

典型山地地形城市大气环境状况与成因分析

张 潇^{1,2}, 孙 扬², 韩 琳¹, 桂 柯³, 艾 洁¹, 张 磊⁴, 廖婷婷¹

(1. 成都信息工程大学大气科学学院, 四川 成都 610225; 2. 中国科学院大气物理研究所, 北京 100029; 3. 中国气象科学研究院大气成分研究所, 北京 100081; 4. 南京信息工程大学, 江苏 南京 210044)

摘要:为研究山地地形对城市大气环境状况的影响,特选取江西省吉安市作为典型研究对象,统计分析2016年1月1日–2017年12月31日吉安市4个国控站PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO和O₃逐时资料与吉水、吉安县、泰和及峡江站同期气象数据,并结合OMI遥感数据进行分析,同时对个例进行深入诊断分析。结果表明:相比2016年,2017年PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、O₃年均浓度分别上升15.4%、13.9%、7.3%、21.9%,NO₂与CO分别下降6.3%、22.2%,颗粒物与臭氧复合型污染日趋严重。统计分析表明,吉安市山谷风日共计241天,占总天数33.0%,山谷风导致该城市重污染日,山谷风日吉安市SO₂及NO₂浓度变化与城区以外的电厂燃煤排放有关。从污染个例分析入手,进一步验证了山谷风日市区SO₂日变化与城区以外的电厂燃煤排放有关。

关键词:大气化学;大气物理与大气环境;大气污染状况;山谷风;燃煤

中图分类号:P426.6

文献标志码:A

doi:10.16836/j.cnki.jcui.2020.02.012

0 引言

随着中国城镇化、工业化进程的加速,带来的环境问题越发突显,随着经济发展与生活水平的提高,居民对身体健康及环境空气质量状况也越发重视。颗粒物(PM_{2.5}、PM₁₀)与气体污染物(SO₂、NO₂、O₃、VOCs)是主要的大气污染因子^[1]。颗粒物对可见光有吸收、散射及折射作用,是引起城市大气能见度降低的主要因素,此外,颗粒物能沉积于呼吸道并损害呼吸系统,由于PM_{2.5}体积比PM₁₀更小,对能见度影响更大且它还能穿过肺泡进入血液循环系统,引起心血管等疾病^[2-6];而大气中高浓度NO₂会导致支气管炎、肺炎、肺气肿等疾病^[7-8];O₃具有强氧化性,除对人体健康有害之外,还会抑制农作物生长,同时还是一种重要的温室气体^[9-10];SO₂同样能抑制植物生长,高浓度SO₂甚至会导致植物枯萎死亡^[11],空气中若有大量SO₂排放,还可能导致酸雨^[12-13]。此外,NO_x和SO₂被氧化形成的硝酸盐和硫酸盐气溶胶是PM_{2.5}的重要组成部分^[14]。若两种及以上污染物同时超标形成复合型污染会使能见度显著下降,并使大气氧化性显著增强,造成区域性环境恶化,通过京津冀及珠江三角洲近年的观测研究发现复合型污染表现为高浓度O₃与PM_{2.5}同时存在^[15-17]。

这些污染物排放与人类活动密切相关,由于城市人口密集、机动车集中,加上工业发达,导致大气污染高值区域通常集中在城市上空^[18],目前对城市环境状况研究大多集中在京津冀、长江三角洲、珠江三角洲等经济较为发达地区^[19-23]。但中国山地面积约占全国国土面积的2/3,约650万km²,约1/3的人口居住在山地^[24],因此研究山地地形城市大气污染特征对改善大气环境有重要意义。

山谷风是由于山坡和山谷受热不均产生的局地性热力环流,对山区大气扩散与环境生态有重要影响^[25],对局地天气以及大尺度天气都会产生明显影响,有时甚至是支配性的影响^[26]。为研究山地地形城市大气污染特征及山谷风对城市大气环境的影响,特选取江西省吉安市为例进行研究,利用2016–2017年吉安市大气环境监测数据、气象数据、再分析资料及卫星数据,对吉安市大气环境状况与山谷风带来的影响进行深入分析。

1 材料与方法

1.1 研究区域

吉安市位于江西省中部、赣江中游,地处吉泰盆地中心,位于25.98°N至27.96°N、113.77°E至116.1°E之间。地形以山地、丘陵为主,境内东、南、西三面环山,呈南高北低地势,由南向北,由东、西边缘向

收稿日期:2019-04-26

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41505112);天津市科技计划城市合作资助项目(15YFYSSF00030);四川省教育厅资助项目(15ZA0191)

腹地慢慢倾斜,逐级降低。吉安属中亚热带丘陵山区季风湿润气候,具有冬春阴冷,夏热秋燥,初夏多雨,伏秋干旱,云系多,光照少,无霜期长等特点。

1.2 数据来源及处理

通过中国环境检测总站 (<http://www.cnemc.cn/>) 获取 2016 年 1 月 1 日-2017 年 12 月 31 日及 2018 年 3 月 1 日-3 月 31 日吉安市市环境监测站 (1)、市森林工业局 (2)、红声器材厂 (3)、青原区法院 (4) 等 4 个国控环境监测子站 (图 1) $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、CO 和 O_3 逐时数据,剔除异常数据及无效数据,各站点各项污染物数据有效率均在 89.7% 以上。利用 Excel 计算各站点各项污染物逐时数据得到相应日、月及年均值,将 4 个国控站各项污染物浓度平均值作为吉安市市区污染物浓度,并与《环境空气质量标准》(GB3095-2012) 中相应污染物一级、二级标准进行比较, O_3 用当日 O_3 -8 h 滑动平均最大值(O_3 连续 8 h 算术平均值,每 8 h 至少包含 6 个数)判断该日臭氧是否超标,最后通过 Origin 画图得出吉安市市区及各站点各项污染物变化趋势。

气象数据来自离吉安市国控站最近的气象站吉水站 (115.08 °E, 27.13 °N, 海拔 66.2 m)、吉安县站 (114.55 °E, 27.03 °N, 海拔 71.2 m)、泰和站 (114.55 °E, 26.48 °N, 海拔 71.4 m) 及峡江站 (115.21 °E, 27.43 °N, 海拔 52.8 m) 同期资料 (逐时温度、湿度、风速、风向、降水等气象数据), 4 个气象站分别位于市区东部、西部、西南部以及东北部 (图 1), 其中吉安县站与泰和站经度相同, 吉水站距吉安市区最近。剔除数据缺失严重天数, 有效数据日数占总日数 85.9%。

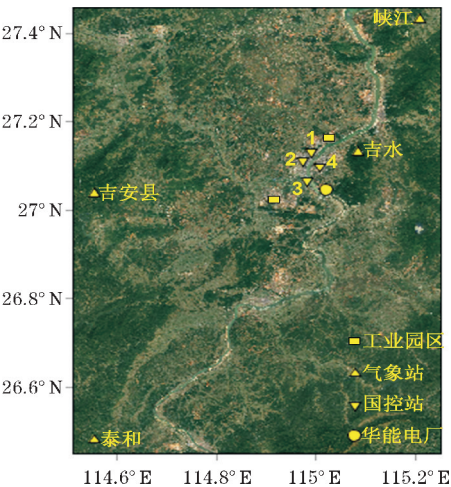


图 1 吉安市国控站及最近气象站点位分布

(1 为市环境监测站;2 为市森林工业局;3 为红声器材厂;4 为青原区法院)

