显。

2) 气压、温度、风速和湿度是重要气象因子,对 5 种大气污染物均产生显著性影响;5 种大气污染物之间也存在极显著性或显著性影响。使用主成分分析和正交旋转方法,共抽取 3 个主成分,累计解释了总因子 38.067%,58.408%,70.148%。第一主成分上 SO₂,PM₁₀,NO₂ 都具有较大的正载荷,表明可能受人类生产和生活活动、汽车污染源排放等影响。

3) 采用非致癌效应污染物健康风险评估模型对大气环境颗粒物的健康风险进行评价,黔江城区大气环境中 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 健康风险值分别为 $0.78 \times 10^{-6} \sim 1.64 \times 10^{-6}$, $0.52 \times 10^{-6} \sim 1.72 \times 10^{-6}$ 。全年 4 个季度的健康风险评价值均未超过 US EPA 规定 $1 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$ 可接受风险范围。

参考文献:

- [1] FINKELSTEIN M M, JERRETT M, SEARS M R. Environmental Inequality and Circulatory Disease Mortality Gradients [J]. Journal of Epidemiology and Community Health, 2005, 59(6): 48—487.
- [2] 王艳,张宜升,李欣鹏.济南城区空气污染对呼吸道疾病门诊量的影响[J].中国环境科学,2008,28(6): 571—576.
- [3] VIANA M, QUEROL X, ALASTUEY A, et al. Characterising Exposure to PM Aerosols for an Epidemiological Study [J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(7): 1552—1568.
- [4] 廖志恒,范绍佳,黄娟.2013年10月长株潭城市群一次持续性空气污染过程特征分析[J].环境科学,2014,35(11): 4061—4069.
- [5] 杨俊益,辛金元,吉东生,等.2008~2011年夏季京津冀区域背景大气污染变化分析[J].环境科学,2012,33(11): 3693—3704.
- [6] 王占山,张大伟,李云婷,等.北京市夏季不同 O₃ 和 PM_{2.5} 污染状况研究[J].环境科学,2016,37(3): 807—815.

- [7] 刘建, 吴兑, 范绍佳. 珠江三角洲区域污染分布及其垂直风场特征 [J]. 环境科学, 2015, 36(11): 3989—1998.
- [8] 王英, 李令军, 刘阳. 京津冀与长三角区域大气 NO₂ 污染特征 [J]. 环境科学, 2012, 33(11): 3685—3692.
- [9] 刘永林, 孙启民, 钟明洋, 等. 重庆市主城区 PM_{2.5} 时空分布认证 [J]. 环境科学, 2016, 37(4): 1219—1228.
- [10] 徐晓斌, 刘希文, 林伟立. 输送对区域本底站痕量气体浓度的影响 [J]. 应用气象学报, 2009, 20(6): 656—664.
- [11] TAI A P K, MICKLEY L J, JACOB D J. Correlations Between Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) and Meteorological Variables in the United States: Implications for the Sensitivity of PM_{2.5} to Climate Change [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(32): 3976—3984.
- [12] ABDUL S A, BAKHEIT C S, ALAWI S M. Principal Component and Multiple Regression Analysis in Modeling of Ground-Level Ozone and Factors Affecting its Concentrations [J]. Environmental Modelling & Software, 2005, 20: 1263—1271.
- [13] 彭晓武, 相红, 陈惠明, 等. 广州市部分气相因素与大气中 SO₂ 等污染物浓度的关系 [J]. 环境与健康杂志, 2010, 27(12): 1095—1097.
- [14] 王东东, 朱彬, 王静. 利用差分吸收光谱系统对 O₃、SO₂ 和 NO₂ 的监测分析 [J]. 环境科学研究, 2009, 22(6): 650—655.
- [15] 何书申, 赵兵涛, 俞致远. 环境空气质量国家标准的演变与比较 [J]. 中国环境监测, 2014, 30(4): 50—55.
- [16] KOÇAK M, MIHALOPOULOS N, KUBILAY N. Contributions of Natural Sources to High PM₁₀ and PM_{2.5} Events in the Eastern Mediterranean [J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(18): 3806—3818.
- [17] 白见辉, 徐永福, 陈辉, 等. 鼎湖山森林地区臭氧及前体物的变化特征和分析 [J]. 气候与环境研究, 2003, 8(3): 370—380.
- [18] 颜鹏, 李兴生, 罗超, 等. 我国地表 O₃、NO_x、SO₂ 背景值的观测研究 [J]. 应用气相学报, 1997, 8(1): 53—61.
- [19] LEE B S, WANG J L. Concentration Variation of Isoprene and its Implications for Peak Ozone Concentration [J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(28): 5486—5495.
- [20] 徐晓斌, 丁国安, 李兴生, 等. 龙凤山大气近地层 O₃ 浓度变化及与其它因素的关系 [J]. 气象学报, 1998, 56(5): 421—423.
- [21] 严茹莎, 陈敏东, 高庆先, 等. 北京夏季典型臭氧污染分布特征及影响因子 [J]. 环境科学研究, 2013, 26(1): 43—49.
- [22] 于阳春, 胡波, 王跃思. 北京东灵山地区主要大气污染物浓度变化特征 [J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2505—2511.
- [23] 彭晓武, 相红, 陈惠明, 等. 广州市部分气相因素与大气中 SO₂ 等污染物浓度的关系 [J]. 环境与健康杂志, 2010, 27(12): 1095—1097.
- [24] 周勤迁, 张世春, 陈卫卫, 等. 长春市大气 SO₂、O₃ 和 NO_x 的变化特征及来源 [J]. 环境科学研究, 2014, 27(7): 768—774.
- [25] 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.
- [26] 陈丹青, 师建中, 肖亮洪, 等. 粤东三市 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 质量浓度分布特征 [J]. 中山大学学报(自然科学版), 2012, 51(4): 75—78.
- [27] 朱奕, 傅鹏, 龙加洪, 等. 长沙城区 PM₁ 和 PM_{2.5} 的污染特征及气象因素溯源 [J]. 湘潭大学学报(自然科学版), 2014, 36(1): 98—101.
- [28] 何平, 杨兴堂, 沈先标, 等. 上海宝山地区大气 PM_{2.5} 污染特征分析 [J]. 环境与职业医学, 2010, 27(12): 724—726.
- [29] 罗娜娜, 赵文吉, 宴星, 等. 交通与气象因子对不同粒径大气颗粒物的影响机制研究 [J]. 环境科学, 2013, 34(10): 3741—3748.
- [30] 苏彬彬. 华东森林及高山背景区域臭氧变化特征及影响因素 [J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2519—2525.
- [31] 任红, 胡非, 王玮. 北京夏季 O₃ 垂直分布与气象因子的相关研究 [J]. 气候与环境研究, 2005, 10(2): 166—174.
- [32] 梁丹, 王彬, 王云琦, 等. 重庆市冬季 PM_{2.5} 及气态污染物的分布特征与来源 [J]. 环境科学研究, 2015, 28(7): 1039—1046.
- [33] 成亚利, 王波. 上海市 PM_{2.5} 相关因素的研究 [J]. 数学理论与应用, 2014, 34(3): 96—103.
- [34] 黄翠. 重庆市典型点位 PM_{2.5} 中水溶性离子来源与特征解析 [D]. 重庆: 重庆工商大学, 2014.
- [35] 肖致美, 毕晓辉, 冯银厂, 等. 宁波市环境空气中 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 来源解析 [J]. 环境科学研究, 2012, 25(5): 549—555.
- [36] 孙玉伟, 周学华, 袁琦, 等. 济南市秋末冬初大气颗粒物和气体污染物污染水平及来源 [J]. 环境科学研究, 2012, 25(3): 245—252.
- [37] 王占山, 张大伟, 陈添, 等. 2013 年北京市 NO₂ 的时空分布 [J]. 环境科学学报, 2015, 35(5): 1529—1536.

