



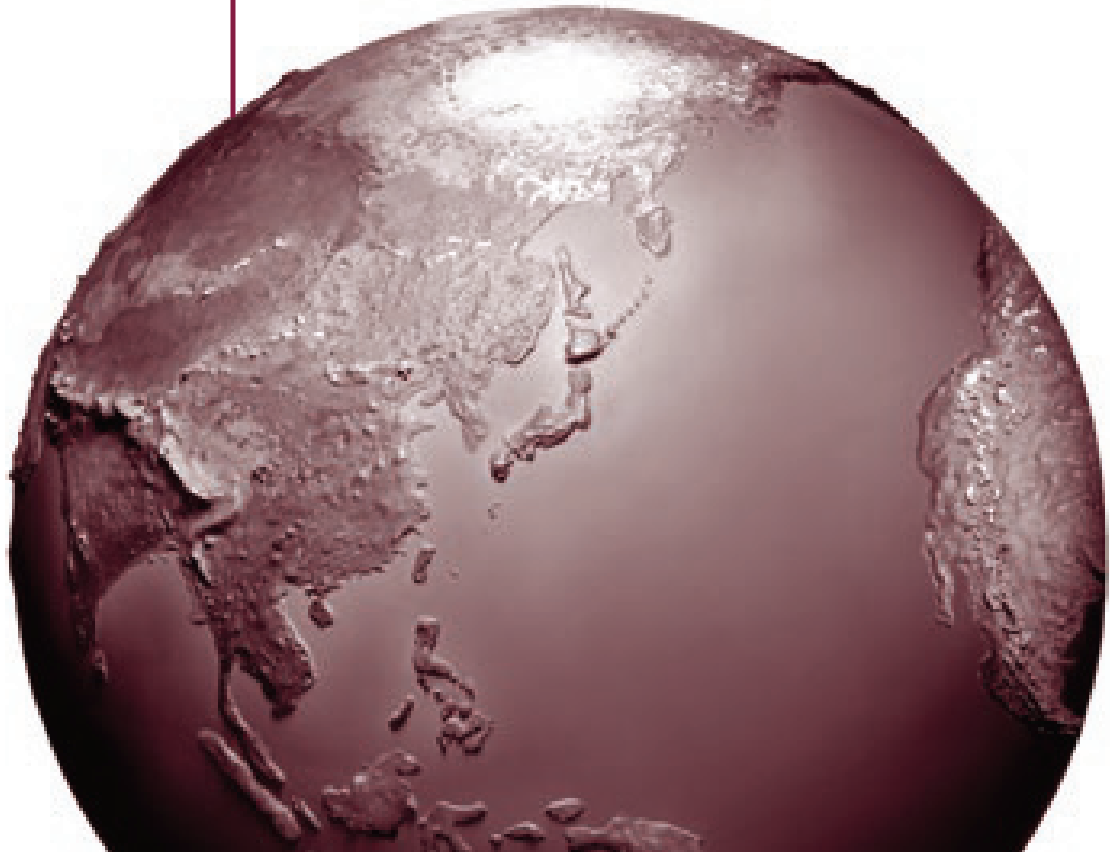
HEALTH
EFFECTS
INSTITUTE

2016年8月

专题报告 20

燃煤和其他主要大气污染源 所致的中国疾病负担

GBD MAPS 工作组



健康影响研究所
75 Federal Street
Suite 1400
Boston, MA 02110
+1-617-488-2300
传真 +1-617-488-2335
www.healtheffects.org

出版记录：该文件于 2016 年 8 月发布在 www.healtheffects.org。

文件引用情况：

GBD MAPS 工作组。2016。燃煤和其他主要大气污染源所致的中国疾病负担。专题报告 20。
波士顿，MA：健康影响研究所。

©2016 健康影响研究所，波士顿，马萨诸塞州。HEI 报告的国会图书馆目录编号
丛书：WA 754 R432。

燃煤和其他主要大气污染源 所致的中国疾病负担

GBD MAPS 工作组

专题报告 20
健康影响研究所
波士顿, 马萨诸塞州

可信科学 ● 更清洁的空气 ● 更健康

关于 HEI

健康影响研究所是 1980 年特许成立的非盈利性组织，是一家就空气污染对健康的影响进行优质、公正且具有针对性的科学研究的独立研究机构。为完成此项使命，该机构

- 确定了健康影响研究的最高优先领域；
- 为研究项目提供具有竞争力的基金并对其进行监督；
- 提供 HEI 支持研究和相关研究的深入独立审查；
- 整合 HEI 与其他机构的研究成果以获得更广泛的评估结果；
- 就 HEI 研究和分析的结果与公共和私人决策者进行沟通。

HEI 通常从美国环境保护局和全球汽车行业接受平衡资金支持。通常情况下，美国和世界各地的其他公共和私人机构同样可对重大项目和研究计划进行支持。GBD MAPS 由 William 和 Flora Hewlett 基金会和 Oak 基金会资助。HEI 在北美、欧洲，亚洲和拉丁美洲资助 330 多个研究项目，研究结果已作为一氧化碳、空气毒物、氮氧化物、柴油机尾气、臭氧、颗粒物和其他污染物相关决策的依据。这些结果已出现在 260 多个由 HEI 出版的综合性报告中，以及 1000 多篇同行评议文献中。

HEI 独立董事会成员包括致力于促进公私伙伴关系的科学和政策领导人，此种关系是该组织的核心。医疗研究委员会将向 HEI 赞助商和其他利益相关方寻求投入，并与科研人员共同制定一个五年战略规划，选择研究项目以获得资金支持，并监督项目执行。但健康审查委员会在选择或监督研究的过程中不会承担任何角色，仅与工作人员共同评估和解释资助研究和相关研究的结果。

由卫生审查委员会执行的所有项目的结果和相应的评述均通过 HEI 网站 (www.healtheffects.org)、纸质报告、简报和其他出版物、年会和演示文稿向立法机构和公共机构进行广泛告知。

致谢

GBD MAPS 工作组

Michael Brauer (cochair)	英属哥伦比亚大学, 温哥华, 不列颠哥伦比亚省, 加拿大
Aaron Cohen (cochair)	健康影响研究所, 波士顿, 马萨诸塞州, 美国
Wang Shuxiao	清华大学, 北京, 中国
Zhang Qiang	清华大学, 北京, 中国
Ma Qiao	清华大学, 北京, 中国
Zhou Maigeng	中国疾病预防控制中心, 北京, 中国
Yin Peng	国疾病预防控制中心, 北京, 中国
Wang Yuxuan	德克萨斯州加尔维斯顿大学, 美国
Kan Haidong	复旦大学, 上海, 中国
Randall Martin	达尔豪斯大学, 哈利法克斯, 新斯科舍省, 加拿大
Aaron van Donkelaar	达尔豪斯大学, 哈利法克斯, 新斯科舍省, 加拿大
Richard Burnett	加拿大卫生部, 渥太华, 安大略省, 加拿大
Mohammad Forouzanfar	健康指标和评估研究所, 华盛顿 - 西雅图大学, 美国
Joseph Frostad	健康指标和评估研究所, 华盛顿 - 西雅图大学, 美国
Chandra Venkataraman	印度理工学院, 孟买, 印度
Pankaj Sadavarte	印度理工学院, 孟买, 印度

GBD MAPS 国际指导委员会

Dan Greenbaum	健康影响研究所, 波士顿, 马萨诸塞州, 美国
Bob O'Keefe	健康影响研究所, 波士顿, 马萨诸塞州, 美国
Terry Keating	美国环境保护局
Hao Jiming	清华大学, 北京, 中国
Yang Gonghuan	中国协和医科大学, 北京, 中国
Christopher Murray	健康指标和评估研究所, 华盛顿 - 西雅图大学, 美国
Majid Ezzati	帝国理工学院, 伦敦, 英国
K. Srinath Reddy	印度公共健康基金会, 新德里, 印度
Michal Krzyzanowski	国王学院, 伦敦, 英国
Greg Carmichael	世界气象组织 / 爱荷华大学, 爱荷华市, 美国

HEI 出版人员

Carol Moyer	顾问编辑
Zachary Abbott	助理研究员
Hilary Selby Polk	总编辑
Hope Green	出版助理

目 录

关于 HEI	VI
致谢	V
执行摘要	1
简介	14
项目基本原理和概述	14
具体目标	15
过程	15
背景	15
中国空气质量	15
中国空气污染所致疾病负担	17
空气污染与健康	17
综合暴露 - 响应函数	21
中国空气质量影响健康的现状和趋势	23
中国空气质量管理	27
HEI 审查步骤	28
燃煤和其他主要空气污染源所致疾病负担的评估	28
燃煤和其他主要排放源对大气 PM _{2.5} 贡献比重的评估结果	29
气象敏感性	32
对燃煤和其他污染源所致大气 PM _{2.5} 浓度的评估	33
对燃煤和其他污染源行业所致疾病负担的评估	33
不确定性	34
燃煤和其他主要来源所致的当前疾病负担	34
当前燃煤和其他主要污染源的排放量估计值	34
模型校验与评估	37
燃煤和其他主要污染源对 PM _{2.5} 的贡献度（2013 年）	39
GEOS-Chem 所得的总燃煤和行业燃煤对模拟 PM _{2.5} 浓度的贡献度	39

中国 PM _{2.5} 浓度的模拟季节变化.....	44
煤炭和其他行业对 PM _{2.5} 浓度贡献的污染源解析及其他最新分析结果的比较.....	45
燃煤（及燃煤行业）对 PM _{2.5} 的贡献.....	47
其他主要污染源对 PM _{2.5} 的贡献.....	48
燃煤和其他主要空气污染源所致的当前（2013）疾病负担.....	49
燃煤所致的未来疾病负担.....	52
未来情景.....	52
与其他预测的比较.....	55
未来大气 PM _{2.5} 浓度的预测.....	56
未来情景下的疾病负担预测.....	59
PM _{2.5} 预测值.....	59
死亡率预测值.....	61
燃煤所致的未来疾病负担.....	62
省级水平结果.....	67
总结与结论.....	69
参考文献.....	73
附件 I：当前情况和未来减排情况下微小 PM 特定污染源所致的总人群归因分数.....	81
附件 II：微小 PM 特定污染源的人群归因分数评估.....	82
附件 III：各省和行业排放的详细列表.....	85
附件 IV：能源和排放情景假设和开发的详细说明.....	87
附件 V：2013 年和未来情况下的省级死亡归因和 DALYs 表格和图形.....	96
HEI 网站的附加材料.....	126
缩写和其他术语.....	126
HEI 相关出版物.....	128
HEI 理事会和工作人员.....	129

执行摘要

燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

此项研究的相关数据

- 该报告旨在从中国国家和省份两级层面，对煤炭燃烧和其他主要空气污染来源所致的当前和预计的疾病负担进行首次全面评估。
- 煤炭燃烧是大气 PM_{2.5} 的最重要来源，占中国人口加权 PM_{2.5} 含量的 40%。燃煤对大气 PM_{2.5} 浓度具有较大影响，是中国疾病负担的重要因素之一，估计在 2013 年造成约 366000 人死亡。
- 来自煤炭（155000 例死亡）和非煤炭（95000 例死亡）排放的工业污染源是造成中国疾病负担的最主要因素，约占 2013 年大气 PM_{2.5} 所致死亡人数的 27%。
- 民用固体燃料燃烧，包括煤炭和生物质，也是在中国疾病负担的重要来源。民用生物质和煤燃烧共同构成 2013 年大气 PM_{2.5} 归因死亡率的第二大因素——其综合影响（177000 例死亡；约占 2013 年大气 PM_{2.5} 归因死亡率的 19%）高于工业用煤（155000 例死亡）、交通事故（137000 例死亡）或燃煤电厂（86500 例死亡）。
- 在四种不同的能源利用和空气污染控制情景下，PM_{2.5} 的人口加权平均暴露量预计可显著下降（至 2030 年，预计 BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 可分别从 2013 年的 54μg/m³ 下降至 50、38、38 和 27μg/m³）。
- 尽管空气污染程度降低，但预计到 2030 年，总体健康负担将随着人口老龄化以及疾病易感性（可能与空气污染关系最为密切）的增加而增加。
- 即使按照最严格的能源消耗和污染控制理念，到 2030 年，煤炭仍将是大气 PM_{2.5} 和健康负担的最大单一贡献来源。该结果显示迫切需要采用更积极的策略，以降低燃煤的排放量，同时降低其他污染源的排放量，该战略已被纳入十三五规划纲要。
- GBD MAPS 的评估表明，减少工业和民用排放量应作为未来能源和空气质量管理战略的优先实施策略。由于民用燃烧所致室内空气污染暴露也导致了大量疾病负担，因此降低民用生物质和煤排放量将对公众健康特别有益。

引言和背景⁵

根据疾病、伤害和风险因素全球负担研究 2013（GBD2013⁶）评估，暴露于大气细颗粒物污染（PM_{2.5}⁷）在 2013 年导致 290 万例人口过早死亡，而其中 64% 的死亡发生于中国、印度和其他亚洲发展中国家，

⁵ 该文件部分内容由 William 和 FloraHewlett 基金会以及 Oak 基金会提供支持。该文件的内容并未由这些或其他机构（包括支持健康影响研究所的机构）进行审查；因此，该文件不能体现这些机构的意见或政策，也可由此推断该文件无需获得其批准。

⁶ 缩写和其他术语列表请参见执行摘要末尾。

⁷ 可吸入颗粒物的空气动力学直径 ≤ 2.5μm。

同时还包括东欧的较大疾病负担⁸。GBD 是迄今为止规模最大且最全面评估全球流行病学水平和趋势的研究 (<http://www.healthdata.org/gbd>)。目前该研究已纳入 108 个国家 1000 多位合作研究人员。GBD2013 预计 1990-2013 年期间的疾病可归因于 79 种风险因素，包括环境和室内空气污染在内，主要包括 188 个国家，并在中国、英国、墨西哥三个国家的次级行政机构（省）对疾病负担进行研究（Forouzanfar 等人，2015 年）。

对燃煤和其他主要污染源空气污染而导致的疾病负担进行评估和交流是支持大气污染控制和气候污染物排放控制的关键一步。GBD 分析框架非常适合对燃煤和其他主要排放源（包括交通运输、工业和民用燃烧，这些排放源均会导致高度空气污染）进行评估。GBD 研究可以在国家次级行政机构（省）、国家、区域和全球范围内，根据死亡率及空气污染排放和浓度的预测趋势对过去暴露所致疾病负担和未来预计疾病负担进行评估。

GBD MAPS（主要空气污染源所致全球疾病负担）旨在中国、印度和东欧采用 GBD 框架，对燃煤和其他主要 PM_{2.5} 污染源所致环境空气污染导致的当前和未来疾病负担进行评估，并发布这些评估结果，从而为上述地区有计划地制定政策提供参考依据。本研究的最终目标是在全球范围内将该项目所制定的方法应用至多种空气污染源，并把其整合纳入 GBD 框架，使其可以定期更新以实现进度跟踪。GBD MAPS 是健康影响研究所（HEI）、健康指标和评估机构（IHME）、清华大学、英属哥伦比亚大学和其他著名学术中心之间合作多年的项目。

