

DOI: 10.5846/stxb202106171604

赵海莉, 原悦, 李晓芹, 王玉霞. 兰州市西固区大气污染对呼吸系统的健康效应. 生态学报, 2022, 42(11): 4603-4616.

Zhao H L, Yuan Y, Li X Q, Wang Y X. Health effects of air pollution on respiratory system in Xigu District of Lanzhou City. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(11): 4603-4616.

兰州市西固区大气污染对呼吸系统的健康效应

赵海莉¹, 原悦¹, 李晓芹¹, 王玉霞^{2,*}

1 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070

2 甘肃省疾病预防控制中心, 兰州 730030

摘要: 大气污染极易诱发各类呼吸系统疾病, 对人体健康造成严重损害。运用 Poisson 回归的时间序列广义相加模型 (GAM) 和人群分层的分析方法, 探究了 2014—2018 年兰州市西固区大气污染对呼吸系统的健康效应。结果表明: (1) $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 8h 和 CO 对呼吸系统疾病的发生存在滞后效应, 其浓度每升高 $10 \mu g/m^3$ (CO 升高 $1 mg/m^3$), 在最佳滞后天数, 疾病住院量分别增加 1.06%、1.04%、1.10%、1.07%、0.97% 和 3.83%, 气态污染物 (SO_2 和 NO_2) 暴露是诱发呼吸系统疾病的重要风险因素; (2) $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 和 NO_2 对肺炎的影响最大, 且对女性健康的危害稍高于男性, O_3 8h 对慢性阻塞性肺病的影响最大, 且对男性患病的影响稍高于女性; (3) 0—14 岁儿童是呼吸系统疾病的易感人群, 其次是 ≥ 65 岁老年人群; (4) 冬春季节是呼吸系统疾病的高发期, 采暖期呼吸系统患病的滞后期比非采暖期提前了约 2—6 d; (5) $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 是呼吸系统疾病住院人数增加的独立危险因素, SO_2 暴露对不同分层结果的影响均最为显著。

关键词: 大气污染; 呼吸系统疾病; 广义相加模型; 健康效应; 滞后效应

Health effects of air pollution on respiratory system in Xigu District of Lanzhou City

ZHAO Haili¹, YUAN Yue¹, LI Xiaoqin¹, WANG Yuxia^{2,*}

1 College of Geography and Environment Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China

2 Gansu Center for Disease Control and Prevention, Lanzhou 730030, China

Abstract: Air pollution is easy to induce all kinds of respiratory diseases, causing serious damage to human health. In this study, the health effects of air pollution on respiratory system in Xigu District of Lanzhou from 2014 to 2018 were investigated by using the time series generalized additive model (GAM) of Poisson regression and the analysis method of population stratification. The results showed that: (1) Air pollutants such as $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 , NO_2 , O_3 8h and CO had a lag effect on the occurrence of respiratory diseases. For every $10 \mu g/m^3$ increasing in pollutant concentration ($1 mg/m^3$ increasing in CO), the increasing of hospitalization for respiratory diseases were 1.06%, 1.04%, 1.10%, 1.07%, 0.97% and 3.83%, respectively, in the best lag days. Gaseous pollutants (SO_2 and NO_2) were more harmful to human respiratory system than particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}). (2) $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 and NO_2 had the greatest impact on pneumonia, and the harm to women's health was slightly higher than that of men. O_3 8h had the greatest impact on chronic obstructive pulmonary disease, and the impact on men's disease was slightly higher than that of women. Asthma, upper respiratory tract infection and bronchitis were significantly affected by SO_2 . (3) People aged 0—14 years were the most susceptible group of respiratory diseases, followed by those aged ≥ 65 years. (4) Winter and spring were the high incidence period of respiratory diseases. The concentration of pollutants and the number of hospitalized patients with respiratory diseases in a single day in the heating period were higher than those in the non-heating period, and the lag period of respiratory diseases in the heating

基金项目: 中国科学院 A 类战略性先导科技专项 (XDA19040502); 国家自然科学基金项目 (41971268)

收稿日期: 2021-06-17; 网络出版日期: 2022-02-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: 61165146@qq.com

period was about 2—6 days earlier than that in the non-heating period. (5) In the multi pollutant model, the interaction of different pollutants had synergistic or antagonistic effects on respiratory diseases. Among them, $PM_{2.5}$, PM_{10} and CO were independent risk factors for the increasing in the number of hospitalized residents with respiratory diseases in Xigu District, and SO_2 exposure had the most significant influence on the results of different stratification.

Key Words: air pollution; respiratory diseases; generalized additive model; health effect; lag effect

近年来,快速的工业化和城市化造成我国资源短缺、生态破坏、环境污染、灾害频发等问题日益凸显,从而引发了一系列生态效应,其中大气污染已被确认为危害公众健康的重要风险因素之一^[1],可直接或间接导致人体免疫系统紊乱,对呼吸系统、循环系统、消化系统等造成严重威胁,尤其对呼吸系统健康的损害最为严重,主要病变部位为气管、支气管、肺部及胸腔^[2-3]。国内外众多研究已证实,以细颗粒物($PM_{2.5}$)、可吸入颗粒物(PM_{10})、二氧化硫(SO_2)、二氧化氮(NO_2)、臭氧(O_3 8h)、一氧化碳(CO)等为特征污染物的区域性大气环境已成为呼吸系统疾病发生和发展的敏感源^[4],极易诱发哮喘^[5-6]、慢性阻塞性肺病^[6]、肺部感染^[5]、呼吸道炎症^[7]、心血管疾病^[7]等,严重者可导致过早死亡。世卫组织(WHO)数据显示,2012年大气污染导致全球370万人过早死亡,其中约25%死于呼吸系统疾患^[1],2018年全球因呼吸系统疾病导致的过早死亡人数高达700万,其中约100万来自中国^[8]。OECD研究显示,亚洲国家的大气污染远远超过世卫组织标准,若不采取有效行动,仅 PM_{10} 导致的死亡人数将在2050年达到360万^[9]。以上数据均表明,呼吸系统发病率和死亡率的上升与大气污染密切相关,其作为全球性的公共卫生问题,不仅加重了患者的经济负担,也给医疗卫生机构带来了沉重压力。

探讨居民环境暴露风险及其健康效应是健康地理学和环境公正研究的热点话题。在一定时空范围内,鉴于不同区域大气污染水平及来源、气象因素、目标人群及其对污染物的敏感程度等各不相同,导致环境暴露的健康效应也存在显著差异^[10]。目前,国内多数研究主要着眼于气候环境条件较为温和且相对发达的区域^[11-12],相反,大气污染严重且欠发达地区人群健康效应的研究相对有限,对不同疾病类型、性别、年龄、患病季节及采暖期和非采暖期分层的脆弱性研究更是鲜有涉及。西固区作为兰州市的核心工业区,集中分布了石油化工、冶金和机械等重工产业,工业结构偏重、能源消耗过高,且冬季供暖期较长,生产生活以燃煤方式为主,加之地处黄土高原境内,沙尘等恶劣天气频发,以及特有的盆地地形和特殊的气象条件使污染物集聚,极易对当地居民的健康造成特异性影响^[13]。因此,针对大气污染的严重形势,近年来西固区政府通过实施环境网格化管理,在冬防工作中突出精准治污、科学治污、依法治污,做到时间、区域、对象、问题、措施“五个精准”等多项治理和管控措施,环境污染有了大幅改善,但整体环境形势仍不容乐观,特别是重污染天气的出现依旧严重威胁着居民健康。

基于此,本文以兰州市西固区为研究区域,以呼吸系统疾病住院数据为效应指标,采用时间序列广义相加模型和人群分层的分析方法,定量评估大气污染物($PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 8h和CO)对居民呼吸系统疾病住院人数的影响,并对不同类型疾病、性别、年龄、患病季节、采暖期和非采暖期进行敏感性分析,以期有针对性地为保护易感人群和为进一步开展西固区大气污染健康效应的评估工作提供决策依据。

1 资料来源与研究方法

1.1 研究区概况

西固区位于兰州市西部($103^{\circ}19'—104^{\circ}41'E$ 、 $35^{\circ}38'—36^{\circ}13'N$),黄河由西向东横贯全境,带状河谷型盆地特征明显。现辖5镇1乡40个行政村,7个街道70个社区,全区总面积385.3 km²,2019年末常住人口36.9万人。境内植被覆盖率低,主要以干草原和荒漠草原为主,属温带大陆性季风气候,干燥寒冷,年平均气温8.5—8.9℃,平均海拔1560 m。主要气象灾害以风沙天气为主(图1)。

