孔少杰,易洪涛.中国 O_3 暴露与健康风险时空演变及不平等的双维分区管控 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5873-5884.
Kong S J, Yi H T. Spatialtemporal evolution of O_3 exposure and health risks and unequal two-dimensional zoning control in China [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5873-5884.

中国 O_3 暴露与健康风险时空演变及不平等的双维分区管控

孔少杰,易洪涛* (中国人民大学公共管理学院,北京 100872)

摘要：基于 2015~2020 年臭氧日最大 8h 滑动平均值的第 90 百分位数(O_3-8h-90),采用暴露风险评估、健康风险评估、空间自相关分析和相关性分析等方法,研究了中国 337 个城市 O_3 暴露与健康风险时空演变特征及相关性.利用基尼系数方法分析了省域暴露风险与健康风险的不平等性,并建立 O_3 暴露-健康不平等双维分区等级.结果表明:2015~2020 年 O_3 暴露风险和早逝人口表现出相似的区域性和时间演变趋势,两者的热点区域高度吻合,主要集中在我国的中东部地区.各年度 O_3 暴露风险和早逝人口的 Pearson 相关系数(r)在 0.841~0.856,说明两者之间存在显著的正相关性,暴露风险的增高导致早逝人口数量的上升.O_3 暴露风险基尼系数(G_e)和健康风险基尼系数(G_h)的范围分别在 0.1430~0.5090 和 0.1020~0.5600,两者范围较大,说明 O_3 暴露与健康风险在全国不同地区之间的分布存在显著的不均衡性.各年度 G_e 和 G_h 之间的 r 在 0.563~0.728 之间,表明暴露风险的不均衡性会显著加剧健康风险分布的不均衡性.为进一步减少暴露与健康风险之间的区域差异,将各省划分为“双重失衡区”、“暴露主导区”、“健康脆弱区”和“平衡发展区”四个等级,并提出了分区治理方案,为 O_3 精确治理与资源配置提供了政策建议.

关键词：臭氧(O_3)；暴露风险；健康风险；时空演变；不平等；分级管控
中图分类号：X503.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5873-12

Spatialtemporal evolution of O_3 exposure and health risks and unequal two-dimensional zoning control in China. KONG Shao-jie, YI Hong-tao* (School of Public Administration and Policy, Renmin University of China, Beijing 100872, China). *China Environmental Science*, 2 025,45(10)：5873~5884

Abstract：Based on the 90th percentile of the maximum 8-hour ozone daily sliding average (O_3-8h-90) from 2015 to 2020, exposure risk assessment, health risk assessment, spatial autocorrelation analysis, and correlation analysis methods were used to study the spatialtemporal characteristics of O_3 exposure and health risk in Chinese 337 cities. Moreover, the inequality in provincial exposure and health risk was analyzed using the Gini coefficient, and the two-dimensional partition grade of O_3 exposure-health inequality was established. The results showed that the spatialtemporal characteristics of O_3 exposure risk and premature mortality exhibited similar regional and temporal trends from 2015 to 2020, with hotspot areas highly coincident and primarily concentrated in central and eastern China. The Pearson correlation coefficients between O_3 exposure risk and premature mortality for each year ranged from 0.841 to 0.856, indicating a significant positive correlation, with an increase in exposure risk leading to a rise in premature mortality. The Gini coefficients for O_3 exposure risk (G_e) and health risk (G_h) ranged from 0.1430 to 0.5090 and 0.1020 to 0.5600, respectively, showing a wide range of values, which suggests a significant inequality in the distribution of O_3 exposure and health risks across different regions of the country. The Pearson correlation coefficients between G_e and G_h ranged from 0.563 to 0.728 each year, indicating that inequality in exposure risk significantly exacerbates the uneven distribution of health risk. To further reduce regional disparities in exposure and health risks, the provinces were classified into four categories: “Double Imbalance Zones”, “Exposure Dominant Zones”, “Health Vulnerable Zones”, and “Balanced Development Zones”. A zoning governance plan was proposed to provide policy recommendations for precise governance and resource allocation.

Key words：ozone；exposure risks；health risk；spatialtemporal evolution；inequality；hierarchical control

近地面臭氧(O_3)是光化学烟雾的主要成分.流行病学研究表明,当人体暴露在较高浓度 O_3 环境中会导致咳嗽、呼吸困难、肺功能下降及胸闷胸痛等现象[1-3].此外,O_3 对植物的生长和生态系统的健康也具有负面影响[4-5].根据《2023 中国生态环境状况公报》,2023 年全国 339 个城市 O_3 日最大 8h 平均值第 90 百分位数浓度均值为 89~198μg/m^3,比 2022 年下降 0.7%[6].针对 O_3 暴露风险,研究者们在其空间分布、风险评价和影响因素等方面展开了大量研究工作.大尺度和长时间序列的 O_3 暴露风险研究逐渐涌现,如李飞等[7]和张天岳等[8]分别探究了 2018~

收稿日期：2025-03-05
基金项目：中国人民大学海外人才科研启动经费(581517006209)
* 责任作者, 教授, yihongtao@ruc.edu.cn

2020 年中国城市和 2015~2019 成渝城市群 O_3 暴露风险的时空分异规律.此外,O_3 暴露的社会不平等性问题日益突出,通过暴露不平等指数量化环境正义问题[9],反映出 O_3 暴露风险的差异化分布格局及其社会影响.因此,揭示 O_3 暴露的时空演变特征及其不平等性,可以为公共健康干预措施的优化提供理论依据,减少环境健康不平等现象的发生.

O_3 造成的健康风险受暴露浓度、暴露时间等因素的共同作用.研究表明,O_3 浓度每升高 10μg/m^3,非意外死亡率、心血管疾病死亡率和呼吸系统疾病死亡率分别上升 0.45%、0.70%和 0.64%[10].对 2015~2020 年西安市 O_3 的时空变化特征及季均健康风险进行分析和评价,结果表明,O_3 浓度的峰值在夏季最高,其非致癌风险指数(HI)也最高[11].此外,短时间暴露往往导致急性呼吸道症状和急性心血管事件[12-13],而长期低浓度暴露则可能导致慢性疾病的发生[14].在现有的研究中,虽然大量文献关注 O_3 暴露对健康的风险评估,研究往往侧重于单一维度,对于暴露风险与健康风险之间的不平等性的系统性研究仍较为稀缺.

面对上述问题,本研究首先量化解析了 2015~2020 年我国 337 个城市 O_3 污染的暴露风险和早逝人口的时空演变和空间聚集特征.其次为研究 O_3 污染暴露和健康风险的公平性,基于基尼系数法计算了暴露风险基尼系数(G_e)和健康风险基尼系数(G_h),并分析了两者的相关性特征.然后利用综合指数法动态评估了暴露和健康风险的综合不平等指数,并构建了暴露-健康风险不平等双维分区评级体系,直观揭示了区域间不平等性的空间分布格局.根据区域分级情况,能够针对重点区域提出 O_3 暴露风险及健康风险的协同管控对策,这不仅为未来的环境健康研究提供了方法参考,也为精准化污染治理和资源配置提供了数据支撑.

1 材料与方法

1.1 数据来源

2015~2020年城市级O_3浓度数据来源于国家生态环境部发布的全国空气质量日报(http://www.mee.gov.cn/).为保证数据完整性,采用了基于前后观测值的线性插补方法填补缺失数据,根据相邻时间点的观测值进行合理估算,从而避免缺失数据对整体分析结果产生不利影响.同时采用箱线图方法识别并修正了明显偏离正常范围的数据点,从而确保了 O_3 浓度数据的完整性和准确性.研究区域为中国大陆的 337 个地级行政区,包括 293 个地级市、7 个地区、30 个自治州,3 个盟和 4 个直辖市.根据世界卫生组织(WHO)的空气污染健康风险项目[15],O_3 最小暴露风险水平为 70μg/m^3.根据我国颁布的《环境空气质量评价技术规范》(HJ663- 2013)[16],O_3 年评价采用日最大 8h 滑动平均值的第 90 百分位数(O_3-8h-90),本研究计算年度 O_3 暴露风险以及早逝人口均使用 O_3-8h-90.

人口数据采用 World Pop 栅格数据(http://www.worldpop.org.uk),World Pop 项目是利用随机森林模型来反演人口数量,本文城市人口数据基于 2020 年人口普查数据.另外,文中使用的城市死亡率数据,从《中国城市统计年鉴》中获取.