该报告阐述了中国及其各省 GBD MAPS 分析的目标、方法以及结果。随后将针对印度和东欧出具类似的分析报告。

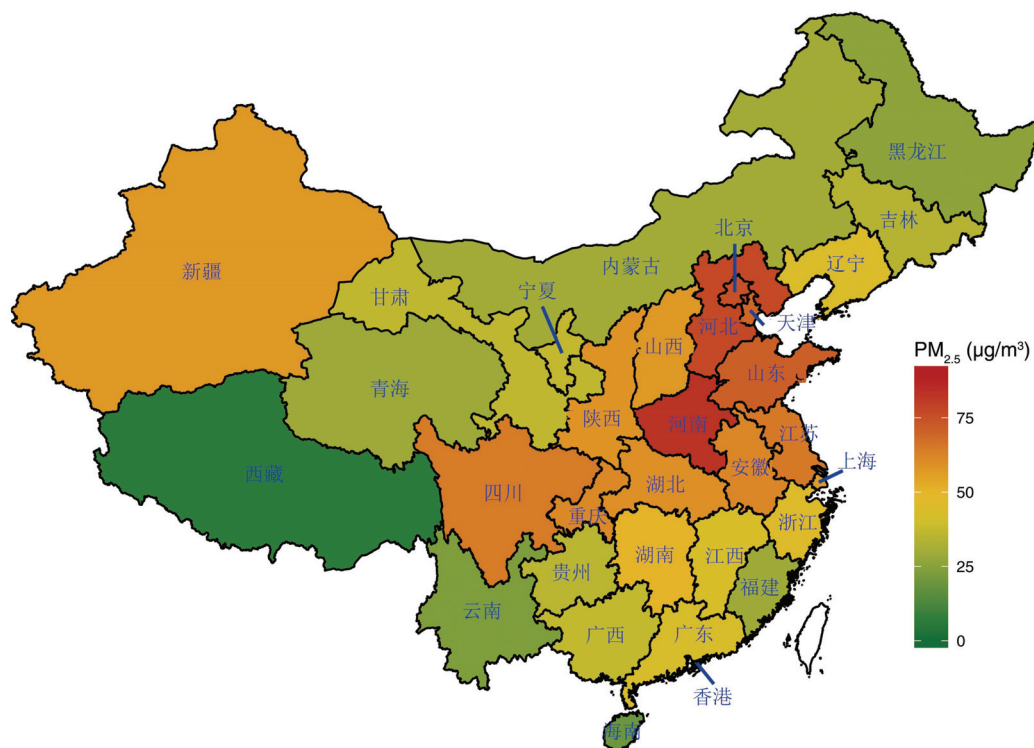
HEI 审查程序

该报告草案的最终版本由 HEI 选定的三个独立外部评审员对报告的准确性、质量和解释恰当性进行审查，三位专家的专业分别为空气质量、大气化学和建模、健康影响。外部评审员分别为：Tong Zhu（北京大学），Markus Amman（IIASA 研究所）和 John Evans（哈佛大学）。该草案亦将由 GBD MAPS 指导委员会专家进行审查。在收到反馈意见之后，工作组撰写最终报告。该报告的主要研究结果还在 2016 年 2 月提交至美国科学促进会，并于 2016 年 5 月在丹佛举行的 HEI 年会上发表。

⁸ Cohen A, Brauer M, Burnett R, Anderson HR, Estep K, Frostad J, et al. 环境空气污染所致全球疾病负担：当前负担与未来 23 年趋势评估，GBD2015 研究。

空气污染排放和影响

在过去二十年里，中国的空气污染程度有所加剧，现在已成为世界上污染程度最高的国家之一。GBD 的评估结果显示，2013 年中国整个国家的 $PM_{2.5}$ 人口加权平均浓度为 $54\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，估计 99.6% 的人口生活在超出世界卫生组织（WHO）空气质量指南标准 ($10\mu\text{g}/\text{m}^3$) 的地区 (Brauer 等人, 2016 年)。省级层面上，2013 年的 $PM_{2.5}$ 人口加权平均浓度在 $6.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ (西藏) 至 $83.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ (河南) 之间。(执行摘要图 1)。从 1990 年至 2013 年，中国人口加权的 $PM_{2.5}$ 浓度上升了 38%，而一些省份上升幅度超过 40%，例如天津的上升幅度为 45%。



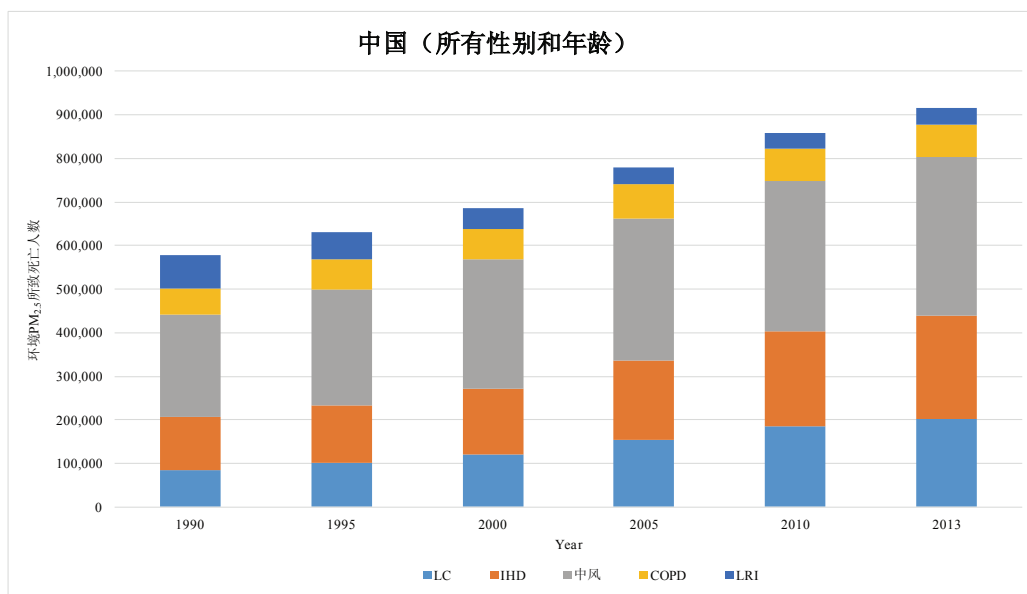
执行摘要图 1. 2013 中国省级人口加权 $PM_{2.5}$ 浓度。

这些浓度的增加反映出 $PM_{2.5}$ 及其前体的排放量大幅增加。煤炭方面，中国的消费量由 1990 年的 10.552 亿吨增长到 2013 年的 36.23 亿吨。中国是世界上最大的煤炭生产国和消费国，占全球总煤耗的近一半，而燃煤被普遍认为是中国环境空气污染的一个重要因素。对此，国务院在 2013 年 9 月颁布的《大气污染防治行动计划》中确立了中期和长期国家煤炭消费总量目标，该计划随着 2016 年 1 月 1 日新大气污染防治法的生效而得以有效巩固。国务院《大气污染防治行动计划》对大气污染重点地区（如京津冀、长三角和珠三角区域）设定了区域煤炭消费总量目标，要求这些地区降低煤炭消耗，到 2017 年分别实现 $PM_{2.5}$ 平均降低 25%、20% 和 15%。

暴露于大气中的颗粒物（PM）对健康有着广泛而重大的影响。有关机构已对此进行详细综述和总结（WHO2005；美国环境保护署 [U.S.EPA]2009）。美国环境保护署确定长期（几个月到几年）暴露于 PM_{2.5} 是造成心血管疾病死亡的原因之一，而不良呼吸效应，如肺功能下降和哮喘均很可能与 PM 的暴露存在因果关系。此外，国际癌症研究机构在 2014 年得出结论，认为大气中的 PM 是导致人类患癌的原因之一（Loomis 等人，2013 年）。

中国研究已成为国际文献重要且不断增长的组成部分。在 2010 年发布的一份全面综述中，HEI 检索到 100 多篇发表于 2007 年之后针对空气污染不良影响研究的中国文献，研究范围涵盖短期暴露于颗粒物所致呼吸系统和心血管系统疾病以及肺癌和慢性呼吸道疾病的发病率和死亡率的研究（HEI 2010）。自此之后，针对空气污染的不利影响进行流行病学研究的中国文献数量大幅增加，包括针对短期暴露于空气污染的多城市研究、心血管和呼吸系统疾病死亡率和发病率的研究（Chen 等人，2012 年；Wong 等人，2008），以及长期暴露于空气污染与死亡率的队列研究（Cao 等人，2011 年；Zhou 等人，2014 年）等。

GBD 2013 估计全球有 290 万人口因空气污染过早死亡，其中 916000 例死亡发生于中国。心血管疾病、心脏疾病和中风是这些死亡的最主要原因，自 1990 年以来已逐渐增加（执行摘要图 2）（Cohen 等人，评阅中）。在人口密集区域，PM_{2.5} 很大一部分源自燃烧过程，包括一次 PM 污染源（直接排放）和二次 PM 污染源（气态前体物的大气转化）。另外，用于烹饪和取暖的固体燃料（如煤、生物质）燃烧所致的室内空气污染也是导致中国疾病负担的重要原因，估计在 2013 年有 807000 人因此死亡。

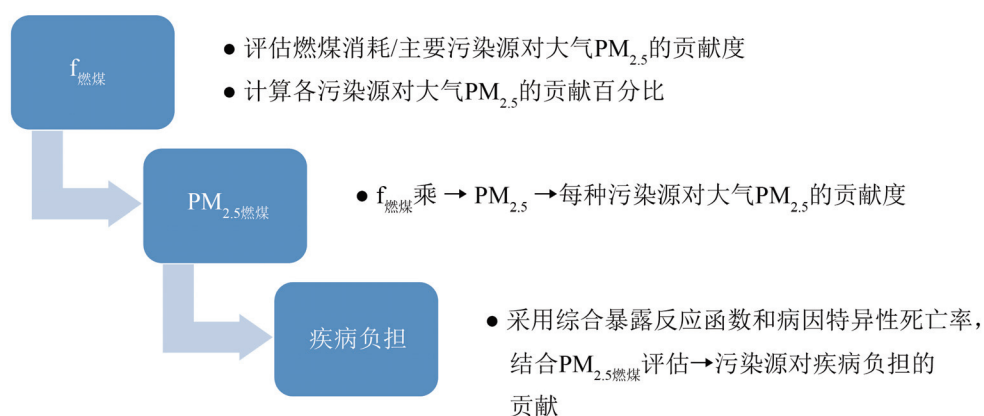


执行摘要图 2. 1990 至 2013 年 PM_{2.5} 所致死亡人数（按年份和死因列出）。（LC= 肺癌，IHD= 缺血性心脏病，COPD= 慢性阻塞性肺病，LRI= 下呼吸道感染）。

燃煤和其他主要空气污染源所致疾病负担评估

GBD MAPS 的总体分析方法主要包括三个部分：（执行摘要图 3）。

1. 采用化学传输模型 GEOS-CHEM 评估 2013 年以及 2030 年四种不同能源利用和污染控制情景下的燃煤和其他主要排放源对大气 PM_{2.5} 的贡献比例。
2. 结合这些贡献比例和 GBD 高分辨率大气 PM_{2.5} 浓度估计值评估不同排放源对人群暴露的贡献比例。
3. 在国家和省级层面，通过（a）GBD 的病因特异性疾病负担估算以及（b）用于描述心肺疾病空气污染死亡率风险的综合暴露——响应（IER）函数，结合燃煤和其他特定污染源大气 PM_{2.5} 的估算结果对中国疾病负担的源贡献进行评估。



执行摘要图 3. 对 2013 年及 2030 年四种情景的燃煤和其他主要污染源所致疾病负担进行评估的 GBD MAPS 方法学示意图。

燃煤和其他主要来源所致的当前疾病负担

我们就 2013 年全中国及各省市燃煤所致大气 $\text{PM}_{2.5}$ 导致的疾病负担按主要来源行业（主要针对交通运输、非煤型行业、民用生物质燃烧、生物质开放燃烧及溶剂使用）分别进行了核心分析及独立分析。

首先，基于亚洲模型比较研究计划（MICS）III 的 2010 年排放清单，我们建立了 2013 年中国境内二氧化硫（ SO_2 ）、氮氧化物（ NO_x ）、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、黑碳（BC）、有机碳（OC）、非甲烷挥发性有机化合物（NMVOC）和氨（ NH_3 ）的排放清单。各省各行业的排放量均根据活动水平数据（能源消耗、工业产品、溶剂使用等）、基于技术的排放系数和控制技术普及率等进行计算。各行业的活动水平数据及技术分布源自中国的相关统计数据、各类中国技术报告以及能源需求模型。

利用 Goddard 地球观测系统全球化学传输模型 GEOS-Chem（v9-01-03 版本）进行模拟，以评估燃煤（和其他行业）对当前和未来大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献。首先采用基准年（2013 年）排放清单进行标准模拟。敏感性模拟是分别把燃煤总排放量及不同行业的燃煤排放量从排放清单中移除。采用最新清单按次序运行 GEOS-Chem 全球模式及嵌套网格模式。因此，模拟结果所描述的是去掉燃煤排放源之后的大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。我们通过分析标准模拟和敏感性模拟之间的差异来评估总燃煤量及不同行业燃煤量对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响。这样就考虑了大气转化和前体形成 $\text{PM}_{2.5}$ 的复杂性。敏感性模拟包括了分别去除总燃煤、电力燃煤、工业燃煤及民用燃煤排放量对环境的影响。

之后将 GEOS-Chem 模拟所预测的燃煤及其他污染源的网格化贡献率与 GBD 2013 得到的高分辨率 ($0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ}$) 大气 $PM_{2.5}$ 浓度估计值相乘。上述 $PM_{2.5}$ 浓度估计值合并了: (a) 基于卫星的评估结果 + GEOS-Chem 模拟结果, (b) TM5-FASST (快速情景筛选工具) 化学传输模型模拟, 及 (c) 根据可用的年平均 PM 测量值以预测燃煤导致的大气 $PM_{2.5}$ 。该方法纳入了 2013 年可获得的中国 $PM_{2.5}$ 浓度监测值, 其中包括约 80 个站点的 $PM_{2.5}$ 监测值以及约 300 个站点的 PM_{10} 监测值 (用于根据 $PM_{2.5}:PM_{10}$ 的比值估算 $PM_{2.5}$ 值)。

之后, 综合燃煤和其他特定污染源所致大气 $PM_{2.5}$ 浓度的空间分布和 IER 函数 (用以预测 $PM_{2.5}$ 、成人缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病、肺癌以及儿童和成人急性下呼吸道感染的相关风险) 来评估全中国及各省的各行业对疾病负担的贡献。

燃煤所致的未来疾病负担

目前已开发四种不同的能源利用和空气污染控制情景, 以反映未来不同的排放途径及其所包含的能源利用和排放控制方面的转变 (执行摘要表)。这些情景将用于 2030 年死亡率和疾病负担预测的分析。我们同时预测 2030 年燃煤和其他主要污染源对大气 $PM_{2.5}$ 的贡献程度以及各情景实施下的相关疾病负担——即同时考虑未来死亡率预测及未来排放情景。

执行摘要表 2030 年四种未来情景的定义		
能源政策	末端排放控制策略	
	[1] 十二五环境保护规划	[2] 不计成本的最大减排情景
BAU: 截至 2012 年年底的当前立法和实施情况	BAU[1]	BAU[2]
PC: 实施其他节能减排政策, 包括改变生活方式, 调整结构及提高能源使用效率。	PC[1]	PC[2]

为预测四种未来情景中每种情景的未来（2030 年）死亡率和疾病负担，通过比例缩放暴露量的 GBD2013 估计值，对未来人群加权 $PM_{2.5}$ 浓度及未来死亡率进行评估，缩放比例为每种情景的 2030 年大气 $PM_{2.5}$ 浓度与 2013 年水平的比值。而对于死亡率，则将 1990 年至 2013 年死亡率动态变化趋势和归因分析结果应用于 2030 年。

结果和结论

该报告旨在从中国国家和省份两级对燃煤和其他主要空气污染源所致的疾病负担进行第一次全面评估。

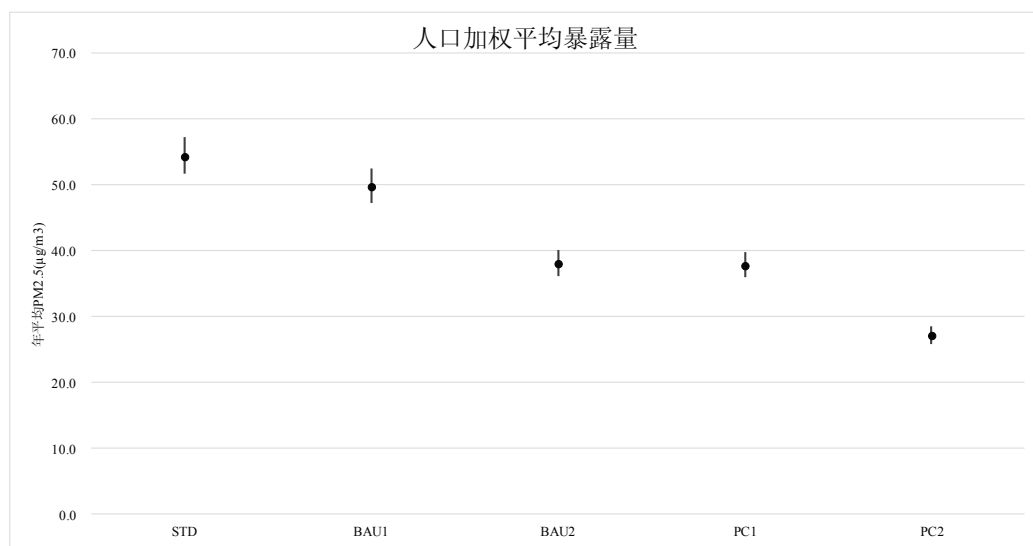
燃煤是大气 $PM_{2.5}$ 的最重要来源因素，占中国地区人口加权 $PM_{2.5}$ 浓度的 40%。而在特定省市（重庆、贵州、四川），其贡献率甚至高达近 50%。我们将我们的评估结果与中国三大城市污染源解析的数据进行比较，同时亦将我们的评估结果与选定中国城市基于模型的预测结果进行比较。评估结果显示，燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 贡献的程度与污染源解析的结果非常类似，但我们的评估结果略高于后者（3%–4%）。同时，我们的评估结果在某种程度上低于基于模型的评估结果。