1.2 资料来源

呼吸系统疾病资料来源于西固区某三甲医院信息系统(HIS)2014年1月1日—2018年12月31日逐日

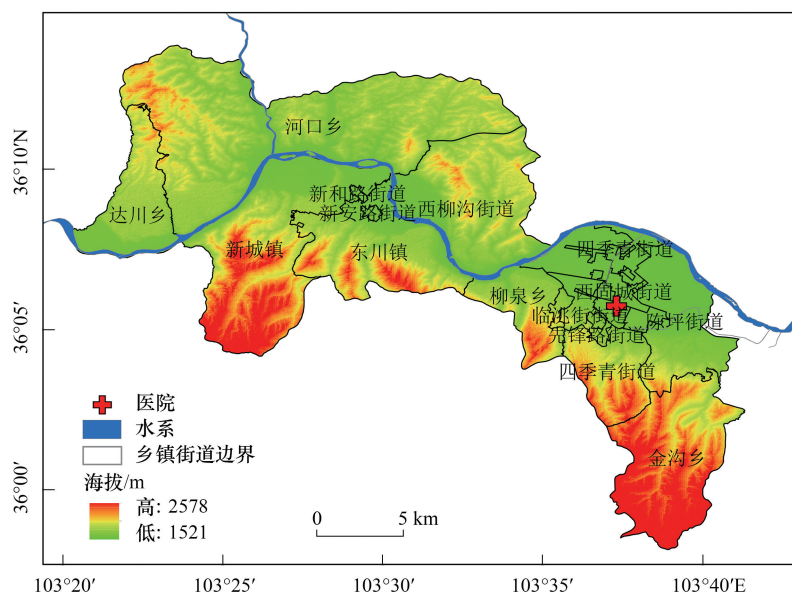


图1 研究区概况

Fig.1 Survey of the study area

呼吸科住院病历资料,包括患者性别、年龄、家庭住址、疾病类型、就诊日期、住院天数等。参考国际疾病分类标准编码(ICD-10;J00—J99)^[14],将呼吸系统疾病分为肺炎、慢性阻塞性肺病(COPD)、哮喘、上呼吸道感染(URI)和支气管炎5类,并剔除疾病数据录入残缺和家庭住址非本地的患者信息。

大气污染物数据来源于同期西固区兰炼宾馆监测站逐日环境监测数据,包括PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、O₃8h和CO(mg/m³)的日平均浓度(μg/m³);气象资料来源于兰州市气象监测站逐日地面观测数据,包括气温(℃)和相对湿度(%)的日平均值。尽管西固区仅有兰炼宾馆1所标准监测站,但因城区工业分布稠密,占地面积广,周边乡镇住院人数仅占总体0.03%,因此污染物空间差异较小,所选站点具有代表性。

1.3 研究方法

广义相加模型(generalized additive models, GAM)^[15]已被广泛应用到环境暴露的健康效应研究中。居民每日因病入院属于小概率事件,其近似服从Poisson分布,且考虑到污染物和气象因素与呼吸系统疾病之间的非线性关系,本文采用拟合Poisson回归的时间序列广义相加模型。模型建立需控制一些混杂因素的影响,对温度、相对湿度等长期趋势采用自然平滑样条函数进行平滑拟合,同时用哑变量控制星期几效应和假期效应的影响。基本模型为:

$$\log[E(Y_t)] = \alpha + \beta X_t + ns(\text{time}, df) + \sum_{i=1}^n ns(F_{it}, df) + as.factor(wt) \quad (1)$$

式中, $E(Y_t)$ 为第 t 日呼吸系统疾病住院人数的期望值; α 为截距; β 为回归系数; X_t 为第 t 日大气污染物浓度; ns 为自然平滑样条函数; $as.factor$ 为哑变量函数; time 为时间变量; df 为自由度; F_{it} 为第 i 个气象要素在第 t 日的平均值; wt 为星期、节假日等哑变量。自由度采用Akaike信息准则(AIC)进行拟合度检验,AIC值越小,拟合度越高。

由于患者从患病到就诊存在一定时间差,或因某些原因未能及时就诊,使得入院时间相对于环境变化存在滞后性。故本文在上述模型基础上,对环境变量相对于患者入院时间按提前一周考虑其滞后效应和累积效应,依次将当天(lag0)、单日滞后1—7d(lag1—lag7)和累积滞后(污染物浓度多日移动平均值)1—7d(lag01—lag07)的污染物浓度引入模型。并将患者按性别、年龄(0—14岁、15—64岁、≥65岁),时间按季节、采暖期(11月1日—次年3月31日)和非采暖期(4月1日—10月31日)进行分层。此外,考虑到污染物之间的交

互作用,尝试引入其他共存污染物构建多污染物模型,分析多种污染物对呼吸系统的健康效应。

根据 GAM 模型得到的回归系数 β , 计算污染物浓度每升高 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (CO 升高 1 mg/m^3) 时,居民因病住院的相对危险度 (RR) 及 95% 置信区间 (95% CI), 选取最大效应值作为环境暴露风险的估计值。具体公式为:

$$RR = \exp^{\beta \times 10\% \text{mean}} \quad (2)$$

$$95\% CI = \exp^{10 \times (\beta \pm 1.96SE)} \quad (3)$$

统计分析由 SPSS 18.0 软件和 R 4.0.4 软件中的 mgcv、tsModel 程序包共同实现。

2 结果与分析

2.1 大气污染物、气象因子及疾病住院人数的描述性统计分析

2014—2018 年期间,西固区呼吸系统疾病住院总人次为 14239 例,日均住院人次 8 例,其中男性多于女性 (男:女=1:0.6),成人低于儿童和老人 (0—14 岁儿童:15—64 岁成人: ≥ 65 岁老人=1:0.67:1),发病率相对较高。疾病分类中,肺炎患者最多 (占 49.32%),慢性阻塞性肺病、哮喘、上呼吸道感染和支气管炎患者较少,占比分别为 18.22%、12.14%、11.92% 和 8.40%。 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 8h 和 CO 的日均浓度分别为 48.71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、118.21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、19.54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、46.19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、54.20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 1.23 mg/m^3 ,参考国家《环境空气质量标准 (GB3095—2012)》^[16] 二级浓度限值,6 种污染物平均浓度均未超标;温度和相对湿度的日平均值分别为 7.82℃ 和 61.36%,这与西固区大陆性气候特征和河谷型盆地地形高度切合,即干燥少雨,温度偏低 (表 1)。

表 1 呼吸系统疾病住院人数、大气污染物和气象因素描述性统计结果 (2014—2018 年)

Table 1 Descriptive statistical results of inpatients with respiratory diseases, air pollutants and meteorological factors (2014—2018)

类别 Type		$\bar{X} \pm S$	Min	百分位数 Percentile			Max	IQR
				P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅		
呼吸系统疾病住院人数 Number of hospitalizations for respiratory diseases	肺炎	4±2.96	0	2	3	5	21	3
	上呼吸道感染	1±1.09	0	0	1	1	8	1
	慢性阻塞性肺病	1±1.32	0	0	1	2	8	2
	哮喘	1±1.08	0	0	1	1	6	1
	支气管炎	1±0.91	0	0	0	1	7	1
性别 Gender	男性	5±2.86	0	3	4	6	20	3
	女性	3±2.20	0	1	3	4	16	3
年龄 Age	0—14 岁	3±2.61	0	1	3	5	16	4
	15—64 岁	2±1.31	0	0	1	2	7	2
	≥ 65 岁	3±2.10	0	2	3	4	13	2
季节 Season	春	8.00±4.45	1	5	7	11	30	6
	夏	5.90±3.17	0	4	5	8	20	4
	秋	8.34±4.20	1	5	8	11	28	6
	冬	8.97±4.34	1	6	8	12	26	6
时期 Period	采暖期	9.19±4.54	1	6	8	12	28	6
	非采暖期	6.81±3.69	0	4	6	9	30	5
大气污染物 Air pollutant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$\text{PM}_{2.5}$	48.71±24.22	11	32	42	60	192	28
	PM_{10}	118.21±79.88	22	75	102	137	949	62
	SO_2	19.54±13.38	3	9	16	27	75	18
	NO_2	46.19±18.52	11	33	44	56	124	23
	O_3	54.20±22.74	7	36	51	70	140	34
	CO/(mg/m^3)	1.23±0.65	0.11	0.78	1.01	1.5	4.2	0.72
气象因素 Meteorological factor	温度/(℃)	7.82±9.72	-16.7	-0.7	9	16.33	26.4	17.03
	相对湿度/%	61.36±16.36	20	49	61	74	100	25

$\bar{X}$: 平均值 Meanvalue; S: 标准差 Standard deviation; Min: 最小值 Minimum; Max: 最大值 Maximum; IQR: 四分位距 Interquartile range; P_n 表示 n% 的百分位值