参照张人文等^[25]方法,将实测风(气象站观测所得)分解为系统风与局地风(山谷风),以分析山谷风对吉安市污染物传输影响,首先将每天逐时实测风分解为 u 、 v 分量,分别代表东西、南北方向分量, u 、 v 分量的日平均为系统风的 u 、 v 分量,局地风的 u 、 v 分量为逐时实测风的 u 、 v 分量减去系统风的 u 、 v 分量。张人文等^[25]认为如果山风、谷风在发生的理论时段内均持续出现 4 个及以上时次,则该日为山谷风日,对吉安市而言,白天局地风为偏北风,夜间局地风为偏南风,且持续时间均在 4 h 及以上,若 4 个气象站中有两个及以上满足上述条件则算作一个山谷风日。

OMI 卫星产品已经较为成熟且得到国内外研究者广泛应用^[27-30],2014 年 1 月 1 日-2016 年 12 月 31 日 NO_2 、HCHO 对流层柱浓度数据均来自 OMI 卫星 Level 3 级日产品,空间分辨率为 $0.25^\circ \times 0.25^\circ$,数据储存格式为 HDF-EOS5 格式,格式特点介绍详见 Ahmad 等^[31]。利用 NCL 编程提取相应卫星格点日均值,再通过 Excel 计算得出相应卫星格点年均值。

2 结果与分析

2.1 吉安市空气质量状况

2.1.1 各项污染物浓度年变化情况

统计 2016-2017 年吉安市 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、CO、 O_3 质量浓度与超标情况得到表 1,从表 1 可以看出 2017 年相比 2016 年, $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 O_3 年均浓度分别上升 15.4%、13.9%、7.3%、21.9%, NO_2 与 CO 年均浓度分别下降 6.3%、22.2%,其中 O_3 年均浓度上升幅度最大,而 CO 年均浓度下降幅度最大。此外,2016 年与 2017 年吉安市 $PM_{2.5}$ 年均浓度均超过年均二级标准 ($35 \mu g m^{-3}$), PM_{10} 年均浓度均超过年均一级标准 ($40 \mu g m^{-3}$) 且 2017 年 PM_{10} 年均浓度超过年均二级标准 ($70 \mu g m^{-3}$), SO_2 年均浓度均超过年均一级标准 ($20 \mu g m^{-3}$), NO_2 年均浓度均未超过年均一级、二级标准 ($40 \mu g m^{-3}$)。

从表 1 还可以看出吉安市颗粒物与臭氧污染有所恶化,年均浓度明显上升,超标天数亦明显增多,尤其是 2017 年 O_3 -8 h 滑动平均超标天数同比增长 80.8%,可见吉安市臭氧与颗粒物复合型污染日趋严重。

2.1.2 各项污染物月变化趋势

图 2 为 2016、2017 年吉安市污染物月变化情况,整体上看吉安市 9 月 CO 及 O_3 浓度较高,12 月 $PM_{2.5}$ 、

表 1 吉安市各污染物质量浓度及超标情况

时间	统计值	PM _{2.5}	PM ₁₀	SO ₂	NO ₂	CO	O ₃
2016 年	年平均值/ μgm^{-3}	45.5	66.3	24.6	22.1	900	55.6
	日最大值/ μgm^{-3}	208.1	264.7	86.0	58.7	1800	119.4
	日最小值/ μgm^{-3}	10.0	17.7	4.7	6.1	400	8.2
	超标天数/d	225	225	14	0	0	99
2017 年	年平均值/ μgm^{-3}	52.5	75.5	26.4	20.7	700	67.8
	日最大值/ μgm^{-3}	203.4	265.2	82.3	68.2	1600	167.0
	日最小值/ μgm^{-3}	14.5	19.0	6.8	5.4	300	10.5
	超标天数/d	263	268	8	0	0	179

PM₁₀、SO₂ 和 NO₂ 浓度较高,此外,可以看出 2016 年与 2017 年吉安市各项污染物浓度变化趋势均大致相同,PM_{2.5}和 PM₁₀月均变化趋势均较为一致,其中 1-2 月、5 月、9 月及 11-12 月颗粒物浓度较高,2017 年 1、2 月颗粒物浓度明显高于 2016 年同期,由于 2017 年 1-2 月平均降水相对 2016 年同期减少76%,同时北方冷空气南下带来输入性大气污染物,吉安东、西、南三面环山地形因素,导致污染物在吉安市积累造成颗粒物浓度叠加,此外还与建筑工地扬尘及春节期间烟花爆竹排放有关^[32]。吉安市 SO₂ 主要来自工业燃煤排放,其变化幅度较小,吉安市 2016 年逐月 SO₂与 NO₂ 浓度比

值均大于0.7,年均值为1.3,2017 年逐月 SO₂与 NO₂ 浓度比值均大于0.9,年均值为1.5,说明吉安市能源结构导致燃煤型污染仍然突出;吉安市 NO₂ 主要来自机动车尾气排放,由于冬季扩散条件较差且光化学反应强度较弱,导致冬季 NO₂ 浓度最高;吉安市 2017 年 CO 月均浓度相对 2016 年出现明显降低,且在较低浓度水平范围内(0.6 ~ 0.9 mgm⁻³)波动变化;臭氧与 NO₂ 变化趋势相反且波动趋势明显,两年的 2 月及 9 月均出现峰值,6-7 月受长江中下游梅雨季节影响,臭氧浓度较低,7-9 月臭氧浓度回升。但 2017 年 4-5 月臭氧浓度较2016年同期显著偏高,且2017年4月臭

