## 2025 中国空气质量改善的健康效应评估 关注空气污染的急性健康风险







本报告由北京大学空气气候健康研究团队编制, 亚洲清洁空气中心提供支持。

#### 报告审阅

朱 彤 中国科学院 院士 北京大学 环境科学与工程学院 教授

#### 作者列表

薛 涛 北京大学公共卫生学院 副教授

王若涵 北京大学公共卫生学院

邓建宇 北京大学公共卫生学院

康 宁 北京大学公共卫生学院

#### 传播支持

朱 妍 亚洲清洁空气中心 传播主管

梁 缘 亚洲清洁空气中心 高级传播官员

王 思 亚洲清洁空气中心 环境研究员

#### 版式设计

臣邦设计

#### 执行摘要

空气污染是影响公众健康的重大环境风险因素。自2013年起, 中国相继实施《大气污染防治行动计划》、《打赢蓝天保卫战三年 行动计划》以及目前的《空气质量持续改善行动计划(2021-2025)》, 推动空气质量实现了历史性、全局性的改善。科学评估这些政策的 健康效益,对于总结过去、规划未来至关重要。《中国空气质量改 善的健康效应评估》系列报告持续追踪这一进程,通过定量评估为 不同阶段的行动计划进展与成效分析提供研究证据。

在第三阶段行动计划收官以及迈向"十五五"之际,2025年度 报告首次将评估视角从长期慢性健康风险,拓展至由短期高浓度暴 露引发的急性健康风险,并提供结构对比分析,以期为空气污染精 准防控和健康风险精细化管理提供关键科学视角,助力清洁空气行 动策略转向健康风险管理导向的新阶段。本研究基于 2013-2024 年 全国网格化空气污染与人口数据,系统量化了暴露相关的健康风险 变化,揭示了当前中国空气污染健康风险的结构性转变。

#### 一、PM。5 健康风险结构转变,慢性负 担持续下降,但短期急性风险日趋集中

我国PM25 污染治理成效显著,其长期暴露 导致的过早死亡人数由2013年的166万降至 2024年的108万,短期暴露死亡人数也从21万 降至8万。这标志着持续深入的清洁空气行动从 根本上减轻了人群面临的普遍性慢性健康威胁。 然而,在浓度整体下降的背景下,PM25暴露健康 风险呈现出新的特征: 其健康影响更多地与少数 极端污染事件挂钩。研究发现,PM。短期暴露的 健康效应集中化趋势增强。2024年,全年浓度最 高的前5%污染日所导致的急性死亡负担,占全 年短期暴露总负担的比例已升至18.3%,较2013 年(10.4%)有显著提升,且在空气质量较优的 东部沿海省份尤为突出,呈现"占比上升与人口 聚集叠加"的特征。这表明,在气候变化导致极 端天气多发的背景下,应对短期、高强度的污染 事件的重要性进一步凸显。

#### 二、O。短期急性风险增幅显著, 具有 典型的季节性和城市型特征

与 PM<sub>2.5</sub> 暴露相关健康负担下降形成对比 的是,O<sub>3</sub>的短期急性健康风险正在快速上升。 2024年,归因于短期O3暴露的死亡人数较 2013年增加了约 1.7 倍。O3 污染具有典型的季 节性和城市型特征,其健康负担高度集中在夏季, 对公共健康构成的结构性威胁日益凸显。值得关 注的是,O<sub>3</sub>的急性风险在时间分布上极度集中。 研究显示,全国多个地区全年约50%的O3急性 健康风险,仅来源于全年浓度最高的前5%污染

日。这一特征意味着,针对少数关键污染日实施 精准干预,即可用较高的成本效益规避大部分健 康风险。

#### 三、健康风险分布存在明显区域与人群 差异, 精准防控是提升效益的关键

空气污染的健康改善效益在全国范围内并非 均等分布。从空间上看,山东、河南、江苏等传统 人口大省和重点污染区域,尽管改善幅度显著,但 当前的绝对疾病负担依然位居全国前列。同时,O。 暴露负担在华北、华东等地区相较 2013 年仍有上 升,提示区域治理重点需动态调整。从人群分布看, 城市居民的 PM25 和 O3 暴露水平普遍高于农村, 短期暴露的城乡差距更为突出。这些差异要求未来 的治理策略需要基于信息化手段实现对脆弱人群的 精准防护,从而最大化健康收益的边际效应。

#### 四、建立健康导向的精准防控体系...是 未来治理的必然方向

当前空气污染健康风险的结构性转变,要求环 境治理政策从以"浓度达标"为核心,转向以"健 康效益最大化"为核心。本研究揭示的风险集中化 特征表明,建立分季节、分污染物的国家级急性健 康风险预警体系刻不容缓。例如,在冷季重点防控 PM25 急性暴露,在暖季重点防控 O3 急性暴露,能 够以最小社会成本锁定最大健康收益。同时,必须 深化 PM<sub>25</sub> 与 O<sub>3</sub> 的协同防控,并持续关注区域差 异化,方能应对气候变化等不确定因素带来的新挑 战,最终实现清洁空气行动的全面健康福祉。

### 目录

-,	空气污染暴露的健康效应概述	1.1 影响人体健康的主要空气污染物	3			
		1.2 影响人体健康的主要空气污染物暴露类型	3			
		1.3 空气污染健康效应的因果等级	3			
		1.4 细颗粒物暴露的健康效应	3			
		1.5 臭氧暴露的健康效应	4			
		1.6 长期暴露与短期暴露健康效应的对比	5			
		1.7 环境空气质量标准与健康风险管理	5			
Ξ,	工机外条件间入底域和	2.1 空气污染短期暴露的健康风险测算				
	定量评估方法	2.2 空气污染长期暴露的健康风险测算	12			
Ξ、	中国的清洁空气行动计划对 人群暴露的改善作用	3.1 空气污染暴露改善的时间趋势	14			
		3.2 空气污染暴露改善的空间趋势	17			
		3.3 空气污染暴露的人群分布	17			
四、		4.1 空气污染暴露健康风险的变化趋势				
	的改善情况	4.2 空气污染暴露健康风险的区域差异	23			
五、	五、短期暴露健康风险的集中化特征					
<u>,</u> ,	结论与展望		33			
参考	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		36			

#### 引言

自 2013 年以来,中国实施了强有力的大气污染治理政策,空气质量持续改善取 得了显著成就。科学认识中国空气质量改善的健康效应,对于既往政策评估和未来治 理规划至关重要。北京大学空气 - 气候 - 健康研究团队与亚洲清洁空气中心合作,持 续开展中国空气质量改善的健康效应评估研究并发布系列报告。在 2023 年和 2024 年 的报告中,我们重点评估了PM25和O3长期暴露对慢性疾病负担以及生命早期健康的 影响与改善情况。

本次年度报告是系列研究成果的第三期,旨在将研究视角拓展至短期暴露及其 健康风险,系统量化短期高浓度暴露引发的急性负担,并与长期暴露的健康影响进 行对比,以期为空气污染精准防控和健康风险精细化管理提供关键科学视角,助力 清洁空气行动策略转向健康风险管理导向的新阶段。本报告基于 2013-2024 年全国 网格化空气污染与人口数据、采用疾病负担评估方法系统测算相关死亡人数的变化、 并分析其时间、空间及人群分布特征。



#### 1.1 影响人体健康的主要空气污染物

空气污染是当前全球公共卫生领域面临的重大 挑战, 多种污染物已被证实对人体健康构成显著威 胁。常见的空气污染物包括二氧化硫(SO。)、氮 氧化物(NO。)、一氧化碳(CO)、碳氢化合物以 及臭氧(O<sub>3</sub>)等气态物质,同时也包括化学组成复 杂的颗粒态污染物(气溶胶)。根据空气动力学直 径,颗粒物可进一步划分为总悬浮颗粒物(TSP)、 可吸入颗粒物(PM16)和细颗粒物(PM25)。在 全球疾病负担(Global Burden of Disease, GBD) 研究中, PM25和 O3已被确认为两大独立的健康风 险因子,对全球发病、死亡及伤残的贡献显著,构 成了沉重的疾病负担[1]。

#### 1.2 影响人体健康的主要空气污染物 暴露类型

空气污染对人群健康的影响不仅取决于污染物 浓度,也与暴露的时间模式密切相关。人群空气污 染暴露通常指接触超过安全标准的污染物的人数、 超标程度及累计暴露时长。根据暴露时长,其健康 效应可分为短期暴露和长期暴露两类。

短期暴露(急性效应)指因单日或连续数日高 浓度污染事件引发的急性健康效应,如诱发脑卒中、 慢性阻塞性肺疾病急性加重或心肌梗死等。

长期暴露(慢性效应)则指在年度乃至数十年 尺度上持续处于中低浓度污染环境中所导致的累积 性健康损害, 此类慢性暴露会显著增加多种慢性非 传染性疾病的发病与死亡风险。

#### 1.3 空气污染健康效应的因果等级

为系统评估污染物与特定健康结局之间关联的 科学确定性, 国际权威机构构建了基于证据强度的 因果推断分级框架。以美国环境保护署发布的《颗 粒物综合科学评估》和《臭氧综合科学评估》为例, 该机构综合流行病学研究、临床试验及毒理学证据, 将污染物与健康效应之间的因果关系划分为多个等 级<sup>[2][3]</sup>,其中主要分级类型包括:

- 有因果关系——科学证据充分目一致,表明 污染物暴露与健康效应之间存在确切的因果联系;
- 可能存在因果关系——证据较为充分,但仍 存在一定不确定性或研究结果存在差异;
- 提示存在因果关系——证据相对有限,但足 以提示潜在的健康风险。

图 1.1 展示了 PM25 与 O3 长期和短期暴露与相 关疾病的证据等级汇总。目前,全球主要卫生与环 境机构已就此分类框架达成基本共识,例如,世界 卫生组织(WHO) 也基本采用类似的分级方式, 作为指定空气质量标准指导值的科学基础。总之, 该体系为制定精准的公共卫生干预政策和实施高效 的环境风险管理提供了重要科学依据。

#### 1.4 细颗粒物暴露的健康效应

细颗粒物 (PM25) 是空气中直径小于 2.5 微米 的可吸入颗粒物,具有极强的穿透能力,可携带重 金属、多环芳烃等有害物质经呼吸道进入人体,沉 积于肺泡并突破血气屏障、血脑屏障及胎盘屏障等 多种生物屏障, 进而影响多个组织与器官系统。作 为全球广泛关注的环境健康风险因子, PM25 的健康 危害已得到大量毒理学和流行病学研究证实 [4-6]。

PM25 长期暴露被认为具有慢性健康效应,是 导致全球和区域疾病负担的首要污染物之一,根据 GBD 研究测算,每年约导致 783 万的过早死亡 [7,8]。

长期暴露与多种慢性非传染性疾病存在因果关系, GBD 研究重点评估了其对缺血性心脏病、脑卒中、 慢性阻塞性肺病(COPD)、下呼吸道感染、肺癌 以及2型糖尿病的疾病负担。此外,长期暴露对 生命早期健康影响显著,可导致低出生体重和早产 等不良妊娠结局,进而影响婴幼儿的健康和生存率。

PM<sub>25</sub> 短期暴露被认为具有急性健康效应,与 总死亡率、心血管效应、呼吸系统效应均存在明确 的因果关系。短时间的高浓度暴露可诱发心肌梗死、 心律失常和 COPD 急性加重等急性事件,导致超额 死亡和住院风险增加。

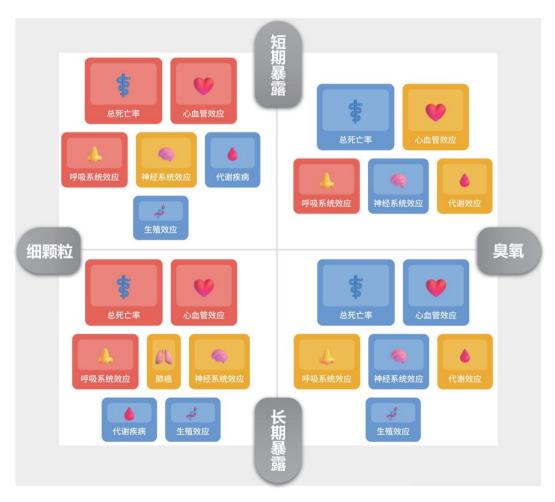
#### 1.5 臭氧暴露的健康效应

臭氧(O<sub>3</sub>)作为一种强氧化性的二次污染物, 是典型的城市污染物之一<sup>[9-11]</sup>。人体暴露于 O<sub>3</sub> 后 可直接危害呼吸系统。

暖季O。长期暴露被认为具有慢性健康效应。 O<sub>3</sub>长期暴露对呼吸系统健康的证据较为充分。GBD 研究依据其导致的慢性阻塞性肺病(COPD)评估相 关超额死亡风险。长期暴露与全因死亡率之间可能 存在因果联系。流行病学研究还表明,O。暴露对特 定脆弱人群(如孕妇)构成健康威胁,孕期 O3 暴露 可能与不良妊娠结局存在潜在的因果关系 [3]。

图 1.1

PM。5 与 O3 长期和短期暴露与相关疾病的证据等级汇总



红色:暴露与结局有因果关系;黄色:暴露与结局可能存在结果关系;蓝色:暴露与结局提示存在因果关系

O<sub>3</sub> 短期暴露被认为具有急性健康效应。短期 O<sub>3</sub> 暴露与呼吸系统疾病之间存在因果关系,可引 发哮喘、支气管炎等呼吸道症状的急性发作。与 PM<sub>2.5</sub> 相比,其对心脑血管疾病的影响研究相对有 限,目前证据显示心脑血管疾病与短期 O<sub>3</sub> 暴露之 间仅可能存在因果关系。

#### 1.6 长期暴露与短期暴露健康效应的 对比

本报告同时评估了 PM25 和 O3 的长期和短期 暴露健康风险,突显了两种污染物的结构性差异:

● 死亡负担规模差异——总体而言,PM<sub>2.5</sub> 长期 暴露是导致我国空气污染相关死亡负担的首要因素, 其规模(百万级别)远大于PM25短期暴露(十万级别) 和 O<sub>3</sub> 暴露(十万级别)。这强调了持续进行长期空 气质量改善以解决慢性疾病问题的根本重要性。

- ●PM₂₅ 风险特征的变化——随着我国 PM₂₅ 长 期暴露的成功控制,PM25 风险已从普遍慢性威胁转 化为需要兼顾集中性的、急性的风险,提示精准、 分时段、分区域的短期预警是 PM。病防控的关键手段。
- ●O<sub>3</sub> 风险的突出性——O<sub>3</sub> 的长期和短期暴露 死亡负担绝对值相对较小,但其短期暴露导致的急 性死亡负担增幅最为显著,2024年较2013年增加 约 1.7 倍,且风险高度集中在少数极端污染天和特 定区域。这提示O<sub>3</sub>问题在未来空气污染健康风险 中潜在的重要性、尤其需要在夏季对其短期高浓度 暴露进行强化预警与干预。

#### 1.7 环境空气质量标准与健康风险管理

环境空气质量标准是在综合环境毒理学与流行 病学证据、环境风险评估及社会承受能力基础上, 对环境空气中污染物浓度设定的限制性规范。由于



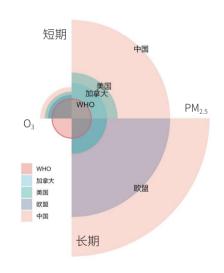
人体免疫系统具有一定缓冲能力,只有当空气污染 物浓度超过安全阈值时,暴露才会对健康产生显著 影响。因此, 当空气质量标准依据最新科学证据制 定时,超标暴露人群的比例可作为健康风险的代理 指标,从而将空气质量达标评估转化为一种高效且 可近似反映健康风险的手段。

2012年修订发布的《环境空气质量标准》 (GB3095-2012) 首次将 PM25 纳入标准,为我国 大气污染防治进程树立了新的里程碑。此后,我国 相继出台了《大气污染防治行动计划》(2013-2017 年,以下简称"第一行动计划")、《打赢蓝天保 卫战三年行动计划》(2018-2020年,以下简称"第 二行动计划")以及《空气质量持续改善行动计划》 (2021-2025年,以下简称"第三行动计划"), 为空气质量改善提供了政策支撑。

目前,国内外关于PM25与O3的空气质量标 准如图 1.2 所示。参考现行常用达标标准,可用于 评估超标暴露水平,并作为健康风险的指示。尽 管中国现行标准(PM25短期达标:日均浓度 < 75 μg/m³, 长期达标: 年均浓度 < 35 μg/m³; O<sub>3</sub> 短期达标: 日最大 8 小时平均浓度 < 160 μg/m³, 长期达标: 第90百分位数 < 160 μg/m³) 相较早 期标准更加严格,但仍显著高于 WHO 指南和其他 主要发达国家标准, 这反映出发展中国家在环境保 护与经济社会发展之间的权衡与过渡性特征,也意 味着在当前空气质量水平下, 大量人群仍将伴随 较高的潜在健康风险。

随着治理成效显现,2024年全国地级及以上 城市 PM25 年均浓度降至 29.3 ug/m3, 并连续五 年低于 35 μg/m³ 的现行标准,全国 74% 的城市 PM25年均浓度达标,65%的城市空气质量全面达 标。在此背景下,现行标准已难以持续引领大多数 城市改善空气质量。实施更严格的标准、推动空气 质量持续提升已成为必然趋势。本报告系统评估了 2013-2024 年我国长短期 PM25 与 O3 暴露达标情 况,并计算其对死亡负担的影响趋势,亦可为空气 质量标准的修订与环境健康风险管理提供科学指导 依据。

图 1.2 国内外 PM。5 与 O3 空气质量标准对比



红色圆形表示 WHO 现行空气质量标准,其余国家标准的圆形 半径按与 WHO 标准的比例绘制



#### 2.1 空气污染短期暴露的健康风险测算

#### 2.1.1 基干多中心研究非线性暴露反应关系的 构建

为了建立 PM25 和 O3 短期暴露与全因死亡率 之间的非线性暴露反应关系模型,本研究采用了基 干结构因果建模理论的三阶段方法。该框架假设 PM<sub>2.5</sub> 或 O<sub>3</sub> 短期暴露与全因死亡之间存在一个潜在 的非线性函数 RR(x) = exp[f(x)], 步骤如下: 1) 利 用 Yitzhaki<sup>[12]</sup> 的理论建立研究的线性估计与非线性 暴露反应关系 f(x) 之间的理论关系; 2) 通过基于样 条的元回归估计 f(x) 的参数; 3) 根据估计的参数重 构完整的非线性暴露反应关系。