2.2 大气污染物与气象因素的相关性分析

统计学中,Spearman 相关系数是衡量两个分级定序变量依赖性的非参数指标,它利用单调方程来评价两个统计变量的相关性。由于西固区大气污染物与气象因素不服从正态分布,因此采用 Spearman 相关分析。结果显示,相关系数均通过了 t 检验,具有统计学意义 ($P<0.01$)。PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、CO 之间呈显著正相关性;O₃8h、温度和相对湿度与其他污染物之间呈显著负相关性;O₃8h 与温度呈显著正相关,与相对湿度呈负相关;温度和相对湿度呈正相关。总之,除 O₃8h 与温度呈显著正相关,其他污染物与温度和相对湿度均为负相关关系。原因在于近地面温度较高时,大气层结稳定,近地层对流旺盛,有利于大气垂直运动和污染物的扩散;相反,因兰州全年约 80%的天气出现逆温,逆温天气会阻碍大气对流,抑制其稀释扩散,使污染物聚集,增加居民患病风险。低湿条件下,空气中水汽含量低,大气污染物吸附水分的作用减弱,使其浓度增加;受降水影响,在高湿条件下,污染物吸附作用增强,随降水降落到地面,大大降低了污染物的浓度(图 2)。

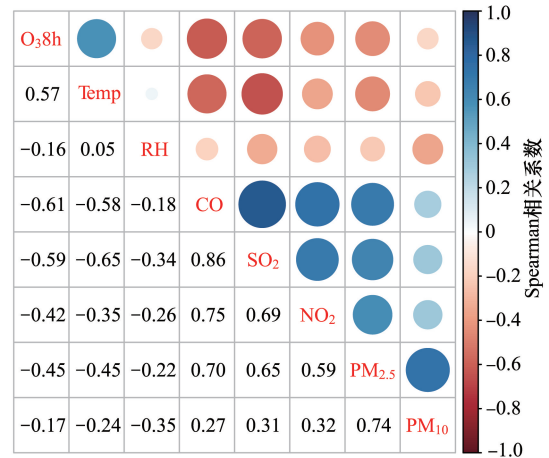


图 2 大气污染物与气象因素的 Spearman 相关系数

Fig.2 Spearman correlation coefficient between air pollutants and meteorological factors

Temp: 温度 Temperature; RH: 相对湿度 Relative humidity

2.3 呼吸系统疾病的单污染物 GAM 分析

2.3.1 大气污染物对呼吸系统疾病的滞后效应

大气污染暴露导致居民因病住院并非在当天最显著,而是存在一定的滞后效应,各污染物对疾病的影响在不同滞后期均具有统计学意义。单日滞后天数中,PM_{2.5}和 PM₁₀在当天(lag0)出现最大值,SO₂和 NO₂分别在 lag3 和 lag7 时效应值最大,O₃8h 和 CO 分别在 lag4 和 lag6 时效应值最大,表明颗粒物对呼吸系统患病存在即时效应,气态污染物的单日滞后期延长;累积滞后天数中,PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和 CO 的累积滞后期延长,且健康效应不断增强,RR 的最大值均出现在 lag07 时,而 O₃8h 在 lag01 时出现最大值,健康效应逐渐减弱,表明多数污染物的累积滞后效应更具有长期性。总的来看,PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和 CO 在累积滞后 7d,O₃8h 在单日滞后 4d 的健康效应最大。在最佳滞后期,PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和 O₃8h 每升高 10 μg/m³,CO 升高 1 mg/m³,疾病住院人数分别增加 1.06%(1.04%—1.07%)、1.04%(1.03%—1.05%)、1.10%(1.08%—1.13%)、1.07%(1.05%—1.09%)、0.97%(0.96%—0.98%)和 3.83%(2.33%—6.29%)。可见气态污染物(SO₂和 NO₂)相比颗粒物(PM_{2.5}和 PM₁₀)对人体的危害性更高,原因在于西固区大气污染以煤烟型污染为主,并表现出明显的石油化工型污染,主要污染物为 SO₂和 NO₂等^[17](图 3)。

2.3.2 大气污染物与呼吸系统疾病的暴露-反应关系

大气污染物与呼吸系统疾病住院人数具有显著相关性。随着 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和 CO 浓度的升高,居民住院风险也呈上升趋势,而 O₃8h 浓度增加导致的住院风险并不显著。此外,SO₂和 NO₂的暴露-反应关系曲线呈单调线性分布,其他污染物则呈“J”型分布,表明呼吸系统对高浓度 SO₂和 NO₂更为敏感。同时得出,污染物浓度在低于国家环境空气质量标准二级浓度阈值水平时,也会带来人群健康风险(图 4)。

2.3.3 大气污染物对不同人群分层的健康效应

大气污染物在最佳滞后期对不同分层结果的健康效应均存在易感性差异。疾病分类中,肺炎对 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂和 NO₂最敏感,慢性阻塞性肺病对 O₃8h 最敏感,SO₂是诱发所有呼吸系统疾病的重要风险因素。性别分层中,各污染物对两性人群患病均具有统计学意义,其中女性对 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂和 NO₂更敏感,污染物浓度增加 10 μg/m³时,RR 分别增加 1.07%、1.04%、1.13%和 1.07%;男性对 O₃8h 更敏感,SO₂暴露对两性患病的