在中国，大气 $PM_{2.5}$ 是导致死亡和疾病负担的主要因素；据估计，大气 $PM_{2.5}$ 在 2013 年导致 916,000 人死亡，已成为致死的第五大风险因素。由于燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 浓度具有极大影响，因此燃煤是中国疾病负担的重要贡献因素之一，估计在 2013 年造成约 366,000 人死亡（执行摘要图 3）。2013 年，燃煤导致的大气 $PM_{2.5}$ 已成为中国地区引发死亡的第 12 大风险因素，其所致死亡率高于高胆固醇、吸毒或二手烟。

煤炭和生物质等民用固体燃料燃烧也是中国疾病负担的重要来源之一。民用生物质和煤燃烧共同成为 2013 年大气 $PM_{2.5}$ 归因死亡率的第二大贡献者 - 综合影响（177,000 例死亡）高于工业用煤（155,000 例死亡）、交通运输（137,000 例死亡）或燃煤电厂（86,500 例死亡）。民用生物质燃烧所造成的大气污染归因死亡率与工业用煤和交通运输所造成的大气污染的归因死亡率基本相等。考虑到民用生物质排放对疾病负担的重大贡献（通过空气污染暴露）及其对大气 $PM_{2.5}$ 的重要贡献，降低民用生物质和燃煤的排放有可能大幅度降低疾病负担，应作为未来能源和空气质量管理战略的优先控制源。

未来情景

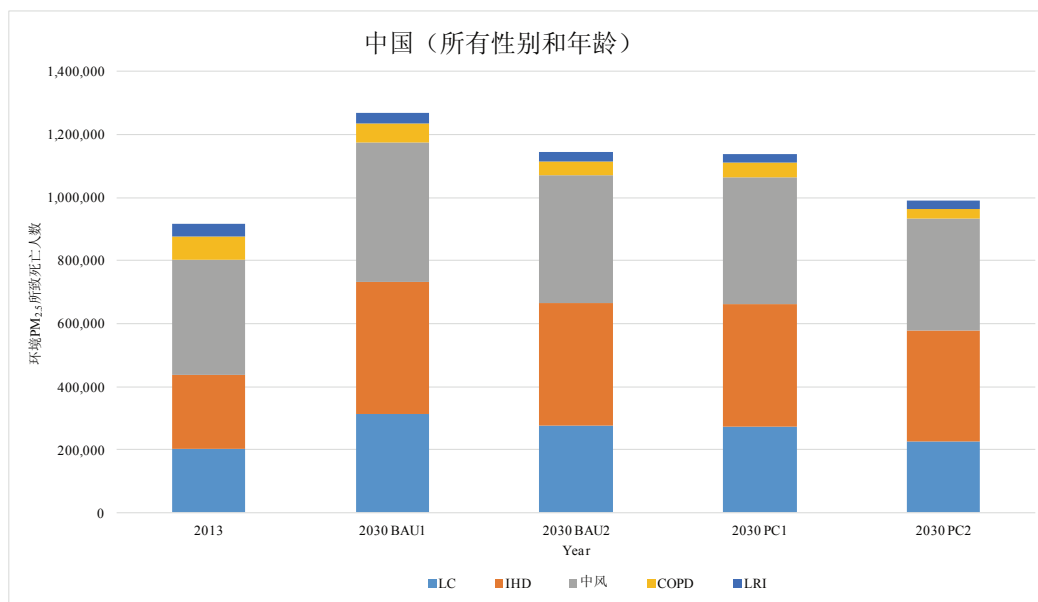
所有情景下的 $PM_{2.5}$ 人口加权平均暴露量预计均会降低（BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 从 2013 年的 $54\mu\text{g}/\text{m}^3$ 分别降低至 2030 年的 50、38、38 和 $27\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）（执行摘要图 4）。



执行摘要图 4. 四种未来情景下的 PM_{2.5} 人口加权平均暴露量

尽管在所有未来情景中 PM_{2.5} 水平均降低，但与 2013 年的死亡率（916,000 例）相比，预计四种未来情景（BAU1、BAU2、PC1 和 PC2）将导致 PM_{2.5} 所致死亡率分别上升 38%、25%、24% 和 8%。具体而言，在 2030 年，四种未来情景（BAU1、BAU2、PC1 和 PC2）中的大气 PM_{2.5} 将分别导致 130、110、110 和 99 万人死亡。

预计的死亡率增加的原因在于人口老龄化以及缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病与肺癌的发病率增加，从而导致暴露于大气 PM_{2.5} 所造成的死亡人数增加（执行摘要图 5）。该预测结果表明人口动态对确定大气 PM_{2.5} 所致死亡率的动态变化趋势具有重要作用。GBD 2013 预计 1990 年至 2013 年之间的 PM_{2.5} 暴露量、PM_{2.5} 所致死亡人数和 PM_{2.5} 所致死亡率均有所增加，而未来预测的结果则为归因性死亡率增加，虽然 PM_{2.5} 暴露量下降。

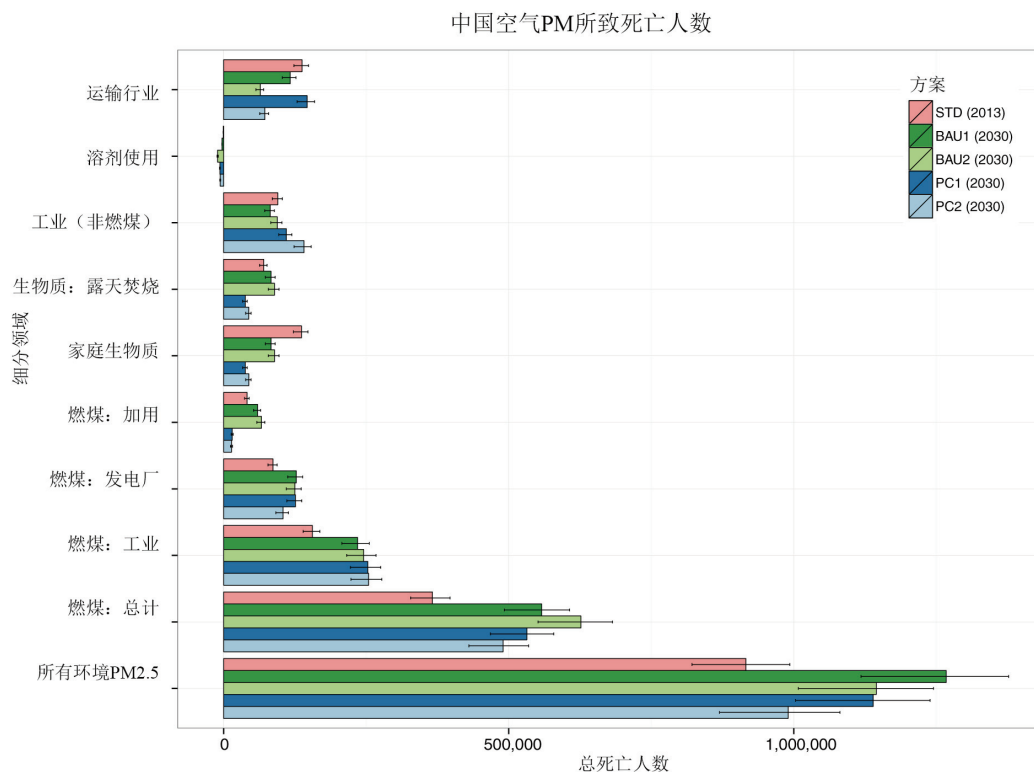


执行摘要图 5. 2013 至 2030 年 PM_{2.5} 所致死亡人数（按年份和死因）。2030 年 GBD MAPS 四种污染降低情景下的死亡人数。

2013 至 2030 年之间的差异在很大程度上反映了人口老龄化的影响以及空气污染暴露所致患病率的变化。不同情景在 2030 年的差异反映了能源政策和污染控制的影响。

然而重要的是，如果根据年龄和人口规模进行标准化，预期 2030 年所有情景下因暴露于空气污染而导致的死亡率均将降低，而最严格情景下的降幅最大。因此，严格控制 PM 水平对稳定或降低人口结构变化所导致的负担具有关键作用。

预计在未来所有情景下，燃煤对 PM_{2.5} 所致死亡的影响均将增强，因此燃煤仍将是大气 PM_{2.5} 最大的单一贡献行业（执行摘要图 6）。



执行摘要图 6. 2013 年和 2030 年四种备选情景下来自主要大气污染源的 $PM_{2.5}$ 所致死亡人数。

实际上，即使在最严格的能源消耗和污染控制情景下，2030 年煤炭仍将是大气 $PM_{2.5}$ 和健康负担的最大单一贡献来源。2013 年，燃煤占 $PM_{2.5}$ 所致死亡率的 40%；而 2030 年，在 BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 情景下的 $PM_{2.5}$ 所致死亡率中，燃煤所占比重分别约为 44%、55%、47% 和 49%。另外，因燃煤造成的大气 $PM_{2.5}$ 降幅低于其他行业，从而导致燃煤对疾病负担的相对贡献度增加。该结果显示迫切需要采取更积极的策略，以降低燃煤的排放量，同时降低其他污染源的排放量，该战略已纳入十三五规划纲要。

参考文献

Brauer M, Freedman G, Frostad J, van Donkelaar A, Martin RV, Dentener F, et al. 2016. 2013 年全球疾病负担的环境空气污染暴露估计值。Environ Sci Technol 50:79–88; doi:10.1021/acs.est.5b03709.

Cao J, Yang C, Li J, Chen R, Chen B, Gu D, et al. 2011. 中国室外空气污染长期暴露和死亡率相关性的队列研究。J Hazard Mater 186:1594–1600.

Chen R, Kan H, Chen B, Huang W, Bai Z, Song G, et al. 2012. 颗粒物空气污染与每日死亡率相关

性: 中国空气污染和健康影响研究。Am J Epidemiol 175:1173–1181.

Forouzanfar MH, Alexander L, Anderson HR, Bachman VF, Biryukov S, Brauer M, et al.2015.188 个国家 79 种行为、环境和职业以及代谢风险或风险群的全球、地区和国家相对风险评估结果 (1990-2013 年): 2013 年全球疾病负担研究的系统评价。Lancet 386:2287–2323.

Health Effects Institute.2010. 亚洲发展中国家室外空气污染与健康综述。专题报告 18.Boston, MA:Health Effects Institute.

Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, et al.2013. 室外空气污染的致癌性。Lancet Oncol 14:1262–1263.

U.S. Environmental Protection Agency.2009. 终期报告: 颗粒物质的综合性科学评估。EPA/600/R-08/139F.Washington, DC:U.S.EPA.

Wong CM, Vichit-Vadakan N, Kan H, Qian Z. 2008. 亚洲公共卫生和空气污染研究 (PAPA): 空气污染对死亡率短期影响的多城市研究。Environ Health Perspect 116:1195–1202.

World Health Organization (WHO).2005. 颗粒物、臭氧、二氧化氮和二氧化硫的 WHO 空气质量指南。全球更新 2005.Available: http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf?ua=1.

Zhou M, Liu Y, Wang L, Kuang X, Xu X, Kan H. 2014. 颗粒物空气污染与中国男性死亡率的队列研究。Environ Pollut 186:1–6.

缩写和其他术语

BAU	一切照常情景
BC	黑炭
GBD MAPS	主要空气污染源所致全球疾病负担
GEOS-Chem	Goddard 地球观测系统全球化学传输模型
HEI	健康影响研究所
IER	综合暴露 - 响应
NH3	氨气
NM VOC	非甲烷挥发性有机化合物
NOx	氮氧化物
OC	有机碳
PC	(备选) 政策情景

PM	颗粒物
PM10	空气动力学直径 $\leq 10\mu\text{m}$ 的颗粒物
PM _{2.5}	空气动力学直径 $\leq 2.5\mu\text{m}$ 的颗粒物
SO ₂	二氧化硫
U.S. EPA	美国国家环境保护署
WHO	世界卫生组织

燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

简介^{5,6}

项目基本原理和概述

全球疾病负担 (GBD⁷) 2013 研究估计, 因暴露于大气细颗粒物空气污染物 (PM_{2.5})⁸ 在 2013 年已导致 290 万人过早死亡, 而其中 64% 发生于中国⁹、印度¹⁰ 和亚洲其他发展中国家¹¹, 并在东欧¹² 亦导致较大的疾病负担。对主要特定污染源所致大气污染导致的疾病负担进行评估和沟通是支持中国和其他亚洲发展中国家对燃煤和其他主要污染源所致的空气污染及气候污染物排放进行控制的关键步骤。

该 GBD 分析框架非常适于进行此类针对燃煤和其他主要排放源的预测, 包括根据死亡率和空气污染排放及浓度的预计发展趋势, 对地方、国家、地区及全球范围内的未来各个行业的影响进行预测。目前, 主要的短期机会存在于中国、印度及东欧, 原因是这些地区的煤炭使用量较高, 且在能源政策未进行重大调整的情况下, 短时间内不会降低。其他可引发严重空气污染的污染源包括交通运输、工业污染源、农业及民用生物质燃烧。

此 GBD MAPS (主要空气污染源所致全球疾病负担) 项目包含一项已开展多年的长期合作项目, 合作方包括健康影响研究所 (HEI)、健康指标与评估研究所 (IHME)、清华大学、英属哥伦比亚大学及其他主要学术中心。该项目旨在采用 GBD 框架对中国、印度及东欧国家燃煤和其他主要污染源所致大气污染引发的疾病负担进行预测, 并发布这些预测结果, 以提醒这些地区的计划政策制定机构。本研究的最终目标是在全球范围内将该项目所制定的方法应用至多种空气污染源, 并整合纳入 GBD 框架, 使其定期更新以实现进度跟踪。

⁵ 该文件部分内容由 William 和 Flora Hewlett 基金会以及 Oak 基金会提供支持。该文件的内容并未由这些或其他机构 (包括支持健康影响研究所的机构) 进行审查; 因此, 该文件不能体现这些机构的意见或政策, 也可由此推断该文件无需获得其批准。

⁶ 有关函件可发送至 Aaron Cohen 博士, 地址为: Health Effects Institute, 75 Federal St., Suite 1400, Boston, MA 02110, USA; 电邮: acohen@healtheffects.org.