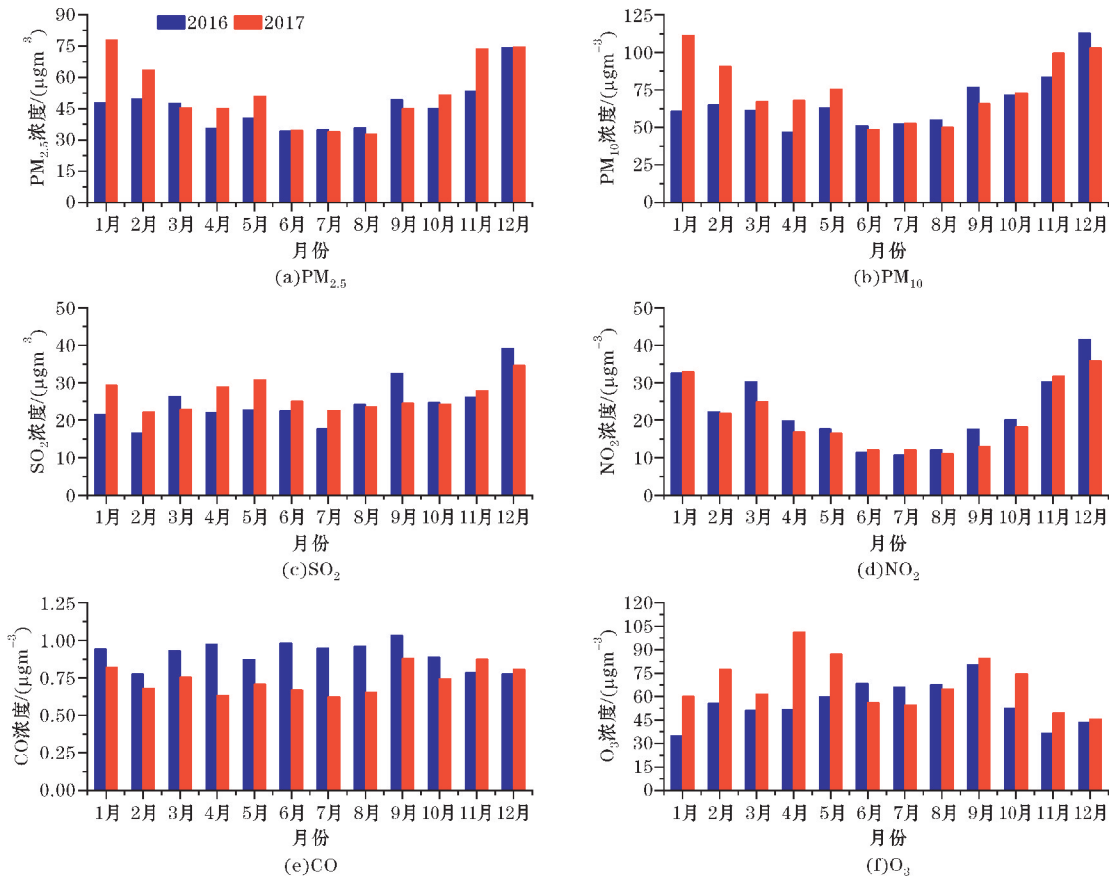


图 2 2016 年和 2017 年吉安市污染物月变化

氧月均浓度全年最高,达到 $101.2\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$,由于2017年4–5月与2016年同期温度、湿度条件相似、 NO_2 浓度接近,但风力相对较强,说明臭氧升高原因可能来自外源输送。对比2017年4月和5月臭氧浓度发现5月臭氧降低,但5月与4月 NO_2 浓度相近,加上5月温度升高、湿度降低、降水减少、风速降低,即5月气象条件与大气扩散能力低于4月,若臭氧主要来自本地生成5月浓度应当升高,因此2017年4–5月吉安臭氧浓度突增极有可能是外源输送导致。

2.1.3 吉安市臭氧生成控制区

臭氧是VOCs(挥发性有机化合物)与 NO_x ($\text{NO}+\text{NO}_2$)在太阳照射下通过光化学反应生成的二次污染物, CO 也是其前体物之一^[33]。由于臭氧浓度与 NO_x 、VOCs成高度非线性关系^[34],而通过臭氧生成控制区

可以判断臭氧与其前体物之间的关系,因此本文对吉安市臭氧控制区进行研究。Duncan等^[35]利用OMI卫星获取HCHO与 NO_2 柱浓度数据,将HCHO作为VOCs指示剂, NO_2 作为 NO_x 指示剂,通过HCHO与 NO_2 柱浓度的比值研究美国不同城市臭氧生成控制区,提出当 $\text{HCHO}/\text{NO}_2<1$ 时,为VOCs控制区;当 $1<\text{HCHO}/\text{NO}_2<2$ 时,为VOCs- NO_x 协同控制区;当 $\text{HCHO}/\text{NO}_2>2$ 时,为 NO_x 控制区。目前用该方法判断臭氧生成控制区已得到大量应用^[36–39]。图3为2014–2016年江西省对流层HCHO、 NO_2 柱浓度及 HCHO/NO_2 分布情况,可以看出数据期间吉安市对流层HCHO柱浓度呈逐年下降趋势,2015年吉安市对流层 NO_2 柱浓度相比2014年有明显下降,但在2016年出现略微回升,数据期间吉安市各格点对流层HCHO与