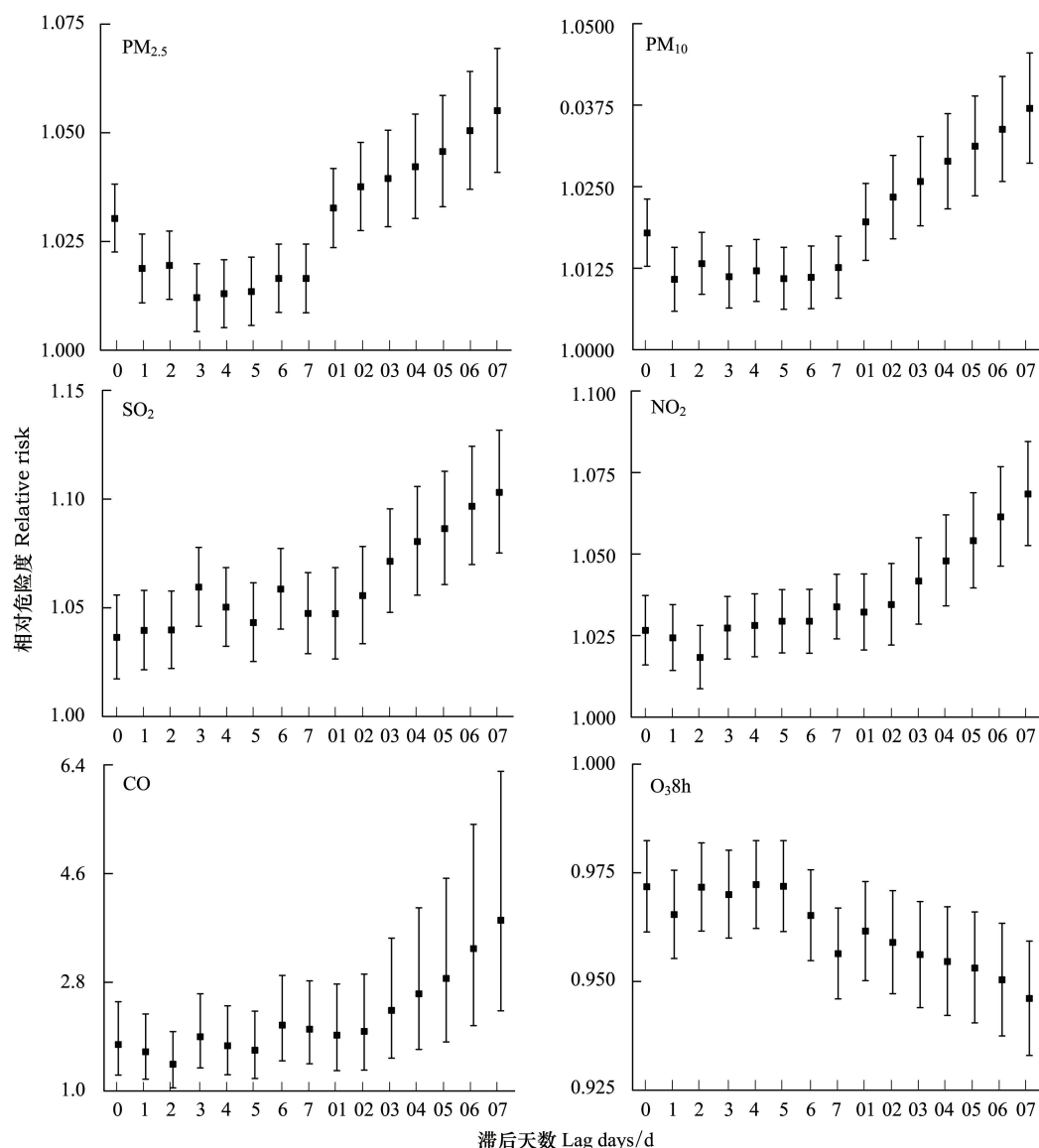


图3 大气污染物对呼吸系统疾病的滞后效应

Fig.3 Lag effects of air pollutants on respiratory diseases

风险最高。年龄分层中,各污染物对0—14岁人群患病风险均为最显著,且都具有统计学意义,其中 SO_2 对各年龄人群呼吸系统的危害性更高。对比15—64岁和 ≥ 65 岁人群,发现前者对 PM_{10} 更敏感,后者对 $\text{PM}_{2.5}$ 、 SO_2 和 NO_2 更敏感。季节分层显示,各污染物暴露于冬季患病风险最高,且均具有统计学意义,春季除 PM_{10} 对疾病的影响无统计学意义,其他污染物均具有统计学意义,且显著性仅次于冬季,表明冬春季节是呼吸系统疾病的高发期。此外,各季节住院人数的增加均受 SO_2 的影响最大(图5)。

2.3.4 采暖期和非采暖期大气污染物对呼吸系统疾病的滞后效应

结合西固区带状盆地地形和冬季漫长的特点,本文将研究期分为采暖期和非采暖期进行对比分析。图6显示,疾病日住院量有逐年升高趋势,该趋势与西固区常住人口逐年升高的趋势大体一致。 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 和 NO_2 的采暖期浓度明显高于非采暖期,对应的日住院人数也多于非采暖期,原因是采暖期燃煤污染物排放量增加,加上盆地小风,逆温频率与强度均高于非采暖期,形成不利于污染物扩散的气象特征,使大气中污染物浓度增高^[17]。相反, O_3 8h的非采暖期浓度值明显高于采暖期,原因是 O_3 是光化学反应产生的主要二次污染物,非采暖期大气层结稳定,天气晴朗,空气中污染物更易发生光化学反应。图7显示,采暖期 $\text{PM}_{2.5}$ 、 SO_2 、

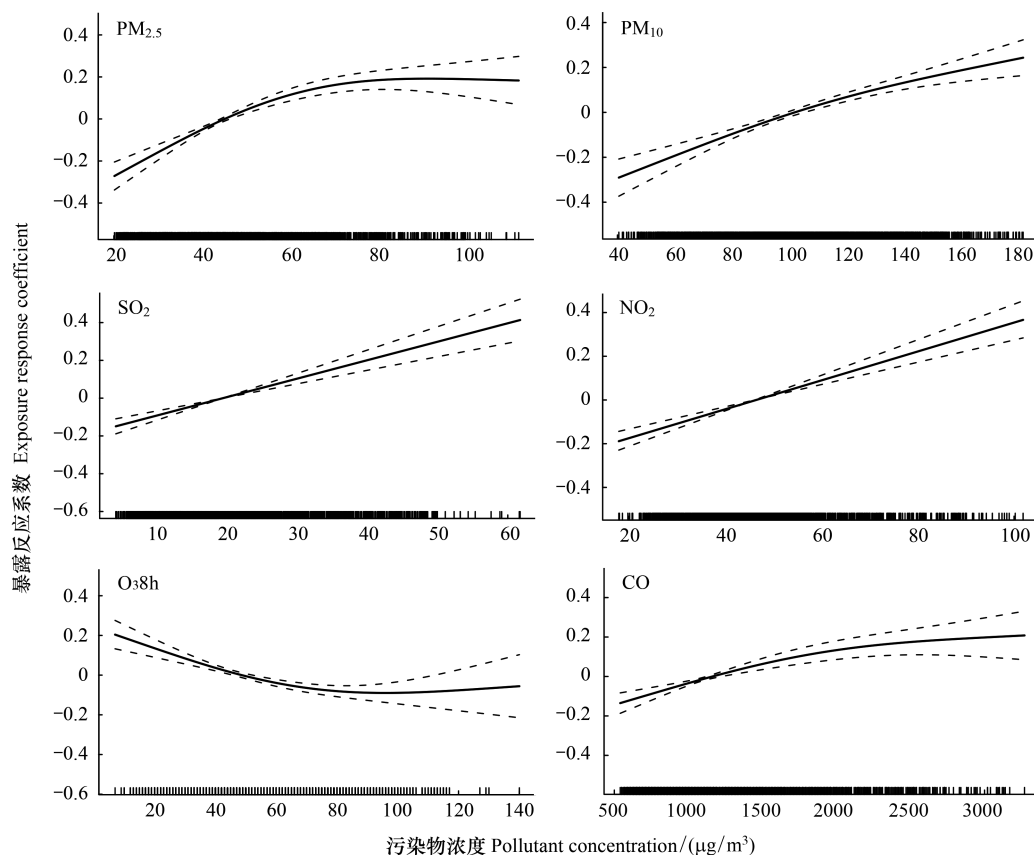


图4 大气污染物与呼吸系统疾病的暴露-反应关系曲线

Fig.4 The exposure-response curve between air pollutants and respiratory diseases

CO 在 lag03 时出现最大值, PM_{10} 、 NO_2 和 O_3 8h 分别在 lag0、lag05、lag4 时健康效应最大;非采暖期除 O_3 8h 在 lag1 时健康效应最大,其他污染物均在 lag07 时出现最大值。由此可知,除 O_3 8h 外, $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 和 CO 在采暖期呼吸系统患病的滞后期比非采暖期提前了约 2—6 d。