⁷ 缩写和其他术语列表请参见执行摘要结尾部分。

⁸ 颗粒物浓度的空气动力学直径小于或等于 2.5 微米。PM_{2.5} 包括主要污染源直接排放的颗粒物 (一次颗粒物) 和主要污染源排放气体经大气转换产生的颗粒物 (二次颗粒物)。

⁹ 中国: 2013 年共出现 916,102 例归因性死亡

¹⁰ 印度: 2013 年共出现 586,788 例归因性死亡

¹¹ 除印度以外的南亚地区 (阿富汗、孟加拉国、不丹、尼泊尔、巴基斯坦): 2013 年共出现 174,247 例归因性死亡; 东南亚 (柬埔寨、印度尼西亚、老挝、马来西亚、马尔代夫、缅甸、菲律宾、斯里兰卡、泰国、东帝汶、越南): 2013 年共出现 184,676 例归因性死亡

¹² 东欧 (白俄罗斯、爱沙尼亚、拉脱维亚、立陶宛、摩尔多瓦、俄罗斯、乌克兰): 2013 年共出现 168,396 例归因性死亡

该报告阐述了中国及其各省 GBD MAPS 分析的目标、方法以及结果。随后将针对印度和东欧出具类似的分析报告。

具体目标

1. 评估各行业及主要子行业燃煤所致的大气 PM_{2.5} 浓度及相关疾病负担，包括 2013 年的固定源（发电，工业）及民用源。

2. 将化学输送模式模拟所得的燃煤所致大气 PM_{2.5} 浓度的上述评估结果与已有的中国相关城市的受体模型燃煤贡献评估结果进行比较。¹³。

3. 评估其他行业所致的大气 PM_{2.5} 浓度和疾病负担，特别是交通运输、非煤型产业及其他污染源（民用生物质、生物质露天燃烧、溶剂使用）。

4. 在考虑未来死亡率预测结果及未来排放情景的情况下，评估 2030 年年度燃煤和其他主要污染源行业导致的大气 PM_{2.5} 浓度和疾病负担。对不同的能源利用和空气污染控制情景进行评估，以预测不同的未来排放可能性。

过程

GBD MAPS 项目由 HEI 于 2014 年启动。HEI 组建了一个工作组和一个国际执委会，前者主要任务为设计和分析情景并起草报告，后者则负责对工作组进行指导和监督。工作组在与执委会进行磋商之后制定一份最初的具体分析情景。2015 年 4 月，该工作组编写了一份中期进展报告，执委会对该报告进行评议。最终报告的草案送交上述执委会和 HEI 所选的三位外部评审者进行评审。外部评审者分别为：Tong Zhu（北京大学）、Markus Amman（IIASA 研究所）和 John Evans（哈佛大学）。收到评审意见后，工作组撰写最终报告。该报告的主要研究结果还在 2016 年 2 月提交至美国科学促进会，并在 2016 年 5 月在于丹佛举行的 HEI 年度会议上发表。

背景

中国空气质量

GBD 的大气 PM_{2.5} 评估结果（纳入地面监测、化学传输模型估计值和基于卫星的估计值）显示，2013 年中国整个国家的 PM_{2.5} 人口加权平均浓度为 54μg/m³，估计 99.6% 的人群生活在超过世界卫生组织（WHO）空气质量指南标准（10μg/m³）的地区（Brauer 等人，2016 年）。

¹³ 也就是说，污染源解析（包含特定受体位置的颗粒物化学组分监测）会被用于量化不同行业污染源对大气 PM_{2.5} 浓度的贡献情况。

各省份 2013 年的人口加权平均浓度范围为 $6.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ (西藏) 至 $83.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ (河南)。另外, 评估结果显示, 1990 至 2013 年间中国的人口加权 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度增加约 38%。在省一级地区, 人口加权浓度增长至 40% 以上的省市有: 广西 (46%)、湖南 (41%)、江西 (45%)、天津 (45%)。

这些浓度的增加反映出 $\text{PM}_{2.5}$ 及其前体的排放量大幅增加。煤炭方面, 中国的消费量由 1990 年的 10.55 亿吨增长到 2013 年的 36.23 亿吨。中国是世界上最大的煤炭生产国和消费国, 占全球总煤耗的近一半, 而燃煤占中国 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量的 50% -60%。对此, 国务院在 2013 年 9 月颁布的《大气污染防治行动计划》中确立了中期和长期国家煤炭消费总量目标, 该计划随着 2016 年 1 月 1 日新大气污染防治法的生效而得以有效巩固。国务院《大气污染防治行动计划》对大气污染重点地区 (如京津冀、长三角和珠三角区域) 设定了区域煤炭消费总量目标, 要求这些地区降低煤炭消耗, 到 2017 年分别实现 $\text{PM}_{2.5}$ 平均降低 25%、20% 和 15%。

在 2005 - 2010 年期间, 受经济发展和近期污染控制政策的综合影响, 氮氧化物 (NO_x)、二氧化硫 (SO_2)、 $\text{PM}_{2.5}$ 、非甲烷挥发性有机化合物 (NMVOC) 和氨 (NH_3) 在中国的排放量变化分别为: +34%、-15%、-12%、+21% 和 +10% (Zhao 等人, 2013a)。文献中已针对中国未来排放趋势进行了大量研究, 这里仅对 2005 年之后的报告进行简要回顾 (Amann 等人, 2008 年; Cofala 等人, 2012 年; Ohara 等人, 2007 年; S.X. Wang 等人, 2014 年; Wei 等人, 2011 年; Xing 等人, 2011 年; Zhao 等人, 2013 年)。根据现行法规和当前执行情况, 中国的氮氧化物排放量将在 2010 - 2030 年期间增加约 16% -36%。随着十二五规划的实施以及 2015 年以后尾气控制政策的不断加强, 中国的氮氧化物排放量可显著减少。通过最大限度的控制措施, 可将中国的氮氧化物排放量降至不到 2010 年 1/3 的水平 (Amann 等人, 2008 年; Cofala 等人, 2012 年; S.X. Wang 等人, 2014 年; Xing 等人, 2011 年; Zhao 等人, 2013 年)。在现行政策下, 中国的 SO_2 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量预计到 2030 年可保持相对稳定。如果现有的最佳控制技术得到全面应用, SO_2 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的排放量将降低至基准年水平的 1/4-1/3 (Amann 等人, 2008 年; Cofala 等人, 2012 年; S.X. Wang 等人, 2014 年; Xing 等人, 2011 年)。根据目前的政策和当前实施状况, 从 2010 年至 2030 年, 中国的 NMVOC 排放量估计将逐渐增加。鉴于中国仍处于 NMVOC 排放控制的初始阶段, 新政策只能在未来五年内逐渐出台, 到 2020 年, 与基准情况相比排放趋势将不会出现大幅度变化。然而, 各类控制措施的严格程度不同可能会导致 2030 年排放量的显著差异 (Ohara 等人, 2007 年; S.X. Wang 等人, 2014 年; Wei 等人, 2011 年; Xing 等人, 2011 年)。

中国不同地理区域的 $\text{PM}_{2.5}$ 颗粒物浓度和化学组成差异很大。中国的平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度存在近六倍的差异 ($34.0\text{-}193.4\mu\text{g}/\text{m}^3$), 高 $\text{PM}_{2.5}$ 水平 ($>100\mu\text{g}/\text{m}^3$) 见于北部和西部地区的城市, 而低 $\text{PM}_{2.5}$ 水平 ($<40\mu\text{g}/\text{m}^3$) 则见于森林区域 (长白山) 和香港。二次无机颗粒物 (硫酸盐、硝酸盐和铵盐的总和)、有机物、地壳物质以及元素碳占 $\text{PM}_{2.5}$ 颗粒物的比例分别为 7.1% -57%、17.7% -53%、7.1% -43% 和 1.3% -12.8% 不等。在东部地区的城市和农村, 硫酸盐、硝酸盐和铵盐总和通常占 $\text{PM}_{2.5}$ 颗粒物的比重较高 (40% -57%)。而在所有站点, 有机物对 $\text{PM}_{2.5}$

的贡献均较显著。有机物加硫酸盐、硝酸盐和铵盐占整个中国 $PM_{2.5}$ 颗粒物的 53% -90%。中国各地 $PM_{2.5}$ 化学组成的另一个特点是大量地壳物质的存在, 输送来的沙尘和当地扬尘导致其在城市地区的含量水平通常大于 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ 或占 $PM_{2.5}$ 颗粒物总量约 10%(Yang 等人, 2011 年)。

已经有多项研究使用大气模型来研究能源利用情况对空气污染物浓度的贡献情况。早期研究主要针对传统的空气污染物进行, 包括二氧化硫、氮氧化物、一氧化碳和臭氧, 且仅使用相对简单的模型, 如 CALMET/CALPUFF (Hao 等人, 2007 年)。后来, 更多的研究 (Bi 等人, 2007 年; Chen 等人, 2007 年; Cheng 等人, 2007 年; Li 等人, 2008 年; Wang 等人, 2008 年; Wu 等人, 2009 年, 2012 年) 将研究重点转移至颗粒物 (PM), 但主要针对 PM_{10} 。在这些研究中, 大多利用三维化学传输模式的优势, 如区域多尺度空气质量模型 (CMAQ)。最近, 由于中国高 $PM_{2.5}$ 浓度所致空气污染事件频发, 研究已越来越关注 $PM_{2.5}$ 。例如, Zhang 等人 (2012 年) 研究了源排放对 $PM_{2.5}$ 中硫酸盐和硝酸盐的贡献, 结果发现, 不仅电力部门是无机成分的最大来源, 工业和交通运输也是重要来源。Yang 等人 (2013 年) 对中国北方城市济南进行的研究发现, 二次颗粒物占 $PM_{2.5}$ 总浓度的 55%, 而燃煤所占的比重约为 21%。L.T.Wang 等人 (2014 年) 对中国河北省 2013 年 1 月的严重 $PM_{2.5}$ 污染进行研究, 结果发现工业污染源和生活污染源是当地最重要的污染来源。D.X. Wang 等人 (2014 年) 对中国另外一个城市 (中国西北城市西安) 的相关污染情况进行研究, 同样得出结论认为, 在 $PM_{2.5}$ 重污染期间, 工业和生活排放是两类主要污染源, 分别占 58% 和 16%。Zhang 等人 (2015 年) 使用联合 Goddard 地球观测系统全球化学传输模型 GEOS-Chem (www.geos-chem.org) 对中国北方的 $PM_{2.5}$ 污染源进行评估。他们发现, 在北京的冬季, 居民 (49.8%) 和工业 (26.5%) 来源是大气 $PM_{2.5}$ 的最重要来源。采用大多数区域模型的研究重点关注发达大都市或特定时间段, 如冬季大气污染情况。针对国家 - 全球空间尺度和季节 - 全年时间尺度的分析通常采用全球化学传输模型, 如 GEOS-CHEM。这些研究同样强调对传统污染物, 如一氧化碳的关注 (例如, Heald 等人, 2004 年; Wang 等人, 2004 年)。一系列 $PM_{2.5}$ 分析研究了重污染过程中一次和二次碳质气溶胶来源 (例如, Fu 等人, 2012 年) 以及强化的硫酸盐转化机制 (例如, Y.Wang 等人, 2014 年)。还有许多研究采用 GEOS-Chem 模型来解释气溶胶光学厚度的卫星观测结果, 以估算全球范围 (例如, van Donkelaar 等人 2010 年; 2015 年) 和国家层面上 (例如, Geng 等人, 2015 年) 的 $PM_{2.5}$ 浓度。也有研究进行了 $PM_{2.5}$ 污染源的敏感性分析 (例如, Jiang 等人, 2015 年; Kharol 等人, 2013 年; Zhang 等人, 2015 年)。然而, 尽管许多在地区或国家范围进行的研究已经对主要排放源 (包括发电厂、工业、交通运输和民用行业) 的贡献程度进行分析, 但均未对不同行业燃煤的影响进行研究。但是, 不同行业的煤炭利用和末端排放控制政策各不相同, 值得进一步研究。

中国空气污染所致疾病负担

空气污染与健康

个体所接触的空气污染是一种复杂混合物, 包含数百种成分复杂的气态化合物和颗粒

物，其成分在空间和时间上均存在变化。因此指示剂污染物通常被用于流行病学分析的暴露量评估和疾病负担评估。根据 GBD 框架，基于臭氧和 PM_{2.5} 对健康不利影响的独立作用以及此两种物质浓度的空间和时间模式之间的区别，对臭氧和 PM_{2.5} 共同所致的疾病负担进行研究。PM_{2.5} 所致疾病负担远远超过臭氧（GBD 2013 发现 PM_{2.5} 和臭氧在全球 [中国] 分别导致 290 万 [916,000] 与 216,000 [67,000] 例死亡），但此处我们重点评估 PM_{2.5}。在人口密集区域，PM_{2.5} 很大一部分源自燃烧过程，包括主要 PM 污染源（直接排放）和二次 PM 污染源（大气转换）。

另外，用于烹饪和取暖的固体燃料（如煤、生物质）燃烧所致的室内空气污染也是导致中国疾病负担的重要原因，估计在 2013 年有 807,000 人因此死亡。虽然我们就此种生活污染对大气 PM_{2.5} 浓度以及由此产生的疾病负担进行评估，但未对家庭暴露所致疾病负担的比例进行评估。因此，我们对此类民用污染源所致疾病负担的评估结果可能显著低估了整体负担。对室内空气污染（其对大气污染的影响）及其作为特定风险因素的综合影响评估尚不确定；目前尚无任何针对同时暴露于大气和室内空气污染的影响进行评估的研究。目前 GBD 项目中假设这两种风险因素的影响相互独立¹⁴。

暴露于大气中 PM 对健康有着广泛、重大的影响，对此相关机构已进行详细综述并总结（WHO2005；美国环境保护署 [U.S.EPA]2009 年）。有关大气 PM_{2.5} 浓度升高对健康造成不良影响的流行病学观察研究结果，已得到毒理学实验、急性暴露流行病学分析和控制暴露研究的支持。例如，在最近一次全面综合科学评估（ISA）文件中，U.S. EPA 确认短期暴露于细颗粒物（PM_{2.5}）是死亡和心血管事件（如住院和急诊）的诱因之一，并且很可能是呼吸系统疾病的原因，如慢性阻塞性肺病（COPD）、呼吸道感染住院和哮喘急诊。长期（几个月到几年）暴露于 PM_{2.5} 是心血管疾病所致死亡的原因之一，而呼吸系统疾病，如肺功能下降、呼吸症状增加和哮喘发生均很可能与 PM 暴露存在因果关系。在本次评估时，U.S. EPA 同样就长期暴露于细颗粒 PM 可能对生殖和发育以及癌症的影响进行表征。值得注意的是，此后已经进行大量系统评价，并得出结论认为 PM_{2.5} 暴露与低出生体重和早产存在相关性（Shah 等人，2011 年；Stieb 等人，2012 年）。美国心脏协会（Brook 等人，2010 年）和欧洲心脏病学会（Newby 等人，2015 年）的详细评估也得出结论，认为 PM_{2.5} 暴露是心血管发病和死亡的原因之一，且暴露几个小时至数周即可诱发心血管疾病相关死亡率和非致死性事件。在最近几年，短期和长期暴露于 PM 对呼吸疾病影响的证据已得到显著增强。例如，有证据表明暴露于 PM 与哮喘和 COPD 住院存在相关性（Sava 等人，2012 年）。此外，国际癌症研究机构（IARC）在 2014 年得出结论认为空气 PM 是人类癌症的原因之一（Loomis 等人，2013 年）。

中国研究已成为上述汇总国际文献的重要且不断增长的组成部分。GBD2013 数据所进行的最新研究结果表明，1990 年至 2013 年期间，中国人的预期寿命在国家 and 省级水平均增加，

¹⁴ 根据标准方法，对多个独立危险因素的综合作用进行评估的方法为：联合 $PAF=1-(1-PAF_1)(1-PAF_2)(1-PAF_3)\dots$ ，此处 PAF 是风险因素 1、2 和 3 的人口归因分数。人口归因分数是如果风险因素暴露量降低至理论上的最小风险水平，疾病负担可能出现的降低比例。

而癌症和非传染性心血管和呼吸系统疾病现在是中国首要的死亡原因，但其在省级水平的重要性则各不相同（Zhou 等人，2015 年）。在 2010 年出版的一项全面综述报告中，HEI 检索到 100 多篇发表于 2007 年之后，且针对中国空气污染不良影响进行研究的文献，研究范围涵盖短期暴露于颗粒物所致呼吸系统和心血管系统疾病以及肺癌和慢性呼吸道疾病的发病率和死亡率的研究（HEI 2010 年）。自那时以来，针对空气污染的不利影响进行流行病学研究的中国文献已大幅度增加，包括针对短期暴露于空气污染的多城市研究、心血管和呼吸系统疾病死亡率和发病率的研究（Chen 等人，2012 年；Wong 等人，2008 年），以及针对长期暴露于空气污染和死亡率的队列研究（Cao 等人，2011 年；Dong 等人，2012 年；Zhang 等人，2011 年，2014 年；Zhou 等人，2014 年）。例如，Cao 等人（2011）在全国高血压调查及随访研究中，对 31 个中国城市的 70,947 例居民长期暴露于总悬浮颗粒物（TSPs）相关的心肺疾病和 LC 死亡率风险进行研究，结果发现死亡率升高。这些新研究与大规模国际研究所得结果基本一致，即暴露于大气中的颗粒污染物是导致心血管和呼吸系统疾病死亡率和发病率的原因，从而对高度暴露于空气污染情况下的长期影响（特别是发展中国家）有关的科学文献作出了贡献。该文献摘要见文本框：中国空气污染和死亡率研究汇总。