1.2 研究方法

1.2.1 暴露风险评估 考虑到城市的人口分布特征,O_3 污染暴露指标构建参考马本等[17]的方法,计算公式如下:

$$\mathrm{EPM}_i = \frac{P_i \cdot C_i}{\overline{P}} \tag{1}$$

式中:C_i 为 i 城市 O_3 浓度,μg/m^3;P_i 和 $\overline{P}$ 分别为 i 城市人口和全国城市平均人口;EPM_i 为 i 城市 O_3 污染暴露水平,μg/m^3.

1.2.2 健康风险评估 本文使用暴露-反应函数估算因 O_3 暴露导致的早逝人数,疾病的相对风险指数基于流行病学调查结果和当前污染物浓度计算[18],公式如下:

$$\mathrm{RR} = \mathrm{e}^{[\beta(X-X_0)]} \tag{2}$$

式中:RR 为相对风险指数;X_0 为 O_3 最小暴露风险水平(70μg/m^3)[15];X 为 O_3 年平均浓度;β 为 O_3 的健康效应评估参数,取 0.00041,这是基于 Zhang 等[12]结合了多个城市的流行病学数据,利用元分析来估算短期 O_3 暴露对健康的影响.该 β 值具有广泛的适用性,并且在现有的研究中得到了一定的验证[19].虽然中国不同地区的气候、人口结构和社会经济状况各异,但元分析的使用有助于通过整合来自多地的数据提供一个相对均衡的估算[20].未来可以通过区域化的分析进一步验证和调整 β 值,特别是在涉及地方性政策和不同环境条件时.

因空气污染引起的早逝人数ΔMort通过以下公式计算[21-22]:

$$\Delta\mathrm{Mort} = y_0 \cdot \left[\frac{\mathrm{RR}-1}{\mathrm{RR}}\right] \cdot \mathrm{Pop} \tag{3}$$

式中:y_0 为研究城市的死亡率;Pop 为城市总人口.

1.2.3　全局和局部莫兰指数　全局莫兰指数是最常用分析空间自相关的方法[23],可以用于揭示 O_3 暴露与健康风险在空间上的聚集模式,以便更精确地识别风险高发区域,本文采用 ArcGIS 10.2 空间自相关模型工具,计算公式如下:

$$I = \frac{n\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_i-\bar{x})(x_j-\bar{x})}{(\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij})\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2} \tag{4}$$

式中:n 为监测城市数量;x_i 和 x_j 分别为城市 i 和 j 的不同观测值;w_{ij} 为区域单位 i 和 j 之间的空间权重矩阵.

为了更准确地分析 O_3 暴露风险与健康风险的空间聚集和分异特征,采用冷热点分析[24],计算公式如下:

$$G_i^* = \frac{\sum_{j=1}^{n} w_{ij}x_j - \bar{x}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}}{S\sqrt{\frac{[n\sum_{j=1}^{n} w_{ij}^2 - (\sum_{j=1}^{n} w_{ij})^2]}{n-1}}} \tag{5}$$

式中:S 为标准差;$G_i^*>0$ 表示 i 地区为热点区域(高值聚集);$G_i^*<0$ 表明位置 i 为冷点(低值聚集).

1.2.4　基尼系数　基尼系数是测度不平等的主要方法[25],该方法能有效量化区域间的分布不均衡性,在环境公平领域,基尼系数已被广泛用来评估不同地区[26-27]和人群间[28]的环境污染及健康风险不平等分布[29].马本等[17]研究了中国城市 $PM_{2.5}$ 污染暴露不平等及其驱动因素;Luo 等[30]使用基尼系数分析了中国省级 $PM_{2.5}$ 暴露的健康风险不平等性.这些研究表明,基尼系数能够有效衡量环境污染的分布不均问题.在计算传统基尼系数的基础上,分别建立了 G_e 和 G_h,以衡量 O_3 暴露及早逝人口的不平等性.计算公式如下:

$$\mathrm{Gini} = 1-\sum_{i=1}^{n}(P_i - P_{i-1})(Y_i + Y_{i-1}) \tag{6}$$

式中:P_i 是人口的累积比例;Y_i 是 O_3 污染暴露或健康风险的累积比例.

1.2.5　综合指数法　参考联合国开发计划署(UNDP)的人类发展指数(HDI)公式[31],构建综合不平等指数,HDI 能够综合考虑多个维度,如经济、教育和健康[32],因此能够全面衡量多重不平等.在本研究中,HDI 公式被用来结合 O_3 暴露风险和健康风险两者的不平等性,从而得出一个综合的不平等指数.其次,基于其适应性强、计算简便且具备良好的跨领域适用性,尤其适合在多维度环境健康评估中使用[33-34].公式如下:

$$H = \left(\frac{G_e \cdot G_h}{1+G_e+G_h}\right)^{1/2} \tag{7}$$

式中:G_e 和 G_h 分别为暴露风险和健康风险基尼系数.

1.2.6　相关性分析　利用 Pearson 相关性分析方法来确定 O_3 浓度暴露风险与健康风险之间以及基尼系数之间的相关性[35],计算式如下:

$$r = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{x_i-\bar{x}}{S_x}\right)\left(\frac{y_i-\bar{y}}{S_y}\right) \tag{8}$$

式中:x_i、y_i 分别为两变量的变量值;i 为样本数,i=1、2、...,n;S_x 和 S_y 分别为变量 x 和 y 的标准差.

2　结果与讨论

2.1　O_3 污染暴露与健康风险的时空分布特征

图 1 显示了 2015~2020 年全国 337 个城市 O_3 的暴露风险和早逝人口的时空分布特征,各年 O_3 暴露水平为极高风险(暴露浓度>180μg/m^3)分别有 86、80、95、100、98 和 86 个城市,分别占 26%、24%、28%、30%、29%和 26%.早逝人口超过 800 人的城市分别有 99、104、126、125、120 和 92 个城市,分别占 29%、31%、37%、37%、36%和 27%.各年 O_3 暴露风险和早逝人口的时空分布特征非常相似,表现出明显的区域性和时间演变趋势.从空间上看,人口稠密的东部沿海地区(京津冀、长三角、珠三角等)以及中东部工业化地区(河南、湖北、山东等)O_3 暴露风险和早逝人口均较高,并且高风险区的范围逐步扩展,表现出较高的空间集中性.这些地区经济发展水平较高,工业化和城市化程度较大,机动车排放与工业污染可能是 O_3 形成的重要来源.相比之下,西北部地区,如新疆、西藏和青海等人口稀疏区域,O_3 暴露风险和早逝人口总体维持在较低水平,但部分城市化水平较高的局部区域(四川,重庆等地)暴露风险和早逝人口较高.从时间上看,2015~2019 年暴露于高 O_3 水平环境的比例不断上

升,与之相关的健康影响,如呼吸系统疾病和心血管疾病导致的早逝人口可能持续加剧,2020 年暴露风险与早逝人口呈现下降趋势,一方面,中国持续推进大气污染治理政策,如“蓝天保卫战”显著降低了 O_3 浓度[36].另一方面,新冠疫情期间,全国范围的封锁和交通限制导致工业活动和交通排放大幅减少,O_3 浓度相应降低[37],进而导致暴露风险和早逝人口明显降低.除了政策和封锁措施外,气象条件的变化,如低温、高降水量、高风速也可能会使 O_3 浓度较低[38-40],进而降低了 O_3 暴露风险和早逝人口.