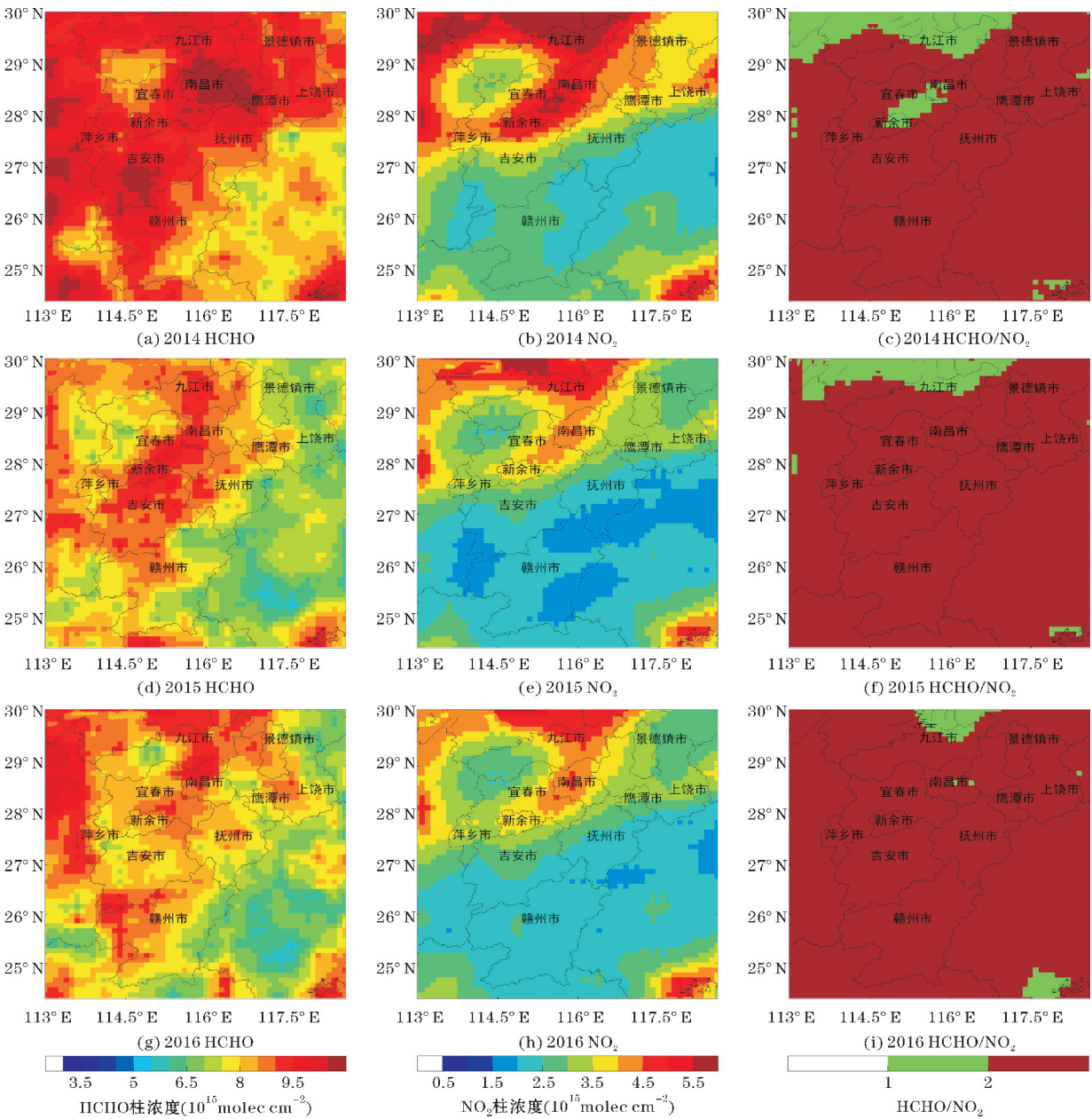


图3 江西省2014–2016年对流层HCHO、 NO_2 柱浓度及 HCHO/NO_2 分布

NO₂ 柱浓度比值均大于 2,即 2014–2016 年吉安市均处于 NO_x 控制区中。统计得到 2015 年吉安市国控站 NO₂ 与 O₃ 年浓度均值分别为 21.3 μgm⁻³、45.9 μgm⁻³,2016 年吉安市国控站 NO₂ 与 O₃ 年浓度均值分别为 22.2 μgm⁻³、55.6 μgm⁻³,相比 2015 年,2016 年吉安市国控站 NO₂ 及 O₃ 年浓度均值分别上升 0.9 μgm⁻³、9.7 μgm⁻³。对比发现 2015–2016 年吉安市地面监测站监测所得近地面 NO₂ 年均值与卫星观测所得对流层 NO₂ 柱浓度年均值变化趋势相同,对流层 HCHO 柱浓度出现下降,但近地面 O₃ 浓度出现上升,与 NO_x 控制区特征相符。此外,还可以看出 2014–2016 年吉安市对流层 HCHO、NO₂ 柱浓度高值区均出现在吉安市中、北部,这与吉安市地形因素有关,由于吉安市东、西、南三面环山,导致污染物不易扩散且易在市区积聚。由于缺少 2017 年对流层 HCHO 柱浓度信息,吉安市 2017 年臭氧生成控制区有待进一步研究。

2.2 山谷风影响分析

吉安市 4 个国控站位置如图 1 所示,市环境监测站与红声器材厂站直线距离 7.3 km,市森林工业局与青原区法院站直线距离 3.6 km。其中红声器材厂与市森林工业局周边均有楼房建设开发;市环境监测站

位于城北转盘路旁,交通拥堵,且位于吉州区工业园西南方;青原区法院站位于吉安贸易广场下方,吉安贸易广场每日进出货车数量较大^[32]。图 4 为 2016–2017 年吉安市 4 个国控站各项污染物日变化情况,从图 4 可以看出各站点各污染物变化趋势较为一致,其中 PM_{2.5} 日变化趋势与 PM₁₀ 变化趋势一致,均呈双峰型分布且峰值出现在 10–12 时及 22–0 时,整体上看青原区法院站颗粒物浓度最高,市环境监测站颗粒物浓度最低;6 时日出后,随着温度逐渐升高、风力逐渐增大,大气扩散能力增强,同时由于上班早高峰来临,SO₂ 浓度出现明显升高,至 9 时达到日最大小时浓度值,而后随着道路车辆减少与大气扩散能力持续增强,SO₂ 浓度降低且在 17 时达到日最小小时浓度值,随着下班高峰期到来及温度降低,扩散能力下降,SO₂ 浓度出现上升,夜间大气扩散能力趋于稳定,SO₂ 浓度变化幅度较小。市环境监测站 SO₂ 浓度明显高于其余 3 个站点,青原区法院站 SO₂ 浓度大于红声器材厂站,市森林工业局最低;吉安市各站点 NO₂ 浓度在 7–9 时、17–21 时出现明显上升,与上、下班高峰期相吻合,青原区法院站 NO₂ 浓度最高,结合该站颗粒物浓度亦最高且 6–8 时、19–22 时 SO₂ 浓度有明显升高情况,与该站附近每天进出货车数量较大特征相符;吉安市 CO 浓度日

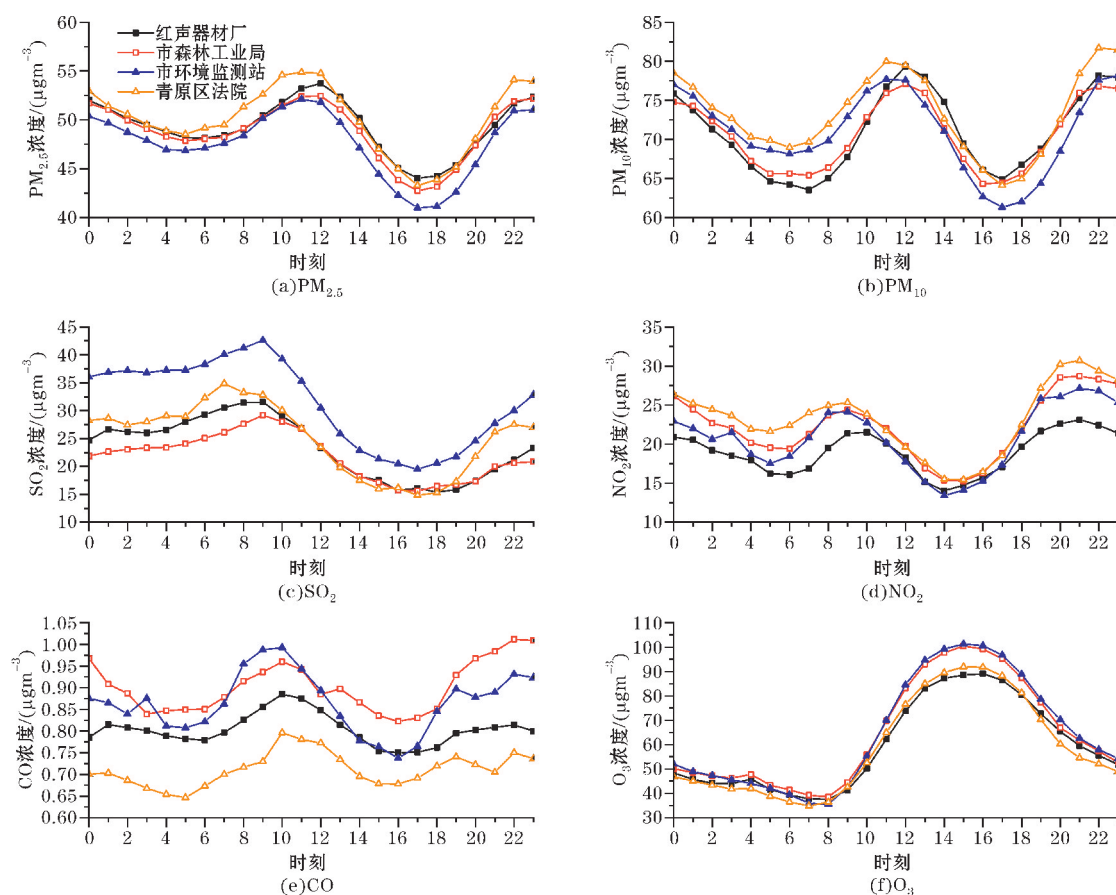


图4 吉安市各站点污染物日变化

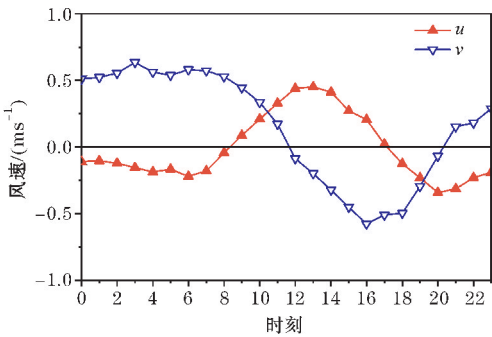
变化波动趋势显著,青原区法院 CO 浓度最低,3 时市环境监测站 CO 与 NO₂ 浓度同时出现异常增长,且该站 0–11 时 PM₁₀ 浓度偏高,说明该站附近道路夜间极可能有货车、渣土车出行;吉安市臭氧日变化趋势与中国大多数城市相同^[40–42],呈单峰型分布,由于夜间无法进行光化学反应,NO_x 不断消耗臭氧使臭氧浓度不断降低,至 8 时达到日最小值,随着太阳辐射逐渐增强,光化学反应使臭氧不断生成,于 15 时达到日最大值,而后随着太阳辐射减弱至消失,臭氧浓度持续下降。综上,吉安市 6–9 时 SO₂ 和 NO₂ 浓度较高,10–12 时颗粒物浓度较高,13–17 时 O₃ 浓度较高,17–21 时 NO₂ 浓度较高,22–0 时颗粒物浓度较高。