在中国，目前尚无长期暴露于 $PM_{2.5}$ 所致死亡风险的直接流行病学证据。有趣的是，从 TSP/ PM_{10} 转向 $PM_{2.5}$ 之后，相比于发达国家的研究结果，中国空气污染队列研究报告的 $PM_{2.5}$ 暴露 - 响应系数通常较低。例如，在中国全国高血压调查和随访研究（Cao 等人，2011 年）和中国男子队列研究（Zhou 等人，2014 年）中，每 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2.5}$ 分别使死亡风险增加 0.9% 和 2.5%。相比之下，在 ACS 队列研究（Pope 等人，2002 年）和哈佛六城市研究（Laden 等人，2006 年）中，每 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2.5}$ 分别可使总死亡率增加 4% 和 16%。异质性可能是由于研究内容的不同性质所致，如暴露评估方法、 $PM_{2.5}$ 水平和成分以及人群对 $PM_{2.5}$ 的敏感性。这也可能反映长期暴露于 $PM_{2.5}$ 和死亡率之间的非线性关系（Pope 等人，2011 年）。中国队列研究的结果支持综合暴露 - 响应（IER）函数，这表明空气污染物浓度与健康风险之间的关系可能是非线性的，而且往往在浓度较高时到达平台期（Burnett 等人，2014 年）。IER 函数提供了一种合理方式，可用于了解全世界所有 $PM_{2.5}$ 浓度范围内的风险评估结果。

文本框：中国空气污染和死亡率研究汇总

✓ 观察性研究

■ 短期暴露研究（时间序列或病例交叉分析）

- ◆ 单个城市分析：北京（Chang 等人，2003 年）、上海（Kan 等人，2008 年）、武汉（Qian 等人，2007 年）等。
- ◆ 多个城市分析：PAPA（Wong 等人，2008 年）、CAPES（Chen 等人，2012 年）

■ 长期暴露研究：

- ◆ 队列研究：中国全国高血压调查和随访研究（Cao 等人，2011 年）、中国男子队列研究（Zhou 等人，2014 年）、四个中国北方城市队列研究（Zhang 等人，2014 年）、沈阳队列研究（Dong 等人，2012 年；Zhang 等人，2011 年）
- ◆ 生态研究：北京（Zhang 等人，2000 年）、沈阳（Xu 等人，1996 年）、广州（Tie 等人，2009 年）

✓ 干预性研究：香港燃料干预性研究（Hedley 等人，2002 年）

参考文献

- Cao J, Yang C, Li J, Chen R, Chen B, Gu D, et al. 2011 中国室外空气污染长期暴露和死亡率相关性的队列研究。 *J Hazard Mater* 186:1594–1600.
- Chang G, Pan X, Xie X, Gao Y. 2003. [北京空气污染与每日死亡率之间相关性的时间序列分析]. *Wei Sheng Yan Jiu* 32:565–568. [In Chinese.]
- Chen R, Kan H, Chen B, Huang W, Bai Z, Song G, et al. 2012. 颗粒物空气污染与每日死亡率的相关性：中国空气污染与健康影响研究。 *Am J Epidemiol* 175:1173–1181.
- Dong GH, Zhang P, Sun B, Zhang L, Chen X, Ma N, et al. 2012. 中国沈阳环境空气污染长期暴露与呼吸系统疾病死亡率的相关性研究：一项为期 12 年基于人群的回溯性队列研究。 *Respiration* 84:360–368.
- Hedley AJ, Wong CM, Thach TQ, Ma S, Lam TH, Anderson HR. 2002. 香港限制燃料硫含量之后的心肺和全因死亡率：一项干预性研究。 *Lancet* 360:1646–165.
- Kan H, London SJ, Chen G, Zhang Y, Song G, Zhao N, et al. 2008. 中国上海室外空气污染对每日死亡率的影响（根据季节、性别、年龄和教育进行校正）：亚洲公共卫生与空气污染研究（PAPA）。 *Environ Health Perspect* 116:1183–1188.
- Qian Z, He Q, Lin HM, Kong L, Liao D, Dan J, et al. 2007. 中国武汉环境空气颗粒污染与每日病因特异性死亡率的相关性。 *Environ Res* 105:380–389.
- Tie XX, Wu D, Brasseur G. 2009. 中国广州肺癌死亡率和大气气溶胶颗粒暴露的相关性。 *Atmos Environ* 43:2375–2377.
- Wong CM, Vichit-Vadakan N, Kan H, Qian Z. 2008. 亚洲公共卫生与空气污染研究（PAPA）：空气污染对死亡率短期影响的多城市研究。 *Environ Health Perspect* 116:1195–1202.
- Xu ZY, Liu Y, Yu D, Chen B, Xu X, Jin L, et al. 1996. [沈阳市空气污染对死亡率的影响]. *Chin J Public Health* 15:61–64. [In Chinese.]
- Zhang J, Song H, Tong S, Li L, Liu B, Wan L. 2000. 北京环境硫浓度与慢性疾病死亡率的相关性。 *Sci Total Environ* 262:63–71.
- Zhang LW, Chen X, Xue XD, Sun M, Han B, Li CP, et al. 2014. 高浓度颗粒物污染长期暴露与心血管疾病死亡率的相关性：中国北方四城市的 12 年队列研究。 *Environ Int* 62:41–47.
- Zhang P, Dong G, Sun B, Zhang L, Chen X, Ma N, et al. 2011. 中国沈阳空气污染长期暴露与心血管、脑血管疾病死亡率相关性研究。 *PLoS One* 6:e20827; doi:10.1371/journal.pone.0020827.
- Zhou M, Liu Y, Wang L, Kuang X, Xu X, Kan H. 2014. 颗粒物空气污染与中国男性死亡率的队列研究。 *Environ Pollut* 186:1–6.

GBD 研究以及针对所有评估风险因素的文献系统评价所得的证据标准基本一致, $PM_{2.5}$ 暴露被确定为成人缺血性心脏疾病 (IHD)、中风、肺癌 (LC) 和慢性阻塞性肺病 (COPD) 以及成人和五岁以下儿童下呼吸道感染 (LRI) 的原因之一 (Forouzanfar 等人, 2015 年; Lim 等人, 2012 年)。成人健康影响的确定主要是基于长期队列研究所得的证据, 这些研究发现暴露于 $PM_{2.5}$ 与寿命缩短存在相关性。在长期暴露的流行病学队列研究 (这些研究组成了可用于健康影响评估的暴露 - 响应函数的基础) 中, $PM_{2.5}$ 是空气污染相关不良 (死亡) 反应的最强指示剂 (Chen 等人, 2008 年)。此处, 如大多数流行病学分析所示, 环境浓度被用作个人室外空气污染暴露量的替代指标。

上述证据并未发现不同 PM 成分或来源可产生不同的影响, 但不同成分的 PM 和来自不同污染源 PM 的毒性差异仍然是热点研究领域。最新的美国 EPA 期刊 (U.S. EPA 2009) 得出结论认为 “PM 的许多成分可以导致不同的健康影响, 但证据尚不足以区分与特定健康影响更具相关性的成分或污染源。” 此外, 就 PM 污染源而言, WHO REVIHAAP 评估 (WHO 2013) 认为, 在 2009 年 U.S. EPA ISA 得出结论认为目前证据不足以区分与特定健康影响更具相关性的成分或污染源之后, 并无进一步的新证据被提出。IARC 对颗粒物空气污染致癌性的最新评估结果被假定为污染源或成分的影响相互独立 (Loomis 等人, 2013 年)。该结论最近在大规模流行病学和毒理学研究 (HEI NPACT 审查小组 2013 年) 中已得到证实。根据目前的证据, $PM_{2.5}$ 的 GBD 评估结果均遵循我们在该分析中所采用的相同假设。

综合暴露 - 响应函数

在 GBD 框架中, 采用病因特异性 IER 对缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病、肺癌以及儿童和成人下呼吸道感染和肺炎的死亡率相对风险进行评估 (Burnett 等人, 2014 年)。该 IER 集中公布暴露于不同污染源 (室外空气污染、二手烟、室内空气污染和主动吸烟) 所致 $PM_{2.5}$ 的相对风险评估结果, 以在全球范围内估计 $PM_{2.5}$ 暴露的死亡相对风险。这些函数的应用对中国尤为重要, 因为大部分人口暴露分布均超过流行病学评估已经表征的浓度。为评估较高浓度时的空气污染影响, IERs 假定风险是 $PM_{2.5}$ 吸入剂量的函数, 而忽略暴露来源, 与上文概述的最新证据一致。该函数反映了低浓度大气 $PM_{2.5}$ 队列研究中观察到的风险变化, 在低浓度时近似线性。 $PM_{2.5}$ 最高浓度的预测风险与吸烟的风险一致 (Pope 等人, 2011 年)。在 GBD 2013 中, IERs 配合使用贝叶斯马尔科夫蒙特卡洛 (Bayesian Markov Chain Monte Carlo) 方法和一项经改进的幂函数 (A. Cohen 等人, 已提交¹⁵; Forouzanfar 等人, 2015 年)。更多详细信息, 请参见文本框以及 $PM_{2.5}$ 的 IER 模型。

15 Cohen A, Brauer M, Burnett R, Anderson HR, Estep K, Frostad J 等人。环境空气污染所致全球疾病负担: 2013 GBD 研究所得的当前负担和 23 年趋势的预测结果。已提交。

文本框: PM_{2.5} 的 IER 模型

暴露于细颗粒物 (PM_{2.5}) 室外浓度所致的缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病、肺癌以及儿童和成人急性下呼吸道感染的死亡率风险评估的进行主要是通过整合多种 PM_{2.5} 暴露来源的风险信息, 如室外空气污染 (AAP)、二手烟 (SHS)、生物燃料取暖和做饭所致的室内空气污染 (HAP) 和主动吸烟 (AS)。由于在整个全球浓度范围内的风险并无直接证据可用, 因此采用该方法进行评估。暴露于每一种污染源均被整合至相当于 24 小时平均环境浓度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)。我们提出 IER 假设认为, 每种类型 PM_{2.5} (AAP, SHS, HAP 和 AS) 暴露的影响相互独立。也就是说, 暴露于 AAP 是完全基于特定队列研究所检测的环境空气暴露估计值。同样的假设亦被用于其他类型的 PM_{2.5} 暴露。我们采用该类型的风险信息作为一种工具以延长浓度 - 响应曲线, 而不局限于北美和西欧队列研究所得的结果。

IER 的数学方程

$$IER(z) = 1 + \alpha \times (1 - e^{-\beta(z - z_{cf})^\gamma})$$

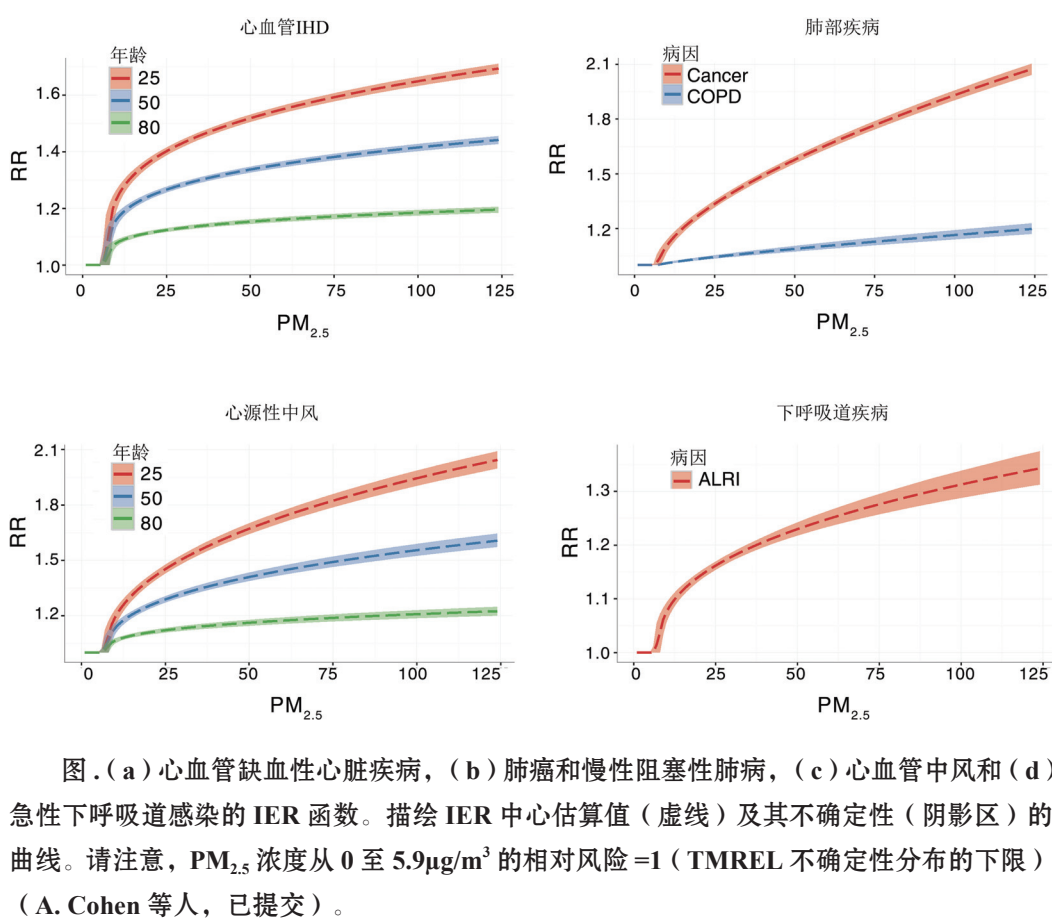
对于反事实分析浓度 z_{cf} , 低于此值时, 由于 $(z - z_{cf})^+ = (z - z_{cf})$ if $z > z_{cf}$, 则假设不存在额外风险, 否则为 0。IER 参数 (α , β , γ) 的不确定性分布采用贝叶斯框架进行确定, 贝叶斯框架假设每项研究观察到的相对风险的对数呈正态分布, 平均值的定义为 IER 函数以及方差 (研究特异性相对风险估计值的对数值的观测标准误的平方)。参数 (α , β , γ) 分别被假设具有非信息伽马分布, 且相互独立, 各自的均值为 100, 方差为 10,000。

反事实分析浓度 z_{cf} , 或者理论最小风险暴露水平 (TMREL) 被设定为均匀分布, 下限 / 上限分别为室外空气污染队列研究暴露分布的最小值和第 5 百分位, 并假设不能对任何暴露分布的第 5 百分位数以下的浓度 - 响应函数的形状进行表征。针对该平均算法选定的特定室外空气污染队列研究主要是基于其第 5 百分位均小于美国癌症学会癌症预防 II (CPS II) 队列研究的第 5 百分位 ($8.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。该标准自 GBD 2010 以来即被选定 (Lin 等人, 2012), 采用最小值 ($5.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 和 CPS II 队列研究的第 5 百分位。因此所得的 GBD 2013 下限 / 上限分别为 $5.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $8.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

根据估计的 (α , β , γ) 不确定性分布和预先指定的 z_{cf} 均匀分布不确定性, 得到了一千套 IER 参数估计值。基于此 1000 套参数估计值对每种 PM_{2.5} 浓度计算 1000 种 IER 曲线预测值, 从而表征 IER 函数估计值的不确定性。每种浓度的 1000 IER 预测值的平均值被用作中心预测值, 上 / 下限被定义为 0.975/0.025 百分位数。

下图所示为在 PM_{2.5} 浓度的全球范围 ($<125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 情况下, 涵盖 1000 种针对心血管缺血性心脏疾病、肺癌和慢性阻塞性肺病、心血管性中风以及急性下呼吸道感染的模拟的平均 IER 函数 (A. Cohen 等人, 已提交)。同时给出上 - 下不确定性范围。与高浓度相比,