第一阶段,根据 Yitzhaki<sup>[12]</sup> 在 1996 年提出的 理论,线性估计值 $\hat{\beta}$ 本质上是非线性暴露反应关 系导数 f'(x) 的加权平均,基于此本研究建立起了 文献报告的线性估计与非线性暴露反应关系导数 f'(x) 之间的数学关联。第二阶段为了求解 f'(x), 本研究使用了样条函数来表示 f'(x), 将线性模型 的估计值 $\hat{\beta}$ 表示为积分值 $\pi_k$ 的线性组合, $\theta_k$ 为线 性组合系数,同时也是待估系数。对于某一个多 中心研究i,假设该研究中有m个中心或城市, 并报告了m个效应值,即报告了 $\widehat{\beta_i}$ (。为了从 文献提供的均值、方差、四分位距等统计量中获 取暴露分布,本研究假设短期 PM25 或 O3 暴露的 分布符合 Gamma 分布,并通过报告的统计量估 计 Gamma 分布的形状参数  $\alpha$  和尺度参数  $\delta$ ,之 后按照上述方法计算  $\pi_{ki}$ 。 获得  $\hat{\beta}_i$  和  $\pi_{ki}$  后,采用 随机效应模型对  $\theta_{\iota}$  进行参数估计,为解决某些多 中心研究中心数量较多导致权重过大的问题,模 型对研究进行分层,加入随机效应项进行回归获 得待估系数  $\theta_k$ 。第三阶段,相关参数的估计值 $\hat{\theta}_k$ 之后,代入f'(x)表达式获得暴露反应关系导数的 估计疗。在设定理论最小风险水平 (Theoretical Minimum Risk Level, TMREL) 后,对 宛进行积 分获得暴露反应关系愈,并通过500次随机模拟 获得愈置信区间。

#### 2.1.2 全球多中心证据收集与整合

本研究对短期 PM25 和 O3 暴露与全因死亡进 行了标准的荟萃分析,系统检索了 MEDLINE、 Scopus、Embase等数据库。采用与WHO文献 质量评级框架对纳入文献进行质量评估并排除低 质量文献。最终短期PM25暴露与全因死亡相关 研究共纳入了85篇文献进行定量分析,共计804 个效应值,覆盖全球6个大洲共35个国家(图 2.1); 短期 O<sub>3</sub> 暴露与全因死亡相关研究共纳入 103 篇文献, 共计841个效应值, 覆盖全球5个 大洲共37个国家(图 2.2)。两种污染物的相关 研究分布区域有很大一部分重叠,最终纳入分析 的效应值主要都来源于东亚、北美和欧洲,非洲 地区的相关研究较少。

利用检索的文献结果和上一部分提到的非 线性暴露反应关系构建方法, 本研究构建了短期 PM25和O3暴露与全因死亡的暴露反应关系。根 据WHO提出的短期PM<sub>2.5</sub>和O<sub>3</sub>暴露的指导值, 本研究将短期 PM2.5 和 O3 暴露的 TMREL 分别设 为 15µg/m³ 和 100µg/m³。 图 2.3 和 图 2.4 分 别 展示的是基于以上方法获得的短期 PM25 和 O3 暴 露与全因死亡的非线性暴露反应关系,两者均表 现出明显的非线性特征,在低浓度段风险增加较 快,高浓度段风险增加趋于平缓。由于两种污染 物的浓度差异和所选取的 TMREL 不同,两种污染 物为全球平均浓度时,短期 PM25 暴露的相关风险 远高于短期O3暴露的相关风险。另外,需要说明, 由于 TMREL 相对于能够观测到的 O<sub>3</sub> 浓度水平较 高,在远低于 TMREL 的暴露情境中,仍能观测到 O<sub>3</sub>浓度上升与总死亡率上升的现状关联,说明由 于 TMREL 的选择, O<sub>3</sub> 短期暴露相关的急性健康 风险有可能被低估。

短期 PM<sub>25</sub> 暴露每增加 10 μg/m³ 全因死亡风险增加百分比

图 2.1

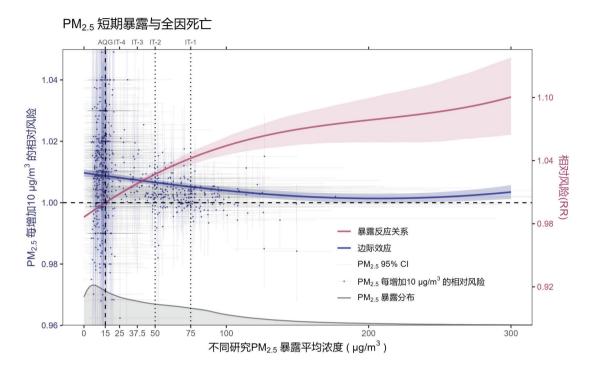
效应值数量 风险增加百分比 (95% CI) P值 国家 5 0.95 (0.21, 1.70) 0.01 澳大利亚 奥地利 2 0.44 (-0.24, 1.13) 0.2 9 0.60 (0.47, 0.73) <0.01 比利时 0.38 巴西 1 0.20 (-0.25, 0.65) 加拿大 54 0.76 (0.29, 1.24) <0.01 3 0.13 (-0.69, 0.95) 0.76 智利 0.46 (0.36, 0.56) 中国 264 <0.01 0.15 塞浦路斯 2 0.93 (-0.34, 2.22) 1 -0.20 (-1.39, 1.01) 0.74 捷克 1.55 (-1.40, 4.59) 0.31 厄瓜多尔 1 0.23 (-4.24, 4.90) 0.92 爱沙尼亚 3 0.84 芬兰 -0.04 (-0.43, 0.35) 法国 18 0.26 (-0.01, 0.53) 0.06 12 0.28 (0.04, 0.52) 0.02 德国 希腊 1 2.54 (-0.02, 5.16) 0.05 2 0.2 伊朗 0.43 (-0.23, 1.09) 以色列 2 0.21 (-0.16, 0.59) 0.26 15 0.05 1.08 (-0.02, 2.18) 意大利 168 <0.01 日本 1.29 (1.03, 1.55) 1.19 (0.59, 1.80) <0.01 1 科威特 墨西哥 4 0.84 (0.51, 1.16) <0.01 1 0.80 (0.35, 1.25) <0.01 荷兰 2 1.49 (-1.05, 4.09) 0.25 挪威 1 <0.01 秘鲁 4.00 (2.02, 6.02) 3 波兰 1.53 (-0.35, 3.43) 0.11 6 0.09 (-0.66, 0.85) 0.81 葡萄牙 罗马尼亚 5 -0.58 (-1.95, 0.80) 0.41 1 0.80 (0.00, 1.60) 0.05 南非 韩国 3 0.27 (0.13, 0.41) <0.01 22 0.04 西班牙 1.13 (0.06, 2.21) 2 0.14 (-0.98, 1.28) 8.0 瑞典 1 0.79 (-0.96, 2.58) 0.38 瑞士 2 0.01 泰国 0.59 (0.14, 1.05) 30 英国 0.15 (-0.15, 0.45) 0.32 115 1.10 (0.92, 1.28) <0.01 美国 大洲 439 0.54 (0.43, 0.65) <0.01 亚洲 140 0.72 (0.37, 1.07) <0.01 欧洲 173 0.92 (0.70, 1.15) <0.01 北美洲 大洋洲 2 1.13 (0.00, 2.28) 0.05 10 0.14 南美洲 1.06 (-0.33, 2.46) -2 6

图 2.2

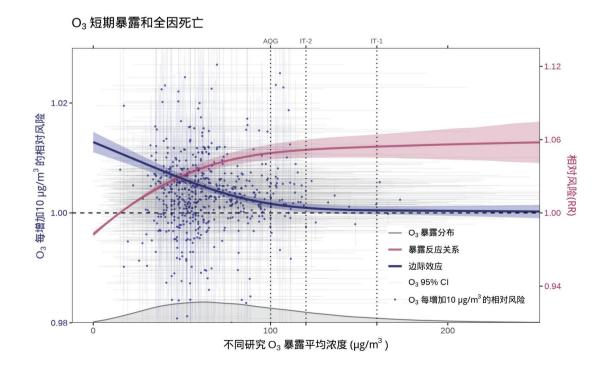
#### 短期 O<sub>3</sub> 暴露每增加 10 μg/m³ 全因死亡风险增加百分比