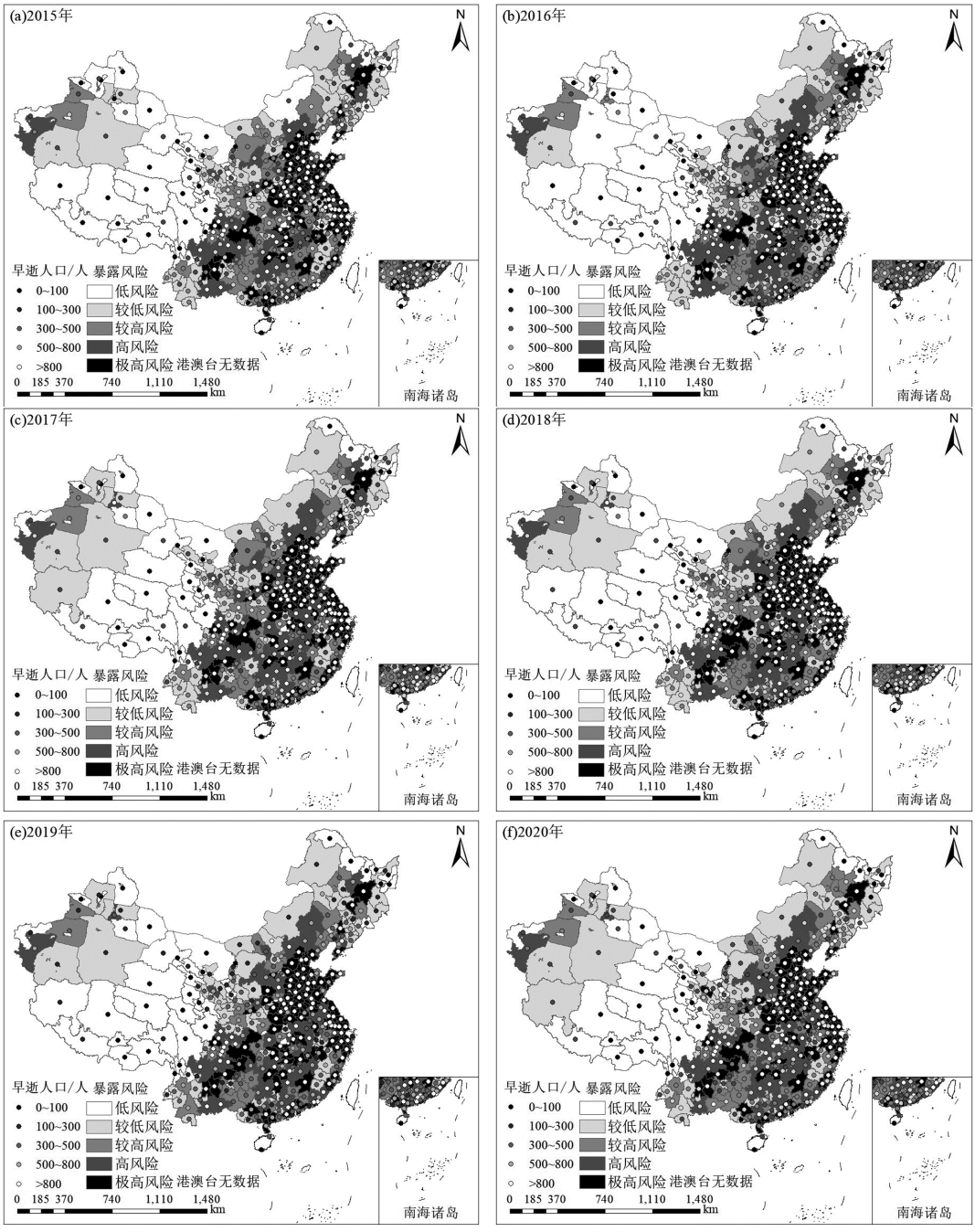


图 1 2015~2020 年中国 337 个城市 O_3 暴露风险和早逝人口的时空分布

Fig.1 Spatiotemporal distribution of O_3 exposure risk and premature mortality in Chinese 337 cities during 2015~2020

审图号:GS(2019)1822,下同

2.2 O_3 暴露与健康风险的空间聚集特征

年度 Moran's I 指数见表 1.结果显示,各年 Moran's I 均在 0.00 以上,$Z(I)$超过 2.58,均通过了显著性检验,这表明我国的 O_3 暴露风险与早逝人口均

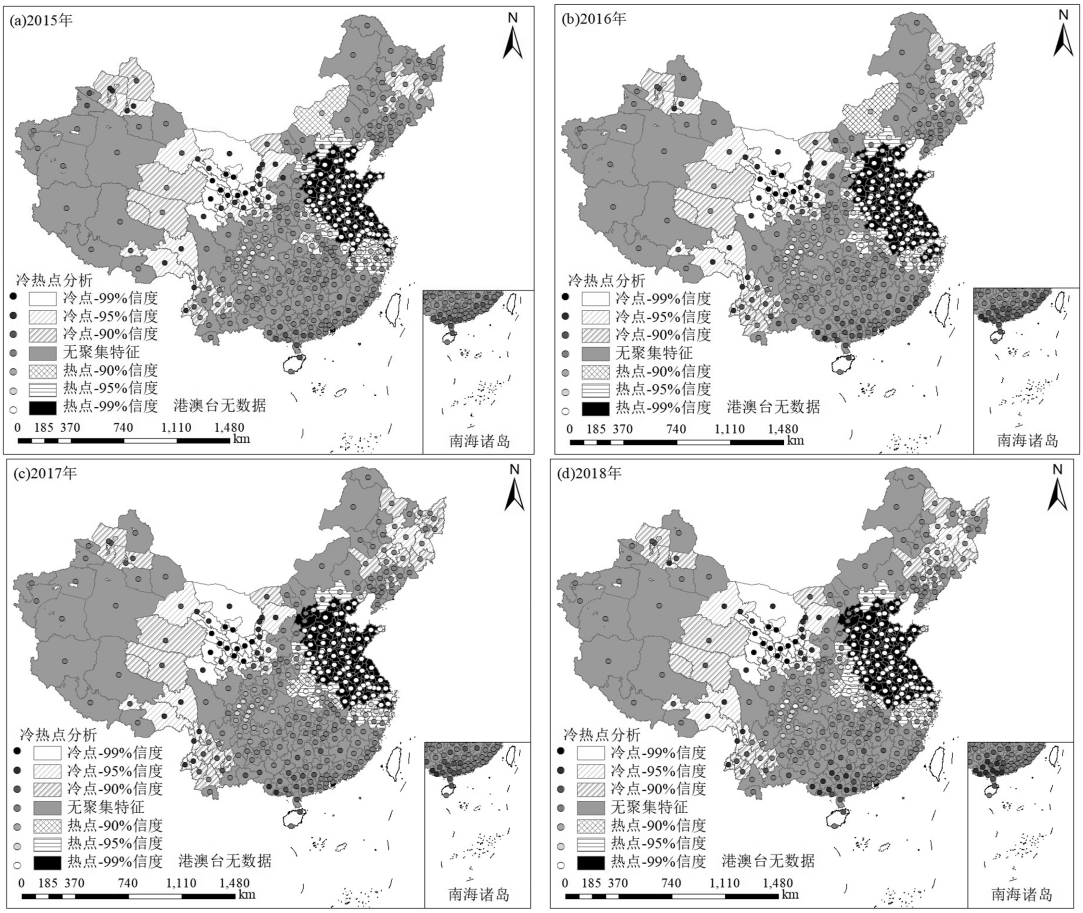
呈现出显著的空间正相关关系,此外,方差较小,表示 Moran's I 值的波动较小,计算结果稳定.2015~2020 年 Moran's I 和 $Z(I)$均呈现先增加后减少的趋势,暴露风险在 2019 年值最高,早逝人口在 2018 年最高,反映了暴露风险和健康风险分别在 2019 年和 2018 年更加集中和严重.

O_3 暴露风险与早逝人口的冷点-热点空间分布如图 2 所示,早逝人口的分布与暴露风险的热点区域高度吻合,主要集中在我国的中东部地区,包括京津冀、长三角和中原地区.这些地区暴露风险显著高于全国其他区域,同时人口密度大、工业化和城市化程度高,导致更多人群直接暴露于 O_3 污染中,造成了较高的早逝人口数.尤其是中原地区(河南、安徽)在 2015~2020 年间早逝人口密集程度显著增加,这表明这些区域的健康风险持续加剧,且对公众健康的影响十分显著.冷点区域集中在西部的新疆、西藏、青海和东北的黑龙江、吉林,这与这些地区人口密度较低、工业活动较少以及 O_3 前体物排放量较低有关.自然地理条件和较少的经济活动使这些区域成为低风险区,人群健康受到 O_3 污染的威胁较小.值得注意的是,四川和重庆地区 O_3 的暴露风险未表现出明显的空间聚集,而早逝人口呈现热点聚集特征.这种现象可能是由于四川盆地及重庆地区的地形封闭性较强,四周高山环绕,盆地地形不利于 O_3 的扩散和稀释,容易导致 O_3 的滞留和累积[41],O_3 的长期累积效应对人口健康的影响较大,因此早逝人口呈现出热点聚集的特征.O_3 暴露风险和健康风险的空间分布与经济发展和人口密度紧密相关,未来应针对高风险区域加大污染治理力度,同时提升医疗保障水平以减轻健康影响.