吉安市除东、西、南三面环山地形除不利于污染物扩散与输送之外,由于市区与山地热力差异形成的山谷风会对各污染物日均浓度分布产生不同程度影响,因此,根据前文所述方法将山谷风分离出来并对山谷风带来影响进行研究。

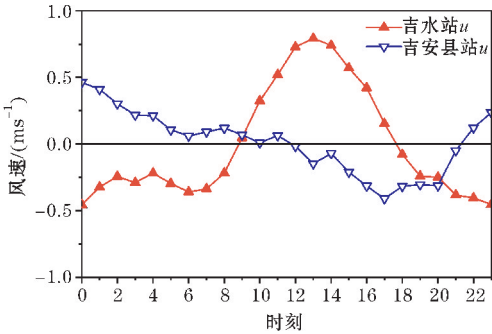
经统计得到吉安市山谷风日共计 241 d,占总日数 33.0%,图 5(a) 为吉安市山谷风日局地风 u 、 v 分量图,图 5(b) 为山谷风日吉水站与吉安县站局地风 u 分量图。从图 5(a) 可以看出吉安市山谷风特征显著,在 u 方向上 18 时–次日 8 时为负距平(东风),持续 15 h,最强负距平出现在 20 时,达到 0.3 ms^{-1} ,而 9–17 时为正距平(西风),持续 9 h,最大正距平出现在 13 时,达到 0.5 ms^{-1} ;在 v 方向上 21 时–次日 11 时为正距平(南风),持续 15 h,最强正距平出现在 3 时,达到 0.6 ms^{-1} ,而 12–20 时为负距平(北风),持续 9 h,最大正负平出现在 16 时,达到 0.6 ms^{-1} 。可知吉安市山谷风通常 12 时出现至 20 时结束,持续 9 h,山风通常 21 时出现至次日 11 时结束,持续 15 h。此外,吉安市局地风 u 、 v 分量振幅分别为 0.8 ms^{-1} 、 1.2 ms^{-1} , u 分量由负距平转为正距平比 v 分量由正距平转为负距平要提前 3 h,吉安市东西方向距离山体更近,因此局地风 u 分量比 v 分量提前 3 h 出现转换,由于吉安市南部山体更高,导致 v 分量振幅强于 u 分量。

吉水站及吉安县站分别位于吉安市区东、西两侧(图 1),且吉水站距市区更近。从图 5(b) 可以看出吉水和吉安县站 u 方向上局地风振幅分别为 1.2 ms^{-1} 、 0.9 ms^{-1} ,吉水站 18 时–次日 8 时为负距平(东风),说明夜间距平风由东部山区吹向市区,持续 15 h,最强负距平出现在 0 时,达到 0.5 ms^{-1} ,而 9 时–17 时为正距平(西风),说明白天距平风由市区吹向东部山区,持续 9 h,最大正距平出现在 13 时,达到 0.8 ms^{-1} ;吉安县站 22 时–次日 11 时为正距平(西风),说明夜间距平风由西部山区吹向市区,持续 14 h,最强正距平出现在 0 时,达到 0.5 ms^{-1} ,而 12–21 时为负距平(东风),

说明白天距平风由市区吹向西部山区,持续 10 h,最强负距平出现在 17 时,达到 0.4 ms^{-1} 。



(a) 吉安市山谷风日局地风 u 、 v 分量图



(b) 山谷风日吉水站与吉安县站局地风 u 分量图

图 5 2016–2017 年吉安市山谷风日局地风 u 、 v 分量图
吉水站与吉安县站局地风 u 分量图

结合图 5(a)、(b) 可以看出吉安市的确实受山谷风影响,由于吉安市东西方向距山体更近,东西方向局地风比南北方向提前 3 h,由于吉安市东部距山体最近,吉安县站山谷风转换时间相对吉水站滞后 3 h,吉水站山谷风强度更强。

将 2016–2017 年山谷风日与非山谷风日吉安市市区各项污染物日变化趋势进行对比得到图 6,整体上看山谷风日市区 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO 及 O₃ 浓度分别高出非山谷日 $9.5\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$ 、 $14.0\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$ 、 $6.4\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$ 、 $2.4\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$ 、 0.03 mgm^{-3} 、 $10.4\text{ }\mu\text{gm}^{-3}$,说明山谷风导致重污染日。统计山谷风日与非山谷风日吉安市气象条件,发现吉安市山谷风日平均温度、相对湿度、平均降水及局地风速分别为 $18.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 68.4% 、 0.1 mm 、 0.05 ms^{-1} ,非山谷风日平均温度、相对湿度、降水、局地风速分别为 $14.4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 58.9% 、 0.2 mm 、 0.1 ms^{-1} 。山谷风日相对于非山谷风日,温度与相对湿度更高且平均降水更少,气象条件利于污染物混合,此外根据山谷风特征并结合图 1 吉安市监测站与工业园区、电厂位置分布,可以发现由于吉安市工业布局不够合理。白天城北与城南工业、电厂污染排放随谷风吹往山区并积聚,夜间山风将白天积聚污染与城南电厂污染排放吹往市区,造成市区污染物浓度升高。