2.4 呼吸系统疾病住院人数的多污染物 GAM 分析

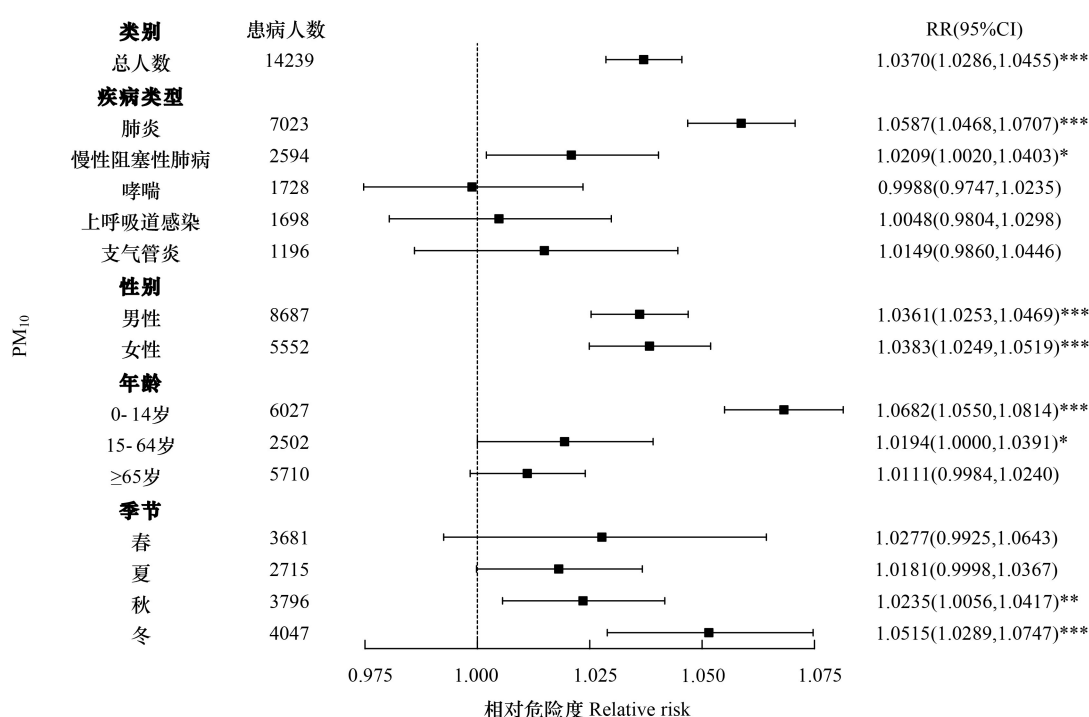
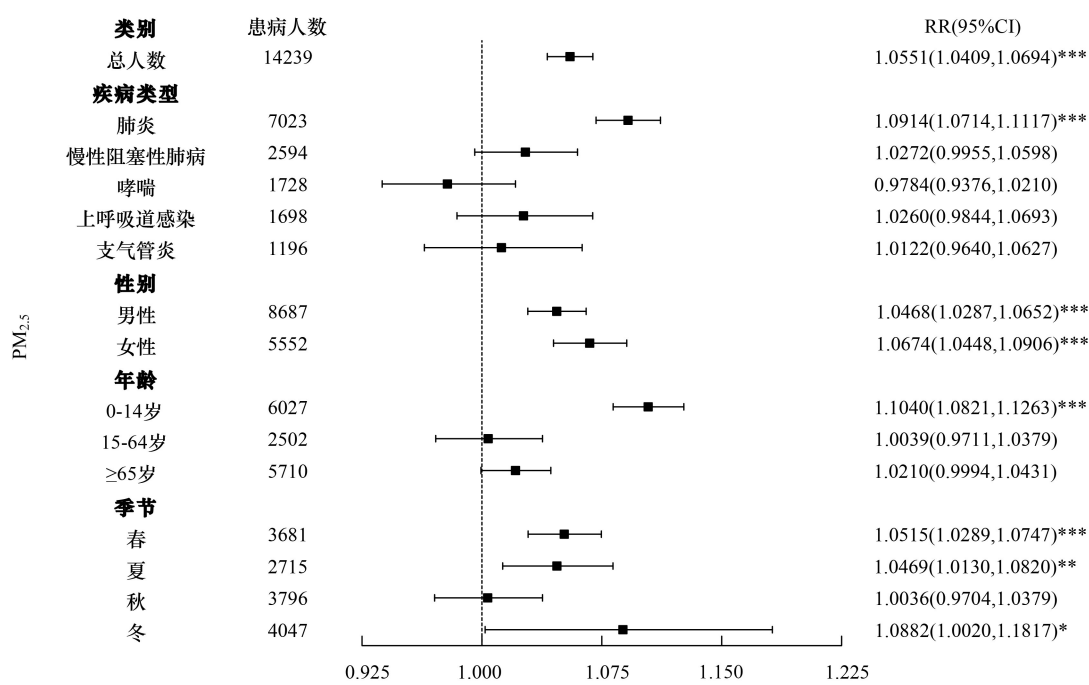
本文选取单污染物 GAM 模型确定的最佳滞后天数,同时引入当天其他污染物建立多污染物模型。表 2 所示,当 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 与其他污染物交互时,均会降低呼吸系统的健康风险,表明各污染物与 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 交互对疾病住院人数的增加具有拮抗作用。在 SO_2 中引入 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 NO_2 和 O_3 8h 时会降低疾病的住院人数,引入 CO 会增加住院人数,除 NO_2 外,引入其他污染物均具有统计学意义;在 NO_2 中引入 CO 会增加疾病住院人数,引入其他污染物时会降低其住院人数,但均具有统计学意义;在 O_3 8h 中引入 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 和 CO 时,呼吸系统的健康效应增加,引入 NO_2 时无统计学意义。可见这 3 种污染物与其他污染物交互对应的健康效应有增加,也有降低,表明 SO_2 、 NO_2 和 O_3 8h 与各污染物交互对住院人数的增加具有协同作用或拮抗作用。由此可知,尽管污染物之间存在显著的正相关性,但各污染物之间交互并非都是协同作用,尤其是 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 在和其他污染物交互时表现出拮抗作用,说明 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 是呼吸系统疾病住院人数增加的独立危险因素。

3 讨论

大气污染物浓度升高会增加居民呼吸系统的患病风险,且存在一定滞后效应,对不同类型疾病、性别、年龄、患病季节及采暖期和非采暖期人群也存在易感性差异。现有成果多数也集中于呼吸系统疾病在性别、年

龄和季节等方面的相关性研究^[5,11,18–20]。

性别分层显示,女性对大气污染更为敏感,国内上海市^[11]、遵义市^[12]、兰州市^[19]等城市研究也得出一致结论。但有时间序列研究显示,男性呼吸系统比女性更易受到大气污染的急性影响^[21]。可见性别差异依旧存在争议,可能与两性的生理构造(激素、器官大小和体型)差异有关,这些因素会影响污染物的运输和组织沉积^[22]。此外环境背景、文化差异、生活习惯及工作活动场所等也会影响两性的健康状况^[23]。因此环境暴露的性别差异还有待进一步研究。



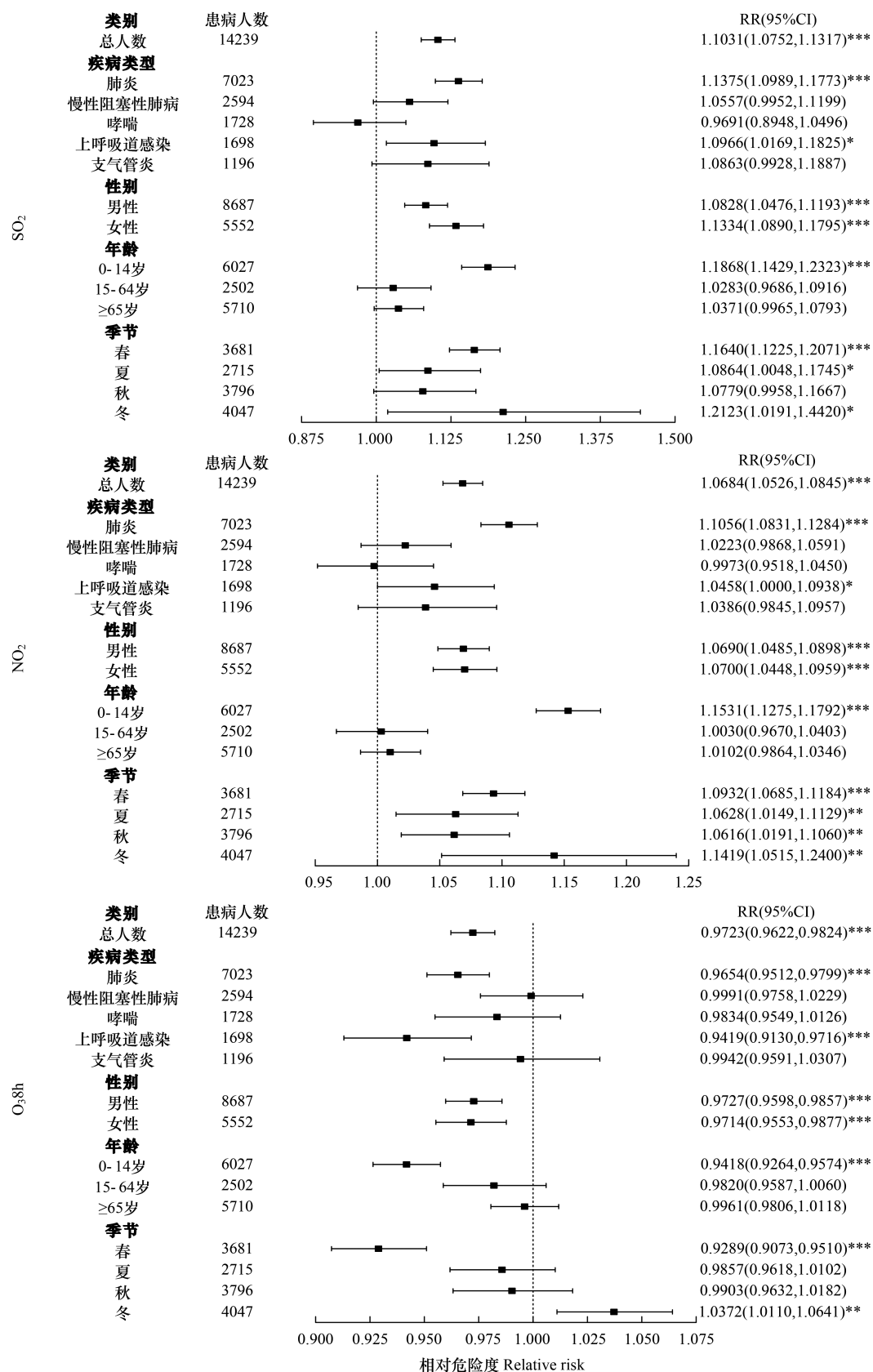


图5 大气污染物对不同人群分层的健康效应

Fig.5 Health effects of air pollutants on different population stratification

***: $P < 0.001$; **: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$

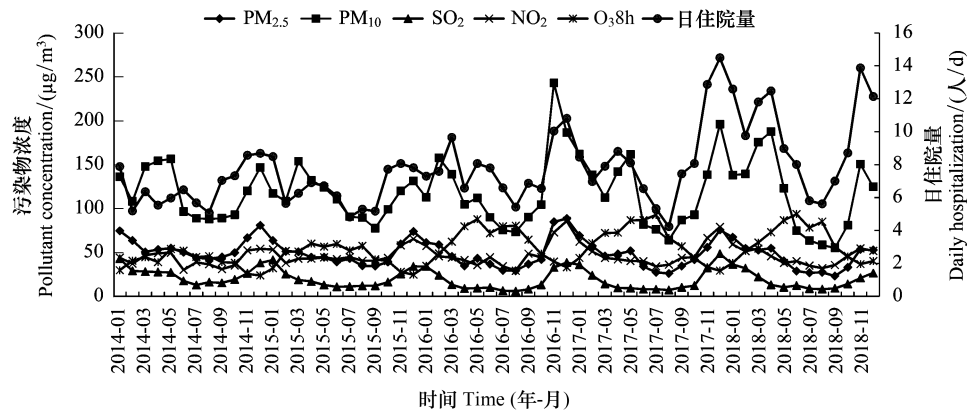


图6 2014—2018年西固区大气污染物和呼吸系统疾病住院人数变化曲线图

Fig.6 Variation curve of air pollutants and inpatients with respiratory diseases in Xigu District from 2014 to 2018