表 1　2015~2020 年中国 337 个城市 O_3 暴露与早逝人口的空间自相关检验

Table 1　Spatial autocorrelation test of O_3 exposure risk and premature mortality in Chinese 337 cities during 2015~2020

年份	暴露风险			早逝人口		
	Moran's I	$Z(I)$	方差	Moran's I	$Z(I)$	方差
2015	0.160	11.486	0.000201	0.182	13.098	0.000199
2016	0.166	11.929	0.000201	0.200	14.460	0.000198
2017	0.177	12.699	0.000201	0.214	15.521	0.000195
2018	0.182	13.055	0.000201	0.225	16.370	0.000194
2019	0.192	13.703	0.000202	0.211	15.308	0.000195
2020	0.161	11.546	0.000201	0.158	11.592	0.000193



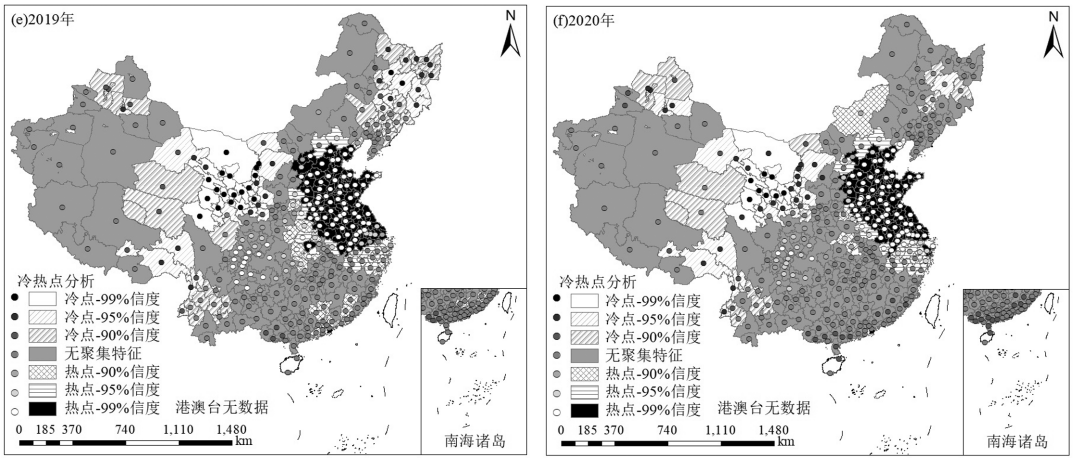
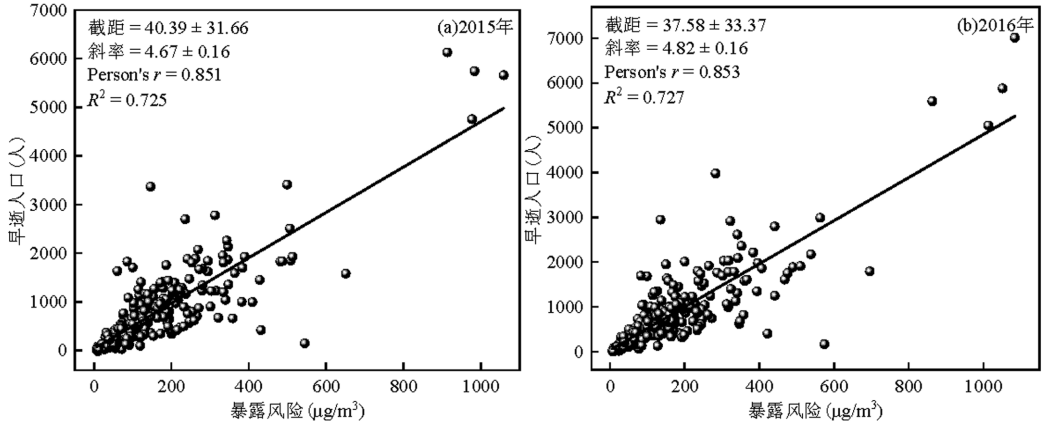


图 2 2015~2020 年中国 337 个城市 O_3 暴露风险和早逝人口的冷点−热点空间分布图(点表示早逝人口,面表示暴露风险)

Fig.2 Spatial distribution of cold−hot spots of O_3 exposure risk and premature mortality in Chinese 337 cities during 2015~2020 (Points represent premature mortality and faces represent exposure risk)

2.3 O_3 暴露与健康风险之间的相关性

由 2.1 和 2.2 可以得出早逝人口的分布与暴露风险的等级呈现出紧密的关联关系:在高暴露风险区域,早逝人口呈现高度聚集状态,显示暴露风险越高,对人群健康的影响越显著.在低暴露风险区域,几乎没有早逝人口分布,进一步验证了暴露风险对健康的显著影响.为了进一步探究 O_3 暴露与健康风险之间的相关性,对 2015~2020 年我国 337 个城市 O_3 暴露风险和早逝人口进行线性拟合(图 3),由图 3 可见,各年度的 Pearson 相关系数(r)均在 0.841~0.856,说明两者之间存在显著的正相关性,暴露风险的增高导致早逝人口数量的上升.尽管相关系数较高,显示了 O_3 浓度与健康风险之间存在一定的统计关系,但不能简单地将这一关联推断到个体层面. 例如,一些城市可能整体 O_3 暴露较高,但具体到个体层面,暴露强度可能因城市内部差异(如人口密度、区域污染源等)而有所不同.此外,城市之间的社会经济差异可能导致不同群体在面对相同浓度的 O_3 时,健康风险的响应也有所不同.拟合系数(R^2)在 0.707~0.733,表明暴露风险能够很好地解释早逝人口的变化趋势(解释力达 70%以上).尽管总体趋势显著,但点分布存在一定离散性,部分城市的早逝人口显著偏离拟合线,反映出存在一定的区域性差异.斜率从 2015 年的 4.67 上升到 2018 年的 5.68,这表明 2015~2018 年暴露风险对早逝人口的健康影响逐渐增强,可能与暴露风险持续加重以及健康风险积累效应有关.2019~2020 年斜率和截距均呈下降趋势,暴露风险的健康影响有所减弱,说明污染治理政策(如“蓝天保卫战”)和疫情期间交通与工业排放的减少,对降低暴露风险及相关早逝人口数产生积极作用.未来应持续推进 O_3 污染治理,加强高人口密度和医疗资源薄弱地区的健康保护,尤其针对复合污染治理及健康干预,进一步降低暴露风险对早逝人口的健康威胁.



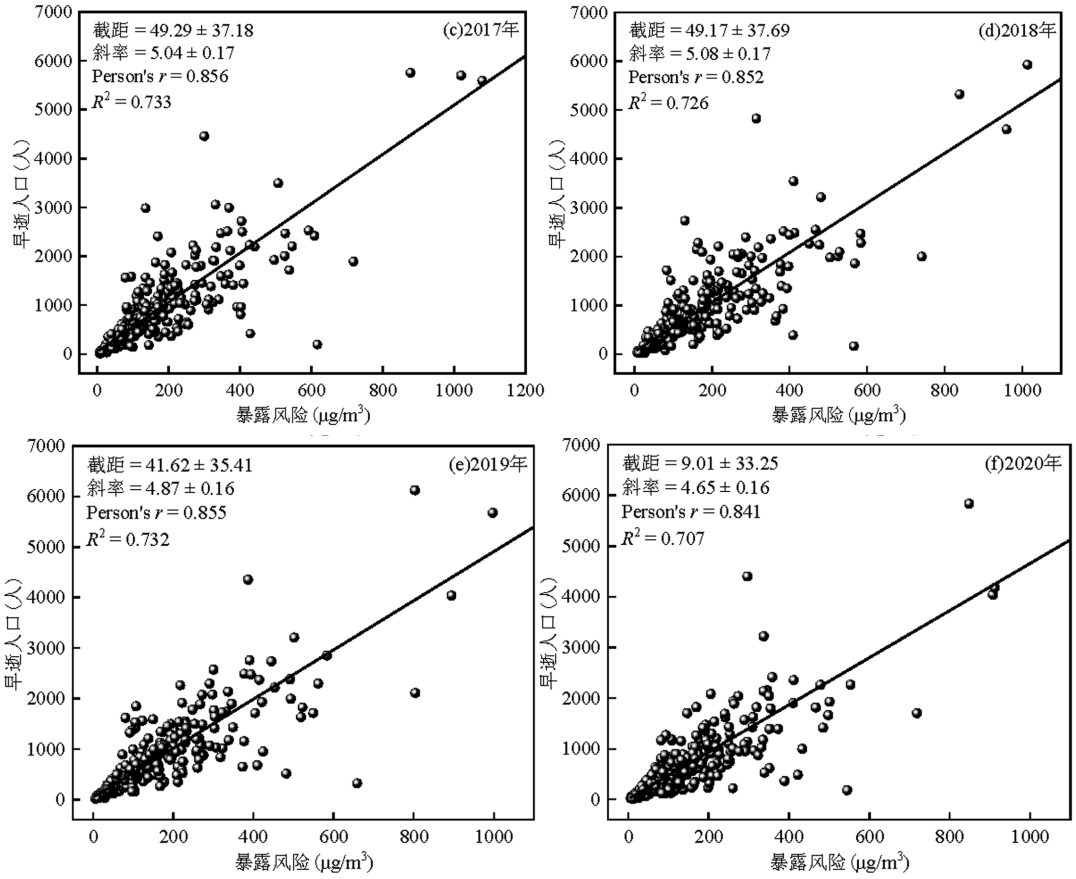


图 3　2015~2020 年中国 337 个城市 O_3 暴露风险和早逝人口的线性拟合

Fig.3　Linear fit of O_3 exposure risk and premature mortality in Chinese 337 cities during 2015~2020

2.4　O_3 暴露与健康风险不平等性分析

图 4 为 2015~2020 年各省 G_e 和 G_h 的年度变化.