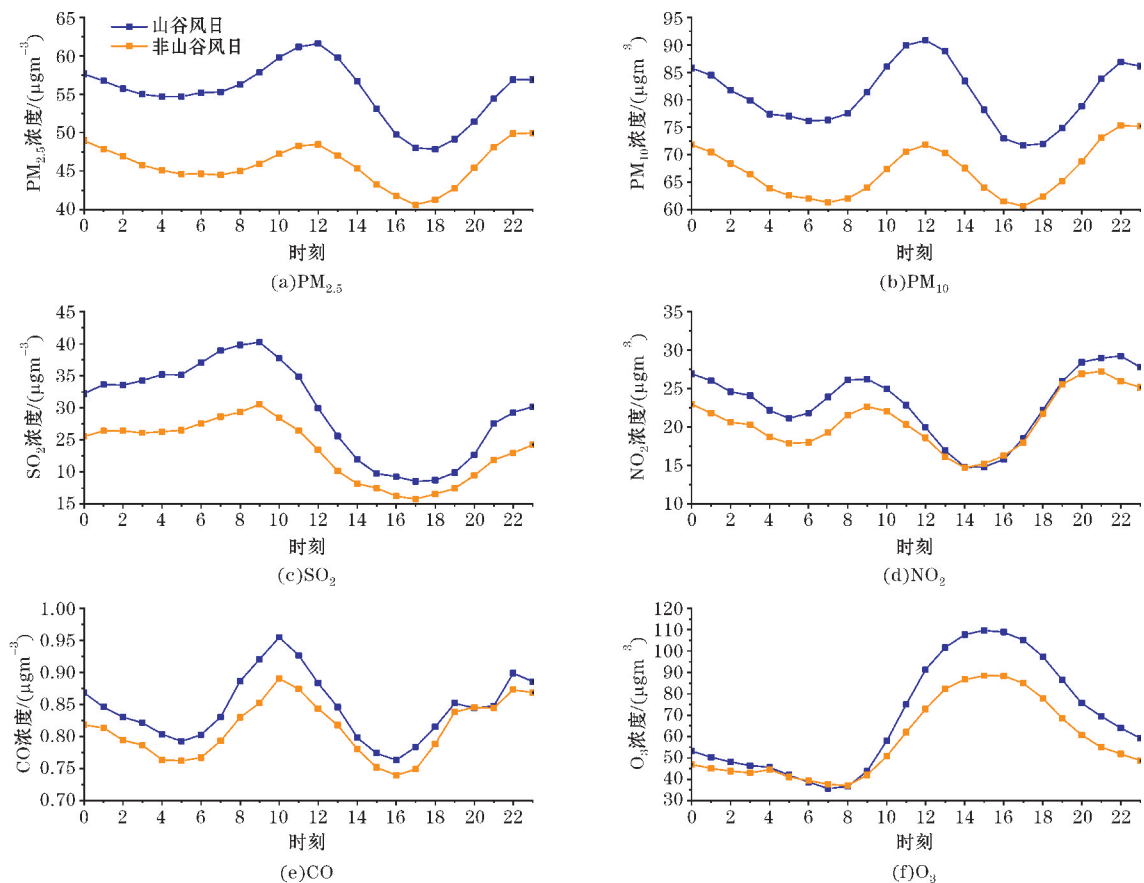


图 6 2016–2017 年山谷风日和非山谷风日吉安市市区各污染物浓度日变化

2.3 典型个例分析

综上所述,将山谷风从实际风中分离出来,经统计得到 2018 年 3 月吉安市山谷风日共计 16 d,即该月有一半的天数出现山谷风,该月吉安市受山谷风影响较大。图 7 为 2018 年 3 月山谷风日吉安市国控站 SO₂ 日变化趋势,可以看出数据期间各站点波动趋势显著,且各站点 SO₂ 浓度均在 10 时观测到峰值,在 20 时后均出现明显上升情况,说明各站点 SO₂ 污染来源具有同源性。0–10 时青原区法院站与红声器材厂站 SO₂ 浓度显著偏高且均超过市环境监测站,20–22 时各站点 SO₂ 浓度均出现明显升高,且青原区法院站 SO₂ 浓度增长趋势最为明显,说明该站点距污染源较近。

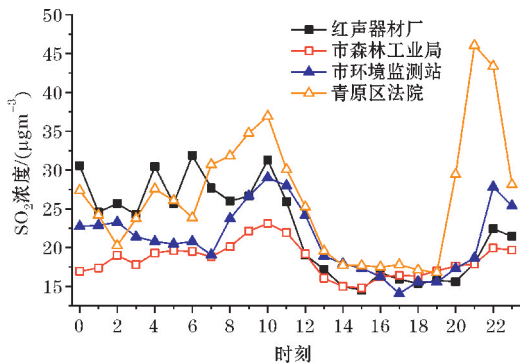


图 7 2018 年 3 月山谷风日吉安市国控站 SO₂ 日变化

采用每天 4 个时次的欧洲中心风场资料(<https://www.ecmwf.int/>)绘制吉安市 2018 年 3 月山谷风日纬度剖面风场(图 8)与江西省 2018 年 3 月山谷风日 10 m 风场分布图(图 9),以分析 2018 年 3 月吉安市 SO₂ 日变化是否与风场有关。从图 8 可以看出吉安市上空存在明显的风向切变,东侧气流下沉,西侧气流上升,且吉安市位于切变中心,全天均受到偏东气流的影响。其中 20 时下沉气流强度较强,受偏东气流影响明显。

从图 9 可以看出 02 时、08 时、14 时及 20 时,吉安市均处于偏东风控制,从欧洲中心风场资料可以看出吉安市 20 时 SO₂ 浓度增加与东侧强下沉气流有关。

为进一步研究山谷风日吉安市区 SO₂ 日变化是否与山谷风有关,绘制吉水站局地风分量图,如图 10 所示。

从图 10 可以看到 1–5 时吉水站局地风较为杂乱,6–10 时吉水站局地风以东南风为主,11–18 时以西北风为主,19–0 时局地风转为以东南风为主。结合图 6,10 时之后局地风风向转为西北风,SO₂ 随西北风在山地上空堆积,加上大气扩散能力加强,市区 SO₂ 浓度降低,20 时后局地风转为东南风,山地上空堆积 SO₂ 与城区东南部电厂排放 SO₂ 随东南风吹回市区,导致市区 SO₂ 浓度升高。可见 2018 年 3 月吉安市区各站点 SO₂ 浓度显著偏高与山谷风影响密切相关,且山谷风日城区以外电厂燃煤对吉安市 SO₂ 污染贡献较大。

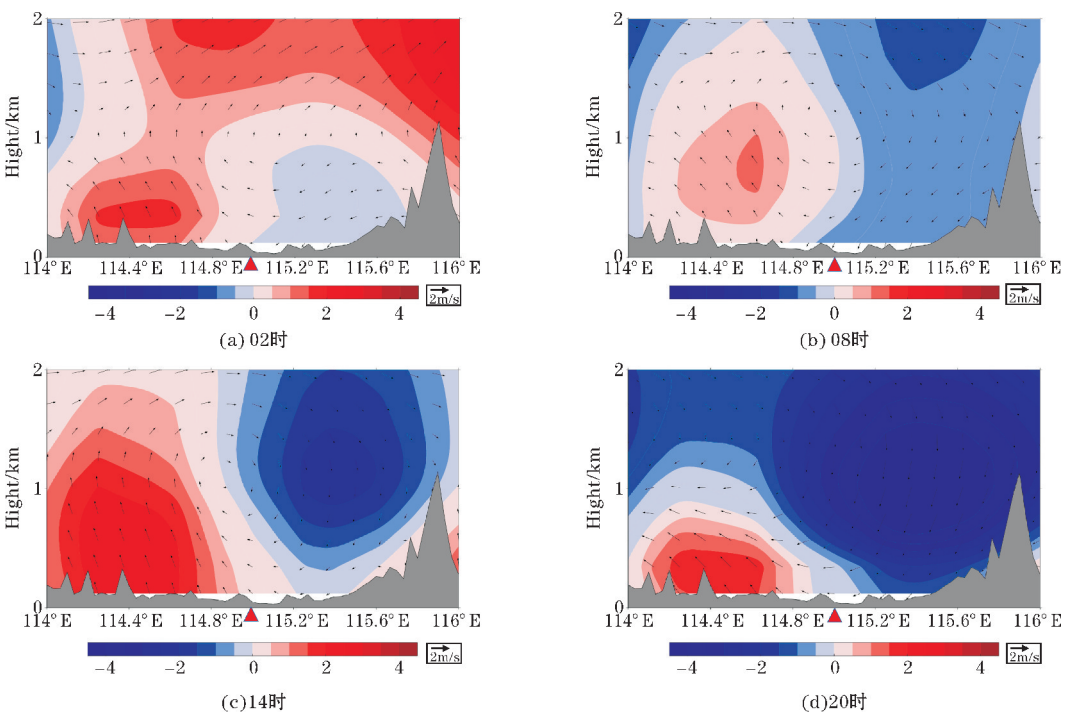


图8 2018年3月山谷风日吉安市纬度剖面风场(三角形为吉安市所在纬度)