	效应值数量	风险增加百分比(95% C	I)			P值
国家						
澳大利亚	7	0.41 (-0.15, 0.98)				0.74
奥地利	1	0.60 (0.31, 0.90)				<0.01
比利时	2	0.44 (0.10, 0.79)				<0.01
巴西	5	0.27 (-0.15, 0.70)			<del>  •</del>	>0.99
加拿大	30	0.52 (-0.16, 1.21)				0.55
智利	3	0.81 (-0.27, 1.90)			-	0.61
中国	83	0.33 (0.19, 0.47)			-	<0.01
塞浦路斯	2	1.67 (-1.11, 4.53)		_	•	->0.99
捷克	2	-0.06 (-0.71, 0.59)				>0.99
丹麦	1	0.24 (-0.54, 1.02)				>0.99
厄瓜多尔	1	-0.52 (-4.04, 3.13)			-	 >0.99
芬兰	2	0.24 (-0.47, 0.96)				>0.99
法国	28	0.34 (-0.33, 1.00)				>0.99
德国	11	0.12 (-0.26, 0.49)			<u> </u>	>0.99
希腊	1	0.21 (-0.84, 1.27)				>0.99
匈牙利	1	0.72 (-0.19, 1.64)				0.42
冰岛	1	0.06 (-3.61, 3.86)				>0.99
印度	1	0.18 (-0.07, 0.42)			<del> </del> -	0.7
伊朗	1	0.68 (-0.49, 1.86)				>0.99
以色列	2	0.49 (-0.98, 1.98)		-		>0.99
意大利	6	0.30 (-1.39, 2.01)				>0.99
日本	54	0.22 (0.06, 0.37)			-	<0.01
马来西亚	1	0.07 (-0.37, 0.52)			<b>—</b>	>0.99
墨西哥	4	0.08 (-0.16, 0.31)			-	>0.99
荷兰	2	0.21 (0.06, 0.37)				<0.01
挪威	1	0.80 (-0.53, 2.14)				>0.99
葡萄牙	6	0.44 (-0.39, 1.28)				>0.99
罗马尼亚	5	-0.28 (-1.51, 0.96)				>0.99
俄罗斯	1	0.65 (0.28, 1.02)				<0.01
斯洛文尼亚	1	-0.47 (-2.28, 1.36)				>0.99
韩国	10	0.23 (-0.10, 0.57)			-	0.93
西班牙	20	-0.02 (-0.60, 0.56)				>0.93
	4	0.66 (0.29, 1.03)				<0.01
瑞典	1	-0.35 (-2.17, 1.51)				>0.01
瑞士	55				-	0.16
泰国	45	0.22 (-0.03, 0.46)				0.16
英国		0.47 (0.02, 0.91)			-	
美国	175	0.31 (0.18, 0.43)				<0.01
大洲	204	0.00 (0.04, 0.07)			_	-0.01
亚洲	204	0.29 (0.21, 0.37)			•	<0.01
欧洲	147	0.46 (0.30, 0.62)			-	<0.01
北美洲	209	0.31 (0.04, 0.58)			-	0.01
大洋洲	4	0.53 (0.09, 0.96)			-	0.01
南美洲	13	0.31 (0.08, 0.55)			-	 <0.01

#### 短期 PM<sub>2.5</sub> 暴露与全因死亡暴露反应关系



#### 图 2.4 短期 O<sub>3</sub> 暴露与全因死亡暴露反应关系



#### 2.1.3 短期暴露的健康风险测算

短期 PM25 暴露的归因风险和归因死亡数由式 (1、2) 计算获得,其中AF;;代表第i个网格点在 j 天由于特定 PM<sub>2.5</sub> 暴露的归因风险度; x<sub>ii</sub> 是第 i 个 网格第 | 天的  $PM_{25}$  浓度值;  $f(\cdot)$  是在图 2.3 和 2.4 中的暴露反应关系;  $P_{ii}$  是第 i 个网格第 j 天的死亡 概率; Pop;; 是第 i 个网格第 j 天的对应的人口; ANii 是第 i 个网格第 j 天的特定 PM2.5 暴露的归因死 亡数。95% 置信区间使用蒙特卡洛方法进行500次 随机模拟得到。不同年龄、性别、城乡亚组的疾病 负担通过调整不同亚组死亡率 Pii 和人口 Popii 获得。

$$AF_{ij}=max\{[1-\frac{1}{f(x_{ij})}],0\}\cdots\cdots(1)$$

$$AN_{ij}=AF_{ij}\times P_{ij}\times Pop_{ij}\cdots\cdots(2)$$

#### 2.2 空气污染长期暴露的健康风险测算

空气污染长期暴露的健康风险评估沿用全球 疾病负担(GBD)的技术路线,与 2023 和 2024 年度报告保持一致。基于网格化污染浓度数据和 WorldPop (https://www.worldpop.org) 的人 口分布信息,将城市化地图与按性别、年龄及城 乡居住情况分层的人口地图进行整合,为不同亚 组人群生成覆盖全国的高分辨率网格化地图(1 × 1 km) ,并在此基础上计算空气污染物的健康 风险。

其中,中国大气污染追踪数据集(Tracking Air Pollution in China, TAP) 通过融合地面监测、 卫星遥感及大气化学传输模式,提供我国 PM。5 与 O3年尺度和日尺度的网格化浓度数据 [13]。结合人 口分布数据(以中国人口普查数据作为总体约束, 辅以逐年的网格化全球人口密度数据),可获得全 国人群的 PM<sub>2.5</sub> 与 O<sub>3</sub> 暴露状况。考虑到人口分布 对健康风险的影响,通常采用人口加权平均浓度, 即以人口数量为权重计算各网格点污染浓度的平均 值,作为空气污染长期暴露水平的评价指标。空气 污染定量健康风险的计算方法参照公式(1、2), 其中 PM25 长期暴露与人群发病及死亡风险的暴露 - 反应关系函数均来源于 GBD 研究。





#### 3.1 空气污染暴露改善的时间趋势

自 2012 年《环境空气质量标准》(GB3095-2012)修订实施以来,我国大气污染防治进入加速 推进的关键阶段,全国PM25长期与短期暴露水平 均呈显著下降趋势,空气质量持续改善。2024年, 人口加权平均 PM<sub>25</sub> 浓度为 29.7 μg/m<sup>3</sup>, 较 2013 年下降 52.7%。居住在年均 PM25 浓度超过我国《环 境空气质量标准》一级年均限值(35 μg/m³,等 同于世界卫生组织过渡性目标 IT-1) 地区的人口比 例由83%降至33%,意味着超过一半的居民已能 够呼吸到达标空气(图 3.1)。

基于 TAP 提供的网格化日暴露数据,结合不 同空气质量标准, 计算得到全国尺度的人口加权超 标天数。2024年人口加权平均 PM25 超标污染天 数(日均浓度 > 75 μg/m³) 为 20 天,相较 2013 年减少87天,超标比例由29.3%下降至5.3%

(图 3.2)。同期,PM25 短期暴露为优的天数(空 气质量分指数 IAQI < 50) 占比由 32.1% 提升至 70.0%, 而优良天数(IAOI < 100) 占比由 70.1% 提升至94.7%,且2024年中度及以上污染天数(IAOI > 150) 占比小于 1%(图 3.3)。上述结果表明, 我国PM25空气质量在过去十余年间整体改善显著, 优良天数占比持续增加。

O<sub>3</sub> 长期与短期暴露水平整体均呈现"先上升 后下降"的趋势,并在2019年达到峰值。就长期 暴露而言,2013至2019年,人口加权平均O<sub>3</sub>浓 度由 124.4 μg/m³ 升至 152.5 μg/m³, 同时, 自 2017年起,超过90%人口生活在Og长期暴 露水平超过WHO第一阶段过渡期目标(IT-1, 100 μg/m³) 的地区。此后在有效管控下,暴露水 平上升的趋势逐步缓解,至2024年,人口加权平 均 O₃浓度下降至 139.7 µg/m³, (图 3.4)。

同时, 2013至 2019年, 人口加权的短期 O<sub>3</sub>

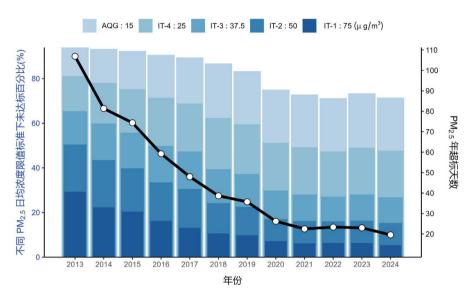
图 3.1 2013-2024 年人口加权的 PM25 暴露浓度趋势



黑色折线表示人口加权的 PM25 年均浓度,柱状图表示暴露于超出 AQG 不同阶段目标值空气污染的人口比例;其中 AQG 为全球空 气质量指导值,为 5 μg/m³; IT−1 表示 WHO 过渡时期值 I ,为 35 μg/m³; IT−2 表示 WHO 过渡时期值 II ,为 25 μg/m³; IT−3 表示 WHO 过渡时期值 Ⅲ,为 15 μg/m³;IT–4 表示 WHO 过渡时期值Ⅳ,为 10 μg/m³。

图 3.2

#### 2013-2024 年人口加权的 PM<sub>2.5</sub> 超标天数与未达标人群比例



黑色折线表示人口加权的 PM<sub>2.5</sub> 超标天数,柱状图表示暴露于超出 AQG 不同阶段目标值空气污染的人口比例;其中 AQG 为全球空 气质量指导值,为 15  $\,\mu$  g/m³; IT–1 表示 WHO 过渡时期值 I ,为 75  $\,\mu$  g/m³; IT–2 表示 WHO 过渡时期值 II ,为 50  $\,\mu$  g/m³; IT–3 表示 WHO 过渡时期值 **II** ,为 37.5 μ g/m³; IT-4 表示 WHO 过渡时期值 IV ,为 25 μ g/m³。