在较低浓度时, IER 曲线均在曲线上方且相对风险的变化更大。缺血性心脏疾病、中风和下呼吸道感染表现出高于慢性阻塞性肺病和肺癌的曲线。对于缺血性心脏疾病和中风, 我们列出三个年龄组 (25-20, 50-55 和 80+) 随年龄增加而相对风险降低的 IER 函数。



中国空气质量影响健康的现状和趋势

在 2013 年, $PM_{2.5}$ 暴露导致 916,000 人死亡 (占中国死亡总数的 10%), 相比 1990 年增长 59%。在 2013 年, $PM_{2.5}$ 暴露分别导致 571,000 例男性死亡和 345,000 例女性死亡。在中国, 2013 年 $PM_{2.5}$ 占缺血性心脏疾病死亡因素的 17%, 中风死亡因素的 19%, 肺癌死亡因素的 37%, 慢性阻塞性肺病死亡因素的 8%, 以及急性下呼吸道感染死亡因素的 18%。

2013 年, 暴露于 $PM_{2.5}$ 是伤残调整寿命年 (DALYs) 的第 8 位疾病负担, 死亡的第 4 位危险因素 (图 1a, b)。2013 年, 超过 5% (5.4%) 的 DALYs 可归因于 $PM_{2.5}$ 暴露。这表明自 1990 年以来, 大气 $PM_{2.5}$ 所致疾病负担增加, 且大气 $PM_{2.5}$ 占 DALYs 的 3.8%, 排名第 8。在中国, 受 $PM_{2.5}$ 影响的主要疾病是心血管疾病, 包括缺血性心脏疾病和中风, 合计占中国 $PM_{2.5}$ 暴露所致 DALYs 的 64%, 其次是肺癌 (占 24%)。1990 年, 在中国, 心血管疾病亦是受 $PM_{2.5}$ 影响的最重要疾病, 而下呼吸道感染是第二位受影响的疾病。

HEI 专题报告 20: 燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

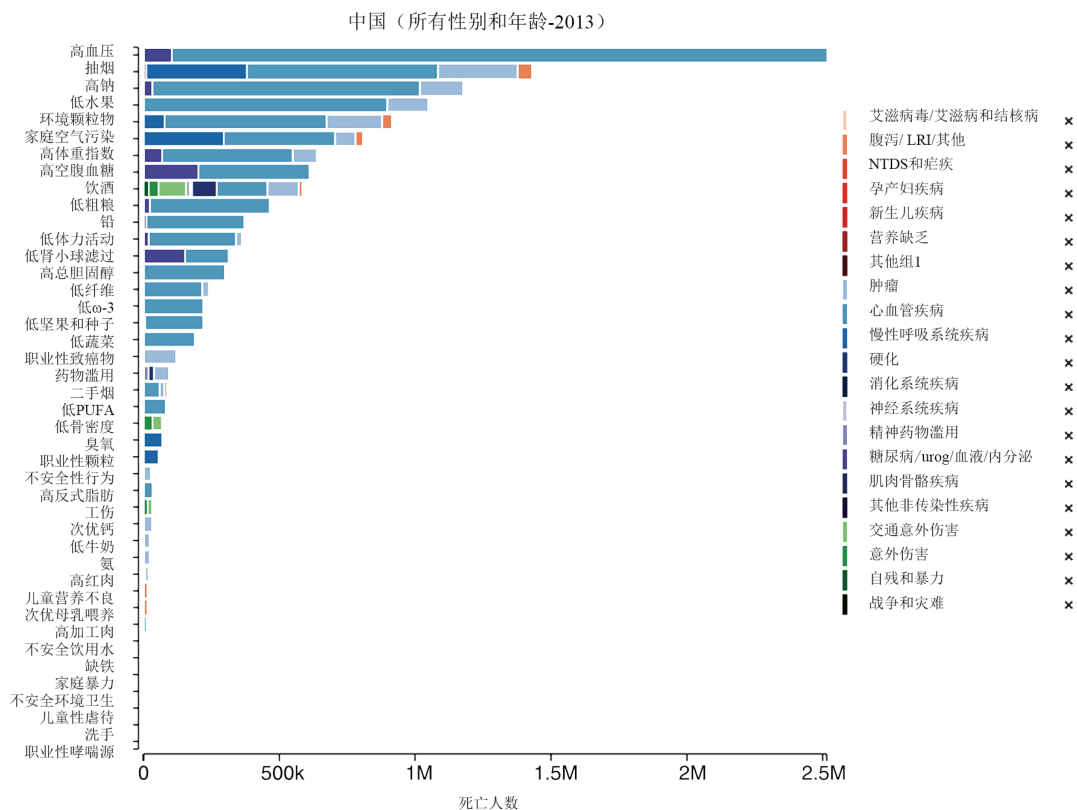


图 1a. 2013 年中国死亡风险因素排名

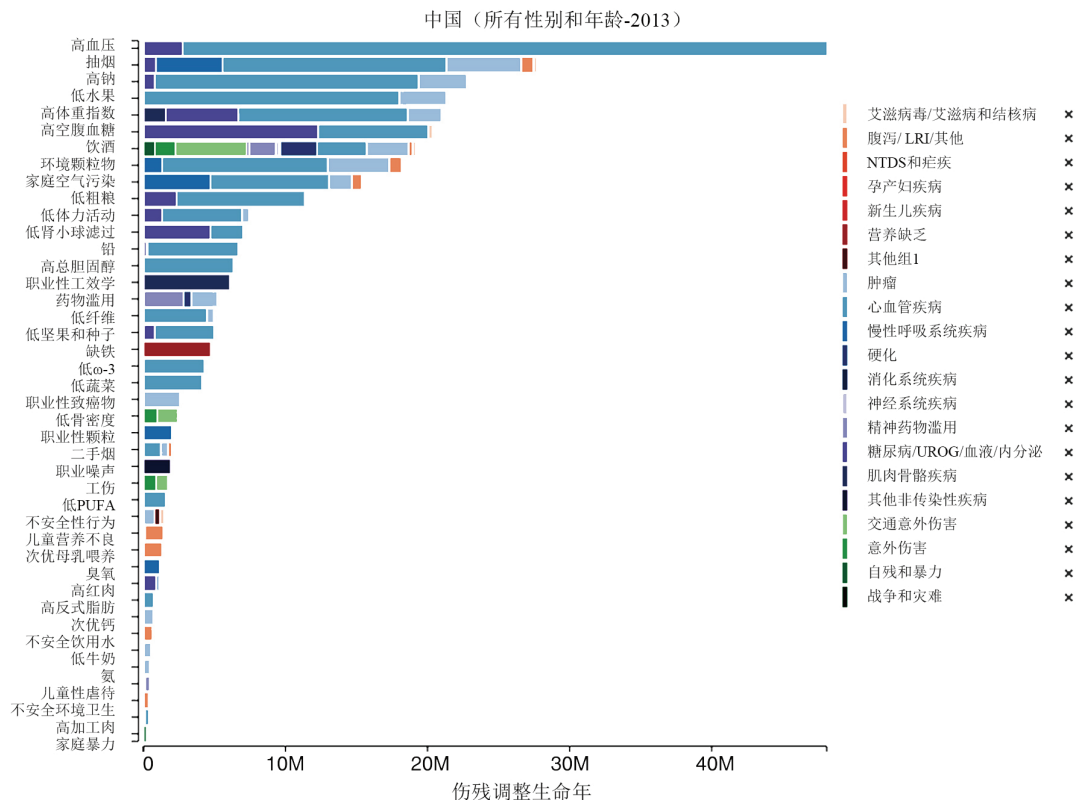


图 1b. 2013 年中国 DALY 风险因素排名

在省一级，总死亡人数或 DALYs 之间的差异主要由人口规模所致；在新疆、贵州、河南、河北、山东等省份，PM_{2.5} 所致 DALYs 高于其他省份（图 2）。

环境颗粒物污染物所致病因，所有性别、年龄标准化，2-13，DALYS/10万人

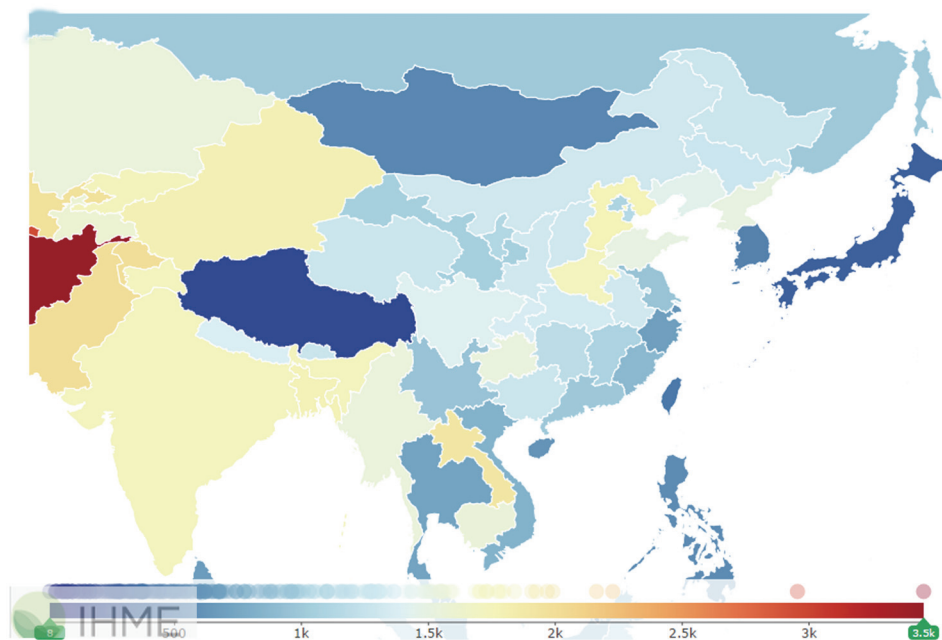


图 2. 中国各省年龄标准化的 PM_{2.5} 暴露所致 DALY 率。

2000 年以后，总负担和死亡的增加呈现显著加速趋势（图 3a, b）。1990 年，PM_{2.5} 相关性死亡共计 577,000 例，2000 年增加 19% 至 686,000 例，2013 年增加 34% 至 916,000 例。2000 年至 2013 年间，PM_{2.5} 所致死亡人数的年增长率约为 2.6%。

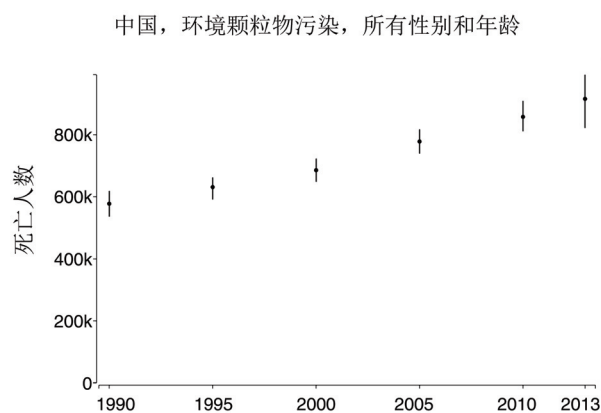


图 3a. 1990 年至 2013 年期间中国 PM_{2.5} 导致的死亡人数。

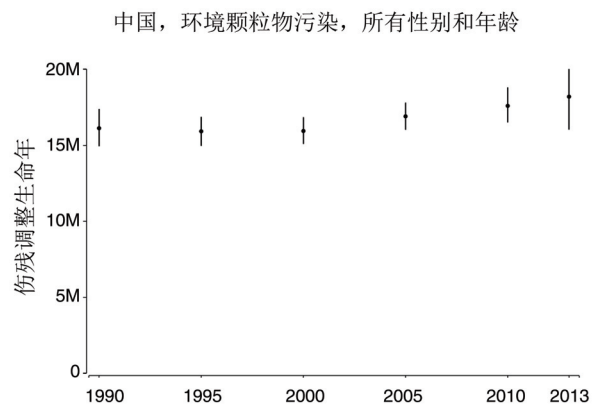


图 3b. 1990 年至 2013 年期间中国 PM_{2.5} 导致的 DALYs。

四种因素在 PM_{2.5} 归因性死亡的增加趋势中发挥了重要作用，包括 PM_{2.5} 暴露增加、人口增长、人口老龄化以及受空气污染影响疾病的患病率。

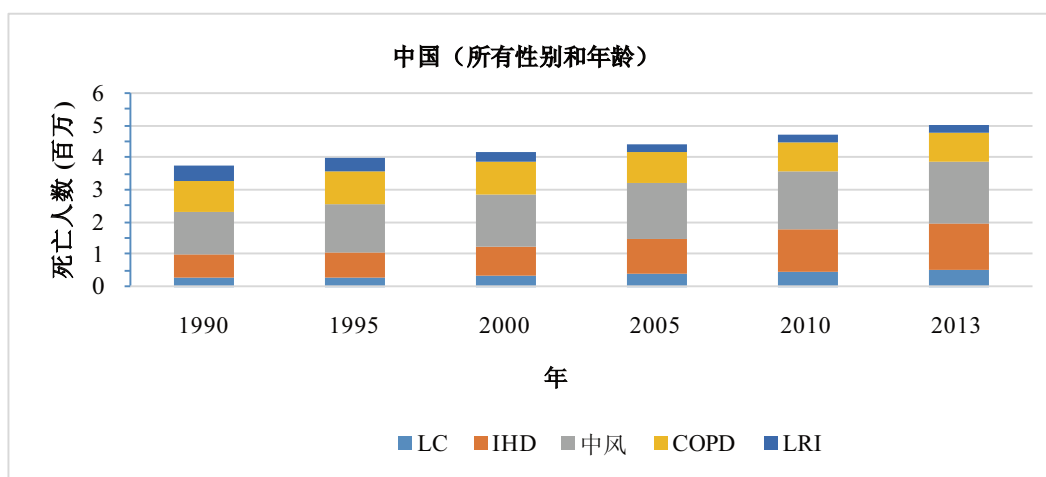
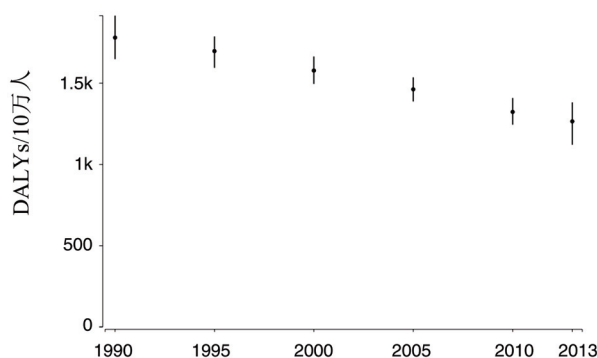


图 4. 中国暴露于 PM_{2.5} 所致疾病的总死亡人数。数据从“GBD 比较”页面下载（2015 年 10 月 28 日）。

从 1990 年到 2013 年，暴露于 PM_{2.5} 所致疾病的总死亡总人数不断增加（图 4）。从 1990 年至 2000 年，所有年龄的人均死亡率略微升高，从 50/10 万增至 53/10 万；但 2013 年，死亡率上升至 66/10 万。然而，年龄标准化死亡率的情况则不同。自 1990 年以来呈略微下降趋势，死亡率从 1990 年的 80/10 万人下降至 2013 年的 71/10 万人，每年下降约 0.5%（图 5）。在该时间段内，归因性 DALYs 呈现较大幅度的下降，主要是由于下呼吸道感染的发病率降低所致。

中国，环境颗粒物污染所致所有疾病（性别和年龄标准化）

图 5. 1990 年至 2013 年期间中国 PM_{2.5} 导致的 DALYs/100,000 人。

总体而言，在过去 23 年，中国 PM_{2.5} 所致病因特异性死亡的比例并未得到改善。例如，缺血性心脏疾病的人口归因分数¹⁶ 从 1990 年的 16.6% 上升到 2013 年的 17.0%，中风、慢性阻塞性肺病、肺癌和下呼吸道感染同样呈现增加趋势。该趋势在上面所讨论时间段内主要是由于 PM_{2.5} 的年均水平增加。