年龄组考察发现,0—14岁儿童是呼吸系统疾病的高危人群。据估计,全球每年有将近41万儿童死于大气污染^[24],多项研究也证实儿童作为易感人群,更易受到大气污染的急性影响^[20,25];一项基于空气质量等级的分层分析显示,空气质量从“优”到“中度污染”4个等级下的儿童呼吸疾病门诊量呈梯度增长^[26]。儿童较成年人气道狭窄,每千克体重的空气摄入量高,呼吸系统和免疫系统发育不成熟,抵抗力低下,加之户外活动机会多,空气中携带的细菌、病毒等有害物质更易刺激呼吸道,引发肺部感染^[25]。

表2 多污染物在最佳滞后天数对呼吸系统的健康效应

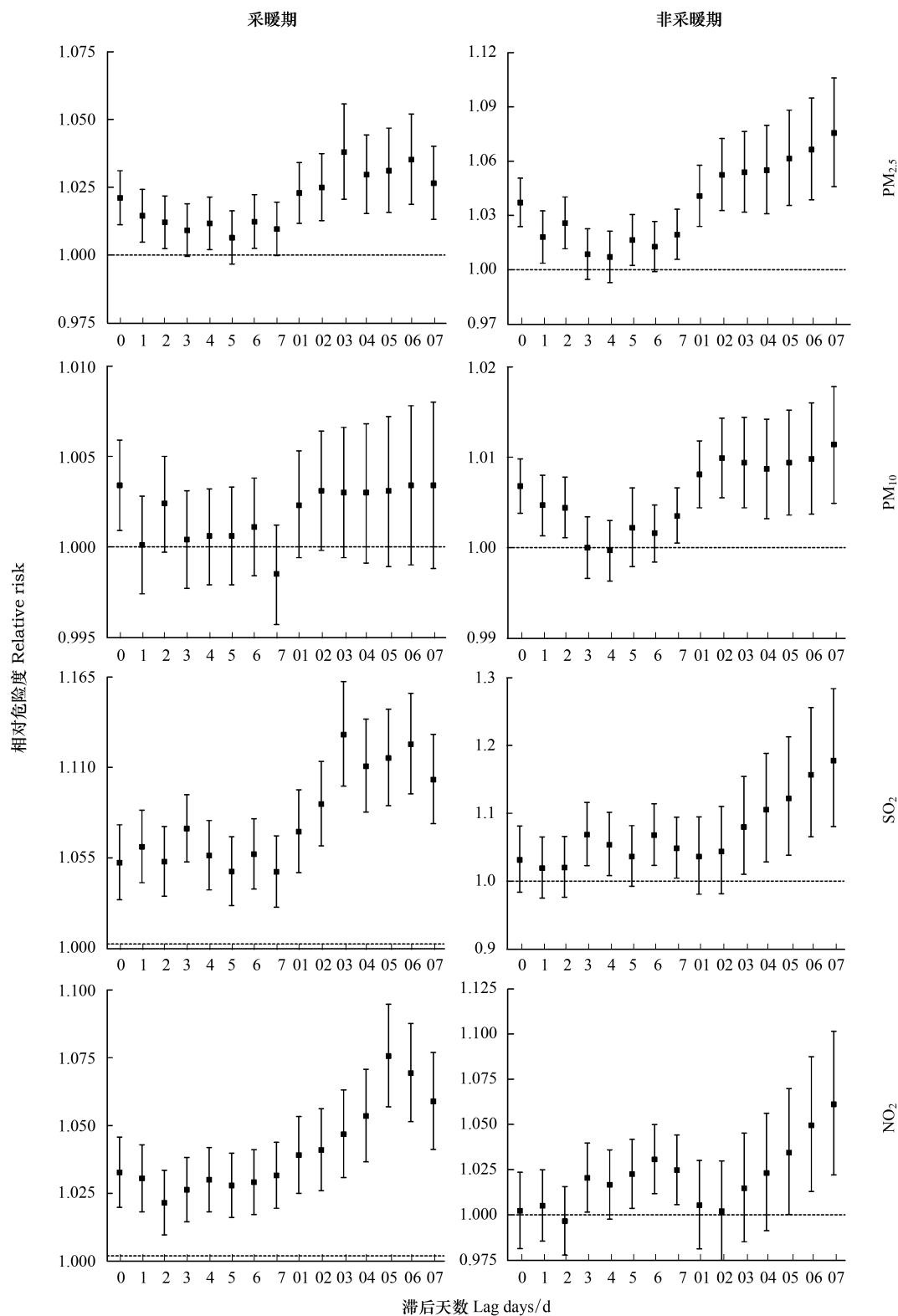
Table 2 Health effects of multi-pollutants on respiratory system in the best lag days

指标 Index	RR (95% CI)					
	PM _{2.5} lag07	PM ₁₀ lag07	SO ₂ lag07	NO ₂ lag07	O ₃ 8h lag4	CO lag07
	1.055 (1.041, 1.069) ***	1.037 (1.029, 1.046) ***	1.103 (1.075, 1.132) ***	1.068 (1.053, 1.085) ***	0.972 (0.962, 0.982) ***	3.827 (2.327, 6.294) ***
+PM _{2.5}	/	1.029 (1.016, 1.041) ***	1.063 (1.032, 1.096) ***	1.049 (1.030, 1.069) ***	0.983 (0.972, 0.994) **	1.370 (0.749, 2.506)
+PM ₁₀	1.018 (0.997, 1.040)	/	1.060 (1.031, 1.090) ***	1.043 (1.024, 1.062) ***	0.981 (0.970, 0.991) ***	1.739 (1.024, 2.955) *
+SO ₂	1.037 (1.021, 1.054) ***	1.028 (1.019, 1.038) ***	/	1.056 (1.032, 1.080) ***	0.986 (0.975, 0.997) *	0.487 (0.203, 1.171)
+NO ₂	1.027 (1.010, 1.045) **	1.024 (1.014, 1.034) ***	1.027 (0.988, 1.068)	/	0.991 (0.979, 1.002)	0.434 (0.203, 0.929) *
+O ₃ 8h	1.048 (1.033, 1.063) ***	1.034 (1.025, 1.042) ***	1.087 (1.058, 1.118) ***	1.068 (1.044, 1.080) ***	/	2.555 (1.476, 4.423) ***
+CO	1.050 (1.033, 1.067) ***	1.033 (1.024, 1.042) ***	1.137 (1.087, 1.189) ***	1.090 (1.065, 1.115) ***	0.980 (0.969, 0.992) ***	/

***: $P < 0.001$; **: $P < 0.01$; *: $P < 0.05$; /: 空集

时间分层显示,冬春季节是呼吸系统疾病的高发期,这与遵义市^[12]、兰州市^[18]、临汾市^[27]等城市得到类似结论。数据还显示,冬季PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和O₃ 8h的风险值分别为夏季的1.04、1.03、1.12、1.07和1.05倍,近期研究也证实了这种积极联系在寒冷季节比在温暖季节更加明显^[19,28];采暖期和非采暖期对比显示,PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂和CO的采暖期浓度值和疾病日住院人数均高于非采暖期,且采暖期呼吸系统患病的滞后期较非采暖期提前。原因在于中国北方地区冬春季节气温低,可减弱呼吸道粘液纤毛运动^[29],且因采暖期燃煤供暖等原因,大气污染物浓度更高,毒性更强,导致病情复杂,反复性大,合并症多,增加了人体患病风险^[30],相比非采暖期将大大缩短患病周期。