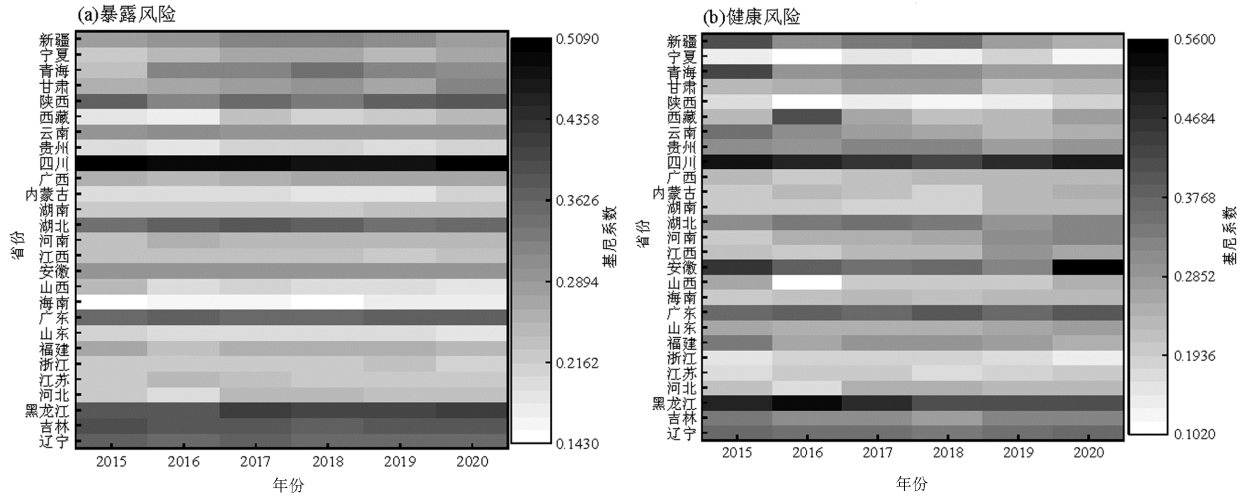


图 4　2015~2020 年各省 G_e 和 G_h 的年度变化

Fig.4　Annual changes in the Gini coefficients of G_e and G_h across provinces during 2015~2020

从图 4 可以看出,2015~2020 年全国 G_e 和 G_h 均呈现总体下降趋势,表明区域间的风险差异逐步缩小.G_e 范围在 0.1430~0.5090 之间,G_h 则在 0.1020~0.5600 之间.两者范围较大,说明 O_3 暴露与健康风险

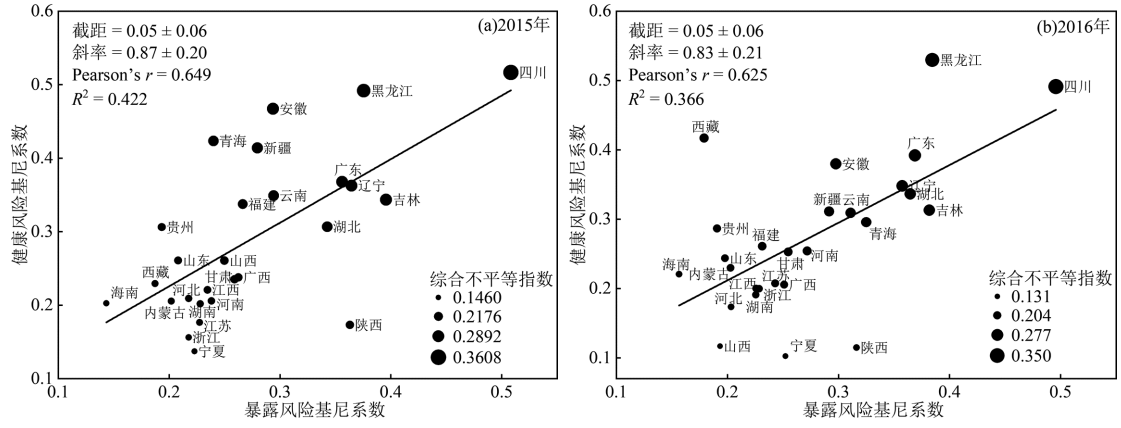
在全国不同地区之间的分布存在显著的不均衡性,但随着时间推移,这种不均衡性逐步缓解.在 2015~2020 年间江苏、浙江、福建等东部沿海地区基尼系数持续下降,尤其在 2018 年后下降趋势加速,这与该区域政府加强工业污染治理、优化能源结构、提高污染监测技术有关[42].东部地区在 O_3 暴露和健康风险分布上的区域差异逐渐缩小,反映出政策干预和治理措施的初步成效.中部的河南、山西等省的基尼系数下降幅度相较东部地区较慢,部分年份甚至出现短期波动.中部地区作为人口密集且工业化进程较快的区域,污染排放较多,但治理措施的实施速度相对滞后[43],这些地区 O_3 暴露和健康风险在不同城市间仍存在显著差异,如工业化程度较高的城市暴露风险明显高于经济欠发达的周边地区.西部地区的基尼系数整体较低,如西藏、内蒙古、宁夏等,表明 O_3 暴露和健康风险分布相对均衡.这与西部地区经济发展水平较低、人口分布稀疏以及工业活动有限有关[44-45].然而,局部地区如四川省的基尼系数最大,与工业污染的局部聚集以及特殊地形对污染物扩散的影响有关[46-47].此外,西部地区虽然基尼系数较低,但风险分布较为脆弱,医疗资源分配不均可能进一步加剧健康风险的不均衡.东北地区基尼系数处于中高水平,整体波动不大,黑龙江省的基尼系数略高于吉林和辽宁省,表明黑龙江的局部风险集中较高,对健康产生更大的影响.

尽管基尼系数整体下降,表明全国 O_3 暴露和健康风险差异有所缓解,但仍需关注以下问题:东部与西部差异依旧显著,东部地区风险水平仍然偏高,西部地区虽然风险较低,但治理能力和健康保障体系相对薄弱,潜在问题较大;中部地区治理需加速,中部省份风险分布仍然不均衡,治理能力的不足可能限制基尼系数进一步下降.

2.5 O_3 暴露与健康风险不平等的相关性

图 5 为 2015~2020 年各省 G_e 和 G_h 的线性拟合及综合不平等指数.结果显示,各年 G_e 和 G_h 之间的相关性均为显著正相关,Pearson 相关系数在 0.563~0.728 之间,表明暴露风险的不均衡性会显著加剧健康风险分布的不均衡性.斜率从 2015 年的 0.87 逐步降低到 2020 年的 0.70,说明随着时间推移,暴露风险对健康风险的不均衡性影响有所减弱.福建、江苏等省逐步接近拟合线,表明治理政策的实施可能逐步缩小了这些地区的暴露风险和健康风险之间的不均衡性.综合不平等指数可以反映不同地区暴露风险和健康风险不平等的总体程度.图 5 显示,各省综合不平等指数存在较大差别,这种差别主要是由于不同省份在环境治理、公共健康设施、社会经济水平等方面的差异所导致.在所有年份中,四川和黑龙江的综合不平等指数均处于较高水平,且远离拟合线,这是由于四川盆地的污染物累积效应[41]和黑龙江偏低的医疗资源分配[48]加剧了 O_3 健康风险的不均衡性.山西、内蒙古、海南等省份的综合不平等指数偏低,且靠近拟合线,这些地区暴露和健康风险分布较为均衡.

2015~2020 年各省 G_e 和 G_h 呈现显著的正相关性,但不均衡性逐年缓解,综合不平等指数逐步降低,区域间差距缩小.重点关注区域:四川、黑龙江等省不均衡性突出,应加大医疗资源投入,优化健康风险防控措施;中西部省份需进一步提升污染治理能力.政策方向上应持续推进污染治理,重点针对高风险省份实施差异化政策;加强中西部地区医疗资源分配,进一步降低区域间健康风险的不均衡性.