中国空气质量

中国最近已经制定相关政策以解决日益严重的空气污染。中国政府已定下目标，与 2005 年相比，在 2020 年将单位 GDP 的二氧化碳排放量降低 40% -45%（Wang 和 Hao, 2012 年）。在十一五环境保护规划中，中国设定了将单位 GDP 的能耗和全国 SO₂ 排放量分别降低 20% 和 10% 的目标（中华人民共和国国务院，2006 年）。在十二五环境保护规划中，中国设定目标将单位 GDP 的能耗降低 16%，全国 SO₂ 和 NO_x 排放量分别降低 8% 和 10%（中华人民共和国国务院，2012 年）。2013 年 9 月，中国发布《清洁空气行动计划》，承诺至 2017 年显著降低全国各地的颗粒物浓度，而在京津冀、长三角和珠三角等重点地区则制定了更高的目标（中华人民共和国国务院，2013 年）。为实现上述目标，中国政府已在多个经济领域推行一系列调控措施。对于发电厂，小型机组（≤ 100 MW）几乎全部被淘汰（2011 年国家发改委；中华人民共和国国务院，2012 年）；绝大多数煤电厂均已配备高效烟气脱硫（FGD）设备；同时，烟气脱硝设备得以快速普及（S.X. Wang 等人，2014 年）。然而，SO₂ 的卫星观测结果（用于中国 26 座独立燃煤发电厂排放建模）显示，这些电厂从安装烟气脱硫设施至设备有效运行之间的平均滞后时间为 2 年左右，

¹⁶ 人口归因分数是如果风险因素暴露量降低至理论上的最小风险水平，疾病负担可能出现的降低比例。特定危险因素所致疾病负担是该风险因素 PAF 和该风险因素相关疾病总负担的产物（即大气 PM_{2.5} 所致缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病、肺癌和急性下呼吸道感染的 DALYs）。

而在 2008 年之前，并无烟气脱硫设备运行的迹象（Wang 等人，2015 年）。对于工业部门，中国空气质量管理重点在于提高落后生产技术的能效（Zhao 等人，2013 年 c,d）。自 80 年代末起，中国已对工业污染源的 PM 排放进行控制。在过去，大多数工业锅炉均配备湿式洗涤器和旋风除尘器，而高效率袋式除尘器最近亦开始在市场普及（Lei 等人，2011 年；Zhao 等人，2013a）。2010 - 2014 年间，一系列新的工业排放标准出台，其中大部分均堪比世界上最严格的标准（S.X. Wang 等人，2014 年）。对于建筑行业，至 2006 年底，96% 的中国新建建筑均符合于 1996 年发布的建筑设计节能标准（清华大学建筑节能研究中心 [THUBERC] 2009 年）。更严格的标准已于 2010 年发布（中华人民共和国国务院 2012 年）。目前，中国政府亦计划制定政策以减少民用生物质和燃煤排放量（附件 IV）。对于交通运输行业，自 2000 年以来，中国已根据欧盟标准出台一系列针对新车辆和发动机的排放标准。最近，轻型汽车和重型柴油车的欧 IV 标准分别在 2011 年和 2013 年得以实施（S.X. Wang 等人，2014 年；Wu 等人，2012 年）。

HEI 审查步骤

该报告草案的最终版本由 HEI 选定的三个独立外部评审员对报告的准确性、质量和解释恰当性进行审查，三位专家的专业分别为空气质量、大气化学和建模以及对健康影响。外部评审员分别为：Tong Zhu（北京大学）、Markus Amman（IIASA 研究所）、John Evans（哈佛大学）。该草案亦将由 GBD MAPS 指导委员会专家进行审查。在收到反馈意见之后，工作组撰写最终报告。该报告的主要研究结果还在 2016 年 2 月提交至美国科学促进会，并在 2016 年 5 月于丹佛举行的 HEI 年度会议上发表。

燃煤和其他主要空气污染源所致疾病负担的评估

GBD MAPS 的总体分析方法主要包括三个部分，并按照以下顺序执行：

1. 利用全球化学传输模型 GEOS-Chem 的嵌套版本对燃煤和其他主要排放源对大气 PM_{2.5} 的贡献程度进行评估（见 GEOS-Chem 文本框）。
2. 通过采用 GEOS-Chem 计算的贡献比重，对各行业进行 GBD 评估。
3. 在国家和省级层面，通过（a）GBD 的病因特异性疾病负担估算以及（b）用于描述成人缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病和肺癌以及儿童和成人下呼吸道感染的空气污染风险评估结果的综合暴露——响应（IER）函数，结合第（2）步所得的燃煤和其他特定污染源大气 PM_{2.5} 的估算结果对中国疾病负担各行业所占比重进行评估。

这些步骤将在以下章节中进行详细描述。

燃煤和其他主要排放源对大气 PM_{2.5} 贡献比重的评估结果

我们使用化学传输模型 GEOS-Chem 就多个污染源行业对大气 PM_{2.5} 的贡献比重进行了模拟，定量研究大气 PM_{2.5} 水平对贡献源扰动的敏感性。选择 GEOS-Chem 用于敏感性模拟，主要是考虑到中国的广大用户群体，并且该模型在既往的 GBD 和类似分析中被广泛使用。对于基准年，模拟采用 2013 年排放清单，并选择最能代表 2010-2012 年均气象情况的 2012 年作为气象年。此外，我们对 2030 年的四种未来情景进行了评估（表 1）。

敏感性模拟包括：

- 采用标准模拟（STD）对 2010-2012 年各地的气象变化情况进行分析。
- NH₃ 减排 20% 的影响。
- 总燃煤、工业燃煤、燃煤发电厂以及民用燃煤的贡献比重。
- 其他污染源行业（交通运输、非煤行业、民用生物质、露天生物质焚烧和溶剂使用）的贡献比重。

敏感性模拟是分别把燃煤总排放量及特定行业的燃煤排放量从排放清单中移除。采用最新清单按次序运行 GEOS-Chem 全球模式及嵌套网格模式。因此，敏感性模拟结果所描述的是去除某个燃煤排放源之后的大气 PM_{2.5} 浓度。我们通过分析标准模拟和敏感性模拟之间的差异来评估燃煤对大气 PM_{2.5} 浓度的影响。对所有燃煤排放源以及其他主要污染源，我们均采用这种方法进行分析。通过比较标准模拟和敏感性模拟之间模拟环境浓度的差异，我们发现，排放量与环境浓度以及影响颗粒形成的大气化学之间呈现复杂的非线性关系。

文本框：GEOS-Chem 和中国的高分辨率模拟

在世界范围内，约有 100 个研究团体使用 GEOS-Chem (www.geos-chem.org) 化学传输模型。该模型采用气象数据集、排放清单和大气物理和化学过程的参数化公式，模拟气溶胶和气体化合物的时空演化过程。PM_{2.5} 模拟包括硫酸盐 - 硝酸盐 - 铵盐 - 水系统 (Park 等人, 2004 年)、一次 (Park 等人, 2003 年) 和二次 (Henze 等人, 2006 年, 2008 年; Liao 等人 2007 年; Pye 等人, 2010 年) 碳气溶胶、矿物粉尘 (Fairlie 等人, 2007 年) 和海盐 (Alexander 等人, 2005 年)。边界区域由全球 GEOS-Chem 模拟提供，水平分辨率为纬度 4° 和经度 5° (距离赤道约 445×553 公里)，每三小时更新一次。此处所用的 GEOS-Chem 的东亚嵌套版本涵盖 70°E 至 150°E 以及 10°S 至 55°N 的区域，是由 Chen 等人于 2009 年开发，采用 NASA Goddard 地球观测系统 (GEOS-5) 的同化气象场 (分辨率为 0.5°×0.67°，距离赤道约 56×74 公里)。虽然该模型已开发更高分辨率的东亚嵌套版本 (0.25°×0.3125°，距离赤道约 28×35 公里)，但由于其仍处于实施的早期阶段，因此未在本研究中使用。在 GBD 中，环境臭氧同样对空气污染所致疾病负担有一定贡献。虽然煤炭燃烧也会带来臭氧前体物的排放，也在 GEOS-Chem 中进行了模拟，但我们并未对煤燃烧的臭氧产生所致疾病负担进行分析。对于 GBD 2013，臭氧对中国死亡率的影响为 PM_{2.5} 的 7%，因此与煤燃烧产生的 PM_{2.5} 相比，燃煤产生的臭氧对疾病负担的影响可能非常小。此外，燃煤会产生其他污染物 (例如，NO₂)，同样可导致不良健康影响，但并未被纳入 GBD 或此分析之中。GEOS-Chem 模型已广泛应用于中国 PM_{2.5} 的研究 (例如，Jiang 等人, 2015 年; Kharol 等人, 2013 年; Wang 等人, 2014 年; Zhang 等人, 2015 年; Xu 等人, 2015 年)，包括气溶胶光学厚度的卫星观测值，以及 GBD 中评估的地面 PM_{2.5} 水平 (Brauer 等人, 2012 年, 2016 年; van Donkelaar 等人, 2010, 2015)。

GEOS-Chem 模型已完全耦合臭氧 -NO_x- 烃化学和气溶胶，包括硫酸盐 (SO₄²⁻)、硝酸盐 (NO₃⁻)、铵盐 (NH₄⁺) (Park 等人, 2004 年; Pye 等人, 2009 年)、有机碳 (OC) 和黑炭 (BC) (Park 等人, 2003 年)、海盐 (Alexander 等人, 2005 年) 和矿物粉尘 (Fairlie 等人, 2007 年)。此外，我们也引入了 Wang 等人提出的 SO₄²⁻ 模拟模拟机制 (2014)。气体和气溶胶相之间的硝酸盐 (HNO₃) 和氨的平衡主要是采用 ISORROPIA II 进行计算 (Fountoukis 和 Nenes 2007)。根据 Heald 等人 (2012 年) 和 Walker 等人 (2012 年) 研究，我们已对模型中夜间混合过浅的边界层 (PBL) 深度和 HNO₃ 的过度生成进行了修正。二级有机气溶胶的形成考虑到异戊二烯 (Henze 和 Seinfeld, 2006 年)、单萜和其它反应性挥发性有机化合物 (ORVOCs) (Liao 等人, 2007 年) 以及芳烃 (Henze 等人, 2008 年) 的氧化。在 PM_{2.5} 的计算中，我们假定有机物质：有机碳的比例为 1:1.8，中国 PM_{2.5} 的相对湿度为 50%。

图 6 所示为得到煤燃烧贡献程度过程的概述。

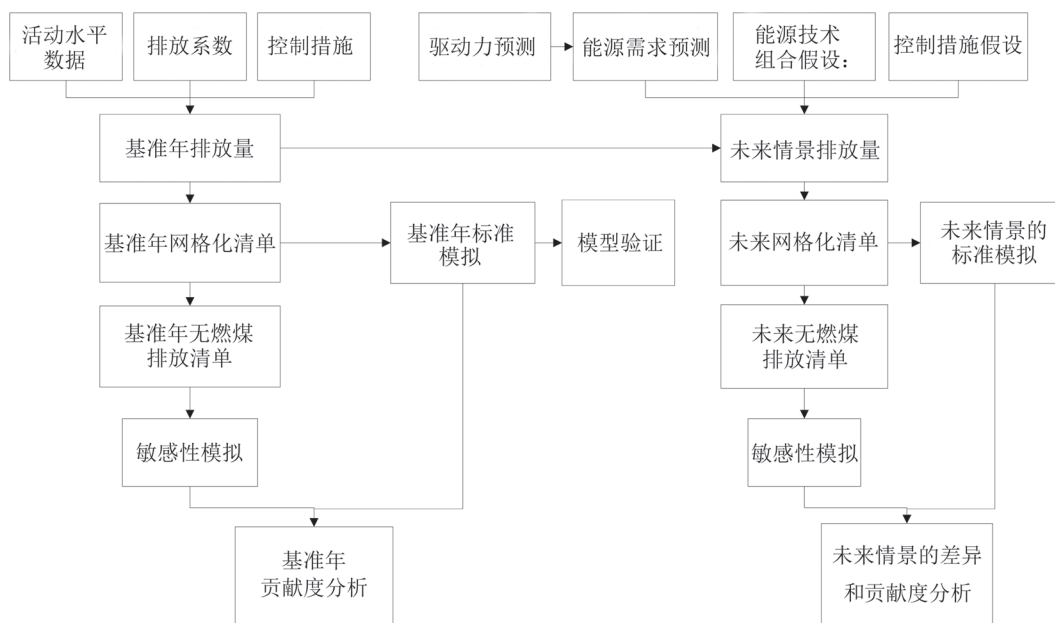


图 6. 燃煤贡献度评估的技术路线图。

通过全球化学传输模型 GEOS-Chem (v9-01-03 版本) 进行标准和敏感性模拟以评估燃煤 (和其他行业) 对当前和未来大气 PM_{2.5} 的贡献度。

本研究的基准年采用 2012 年的气象数据和 2013 年的排放清单。我们同样对 2030 年四种未来情景进行了评估, 包括 BAU[1]、BAU[2]、PC[1] 和 PC[2] (表 1)。一种基于单元的与该项目具有特定相关性的方法被用于评估大污染源的排放量, 包括煤电厂、钢铁厂和水泥厂。这些大污染源的排放量基于各设施的信息, 可显著提高排放的准确度和空间分辨率 (Zhao 等人, 2008 年)。

表 1. 未来情景定义		
能源政策	尾气排放控制政策	
	[1] 十二五环境保护规划	[2] 不计成本的最大限度排放控制
BAU: 截至 2012 年年底的最新立法及实施情况	BAU[1]	BAU[2]
PC: 将实施其他节能政策, 包括改变生活方式、调整结构、提高能效。	PC[1]	PC[2]

首先采用基准年和未来情景的排放清单进行标准模拟。为获得边界区域, 首先在全球范围的 4°×5°分辨率情况下运行 GEOS-Chem 全球模型。采用所获取的边界区域, GEOS-Chem 的东亚嵌套模型在随后被用于进行东亚区域的模拟。GEOS-Chem 嵌套网格模型的结果

可显示中国当前和未来情景下的大气 PM_{2.5} 浓度。

我们针对中国 2013 年的 SO₂、NO_x、PM₁₀、PM_{2.5}、BC、OC、NMVOC 和 NH₃ 制定了排放清单。这是在第三阶段亚洲模型比较研究 (MICS-III)¹⁷2010 年排放清单的基础上, 根据最新的能源消费数据与排放控制政策进行的更新。具体而言, 该清单采用一种排放因子方法计算空气污染排放量, 具体计算方法在我们以往的工作中详细的描述 (Wang 等人, 2014 年; Zhao 等人, 2013 年 b,c,d)。污染物排放量根据活动水平数据 (能源消耗、工业产品、溶剂使用等)、基于排放因子的技术以及控制技术的普及率对各省各行业的排放量进行计算。各行业的活动水平数据和技术分布主要依据中国统计信息 (国家统计局 [NBS]2014a,b,c)、各类中国科技报告 (中国电力企业联合会 2011; 中国国家发改委能源研究所, 2009, 2010; THUBERC 2009) 和一种能源需求建模方法。排放因子请参见 Zhao 及其同事的研究 (2013b)。控制技术的分布及普及率根据政府公告 (中国环境保护部 [MEP]2014 年)、排放标准的演变以及各类技术报告更新至 2013 年。人为排放时空分布的方法和参数、NMVOC 排放的形态以及生物 NMVOC 排放量的计算已由 Wang 及其同事进行阐述 (2011 年)。如 Zhao 及其同事 (2013c) 以及 Wang 及其同事 (2014 年) 的所述, 对排放清单进行了 Monte Carlo 不确定性分析。表 2 为中国排放不确定性分析结果。

表 2. 中国排放不确定性分析结果。最后一行为总排放量平均值的 90% 置信区间。

	NO _x	SO ₂	PM _{2.5}	NMVOC
发电厂	±34%	±30%	±31%	—
工业	±41%	±49%	±53%	±63%
建筑行业	±55%	±51%	±68%	±65%
交通运输业	±66%	±48%	±52%	±57%
溶剂使用行业	—	—	—	±78%
其他行业 (主要为生物质露天焚烧) a	±177%	±179%	±216%	±184%
总排放量	[-31%, 44%]	[-29%, 45%]	[-39%, 49%]	[-42%, 67%]