图 3.3 2013-2024 年 PM<sub>2.5</sub> 空气质量分指数等级天数占全年比例

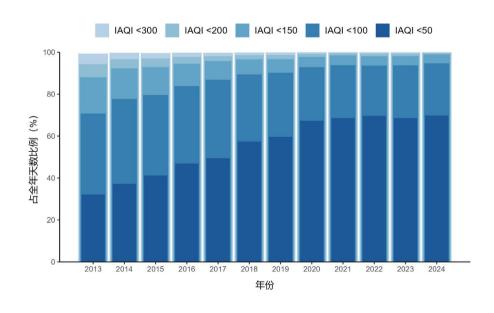
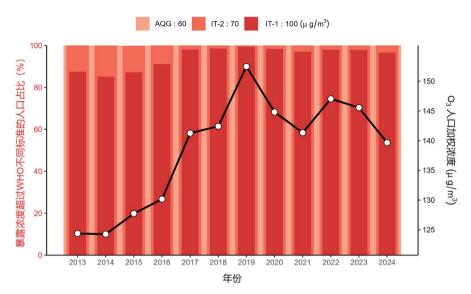


图 3.4

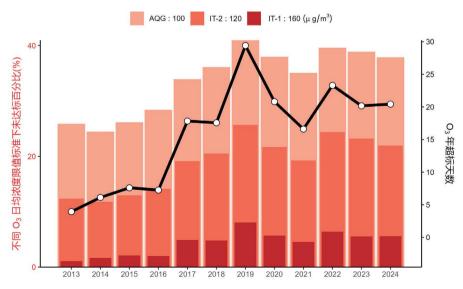
#### 2013-2023 年人口加权的 O3 暴露浓度趋势



黑色折线表示人口加权的  $O_3$  年均浓度,柱状图表示暴露于超出 AQG 不同阶段目标值空气污染的人口比例;其中 AQG 为全球空气 质量指导值,为  $60 \mu g/m^3$ 。

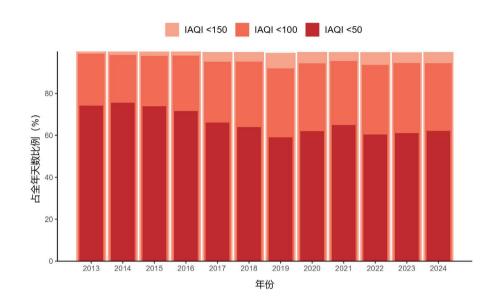
图 3.5

#### 2013-2024 年人口加权的 O<sub>3</sub> 超标天数与未达标人群比例



黑色折线表示人口加权的 O3 超标天数,柱状图表示暴露于超出 AQG 不同阶段目标值空气污染的人口比例;其中 AQG 为全球空气质 量指导值,为 100 μ g/m³;IT−1 表示 WHO 过渡时期值 Ⅰ ,为 160 μ g/m³;IT−2 表示 WHO 过渡时期值 Ⅱ ,为 120 μ g/m³。

#### 2013-2024年 O。空气质量指数等级天数占全年比例



暴露超标天数(O3日最大8小时平均浓度大于 160 μg/m³) 由 4 天增加至 29 天。2020 年后,暴 露水平逐步缓解,至2024年,人口加权的超标天 数下降到 20 天(图 3.5)。 O3 短期暴露于空气质 量为优的天数(IAQI < 50)占比由74.1%下降至 62.1%, 优良天数(IAQI < 100) 占比由 99.0%下 降至94.4%(图3.6)。结果,显示尽管近年来总 体暴露水平上升趋势有所遏制,但与2013年相比 O<sub>3</sub> 短期高浓度天数仍呈恶化趋势。

#### 3.2 空气污染暴露改善的空间趋势

图 3.7 至图 3.10 展示了 2013-2024 年间 PM25 与 O<sub>3</sub> 暴露浓度及超标天数变化趋势的分布。每个省 份的趋势采用最小二乘法拟合月均浓度与超标天数。 结果显示,在清洁空气行动计划实施期间,PM25暴 露浓度和超标天数整体显著下降,京津冀、华北平原、 汾渭平原、长三角和成渝等重点管控区域改善幅度 尤为显著;相较之下,O<sub>3</sub>污染形势呈现整体上升态 势,其中华北、华东地区的 O<sub>3</sub> 浓度升高最为明显, 天津市的超标天数增长趋势尤为突出。

#### 3.3 空气污染暴露的人群分布

图 3.11 和图 3.12 分别展示了我国不同人群特 征(性别、年龄、城乡)下的空气污染长期和短期 暴露的人群分布情况。若各亚群体暴露水平接近, 则雷达图呈"正圆";偏离"正圆"的起伏则反映 出人群间差异。整体来看,无论长期还是短期暴露, 城市人群的 PM25 水平均普遍高于农村,O3 暴露亦 略高于农村,且在短期暴露中城乡差距尤为显著。 除城乡差异外,性别和年龄组间并未观察到明显区 别。与 2013 年相比, 2024 年 PM<sub>25</sub> 长期与短期暴 露的城乡差距有所缩小,雷达图逐渐趋近于"正圆" (虚线);然而,O3暴露的城乡差异依旧存在,并 呈一定扩大趋势。

图 3.7

#### 2013-2024 年 PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度下降趋势 ( μg/m³/ 年 )

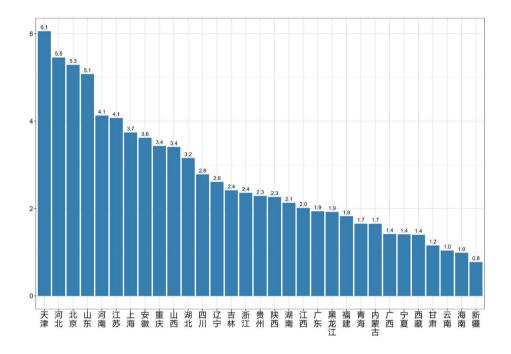


图 3.8 2013-2024 年 O<sub>3</sub> 暴露浓度上升趋势 ( μg/m³/ 年 )

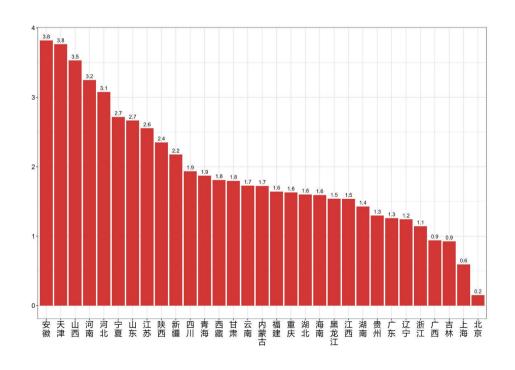


图 3.9

#### 2013-2024 年 PM<sub>2.5</sub> 超标天数减少趋势(天/年)

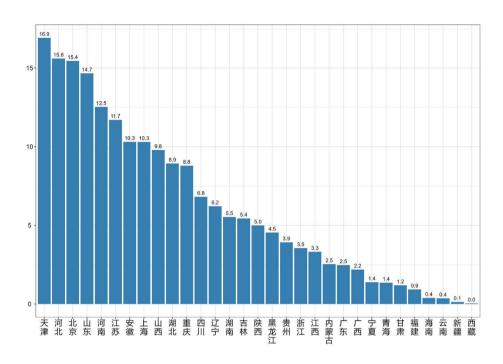


图 3.10

#### 2013-2024 年 O<sub>3</sub> 超标天数增加趋势(天/年)

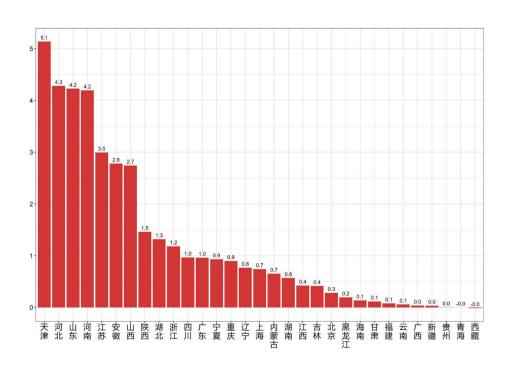


图 3.11

#### 分人群的空气污染长期暴露情况(左: PM<sub>2.5</sub>, 右: O<sub>3</sub>)

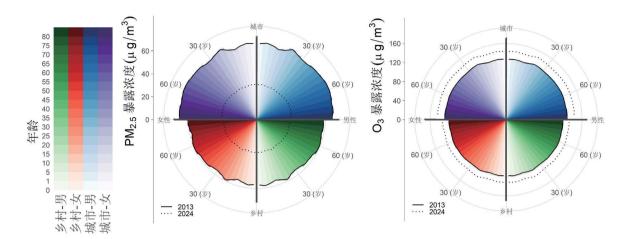
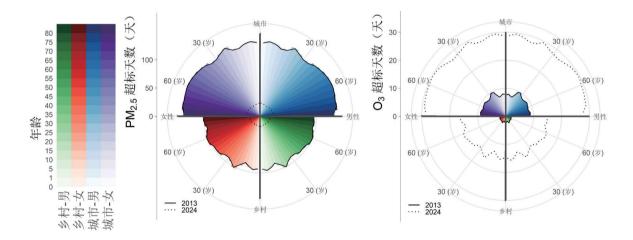