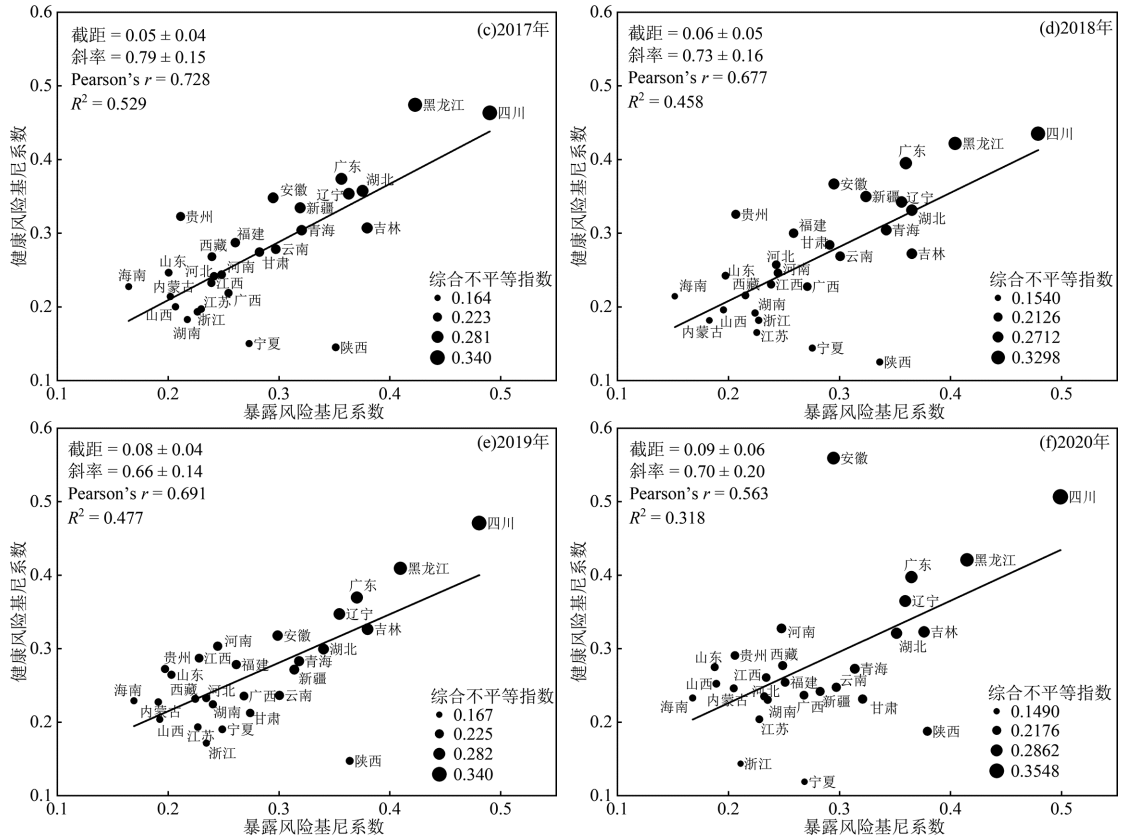


图 5　2015~2020 年各省 G_e 和 G_h 的线性拟合及综合不平等指数

Fig.5　Linear fit and composite inequality index of G_e and G_h in provinces during 2015~2020

2.6　O_3 暴露−健康不平等双维分区管控及政策建议

考虑到更为细致的区域差异和 O_3 暴露−健康双维度的影响,以制定更有效的 O_3 暴露健康风险管理措施.因此基于暴露与健康风险的不平等性以及综合不平等指数,构建了暴露−健康风险不平等双维分类法,将全国各省划分为“双重失衡区”、“暴露主导区”、“健康脆弱区”和“平衡发展区”四个等级.具体分级方法见表 2.

表 2　O_3 暴露和健康不平等的双维分区管理体系评价等级

Table 2　Evaluation grade of two-dimensional hierarchical management system for O_3 exposure and health inequality

分区等级	G_e	G_h	综合不平等指数
Ⅰ:双重失衡区	>0.30	>0.30	>0.25
Ⅱ:暴露主导区	G_e>G_h		0.18~0.25
Ⅲ:健康脆弱区	G_e<G_h		
Ⅳ:平衡发展区	<0.25	<0.25	<0.18

基于表 2 的等级划分,可得到 O_3 暴露−健康不平等双维分区等级,其空间分布如图 6.由图可知,“双重失衡区”有黑龙江、吉林、辽宁、湖北、四川、安徽和广东七省,说明这些省份面临严重的 O_3 污染暴露,又表现出较高的健康不平等;“暴露主导区”有河北、甘肃、广西、陕西、湖南、青海、新疆和云南八省,说明这些省份 O_3 暴露风险的不平等性高于健康的不平等;“健康脆弱区”有福建、贵州、河南、江西、山东和西藏六省,说明这些省份存在较高的健康风险不平等性;“平衡发展区”有内蒙古、山西、江苏、宁夏、浙江和海南六省,说明这些省份 O_3 暴露和健康风险相对均衡.根据分区结果,对 O_3 污染治理和健康风险干预提出以下针对性的策略:

2.6.1　精准治理　在“双重失衡区”,应采取多层次的精准治理策略.对于这些地区,治理目标不仅是减少 O_3 污染暴露,还要解决由污染引发的健康风险不平等问题.首先,要加强 O_3 污染的源头管控,特别是工业排放、交通排放、农业等领域的污染源.在这些重污染区,实施更加严格的排放标准,推动绿色能源和清洁技术的普及应用,同时加强 O_3 污染的实时监测,确保空气质量改善的效果可控.其次,可通过扩大基本公共卫生服务,如定期健康检查、健康教育、疾病预防等,提高脆弱群体的健康管理水平.同时,应加强基础医疗设施建设,确保低收入群体能够平等

享有健康保障.最后,在政策层面,应整合环保与健康政策,制定 O_3 暴露对健康影响的应对方案.如设立跨部门协调委员会,确保环保和健康部门的目标一致,并制定统一的暴露-健康风险评估标准与健康干预措施.此外,可以通过共享监测数据和联合发布空气质量和健康预警,来增强各部门的协同作用.

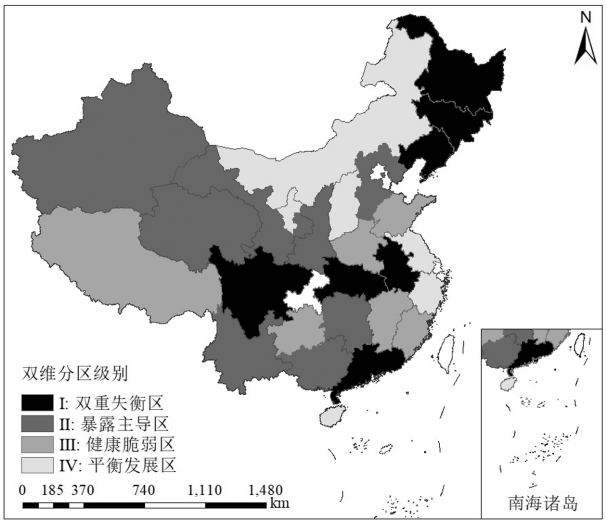


图 6 省域 O_3 暴露-健康不平等双维分区的空间分布

Fig.6 Spatial distribution of the two-dimensional partition of provincial O_3 exposure-health inequality

2.6.2 重点关注补偿效应 在“暴露主导区”和“健康脆弱区”,重点研究如何通过补偿机制来减少健康风险.强化医疗资源配置:如果缺乏足够的医疗资源和公共卫生支持,O_3 暴露的健康风险仍然可能在未来显现.因此,提升这些区域的医疗资源分配尤为重要.可以通过增加基层医疗设施、健康保险覆盖面以及医疗服务质量,弥补暴露带来的健康风险.探索健康干预机制:研究这些地区的健康干预机制,评估哪些因素在现有条件下有效地缓解了健康风险.例如,可以通过提高空气质量预警机制、鼓励使用空气净化器等手段,进一步降低暴露带来的健康威胁.个性化健康管理:这些区域应探索更加个性化的健康管理方案,根据不同地区的 O_3 污染程度和居民的健康状况,提供量身定制的健康干预措施.例如,通过数据监测和健康分析,识别高风险人群,并提供个性化的健康支持.