单污染物模型显示, $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 和 CO 在 lag07 时健康效应最大, O_3 8h 在 lag4 时健康效应最大。合肥市的研究也显示 lag07 时累积效应的显著性最高^[31], 一些特定城市的研究也获得了不同的最佳滞后天数^[20—21]。相比来看, 西固区大气污染对疾病的累积滞后效应更为明显, 表明污染物暴露对人体患病具有长期效应。多污染物模型显示, 除 SO_2 、 NO_2 与 CO , 以及 O_3 8h 与其他污染物交互对人体患病具有协同作用, 其他污染物两两交互均具有拮抗作用, 其中 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 是疾病住院人数增加的独立危险因素。相关研究也得



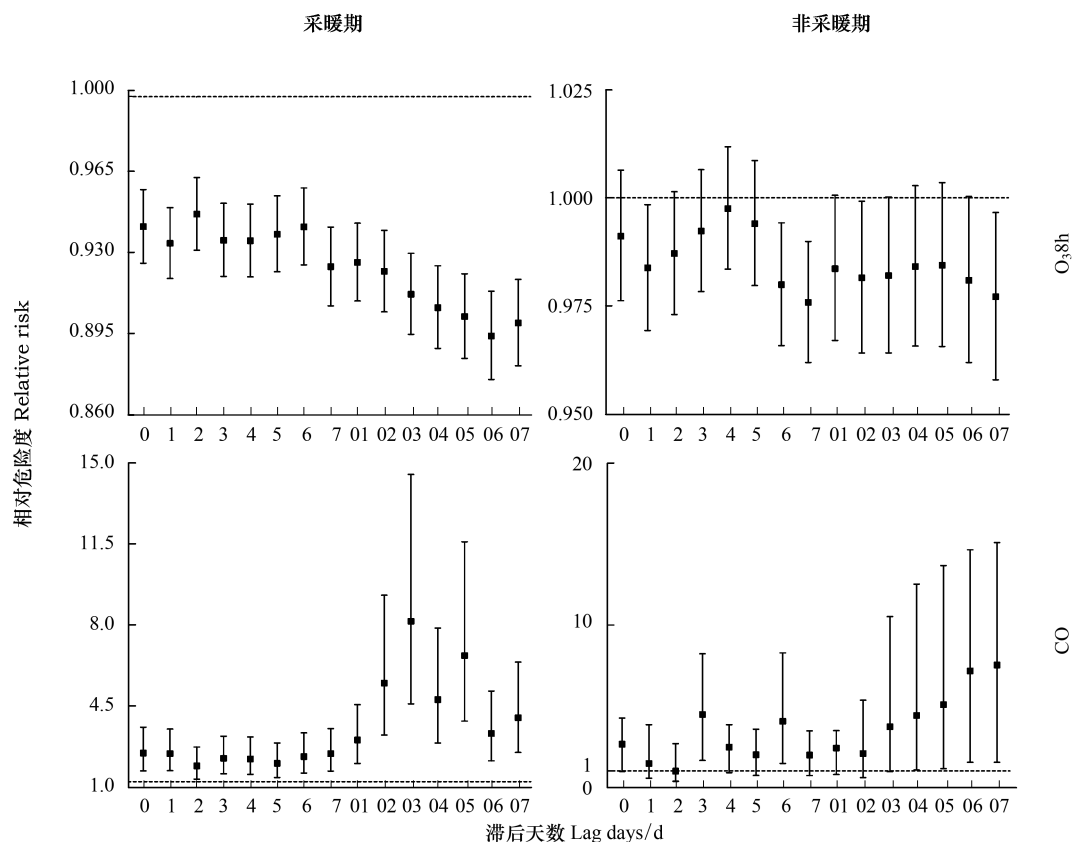


图7 采暖期和非采暖期大气污染物对呼吸系统疾病的滞后效应

Fig.7 Lag effects of air pollutants on respiratory disease during heating period and non-heating period

到不同的独立危险因素^[5],且与单污染物模型相比,多污染物模型的健康效应降低^[32]。表明各污染物之间并非简单叠加,可能存在某种联合作用(相加、协同、拮抗等),Spearman 分析结果也表明,各污染物之间高度相关,可能会影响结果的真实性。因此为提高模型的稳定性和更加科学地研究污染物的健康效应,今后可采用定量的指标分析大气污染成分及其对疾病的影响。

疾病分层发现,肺炎对 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 最敏感,慢性阻塞性肺病对 O_3 8h 最敏感。现有研究也发现多数大气污染和肺炎^[33], O_3 与慢性阻塞性肺病^[34] 之间的显著关联性。但值得注意的是,与颗粒物 ($\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10}) 相比,气态污染物 (SO_2 和 NO_2) 带来的健康风险更高,相关研究也得出类似结论^[30,34],其中 SO_2 暴露对各人群呼吸系统疾病的影响均最为显著。 SO_2 浓度每上升 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$,越南河内儿童 lag06 时呼吸系统疾病入院的 RR 值为 1.123^[33];每增加一次 SO_2 暴露,澳大利亚慢性阻塞性肺病的患病风险增加 3.8%^[8]。究其原因, SO_2 是大气中重要的酸性气体,主要来源于西固区工业生产排放、取暖燃煤,尤其是冬季 SO_2 浓度更高^[35],通过呼吸道进入体内,直接由血液运输至全身,对人体健康带来直接危害。

本研究尚存在一定局限性:(1)时间序列广义相加模型虽能通过特殊的设计在人群暴露水平上控制一些混杂因素的影响,但无法排除个人层面的解释因素,包括生活习惯(吸烟)、生活方式、个体差异和职业暴露等^[36],给模型模拟和预测带来了一定的偏倚。(2)仅依赖于一个固定监测站的污染物数据作为人体暴露媒介,忽略了患者居住地与具体污染源之间的临近效应,且本文采用了平均浓度,将导致一定的测量误差,这是环境流行病学研究固有的局限性^[37]。(3)未能根据现有资料确定住院患者的再入院频率,有些病人可能在短期内复诊多次,这种重复的入院可能低估污染物风险估计的方差。(4)选取的滞后效应天数较短,未能观测到峰值的出现,可能因疾病的潜伏期较长,导致测量结果的特定暴露可能发生在一周之前。因此,今后的研究

可在以下几方面进行尝试:环境暴露的健康模型及其求解方法可以将个人层面的潜在因素考虑在内,朝着多维度、非线性、多种统计分析手段的方向发展;若能获得更多监测站的污染物数据和更加全面的医院病例数据,可依据患者的职业或工作性质进行高、低暴露方面的分析研究,或将污染物划分不同等级,探讨不同级别污染物对呼吸系统的健康效应,或是对有多次门诊记录的患者进行更为深入的研究;因呼吸系统疾病的潜伏期较长,需进一步研究其时间趋势,以便捕获最佳滞后效应,对于制定综合的空气控制策略至关重要。本研究提供的证据还表明,在处理污染物协同效应时,环境政策应侧重于多污染物的联合防治,加强污染物浓度预报的准确性和及时性,提高人群防范意识,对指导居民健康出行和降低疾病住院率具有指导性意义。

4 结论

开展不同区域大气污染健康效应评估对有效实施“健康中国 2030”战略和预防人群敏感性疾病具有重大而深远的意义。本文运用 GAM 模型,定量分析了西固区大气污染对呼吸系统的健康效应及不同分层人群的易感性差异。研究表明:

(1) $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 8h 和 CO 对呼吸系统疾病存在滞后效应,在最佳滞后天数下,其浓度每升高 $10 \mu g/m^3$ (CO 升高 $1 mg/m^3$),居民住院风险分别增加 1.06%、1.04%、1.10%、1.07%、0.97% 和 3.83%。气态污染物 (SO_2 和 NO_2) 相比颗粒物 ($PM_{2.5}$ 和 PM_{10}) 对人体呼吸系统的危害性更高。

(2) 性别、年龄和时间分层显示,女性儿童对大气污染物更为敏感;冬春季节是呼吸系统疾病的高发期;采暖期污染物浓度值和每日呼吸系统患病人数均高于非采暖期,且采暖期呼吸系统患病的滞后期比非采暖期提前了约 2—6 d; SO_2 暴露对不同人群分层结果的影响均最为显著。

(3) 不同疾病分析发现,肺炎对 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 最敏感,慢性阻塞性肺病对 O_3 8h 最敏感,哮喘、上呼吸道感染和支气管炎受 SO_2 的影响较为显著。

(4) 多污染物模型中,不同污染物交互对疾病的影响具有协同作用或拮抗作用, $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 CO 是西固区呼吸系统疾病住院人数增加的独立危险因素。

参考文献 (References):