图 3.12

#### 分人群的空气污染短期暴露情况(左: $PM_{2.5}$ ,右: $O_3$ )





#### 4.1 空气污染暴露健康风险的变化趋势

图 4.1 和图 4.2 展示了我国 2013-2024 年间空 气污染长期和短期暴露导致的死亡人数变化趋势。 整体来看,PM25暴露导致的死亡人数呈明显下降 趋势,而 O<sub>3</sub> 暴露导致的死亡人数先升后降。

对于长期暴露, PM25 导致的死亡人数由 2013 年的 166 万 (95% CI: 127~176 万) 下降至 2024 年的 108 万 (95% CI: 86~121 万),显示出持续 改善的成效;同期,O3导致的死亡人数从15万 (95% CI: 6~20万) 上升至 2019年的 22万 (95% CI: 10~31万),随后回落至2024年的17万(95% CI: 8~24万),呈现"先增后降"的波动特征。

在短期暴露方面,PM25 相关死亡人数由 2013 年的21万(95% CI: 18~24万)下降至2024年 的8万(95% CI: 7~9万),下降幅度显著,但整 体规模远低于长期暴露。O3短期暴露死亡人数从 2013年的 0.4万 (95% CI: 0.1~0.8万) 升至 2019 年的 0.9 万 (95% CI: 0.2~1.7 万), 2024 年回落 至 0.8 万 (95% CI: 0.2~1.3 万), 总体影响较小 但趋势与长期暴露一致。从月尺度变化趋势看, PM25与 O3短期暴露的疾病负担高峰期呈现明显错 峰特征: PM25 短期暴露疾病负担主要集中于冬季 (12月至次年2月),夏季(6月至8月)则相对 较轻; O<sub>3</sub>则恰好相反, 其疾病负担以夏季为高峰, 冬季则显著减轻(图 4.3)。

综合来看,PM25仍是我国当前空气污染相关 死亡负担的主要污染物,且长期暴露的影响远大于 短期暴露。但近年来短期暴露健康风险的改善幅度 更为显著,反映出我国在重污染天气应对与阶段性 治理方面的政策成效。未来清洁空气行动应继续以 改善PM25为核心,同时关注O3暴露的结构性风险, 以进一步降低整体疾病负担。

图 4.4 进一步揭示了高浓度短期暴露(前 5% 天数)对全年急性死亡负担的贡献。2013-2024年 间,PM<sub>25</sub> 短期暴露致死效应呈明显集中化,全国 范围内高浓度 PM25 短期暴露造成的疾病负担占比 由 10.4% 逐步升至 18.3%, 在近三年(2022-2024) 趋于稳定。与此相对, O3短期暴露的总体疾病负 担虽持续增加,但高浓度 O<sub>3</sub> 短期暴露的占比却由 28.6% 下降至 22.2%。其中, 2017 年前呈现出稳 定下降趋势,之后则转为波动状态。

图 4.5 比较了 2013 年与 2024 年 PM25 和 O3 长、短期暴露相关的死亡负担。总体来看,不同空

图 4.1 2013-2024 年 PM<sub>2.5</sub> 与 O<sub>3</sub> 长期暴露导致的超额死亡人数



气污染暴露类型导致的死亡负担从大到小排列依次 为 PM<sub>2.5</sub> 长期暴露、O<sub>3</sub> 短期暴露、PM<sub>2.5</sub> 短期暴露 和 O<sub>3</sub> 长期暴露。但值得注意的是,虽然 O<sub>3</sub> 短期暴 露的绝对死亡负担相对较小,其增长幅度却最为显 著: 2024年的超额死亡人数是 2013年的约 1.7倍, 远高于 PM<sub>25</sub> 长期暴露 (0.6 倍)、O<sub>3</sub> 长期暴露 (1.2 倍)以及PM25短期暴露(0.4倍)。这一结果凸 显出 O<sub>3</sub> 短期暴露在未来空气污染健康风险中潜在 的重要性, 应在防控与预警中予以重点关注。

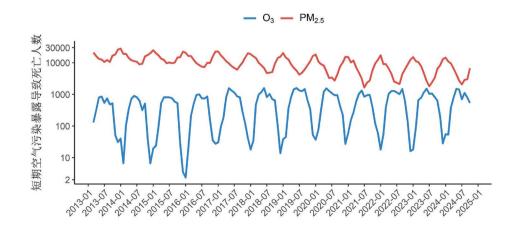
#### 4.2 空气污染暴露健康风险的区域差异

图 4.6 和图 4.7 分别展示了我国各省(自治区、 直辖市) 2013年与 2024年 PM25 短期与长期暴露 所致的归因死亡人数变化情况。总体来看,2024 年大多数地区的 PM25 归因死亡人数较 2013 年显 著下降,反映出空气质量改善带来的健康效益。长 期暴露方面,山东(10.2万人)、河南(9.2万人)、 江苏(8.0万人)和四川(7.4万人)位列全国前列;

图 4.2 2013-2024 年 PM<sub>2.5</sub> 与 O<sub>3</sub> 短期暴露导致的超额死亡人数



图 4.3 2013-2024 年 PM<sub>25</sub> 与 O<sub>3</sub> 短期暴露导致的超额死亡人数变化趋势



西藏、青海、宁夏和海南归因死亡人数最低,均不 足 0.5 万人。短期暴露方面,山东(0.82 万人)、 河南(0.86万人)、江苏(0.55万人)仍为高位, 而西藏、青海、宁夏和海南不足 0.05 万人。

图 4.8 和图 4.9 分别呈现了 2013 年与 2024 年各 省因 O。长期和短期暴露导致的归因死亡人数变化。 与 PM25 明显下降的趋势不同,多数省份 O3 长期暴 露导致的死亡人数呈上升态势,显示其健康风险仍 存在上升压力。长期暴露方面,2024年山东(1.8万 人)、江苏(1.4万人)、河南(1.4万人)和河北(1.1 万人)居于全国前列;西藏、青海、宁夏和海南死 亡人数最低,不足0.1万人。短期暴露方面,高位省 份与长期暴露相似,但整体人数远低于 PM250

总体来看, PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 在不同地区的健康影响 呈现出明显的区域差异: PM25 长期和短期暴露均 显示显著下降趋势,而O<sub>3</sub>长短期暴露仍有上升压 力,提示未来空气污染防控需要兼顾两类污染物的 特点,采取差异化治理策略。

高浓度 PM。5 和 O3 污染日(前 5%)短期暴露疾病负担全年占比的时间变化趋势

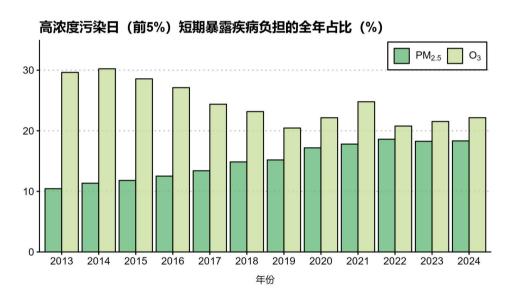


图 4.5 2013、2024年 PM25和 O3长短期暴露相关死亡人数的对比

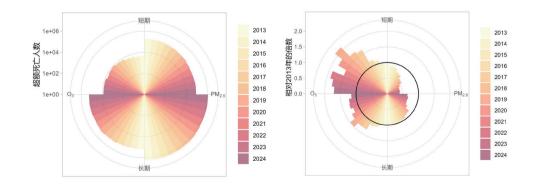
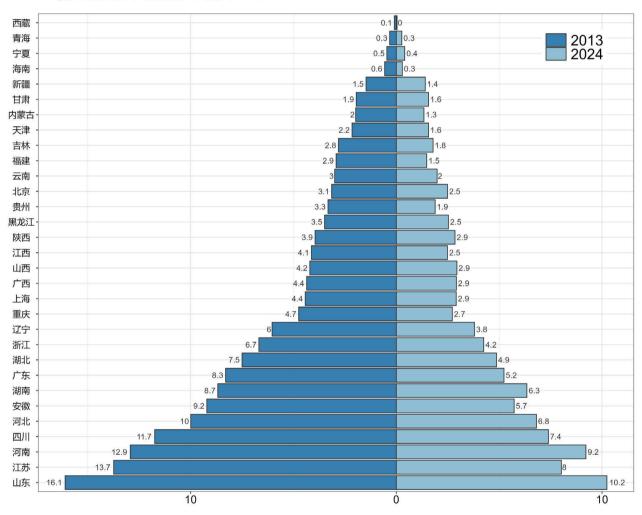