- [38] 朱光磊,张远航,曾立民,等.北京市大气细颗粒物PM_{2.5}的来源研究[J].环境科学研究,2005,18(5):1—5.
- [39] 任丽红,周志恩,赵雪艳,等.重庆主城区大气PM₁₀及PM_{2.5}来源解析[J].环境科学研究,2014,27(12):1387—1394.
- [40] 吴虹,张彩艳,王静,等.青岛环境空气PM₁₀和PM_{2.5}污染特征与来源比较[J].环境科学研究,2013,26(6):583—589.
- [41] 贾斌,卢吉文,李雪,等.重庆垫江大气污染物浓度变化趋势及影响因子分析[J].环境影响评价,2016,38(2):78—81.
- [42] 于云江,徐顺清,谢满廷,等.环境污染的健康风险评估与管理技术[M].北京:中国环境科学出版社,2011:70—128.
- [43] WHO. Air quality guidelines global update [M/OL]. Copenhagen WHO, 2006 [2012-03-10](2015-05-11). http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf.
- [44] 于云江,王琼,张艳平,等.兰州市大气主要污染物环境与健康风险评价[J].环境科学研究,2012,25(7):751—756.

On Evaluation of Typical Ecotourism City of Atmospheric Pollutants and Health Risk Assessment in Qianjiang District

ZHANG Yong-jiang¹, DENG Mao¹, HUANG Xiao-rong¹,
WANG Hua-jie², LI Ying-ying¹, YAO Jing¹

1. Environmental Monitoring Center Station of Qianjiang District in Chongqing, Qianjiang Chongqing 409099, China;

2. Department of Chemical Engineering, Anhui Vocational and Technical College, Hefei 230011, China

Abstract: In this paper, the typical ecotourism city atmosphere as the research object has been studied with the correlation analysis, principal component analysis, cluster analysis and multivariate statistical analysis of the atmospheric pollutants in Qianjiang District. The results show that the main pollutants showed obvious temporal and spatial variation characteristics with the seasonal variation. The annual average of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂ and O₃ are respectively (55±19.4), (28±12.5), (18±8.0), (28±5.8), (22±4.8) μg/m³ in Qianjiang district. Atmospheric pressure, temperature, wind speed and humidity and other important meteorological factors have a significant impact on the five kinds of atmospheric pollutants. Five kinds of atmospheric pollutants also have a very significant or significant impact. Using principal component analysis and orthogonal rotation method, collected a total of 3 principal components, the cumulative total factor explained 38.067%, 58.408%, 70.148%, reflecting the emissions may be due to the human life and production activities, automobile pollution sources. Meteorological factors and atmospheric environment of five kinds of pollutants between the aggregate, is divided into two categories, the first category: PM₁₀, SO₂, NO₂ < air pressure < PM_{2.5}; second categories: O₃, wind speed < wind direction, humidity < temperature. Atmospheric PM₁₀ and PM_{2.5} health risk are $0.78 \times 10^{-6} \sim 1.64 \times 10^{-6}$, $0.52 \times 10^{-6} \sim 1.72 \times 10^{-6}$ respectively, except in summer, and the remaining three seasons were for PM_{2.5} than that of PM₁₀ values. This suggests that PM_{2.5} than PM₁₀ hazards to human health will be greater.

Key words: Qianjiang District; atmospheric pollutants; correlation analysis; principal component analysis; cluster analysis; health risk assessment