2.6.3 多部门协同 减少 O_3 暴露和健康风险之间的不平等现象,需要不同政府部门之间的协作和协调.包括联合政策制定,环保与卫生部门应建立常态化的联合工作机制,共同制定和落实污染控制与健康保障的双重策略.政府可以通过联合评估环境污染对健康的具体影响,联合发布污染预警,及时采取防护措施,尤其是在污染严重时,发布健康预警并提供相应的公共卫生指导;信息共享与数据整合,环保与卫生部门应建立信息共享平台,将空气质量监测数据、健康监测数据、污染与健康风险的相关数据整合,为政策制定提供科学依据.数据的共享能够帮助两部门实时掌握不同区域的污染情况和健康风险,及时调整治理策略;跨领域的治理协作,除了环保和卫生部门,交通、教育、住房等多个部门也应共同参与,形成全面的跨部门协同治理.如交通部门可以通过推动绿色出行、发展公共交通来减少 O_3 污染;教育部门可以通过健康教育提升公众对 O_3 污染健康影响的认知,促使居民采取适当的防护措施.

2.6.4 增强公众参与和健康教育 通过提高公众对 O_3 污染及其健康影响的认知,可以有效减少污染暴露带来的健康风险.健康风险普及与防护教育,政府应加大力度通过多渠道向公众普及 O_3 污染的健康影响,尤其是如何减少暴露,如通过减少户外活动、使用空气净化器、佩戴口罩等;定期开展健康教育讲座、线上传播等活动,增强居民的自我保护能力.公众参与环境治理,鼓励公众积极参与到环保活动中,如绿色出行、减少家庭能源消耗等.加强公众对 O_3 污染源的了解,鼓励居民举报污染源,推动社会各界共同参与治理;健康促进与环境政策结合,将健康教育与环境保护政策结合起来,推动公众了解环保措施如何改善健康,提升民众的环保积极性.如推行“绿色城市”建设,结合环保与健康的理念,倡导低碳、健康的生活方式.

3 结论

3.1 2015~2020 年全国 O_3 暴露风险和早逝人口的时空分布特征非常相似,表现出明显的区域性和时间演变趋势,两者的热点区域高度吻合,主要集中在我国的中东部地区,包括京津冀、长三角和中原地区,尤其中原地区在各年间早逝人口密集程度显著增加,冷点区域集中在西部的新疆、西藏、青海和东北的黑龙江、吉林等地.我国 337 个城市 O_3 暴露风险和早逝人口的 Pearson 相关系数 r 均在 0.841~0.856,说明两者之间存在显著的正相关性,暴露风险的增高导致早逝人口数量的上升.拟合系数(R^2)在

0.707~0.733,表明暴露风险能够很好地解释早逝人口的变化趋势,且解释力超过 70%.

3.2　2015~2020 年全国 G_e 和 G_h 总体呈下降趋势,区域间差异逐步缩小.东部地区治理效果显著,但风险水平依然较高;中部地区差异收敛速度较慢,亟需加快治理;西部地区风险分布较均衡但面临脆弱性挑战.此外,G_e 和 G_h 之间的相关性均为显著正相关,相关系数 r 从 0.563~0.728 不等,表明暴露风险的不均衡性会显著加剧健康风险分布的不均衡性.未来需进一步均衡资源配置,加强污染治理与健康保障,尤其关注欠发达地区与高风险区域的治理和保护措施,以实现全国范围的风险均衡和健康保障目标.

3.3　基于 O_3 暴露与健康风险的不平等性以及综合不平等指数,构建了暴露-健康风险双维分类法,将全国区域划分为“双重失衡区”、“暴露主导区”、“健康脆弱区”和“平衡发展区”四个等级.不同区域在环境暴露、健康风险及资源分配上存在显著差异,其中“双重失衡区”需成为治理的优先目标,在“暴露主导区”和“健康脆弱区”需要通过补偿机制来减少健康风险,对“平衡发展区”则需巩固生态保护成果,探索环境与健康的协同治理模式.

参考文献：

[1] 曾贤刚,阮芳芳,姜艺婧.中国臭氧污染的空间分布和健康效应 [J]. 中国环境科学, 2019,39(9):4025-4032.
Zeng X G, Ruan F F, Lou Y J. Spatial distribution and health effects of ozone pollution in China [J]. China Environmental Science, 2019,39(9):4025-4032.

[2] Chen C, Wang X, Lv C, et al. The effect of air pollution on hospitalization of individuals with respiratory and cardiovascular diseases in Jinan, China [J]. Medicine(Baltimore), 2019,98:15634.

[3] 陈仁杰,陈秉衡,阚海东.上海市近地面臭氧污染的健康影响评价 [J]. 中国环境科学, 2010,30(5):603-608.
Chen R J, Chen B H, Kan H D. Health impact assessment of surface ozone pollution in Shanghai [J]. China Environmental Science, 2010,30(5):603-608.

[4] Zhang K L, Zentella R, Burkey K O, et al. Long-term tropospheric ozone pollution disrupts plant-microbe-soil interactions in the agroecosystem [J]. Global change biology, 2024,30(3):e17215.

[5] 胡雪梅,滚锶语,马晨鑫,等.臭氧升高栾树和白皮松光合生理响应机制 [J]. 生态学报, 2024,44(17):7688-7699.
Hu X M, Gun S Y, Ma C X, et al. Mechanisms of photosynthetic physiological responses of *Koelreuteria paniculata* and *Pinus bungeana* under elevated ozone conditions [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024,44 (17):7688-7699.

[6] 中华人民共和国生态环境部.2023 中国生态环境状况公报 [R]. 北京:中华人民共和国生态环境部, 2024.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. 2023China ecological and environment bulletin [R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2024.

[7] 李　飞,孔少杰,屈志光,等.中国臭氧时空分异及热点城市群气象关联特征 [J]. 中国环境科学, 2023,43(4):1539-1549.
Li F, Kong S J, Qu Z G, et al. Spatiotemporal differentiation of ozone pollution in Chinese cities and meteorological correlation among the identified hot urban agglomeration during 2018to 2020 [J]. China Environmental Science, 2023,43(4):1539-1549.

[8] 张天岳,沈楠驰,赵　雪,等.2015~2019 年成渝城市群臭氧浓度时空变化特征及人口暴露风险评价 [J]. 环境科学学报, 2021,41(10):4188-4199.
Zhang T Y, Shen N C, Zhao X, et al. Spatiotemporal variation characteristics of ozone and its population exposure risk assessment in Chengdu-Chongqing urban agglomeration during 2015 to 2019 [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(10):4188-4199.

[9] Li B, Ni J M, Liu J H, et al. Spatiotemporal patterns of surface ozone exposure inequality in China [J]. Environmental monitoring and assessment, 2024,196(3):265.

[10] 廖志恒,范绍佳.2006~2012 年珠江三角洲地区 O_3 污染对人群健康的影响 [J]. 中国环境科学, 2015,35(3):897-905.
Liao Z H, Fan S J. Human health impact of exposure to ozone pollutant in Pearl River Delta region during 2006~2012 [J]. China Environmental Science, 2015,35(3):897-905.

[11] 麦尔哈巴·图尔贡,王鑫鑫,史兴民.西安市区主要大气污染物暴露水平及健康风险评价 [J] .中国环境监测, 2024,40(4):100-110.
Turhun M, Wang X X, Shi X M. Exposure level and health risk assessment of major air pollutants in Xi'an city [J]. Environmental Monitoring in China, 2024,40(4):100-110.

[12] Zhang X X, Yan B, Zhou Y Y, et al. Short-term health impacts related to ozone in China before and after implementation of policy measures: a systematic review and meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2022,847(15):157588.

[13] 邢璐宇,陈　欣,付方方,等.天津市细颗粒物和臭氧短期暴露对急性心肌梗死每日入院风险的影响研究 [J]. 中国慢性病预防与控制, 2023,31(10):732-737.
Xing L Y, Chen X, Fu F F, et al. Effects of short-term exposure to fine particulate matter and ozone on daily admission risk of acute myocardial infarction in Tianjin [J]. Chinese Journal of Prevention and Control of Chronic Diseases, 2023,31(10):732-737.

[14] 骆雨茜,陈　静,郝宇杭,等.2015~2022 年重庆市近地面臭氧的暴露风险及环境影响 [J]. 中国环境科学, 2024,44(5):2754-2765.
Luo Y Q, Chen J, Hao Y H, et al. Exposure risk assessments and environmental impacts of surface ozone in Chongqing during 2015~2022 [J]. China Environmental Science, 2024,44(5):2754-2765.

[15] WHO. Health risks of air pollution in Europe-HRAPIE Project. New emerging risks to health from air pollution-results from the survey of experts [R]. World Health Organization, 2013.

[16] HJ 663-2013　环境空气质量评价技术规范(试行) [S].
HJ 663-2013　Technical regulation for ambient air quality assessment (on trial) [S].