图 4.4

图 4.6

#### 2013 和 2024 年 PM<sub>2.5</sub> 长期暴露相关死亡的省份分布

#### PM<sub>2.5</sub> 长期暴露导致的死亡人数(10<sup>4</sup>)



#### 2013、2024年 PM<sub>2.5</sub> 短期暴露相关死亡的省份分布

#### $PM_{2.5}$ 短期暴露导致的死亡人数( $10^3$ )

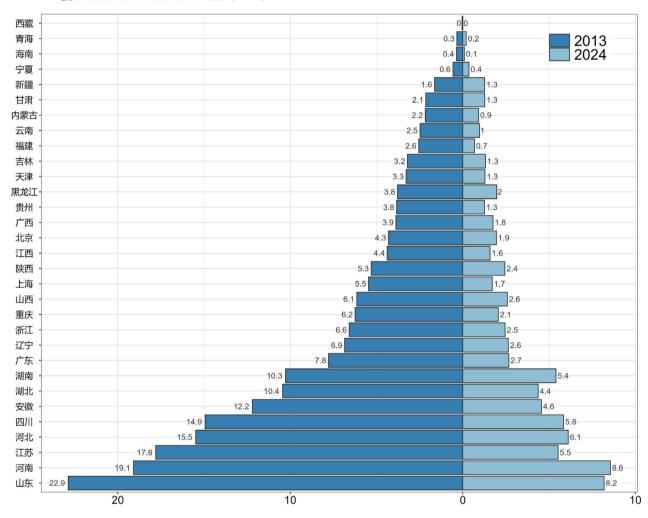


图 4.8

#### 2013 和 2024 年 O<sub>3</sub> 长期暴露相关死亡的省份分布

#### $O_3$ 长期暴露导致的死亡人数 $(10^3)$

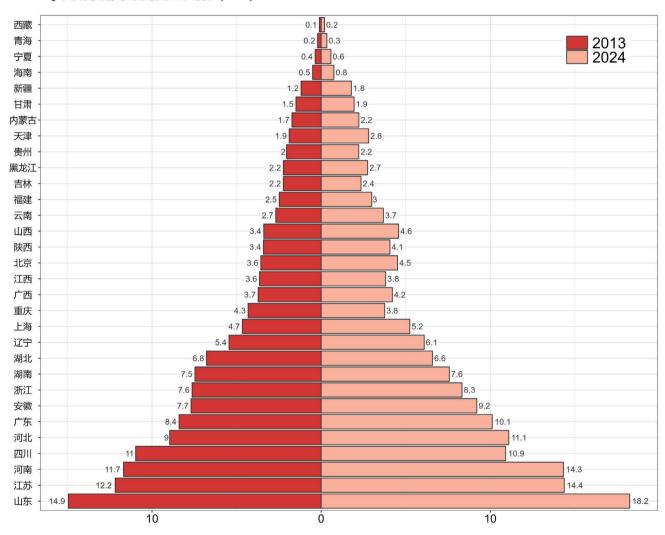
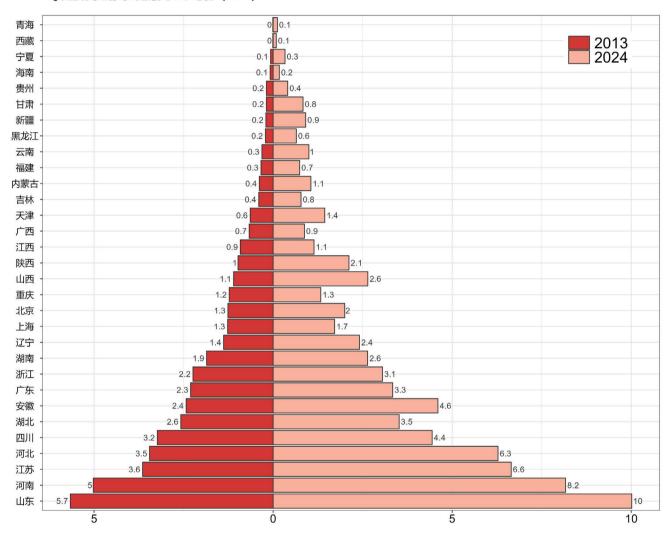


图 4.9

#### 2013 和 2024 年 O<sub>3</sub> 短期暴露相关死亡的省份分布

#### $O_3$ 短期暴露导致的死亡人数 $(10^2)$



# 短期暴露健康风险的集中化特征



空气污染预警是预防和减轻短期 PM25 与 O3 暴露健康损害的重要干预手段。然而,过于频繁的 预警可能引发公众"预警疲劳",削弱信息关注度 与响应度,从而降低健康收益转化率。基于此,本 报告选取全年 PM<sub>2.5</sub> 与 O<sub>3</sub> 浓度最高的 18 天(约占 全年5%),评估这两类污染物在该高浓度时段引 发的疾病负担及其占全年疾病负担的比例,以衡量 空气污染预警的潜在健康收益。

图 5.1 展示了 2013 和 2024 年各省份在 PM25 浓度最高的前5%污染日中短期暴露疾病负担在全 年的占比。2013-2024年间,该占比整体上升,增 幅最显著的区域集中在东部沿海省份,如海南、福 建、广东、江西和浙江。这些地区人口密集、经济 活动频繁,高浓度污染日对健康负担的贡献不断增 加,呈现"占比上升与人口聚集叠加"的特征,显 示出东部地区在空气污染治理与健康防护方面的高 度脆弱性,也突出了开展精准预警的紧迫性。

图 5.2 呈现了各省份在 O<sub>3</sub> 浓度最高的前 5% 污染日中短期暴露疾病负担在全年的占比。与 PM。5 不同, O3 相关健康风险更加高度集中于少数 高污染日,全国多个地区占比超过50%,表明仅 需针对约5%的高污染日开展预警,即可规避大部 分 O<sub>3</sub>健康风险。2013-2024年间,全国整体占比 下降,但黑龙江、吉林和南部部分省份(如贵州、 广西、福建、海南、江西、云南、广东)仍维持较 高水平。例如贵州省 2024 年大部分地区占比仍超 过 50%, 说明在该区域实施精准 O<sub>3</sub> 预警具备较高 的成本效益和健康收益潜力。

综上,PM25与O3短期暴露在时间趋势与空间 分布上呈现差异: PM25 疾病负担整体趋轻但集中化 增强,O<sub>3</sub>疾病负担整体趋重但在部分区域高度集中。 两者均凸显空气污染预警在减少短期健康损害方面 的关键作用,尤其应针对东南部人口稠密地区的高 污染日开展精准预警,以实现健康收益最大化。

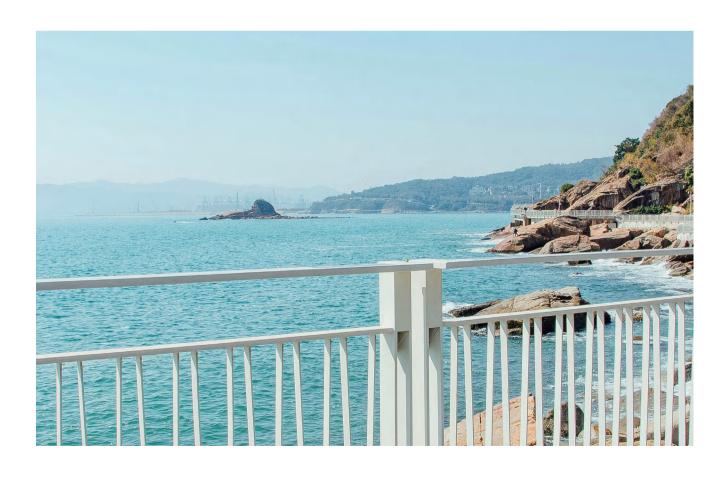


图 5.1 PM<sub>25</sub> 浓度最高的前 5% 污染日中短期暴露疾病负担在全年的占比

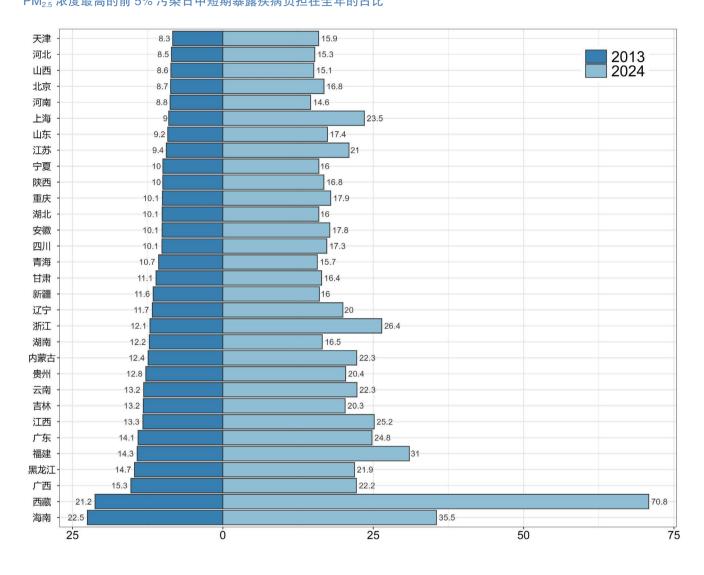
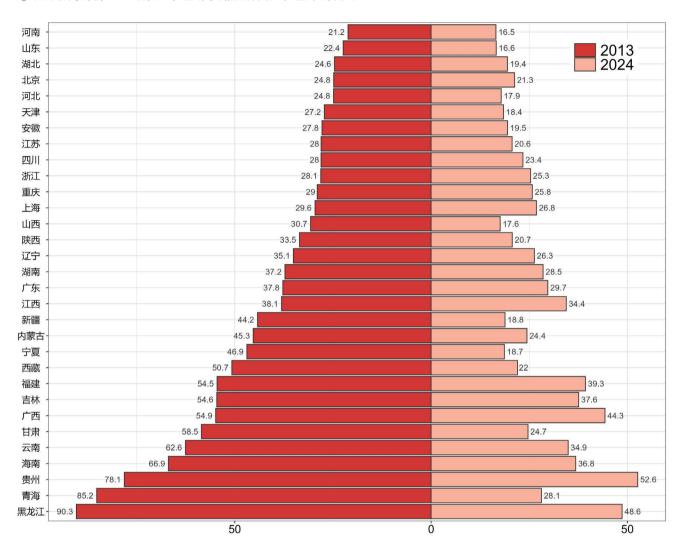