- [1] World Health Organization. Ambient Air Pollution: A Global Assessment of Exposure and Burden of Disease. Geneva: WHO, 2016.
- [2] Wang C, Feng L, Chen K. The impact of ambient particulate matter on hospital outpatient visits for respiratory and circulatory system disease in an urban Chinese population. *Science of the Total Environment*, 2019, 666: 672-679.
- [3] Brito J, Bernardo A, Zagalo C, Gonçalves L L. Quantitative analysis of air pollution and mortality in Portugal: current trends and links following proposed biological pathways. *Science of the Total Environment*, 2021, 755(Pt 1): 142473.
- [4] Cui J, Hallbrook R S, Zang S Y, Han S, Li X Y. Metal concentrations in homing pigeon lung tissue as a biomonitor of atmospheric pollution. *Ecotoxicology*, 2018, 27(2): 169-174.
- [5] Knibbs L D, De Waterman A M C, Toelle B G, Guo Y M, Denison L, Jalaludin B, Marks G B, Williams G M. The Australian child health and air pollution study (ACHAPS): a national population-based cross-sectional study of long-term exposure to outdoor air pollution, asthma, and lung function. *Environment International*, 2018, 120: 394-403.
- [6] Soleimani Z, Boloorani A D, Khalifeh R, Teymouri P, Mesdaghinia A, Griffin D W. Air pollution and respiratory hospital admissions in Shiraz, Iran, 2009 to 2015. *Atmospheric Environment*, 2019, 209: 233-239.
- [7] Phosri A, Ueda K, Phung V L H, Tawatsupa B, Honda A, Takano H. Effects of ambient air pollution on daily hospital admissions for respiratory and cardiovascular diseases in Bangkok, Thailand. *Science of the Total Environment*, 2019, 651(Pt 1): 1144-1153.
- [8] WHO, World Health Organization Releases New Global Air Pollution Data. Geneva: WHO, 2018.
- [9] OECD. OECD Environmental Outlook to 2050: the Consequences of Inaction. Paris: OECD, 2012.
- [10] Kim S Y, Peel J L, Hannigan M P, Dutton S J, Sheppard L, Clark M L, Vedal S. The temporal lag structure of short-term associations of fine particulate matter chemical constituents and cardiovascular and respiratory hospitalizations. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(8): 1094-1099.
- [11] Wang Y Y, Zu Y Q, Huang L, Zhang H L, Wang C H, Hu J L. Associations between daily outpatient visits for respiratory diseases and ambient fine particulate matter and ozone levels in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 754-763.
- [12] 乐满, 王式功, 谢佳君, 马盼, 尚可政. 环境条件对遵义市呼吸系统疾病的影响及预测研究. *中国环境科学*, 2018, 38(11): 4334-4347.

- [13] 赵红军, 丁高恒, 常旭红, 刘舒瑜, 杨海霞, 陈莉娟, 唐涵洲, 李星辉, 张忠林, 任晓岚, 格鹏飞. 兰州市西固居民家庭居住环境与呼吸系统疾病两周患病率关系研究. 环境卫生学杂志, 2017, 7(5): 368-375.
- [14] 卫生部卫生统计信息中心, 北京协和医院世界卫生组织疾病分类合作中心. 国际疾病分类(ICD-10)应用指导手册. 北京: 中国协和医科大学出版社, 2011: 411-435.
- [15] Dominici F, McDermott A, Zeger S L, Samet J M. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. *American Journal of Epidemiology*, 2002, 156(3): 193-203.
- [16] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB 3095—2012 环境空气质量标准. 北京: 中国环境科学出版社, 2016.
- [17] 韦春. 兰州市西固区域环境空气质量的污染特征. 环境监测管理与技术, 2008, 20(3): 28-30.
- [18] 赵海莉, 李晓芹, 李冬梅, 田浩宇, 王启雯. 兰州市空气污染与呼吸系统疾病门诊量的时间序列分析. 干旱区资源与环境, 2020, 34(8): 133-139.
- [19] Dong J Y, Liu Y R, Bao H R. Revalue associations of short-term exposure to air pollution with respiratory hospital admissions in Lanzhou, China after the control and treatment of current pollution. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2021, 231: 113658.
- [20] Qiu H, Yu H Y, Wang L Y, Zhu X J, Chen M D, Zhou L, Deng R, Zhang Y L, Pu X R, Pan J P. The burden of overall and cause-specific respiratory morbidity due to ambient air pollution in Sichuan Basin, China: A multi-city time-series analysis. *Environmental Research*, 2018, 167: 428-436.
- [21] Ma Y X, Yang S X, Zhou J D, Yu Z A, Zhou J. Effect of ambient air pollution on emergency room admissions for respiratory diseases in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 2018, 191: 320-327.
- [22] Clougherty J E. A growing role for gender analysis in air pollution epidemiology. *Environmental Health Perspectives*, 2010, 118(2): 167-176.
- [23] Weichenthal S, Hoppin J A, Reeves F. Obesity and the cardiovascular health effects of fine particulate air pollution. *Obesity*, 2014, 22(7): 1580-1589.
- [24] Landrigan P J, Fuller R, Fisher S, Suk W A, Sly P, Chiles T C, Bose-O'Reilly S. Pollution and children's health. *Science of the Total Environment*, 2019, 650(Pt 2): 2389-2394.
- [25] Schraufnagel D E, Balmes J R, Cowl C T, De Matteis S, Jung S H, Mortimer K, Perez-Padilla R, Rice M B, Riojas-Rodriguez H, Sood A, Thurston G D, To T, Vanker A, Wuebbles D J. Air pollution and noncommunicable diseases: a review by the forum of international respiratory societies' environmental committee, Part 1: the damaging effects of air pollution. *Chest*, 2019, 155(2): 409-416.
- [26] 黄斯粤, 徐岷, 何加芬, 戴新平, 陈英, 杨勇, 付俊杰. 2014—2018 年南昌市大气 PM_{2.5} 对儿童呼吸系统疾病门诊量的影响. 环境与健康杂志, 2019, 36(10): 876-879.
- [27] 史海萍, 秦爱民, 康秀青, 王智娟, 吴海婷. 气象要素与呼吸系统疾病预报研究. 实用预防医学, 2009, 16(2): 619-620.
- [28] Yang H H, Yan C X, Li M, Zhao L, Long Z, Fan Y L, Zhang Z G, Chen R J, Huang Y H, Lu C B, Zhang J D, Tang J, Liu H, Liu M, Guo W T, Yang L L, Zhang X M. Short term effects of air pollutants on hospital admissions for respiratory diseases among children: A multi-city time-series study in China. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2021, 231: 113638.
- [29] 史亚妮, 董继元, 刘玉荣. 兰州市空气污染对儿童呼吸疾病的影响. 中国环境科学, 2020, 40(4): 1792-1799.
- [30] 何俊. 慢性呼吸系统疾病观察及机械排痰护理. 临床合理用药杂志, 2011, 4(10): 131-131.
- [31] 徐艳龙, 黄发源, 王志强, 马李, 冯晓亮, 郑莉, 李飞. 2014—2015 年合肥市大气 PM_{2.5} 污染对儿童门诊量影响的时间序列分析. 环境与健康杂志, 2017, 34(4): 321-324.
- [32] Zhu J Y, Zhang X H, Zhang X, Dong M, Wu J M, Dong Y Q, Chen R, Ding X L, Huang C H, Zhang Q, Zhou W J. The burden of ambient air pollution on years of life lost in Wuxi, China, 2012-2015: a time-series study using a distributed lag non-linear model. *Environmental Pollution*, 2017, 224: 689-697.
- [33] Nhung N T T, Schindler C, Dien T M, Probst-Hensch N, Perez L, Künzli N. Acute effects of ambient air pollution on lower respiratory infections in Hanoi children: an eight-year time series study. *Environment International*, 2018, 110: 139-148.
- [34] Du W J, Zhang W D, Hu H Y, Zhang M Y, He Y L, Li Z M. Associations between ambient air pollution and hospitalizations for acute exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease in Jinhu, 2019. *Chemosphere*, 2021, 267: 128905.
- [35] 王青青, 巨天珍, 王培玉, 温飞, 石垚, 马成, 常锋. 兰州市 SO₂ 时空动态分布特征及其与城市生态系统的关系. 生态学报, 2020, 40(8): 2577-2588.
- [36] Su W, Wu X G, Geng X Y, Zhao X D, Liu Q, Liu T. The short-term effects of air pollutants on influenza-like illness in Jinan, China. *BMC Public Health*, 2019, 19(1): 1319.
- [37] Zeger S L, Thomas D, Dominici F, Samet J M, Schwartz J, Dockery D, Cohen A. Exposure measurement error in time-series studies of air pollution: concepts and consequences. *Environmental Health Perspectives*, 2000, 108(5): 419-426.