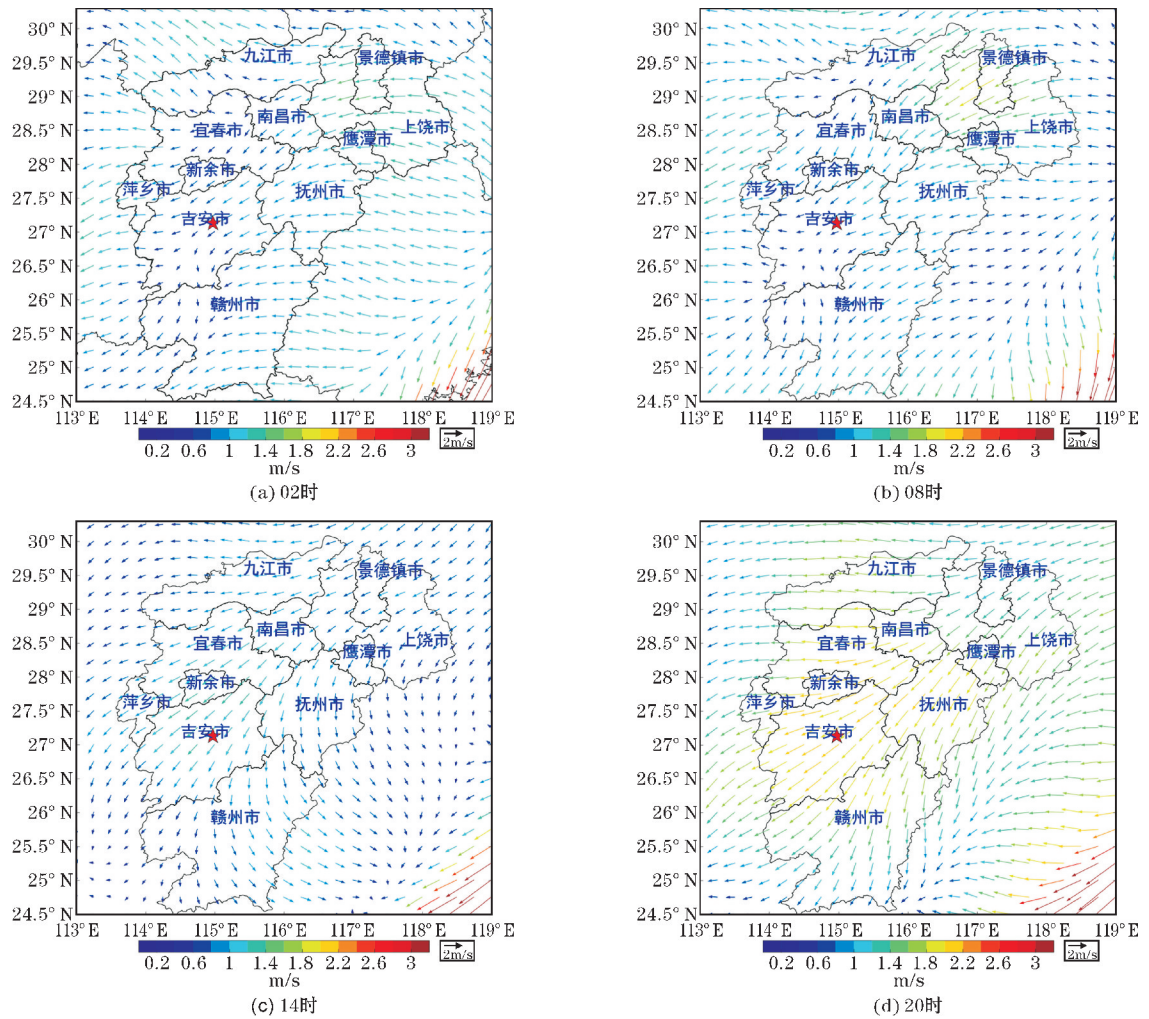


图9 2018年3月山谷风日江西省10 m风场

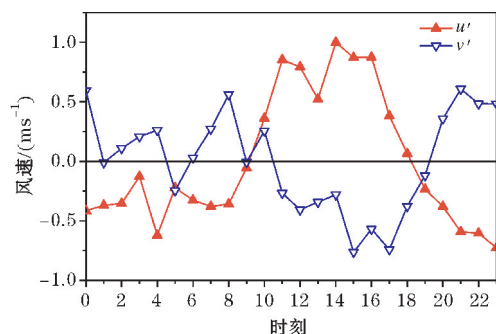


图10 2018年3月山谷风日吉水站局地风 u' 、 v' 分量图

3 结论

(1)2014–2016年吉安市处于 NO_x 控制区中,相比2016年,2017年 NO_2 与 CO 年均浓度分别下降6.3%、22.2%, $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 O_3 年均浓度分别上升15.4%、13.9%、7.3%、21.9%,吉安市臭氧与颗粒物复合型污染日趋严重。

(2)吉安市2016年逐月 SO_2 与 NO_2 浓度比值均大于0.7,年均值为1.3,2017年逐月 SO_2 与 NO_2 浓度比值均大于0.9,年均值为1.5,说明吉安市能源结构导致燃煤型污染仍然突出。

(3)统计得到2016–2017年吉安市山谷风日共计241 d,占总天数33.0%,山谷风导致重污染日。由于吉安市工业布局不够合理,城区以外电厂燃煤在山谷风日对吉安市 SO_2 、 NO_2 污染贡献较大。2018年3月的个例分析表明,市区各站点 SO_2 浓度显著偏高与山谷风影响密切相关,山谷风日城区以外电厂燃煤对吉安市 SO_2 污染贡献较大。

致谢:感谢成都信息工程学院人才引进科学研究创新基地项目(376309)对本文的资助

参考文献:

- [1] 魏复盛,胡伟,滕恩江,等.空气污染对人体健康影响研究的进展[J].世界科技研究与发展,2000,22(3):14–18.
- [2] 邵龙义,时宗波,黄勤.都市大气环境中可吸入颗粒物的研究[J].环境保护,2000(1):24–26.
- [3] 杨洪斌,邹旭东,汪宏宇,等.大气环境中 $\text{PM}_{2.5}$ 的研究进展与展望[J].气象与环境学报,2012,28(3):77–82.
- [4] Ulrich P Äschl. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects [J]. Angewandte Chemie International Edition, 2005, 44 (46): 7520–7540.
- [5] Rd P C, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. Jama, 2002, 287(9): 1132–1141.
- [6] Dockery D W, Schwartz J, Spengler J D. Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols [J]. Environmental Research, 1992, 59(2): 1–373.
- [7] Xu-Xian W U. Study on the Characteristics of Urban Air Pollution Based on Correspondence Analysis: A Case Study of Six Provincial Capitals in Central-south China [J]. Meteorological and Environmental Research, 2011(8): 86–88.
- [8] Schwarzf J. Particular air pollution and chronic respiratory disease [J]. Environment Research, 1993, 62(1): 7–13.
- [9] Karlsson P E, Klingberg J, Engardt M, et al. Past, present and future concentrations of ground-level ozone and potential impacts on ecosystems and human health in northern Europe [J]. Science of the Total Environment, 2017, 576: 22–35.
- [10] Sharma S, Chatani S, Mahtta R, et al. Sensitivity analysis of ground level ozone in India using WRF-CMAQ models [J]. Atmospheric Environment, 2016, 131: 29–40.
- [11] 李明桃. 大气中 SO_2 气体污染物对植物的危害与影响 [J]. 农业灾害研究, 2013, 3(9): 28–31.
- [12] Xu Y, Yang H Q. Feature and cause analysis on acid rain of 2008 in Hubei Province [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 33(11): 97–101.
- [13] Hao J M, Wang S X, Liu B J, et al. Designation of acid rain and SO_2 Control Zones and control policies in China [J]. Environmental Letters, 2000, 35(10): 1901–1914.
- [14] 徐鹏,郝庆菊,吉东生,等.重庆市北碚大气中 $\text{PM}_{2.5}$ 、 NO_x 、 SO_2 和 O_3 浓度变化特征研究 [J]. 环境科学学报, 2016, 36(5): 1539–1547.
- [15] 朱彤,尚静,赵德峰. 大气复合污染及灰霾形成中非均相化学过程的作用 [J]. 中国科学: 化学, 2010, 40(12): 1731.
- [16] 辛金元,王跃思,唐贵谦,等. 2008年奥运期间北京及周边地区大气污染物消减变化 [J]. 科学通报, 2010, 55(15): 1512–1521.
- [17] Chan C K, Yao X. Air pollution in mega cities in China [J]. Atmospheric Environment, 2008, 42