图 5.2

#### O<sub>3</sub>浓度最高的前 5% 污染日中短期暴露疾病负担在全年的占比



# 结论与展望



本研究系统分析了2013-2024年间我国空气 污染暴露及其健康风险的变化特征,并从时间、空 间、人群等多个维度揭示了空气污染长期暴露和短 期暴露改善对公共健康的影响。研究结果显示:

#### PM。g健康风险结构转变,慢性负担 持续下降,但短期急性风险日趋集中

我国 PM25 污染治理成效显著,其长期暴露导 致的过早死亡人数由 2013 年的 166 万降至 2024 年的108万,短期暴露死亡人数也从21万降至8万。 这标志着持续深入的清洁空气行动从根本上减轻了 人群面临的普遍性慢性健康威胁。然而,在浓度整 体下降的背景下,PM25暴露健康风险呈现出新的 特征: 其健康影响更多地与少数高污染事件挂钩。

研究发现,PM25 短期暴露的健康效应集中化 趋势增强。2024年,全年浓度最高的前5%污染 日所导致的急性死亡负担,占全年短期暴露总负担 的比例已升至 18.3%, 较 2013 年(10.4%) 有显 著提升,且在空气质量较优的海南、福建、广东等 东部沿海省份尤为突出,呈现"占比上升与人口聚 集叠加"的特征。这表明,在气候变化导致极端天 气多发的背景下,应对短期、高强度的污染事件的 重要性进一步凸显。

#### O<sub>3</sub> 短期急性风险增幅显著, 具有典 型的季节性和城市型特征

与 PM<sub>25</sub> 暴露相关健康负担下降形成对比的是, O。的短期急性健康风险正在快速上升。2024年, 归因于短期 O<sub>3</sub> 暴露的死亡人数较 2013 年增加了约 1.7 倍。O<sub>3</sub>污染具有典型的季节性和城市型特征, 其健康负担高度集中在夏季,对公共健康构成的结 构性威胁日益凸显。

值得关注的是,Oa的急性风险在时间分布上 极度集中。研究显示,全国多个地区全年约50% 的 O<sub>3</sub> 急性健康负担,仅来源于全年浓度最高的前 5% 污染日。这一特征意味着,针对少数关键污染 日实施精准干预,即可以极高的成本效益规避大部 分健康风险。

#### 健康风险分布存在明显区域与人群差 异,精准防控是提升效益的关键

空气污染的健康改善效益在全国范围内并非 均等分布。从空间上看,山东、河南、江苏等传统 人口大省和重点污染区域,尽管改善幅度显著,但 当前的绝对疾病负担依然位居全国前列。同时,Oa 暴露负担在华北、华东等地区相较 2013 年仍有上 升,提示区域治理重点需动态调整。

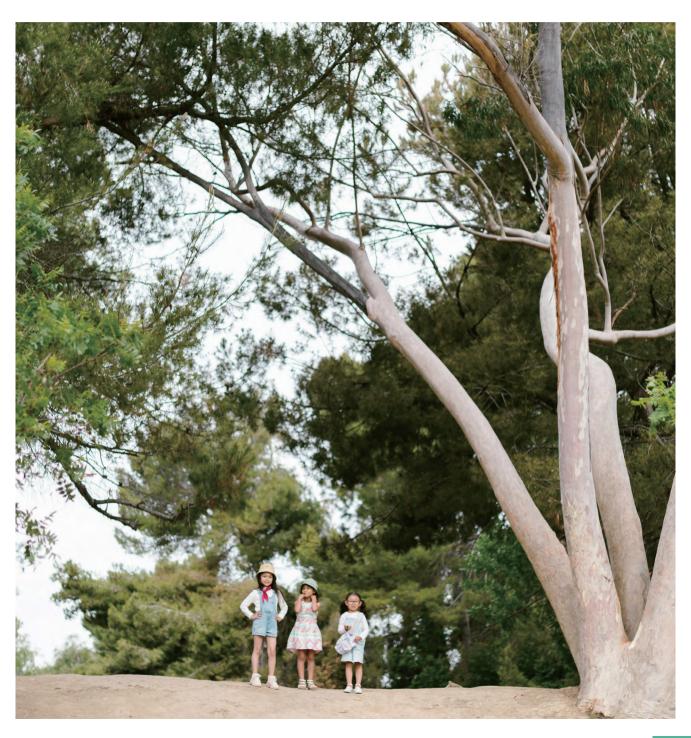
从人群分布看,城市居民的 PM25 和 O3 暴露 水平普遍高干农村, 短期暴露的城乡差距更为突 出。此外,老年人、已有心肺基础疾病的高危人群 对短期污染暴露更为敏感。这些差异要求未来的治 理策略需要基于信息化手段实现对脆弱人群的精准 防护,从而最大化健康收益的边际效应。

#### 建立健康导向的精准防控体系,是未 来治理的必然方向

当前空气污染健康风险的结构性转变,要求环 境治理政策从以"浓度达标"为核心,转向以"健 康效益最大化"为核心。本研究揭示的风险集中化 特征表明,建立分季节、分污染物的国家级急性健 康风险预警体系刻不容缓。例如,在冷季重点防控 PM25 急性暴露,在暖季重点防控 O3 急性暴露,能 够以最小社会成本锁定最大健康收益。同时,必须 深化 PM<sub>25</sub> 与 O<sub>3</sub> 的协同防控,并持续关注区域差

异化,方能应对气候变化等不确定因素带来的新挑 战,最终实现清洁空气行动的全面健康福祉。

综上所述,PM<sub>2.5</sub> 暴露健康风险正稳步下降, O<sub>3</sub>健康风险虽近期有所缓解,但短期高浓度暴露 增幅明显且仍具结构性压力。未来应进一步强化精 准防控、高浓度天数预警及差异化干预措施,以实 现空气污染改善的全面健康效益最大化。建立季节 性预警机制、推动健康效益导向的评估体系、强化 PM<sub>25</sub>与臭氧协同控制,将成为下一阶段空气污染 健康风险管理的重点。从"浓度达标"转向"健康 优先",是实现空气质量改善健康效益最大化的关 键路径。



#### 参考文献

- [1] BRAUER M, ROTH G A, ARAVKIN A Y, et al. Global burden and strength of evidence for 88 risk factors in 204 countries and 811 subnational locations, 1990–2021: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2021 [J]. Lancet, 2024, 403(10440): 2162–203.
- [2] AGENCY U S E P. Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter [Z]. 2019
- [3] AGENCY U S E P. Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants [Z]. 2013
- [4] TURNER M C, ANDERSEN Z J, BACCARELLI A, et al. Outdoor air pollution and cancer: An overview of the current evidence and public health recommendations [J]. CA-Cancer J Clin, 2020, 70(6): 460-79.
- [5] RAJAGOPALAN S, AL-KINDI S G, BROOK R D. Air Pollution and Cardiovascular Disease JACC State-of-the-Art Review [J]. J Am Coll Cardiol, 2018, 72(17): 2054-70.
- [6] ORGANIZATION W H. Ambient (outdoor) air pollution [Z]. World Health Organization. 2022
- [7] LIU H, LEI J, LIU Y, et al. Hospital admissions attributable to reduced air pollution due to clean-air policies in China [J]. Nature medicine, 2025.
- [8] XUE T, WANG R H, WANG M, et al. Health benefits from the rapid reduction in ambient exposure to air pollutants after China's clean air actions: progress in efficacy and geographic equality [J]. Natl Sci Rev, 2024, 11(2): 11.
- [9] COX L A, JR. Air Pollution and Mortality in the Medicare Population [J]. JAMA, 2018, 319(20): 2134–5.
- [10] NIU Y, ZHOU Y, CHEN R, et al. Long-term exposure to ozone and cardiovascular mortality in China: a nationwide cohort study [J]. The Lancet Planetary Health, 2022, 6(6): e496–e503.
- [11] QIAO J, WANG Y, LI X, et al. A Lancet Commission on 70 years of women's reproductive, maternal, newborn, child, and adolescent health in China [J]. Lancet, 2021, 397(10293): 2497–536.
- [12] YITZHAKI S. On Using Linear Regressions in Welfare Economics [J]. Journal of Business & Economic Statistics, 1996, 14(4).
- [13] GENG G N, XIAO Q Y, LIU S G, et al. Tracking Air Pollution in China: Near Real-Time PM<sub>2.5</sub> Retrievals from Multisource Data Fusion [J]. Environ Sci Technol, 2021, 55(17): 12106–15.

#### 扫码查看更多





北京大学环境健康 亚洲清洁空气中心