[17] 马　本,秦　露,夏天辰.中国城市 $PM_{2.5}$ 污染暴露不平等及其驱动因素—基于 Theil 指数和 LMDI 分解 [J]. 中国环境科学, 2024,44(1):555-566.
Ma B, Qin L, Xia T C. Inequality of $PM_{2.5}$ exposure and its driving factors in China: Based on Theil index and LMDI decomposition [J]. China Environmental Science, 2024,44(1):555-566.

[18] Maji K J, Namdeo A. Continuous increases of surface ozone and associated premature mortality growth in China during 2015~2019 [J]. Environmental Pollution. 2021,269,116183.

[19] Zhang X X, Osei F, Stein A, et al. Temporal and spatial evolution of short-term exposure to ozone pollution: Its health impacts in China based on a meta-analysis [J]. Journal of Cleaner Production, 2022,373,133938.

[20] Yan M L, Liu Z R, Liu X T, et al. Meta-analysis of the Chinese studies

of the association between ambient ozone and mortality [J]. Chemosphere, 2013,93(6):899-905.
[21] Anenberg S C, Horowitz L W, Tong D Q, et al. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling [J]. Environment Health Perspectives, 2010,118:1189-1195.
[22] Liu H, Liu S, Xue B, et al. Ground-level ozone pollution and its health impacts in China [J]. Atmospheric Environment, 2018,173:223-230.
[23] Li R, Wang Z Z, Cui L L, et al. Air pollution characteristics in China during 2015~2016: Spatiotemporal variations and key meteorological factors [J]. Science of The Total Environment, 2019,648:902-915.
[24] Anselin L. Local indicators of spatial association-LISA [J]. Geographical Analysis, 2010,27(2):93-115.
[25] Duro J A. On the automatic application of inequality indexes in the analysis of the international distribution of environmental indicators [J]. Ecological Economics, 2012,76:1-7.
[26] Xiang S J, Huang X J, Lin N N, et al. Synergistic reduction of air pollutants and carbon emissions in Chengdu-Chongqing urban agglomeration, China: Spatial-temporal characteristics, regional differences, and dynamic evolution [J]. Journal of Cleaner Production, 2025,493,144929.
[27] 潘星宇.中国环境质量不平等:测度、分解与财政治理 [D]. 武汉:武汉大学, 2019.
Pan X Y. Inequality in environmental quality of China: Measurement, influencing factors and financial governance [D]. WuHan: WuHan University, 2019.
[28] Zhao Y X, Peng Z X, Zhou Z L, et al. The impact of air pollution controls on health and health inequity among middle-aged and older Chinese: Evidence from panel data [J]. International Journal of Public Health, 2024,69:1606956.
[29] Wang J X, Lin J T, Liu Y, et al. Direct and indirect consumption activities drive distinct urban-rural inequalities in air pollution-related mortality in China [J]. Science Bulletin, 2024,69:544-553.
[30] Luo B, Huang J W, Liu X Y, et al. Dietary changes are associated with an increase in air pollution-related health and environmental inequity in China [J]. Communications Earth & Environment, 2025,6(1):79.
[31] 王圣云,姜 婧.中国人类发展指数(HDI)区域不平衡演变及其结构分解 [J]. 数量经济技术经济研究, 2020,37(4):85-106.
Wang S Y, Jiang J. Evolution and structural decomposition of regional differences in China's Human Development Index(HDI) [J]. Journal of Quantitative & Technological Economics, 2020,37(4):85-106.
[32] 王 冰,吕一苇.植入公平与环境的人类发展指数构建及其主成分分析 [J]. 广西大学学报(哲学社会科学版),2022,44(6):164-173.
Wang B, Lv Y W. The construction of equity and environment adjusted human development index and its principal components analysis [J]. Journal of Guangxi University(Philosophy and Social Science), 2022, 44(6):164-173.
[33] Bouhadj L, Cuny D, Chautard G, et al. Environmental and social inequalities in health: Neighborhood-level composite indices as a decision-making tool [J]. Environmental Science and Policy, 2024, 154:103696.
[34] Lagravinese R, Liberati P, Resce G. Measuring health inequality in US: A composite index approach [J]. Social Indicators Research: An International and Interdisciplinary Journal for Quality-of-Life Measurement, 2020,147:921-946.
[35] Kong S J, Wang T, Li F, et al. Unraveling spatiotemporal patterns and multiple driving factors of surface ozone across China and its urban agglomerations management strategies [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2023,11:1103503.
[36] 刘炳江.加强 $PM_{2.5}$ 和臭氧协同控制 深入打好蓝天保卫战 [J]. 中国环境监察, 2021,12:40-43.
Liu B J. Strengthen the coordinated control of $PM_{2.5}$ and ozone Fightto keep our skies blue [J]. China Environment Supervision, 2021,12:40-43.
[37] Tavella R A, Fernandes C L F, Penteado J O, et al. Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city during COVID-19 lockdown [J]. International Journal of Environmental Health Research, 2021,32(8):1801-1814.
[38] 米艺华,杜惠云,李 杰,等.我国重点地区臭氧变化特征及与气象要素的关系 [J]. 中国环境科学, 2024,44(4):1894-1904.
Mi Y H, Du H Y, Li J, et al. Ozone pollution characteristics and its relationship with meteorological factors of key regions in China [J]. China Environmental Science, 2024,44(4):1894-1904.
[39] Yang J L, Wang C L, Zhang Y S, et al. Unprecedented impacts of meteorological and photolysis rates on ozone pollution in a coastal megacity of northern China [J]. Atmospheric Pollution Research, 2025, 16(5):102461.
[40] 胡艳楠,李文星,张 智,等.2013~2020 年京津冀地区臭氧浓度变化及其与气象因子关系分析 [J]. 气象与环境学报, 2024,40(4):90-99.
Hu Y N, Li W X, Zhang Z, et al. Analysis of ozone concentration variations and their relationships with meteorological factors in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 2013 to 2020 [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2024,40(4):90-99.
[41] 张小玲,雷 雨,王聪聪,等.四川盆地城市群臭氧污染时空精细演变特征的观测与模拟 [J]. 中国环境科学, 2024,44(1):1-14.
Zhang X L, Lei Y, Wang C C, et al. Fine-scale evolution pattern of ozone pollution in the city cluster of Sichuan Basin from observation and modeling perspectives [J]. China Environmental Science, 2024, 44(1):1-14.
[42] Yang G L, Zhang G X, Cao D Q, et al. China's provincial-level sustainable energy transition requires accelerating renewable energy technological innovation [J]. Energy, 2024,288:129672.
[43] 封亦代,刘耀彬,程风雨.中国城市绿色全要素能源效率的区域差异及空间收敛 [J]. 地理研究, 2023,42(9):2343-2368.
Feng Y D, Liu Y B, Cheng F Y. Regional differences and spatial convergence of green total-factor energy efficiency in Chinese cities [J]. Geographical Research, 2023,42(9):2343-2368.
[44] 刘 慧,张芳芳,叶尔肯·吾扎提.2000 年以来西部地区发展的空间格局演变及优化路径 [J]. 地理科学进展, 2024,43(12):2382-2394.
Liu H, Zhang F F, Yeerken W. Change of the spatial pattern of development in western China since 2000 and its future optimization strategy [J]. Progress in Geography, 2024,43(12):2382-2394.
[45] Jia W M, Guo X M. Spatial heterogeneity analysis and driving forces exploring of floating population in China's central and western regions: A case of henan province, China [J]. Applied Geography, 2025,176: 103516.
[46] Lei X L, Su J R, Wang Z W. Growing seismicity in the Sichuan Basin and its association with industrial activities [J]. Science China Earth Sciences, 2020,63:1633-1660.
[47] 赵天良,张郁青,宁贵财,等.四川盆地臭氧污染时空变化及平流层入侵影响研究进展 [J]. 高原山地气象研究, 2024,44(4):11-20.
Zhao T L, Zhang Y Q, Ning G C, et al. Research progress on the spatiotemporal variation of ozone pollution and influence of stratospheric intrusion in Sichuan Basin [J]. Plateau and Mountain Meteorology Research, 2024,44(4):11-20.
[48] 刘冰冰,周 健.黑龙江省医疗卫生资源配置现状及其公平性分析 [J]. 中国农村卫生事业管理, 2024,44(8):559-564.
Liu B B, Zhou J. Status quo and fairness of health resource allocation in Heilongjiang Province [J]. Chinese Rural Health Service Administration, 2024,44(8):559-564.

作者简介：孔少杰(1995-),男,陕西渭南人,中国人民大学博士研究生,主要从事减污降碳,环境健康经济和政策评估研究.发表论文 10 余篇.ksj0806@ruc.edu.cn.