- (1):1-42.
- [18] 陈燕,蒋维楣,郭文利,等.珠江三角洲地区城市群发展对局地大气污染物扩散的影响[J].环境科学学报,2005,25(5):700-710.
- [19] 吴兑,廖国莲,邓雪娇,等.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,2008,19(1).
- [20] 李莉,陈长虹,黄成,等.长江三角洲地区大气O₃和PM₁₀的区域污染特征模拟[J].环境科学,2008,29(1):237-245.
- [21] 王跃思,张军科,王莉莉,等.京津冀区域大气霾污染研究意义、现状及展望[J].地球科学进展,2014,29(3):388-396.
- [22] 王淑兰,张远航,钟流举,等.珠江三角洲城市间空气污染的相互影响[J].中国环境科学,2005,25(2):133-137.
- [23] 王会祥,唐孝炎,邵可声,等.长江三角洲痕量气态污染物的时空分布特征[J].中国科学(D辑:地球科学),2003,33(2):114-118.
- [24] 陈玮.对我国山地城市概念的辨析[J].华中建筑,2001,1(3):55-58.
- [25] 张人文,范绍佳,李颖敏.2008年秋季从化山谷风观测研究[J].热带气象学报,2012,28(1):134-139.
- [26] 寿绍文.中尺度天气动力学[M].北京:气象出版社,1993.
- [27] 张彦军,牛铮,王力,等.基于OMI卫星数据的城市对流层NO₂变化趋势研究[J].地理与地理信息科学,2008,24(3):96-99.
- [28] 张兴赢,张鹏,张艳,等.近10a中国对流层NO₂的变化趋势、时空分布特征及其来源解析[J].中国科学(D辑:地球科学),2007,37(10):1409.
- [29] Streets D G, Lu Z, He H, et al. Aura OMI observations of regional SO₂ and NO₂ pollution changes from 2005 to 2014[J]. Atmospheric Chemistry & Physics Discussions, 2015, 15 (19): 26555 - 26607.
- [30] Boersma K F, Jacob D J, Eskes H J, et al. Inter-comparison of SCIAMACHY and OMI tropospheric NO₂ columns: Observing the diurnal evolution of chemistry and emissions from space[J]. Journal of Geophysical Research Atmospheres, 2008, 113(D16).
- [31] Ahmad S P, Levelt P F, Bhartia P K, et al. Atmospheric products from the ozone monitoring instrument (OMI) [J]. Earth Observing Systems VIII, 2003:619-630.
- [32] 尹群,陈丁盛.吉安市中心城区大气污染现状分析及防治对策[J].江西化工,2017(5):109-114.
- [33] Fallmann J, Forkel R, Emeis S. Secondary effects of urban heat island mitigation measures on air quality [J]. Atmospheric Environment, 2016, 125:199-211.
- [34] 唐孝炎.大气环境化学[M].北京:高等教育出版社,1990.
- [35] Duncan B N, Yoshida Y, Olson J R, et al. Application of OMI observations to a space-based indicator of NO_x and VOC controls on surface ozone formation [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(18):2213-2223.
- [36] Choi Y, Souri A H. Seasonal behavior and long-term trends of tropospheric ozone, its precursors and chemical conditions over Iran: A view from space [J]. Atmospheric Environment, 2015, 106:232-240.
- [37] Anoop S. Mahajan, Isabelle De Smedt, Mriganka Sekhar Biswas, Sachin Ghude, Suvarna Fadnavis, Chaitri Roy, Michel van Roozendaal. Inter-annual variations in satellite observations of nitrogen dioxide and formaldehyde over India [J]. Atmospheric Environment, 2015, 116.
- [38] Witte J C, Duncan B N, Douglass A R, et al. The unique OMI HCHO/NO₂ feature during the 2008 Beijing Olympics: Implications for ozone production sensitivity [J]. Atmospheric Environment, 2011, 45(18):3103-3111.
- [39] Martin, Randall V. Space-based diagnosis of surface ozone sensitivity to anthropogenic emissions [J]. Geophysical Research Letters, 2004, 31(6): L06120.
- [40] 修天阳,孙扬,宋涛,等.北京夏季灰霾天臭氧近地层垂直分布与边界层结构分析[J].环境科学学报,2013,33(2):321-331.
- [41] 严仁嫦,叶辉,林旭,等.杭州市臭氧污染特征及影响因素分析[J].环境科学学报,2018,38(3):1128-1136.
- [42] 黄俊,廖碧婷,吴兑,等.广州近地面臭氧浓度特征及气象影响分析[J].环境科学学报,2018,38(1):23-31.

Analysis on Air Pollution Status and Cause of Typical Mountain Basin terrain

ZHANG Xiao^{1,2}, SUN Yang², HAN Lin¹, GUI Ke³, AI Jie¹, ZHANG Lei⁴, LIAO Tingting¹

(1. College of Atmospheric Science, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225, China; 2. Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Science, Beijing 100029, China; 3. Institute of Atmospheric Composition, Chinese Research Academy of Meteorological Sciences, Beijing 100081, China; 4. Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044)

Abstract: To understand the mountain terrain effects on urban air pollution status, select Ja'an city of Jiangxi province as a typical study, the data of air pollutions $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 , NO_2 , CO and O_3 in 4 state controlling air monitoring stations of Ja'an city from January 1, 2016 to December 31, 2017 and meteorological data of Jishui, Ji'an country, Taihe and Xiajiang stations in the same period were statically, conjoint analysis OMI data meanwhile individual case are deep analysis. The results indicated that O_3 generation in Ji'an city was limited by NO_x from 2014 to 2016, compared with 2016, 2017 annual $PM_{2.5}$ and PM_{10} , SO_2 , O_3 concentration rose by an annual rate of 15.4%, 13.9%, 7.3%, 21.9%, NO_2 and CO fell 6.3% and 22.2% respectively, particulate matter and ozone compound pollution is increasingly serious. Due to the energy structure of Ja'an city, coal-fired pollution is still prominent. From the analysis of individual cases of pollution, found that the significantly higher SO_2 concentration in Ja'an downtown was related to the mountain valley wind oscillation. Statistical analyses suggested mountain valley wind caused heavy pollution days, mountain valley wind totaled 241d, accounting for 33.0% of total days, the variation of SO_2 and NO_2 concentration at Ji'an city is directly related to the coal burning emission from power plants outside the urban area. From pollution case analysis, further prove the city daily variation of SO_2 is associated with the coal burning emission from power plants outside the urban area.

Keywords: atmospheric chemistry; atmospheric physics and atmospheric environment; air pollution status; mountain valley wind; coal combustion