气象敏感性

鉴于此分析强调当前 (2013 年) 和未来排放量, 而非环境污染的逐年变化情况, 典型气象年被选定用于所有模拟。我们采用相同的排放清单, 分别使用 2010、2011 和 2012 年气象数据对大气 PM_{2.5} 浓度进行模拟, 并将模拟结果同以上三年的平均结果比较, 发现使用 2012 年气象数据的大气 PM_{2.5} 和 2010-2012 年均值两者之间的差异最小, 且中国东部地区 (该地区总体 PM_{2.5} 浓度最高) 的差异明显较小。对 2012 年和 3 年平均值进行比较, 模拟 PM_{2.5} 浓度的平均每月差异范围为 -0.23 至 -6.6 μg/m³。中国东部地区的差异较大, 十月和十一月在 34.8

¹⁷2010 年清单已经被纳入 HTAP (空气污染评估的半球运输)。未来排放情景类似于 GAINS (温室气体和空气污染互动和协同模型) 所用情景。

至 $-35.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间。此外, 各省年均人口加权 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的分析结果表明, 在人口最稠密的省份, 2012 年气象数据所得的模拟 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露量与根据 2010-2012 年均值的模拟 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露量最为接近。因此, 我们选择 2012 年气象数据进行所有模拟。对印度亦进行类似的分析, 2010-2012 年不同年份的偏差变异性较小, 而根据 2012 年气象数据的偏差也较低 (范围在 $+9.3$ 至 $-1.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间)。

对燃煤和其他污染源所致大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的评估

将 GEOS-Chem 模拟估计的燃煤和其他污染源的空间分辨率贡献比例乘以 GBD (2013) 开发的高分辨率大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度估计值, 以此估计燃煤和其他污染源所致大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。GBD 浓度估计方法为: (a) 结合卫星评估结果, 利用 GEOS-Chem 提供气溶胶光学厚度与地表 $\text{PM}_{2.5}$ 之间关系的信息 (b) TM5-FASST (快速场景筛选工具) 模拟, 以及 (c) $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ 分辨率处的可用年均 (2010-2013 年) PM 测量值。

使用这些估计值可明确整合相关位置的可用 $\text{PM}_{2.5}$ 表面测量值。对中国而言, 其中包括约 80 个 $\text{PM}_{2.5}$ 测量值以及约 300 个其他位置的 PM_{10} 测量值, 用于根据 $\text{PM}_{2.5}:\text{PM}_{10}$ 的比值预测 $\text{PM}_{2.5}$ 值 (例如, 80 个 $\text{PM}_{2.5}$ 测量位置中大多数也有 PM_{10} 的测量值, 从而推导出当地比率)。 $\text{PM}_{2.5}:\text{PM}_{10}$ 比值与直接 $\text{PM}_{2.5}$ 测量值整合后被直接采纳为上述模型的变量 (Brauer 等人, 2016 年), 通常表示为绝对精确度降低和空间代表性提高之间的折衷。

对燃煤和其他污染源行业所致疾病负担的评估

本研究使用燃煤和其他特定污染源所致大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的空间分布结合用以描述成人缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病、肺癌以及儿童和成人下呼吸道感染空气污染风险估值的 IER 函数 (Burnett 等人, 2014 年) (见 IER 文本框), 以评估全中国及各省各行业对疾病负担的贡献。根据 GBD2010 针对家庭烹饪和取暖以及公路运输进行的既往分析结果, 标准假设是一个污染源行业对空气污染疾病负担的贡献程度 (p) 是该行业对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 贡献的单独比例, 可由人群归因分数 PAF (p) 代表。即, $\text{PAF}(p) = \text{PAF} \times p$, 其中 PAF 是与 $\text{PM}_{2.5}$ 相关的人群归因分数。已知 (见附件 II) 该假设在数学上等同于 PAF (包括浓度 $p \times z$ 的所有可能变化) 的平均值, 浓度区间范围为反事实分析至 z 。我们已经采用该策略估计任何单个或多个污染源所致 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露相关的总体疾病负担贡献程度, 主要方法为将 $\text{PM}_{2.5}$ 的归因风险 (如 IER 的测量值) 分解至特定污染源, 以与其对总体 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的贡献程度成正比。污染源贡献的该方法主要是基于在浓度 z 时评估的 IER 的平均导数, 浓度范围为反事实分析至 z 。我们注意到 IER 本身并不表现为线性, 仅能计算平均导数。由于人体同时暴露于所有污染源导致的细颗粒物, 不知道此种 $p \times z$ 变化发生于暴露分布的何处, 因此采用这种方法。我们使用比例源 PAF 方法对当前和未来情景进行评估。

我们认为该方法可提供更有力的结果, 因为其对每个污染源从总浓度中移除的顺序不敏感。因此, 相比于移除污染源贡献程度, 它提供了一种沟通结果的更直接方法, 范围涵盖 z 至 $(1-$

p)×z。当同时考虑多个污染源以及大量疾病负担估计值（每个均取决于污染源控制的顺序）时，决策者可能会混淆。比例源方法还具有另一优势，即所有污染源的疾病负担总和等于大气 PM_{2.5} 暴露所致的疾病负担。一次移除一种污染源的暴露量则不具有这种高度合乎要求的属性。当与政策制定者和决策者进行沟通时，我们认为我们的比例源方法可提供更清晰的阐述。这些方法将在附件 I 和 II 进行更详细地讨论。

不确定性

虽然归因性疾病负担的评估均带有相对的不确定性区间，但我们未在该分析中对不确定性进行正式评估。我们计算所得疾病负担估计值的总体不确定性是一个 PM_{2.5} 估计值、IER 和基线健康率的不确定性函数。例如，在结果中，我们列出了特定污染源行业所致大气 PM_{2.5} 和 PM_{2.5} 的人口加权平均浓度，表示为平均值和 95% 不确定性区间。该不确定性的评估主要是通过化学传输模型 CTM 和基于卫星的浓度估计值结合校准参数和校准函数的标准误差，采集 1000 个每个网格单元的吸附样本。此种不确定性是与 IER 不确定性和基线发病率的不确定性一起播散并得到归因性疾病负担的不确定性。各种污染源行业对大气 PM_{2.5} 的贡献程度不确定性未被列入，因为该举措将超出该分析的范围。如上所述，基于 Monte Carlo 模拟的排放量评估值的不确定性范围为 -42% 到 +67%，主要取决于不同的排放源和大气污染物。我们试图通过在适用处对污染源解析分析进行有限比较，为污染源归因不确定性提供部分来龙去脉，并且已在下文进行更详细的阐述。与 GBD 一致，所有评估均按最高分辨率输入至受限空间错位的顺序进行。具体而言，暴露量估计值和人口处于 0.1° × 0.1° 网格单元水平，并被用于 IER 以评估 PAF。污染源贡献度处于模拟水平，约 56×74 公里。基线疾病负担位于省一级，随后合计得到国家级的评估值。

燃煤和其他主要来源所致的当前疾病负担

当前燃煤和其他主要污染源的排放量估计值

根据本研究的估算，中国 2013 年的 SO₂、NO_x、PM₁₀、PM_{2.5}、BC、OC、NMVOC 和 NH₃ 人为源排放量分别为 23.1Mt、25.6Mt、16.5Mt、12.2Mt、1.95Mt、3.42Mt、24.2Mt 和 9.62Mt。各省各行业的 PM_{2.5}、SO₂、NO_x、NH₃ 和挥发性有机化合物（VOC）排放量¹⁸ 请参见图 7-11。详细列表请参见附件 III。

¹⁸ 图 7-11 所纳入的排放行业：AGRL= 农业畜牧业，AGRF= 农业肥料，DOFU= 民用燃料使用（非生物质），DOBI= 民用生物质，DOCB= 民用燃烧，DOSO= 民用溶剂使用，DOTH= 民用或其他，INCB= 工业燃烧，OPEN= 露天焚烧，PPCB= 发电厂燃烧，PRCE= 水泥排放，PRIR= 钢铁排放，PROT= 工业生产过程，PRSO= 工业溶剂使用，TRON= 公路运输排放，TROF= 非公路运输排放。

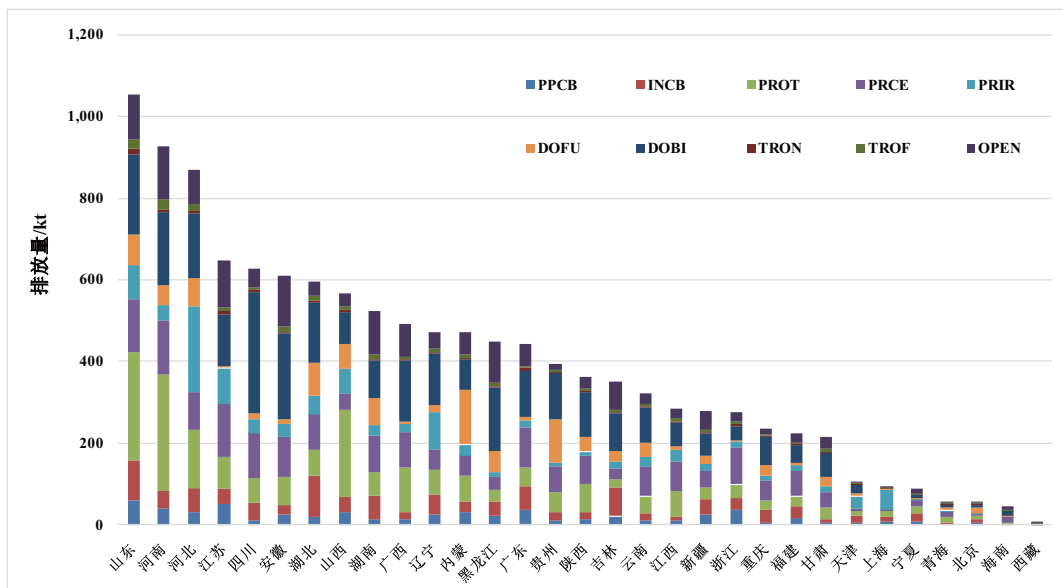


图 7. 各省各行业的 PM_{2.5} 排放量（千吨（kt））（2013）。

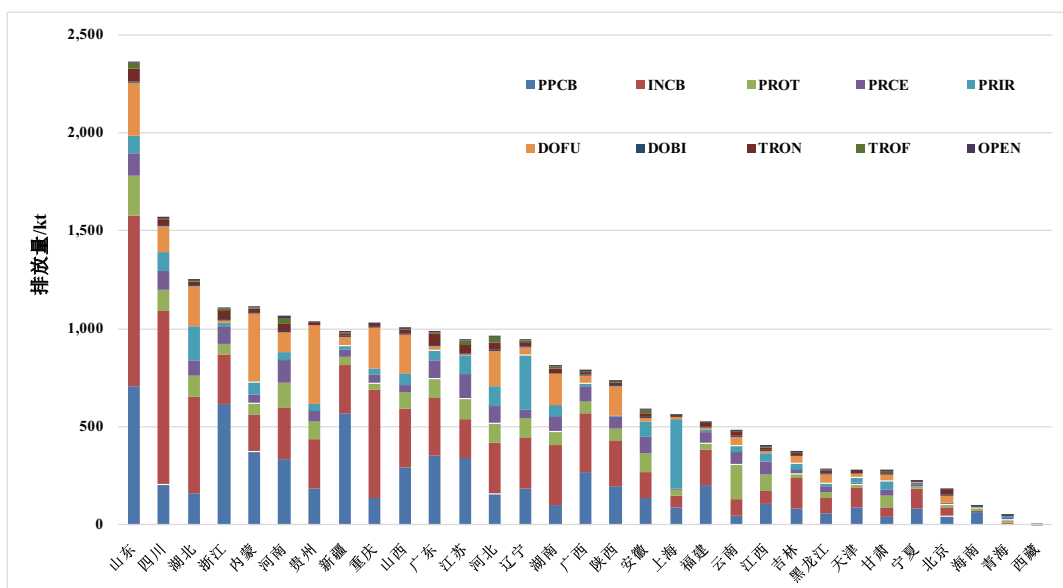


图 8. 各省各行业的 SO₂ 排放量（千吨（kt））（2013）。

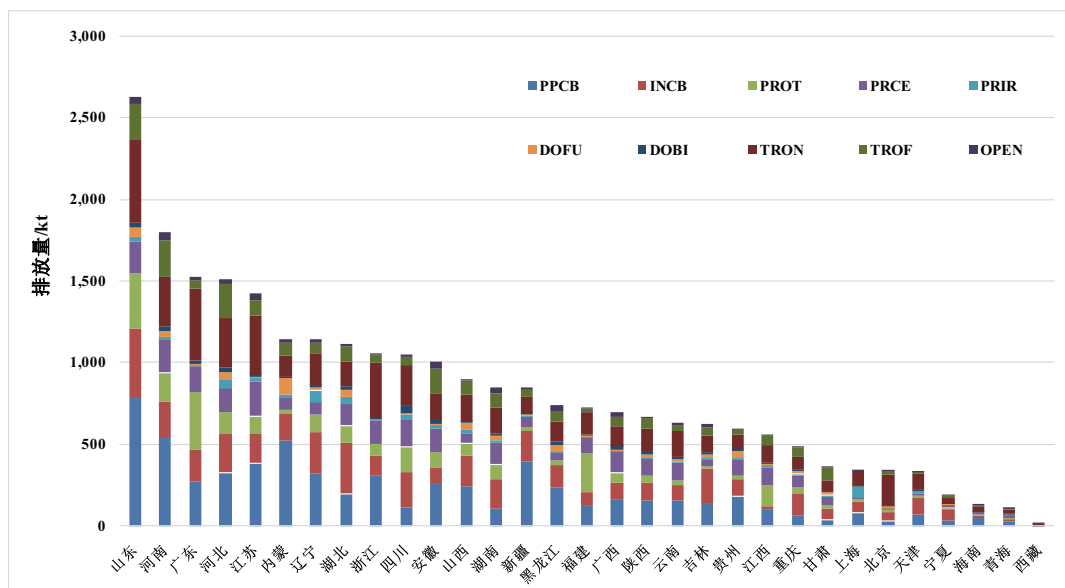


图 9. 各省各行业的 NO_x 排放量（千吨（kt））（2013）。

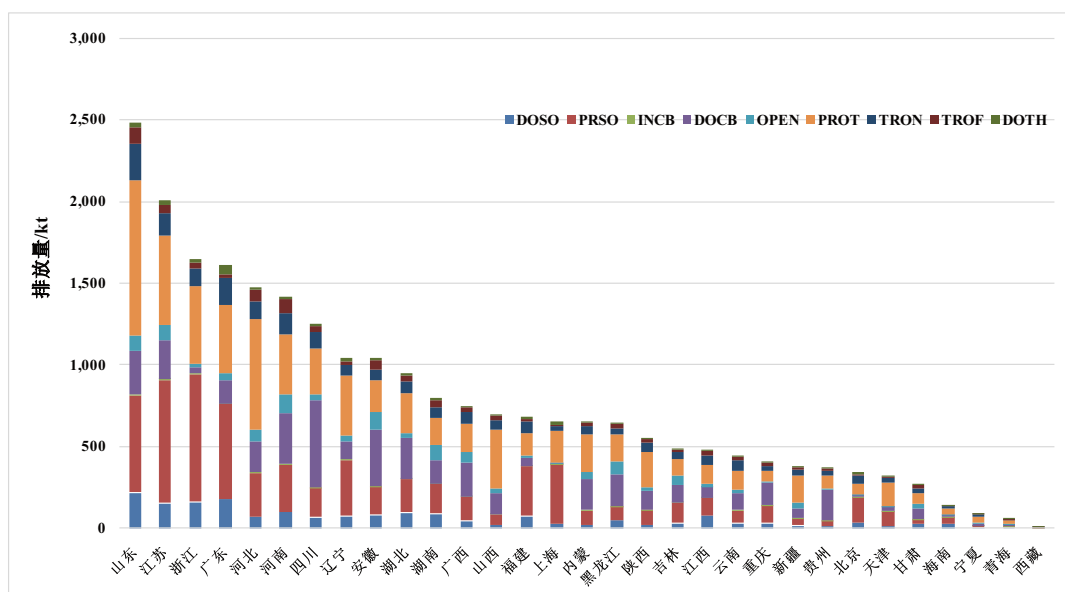


图 10. 各省各行业的 VOC 排放量（千吨（kt））（2013）。

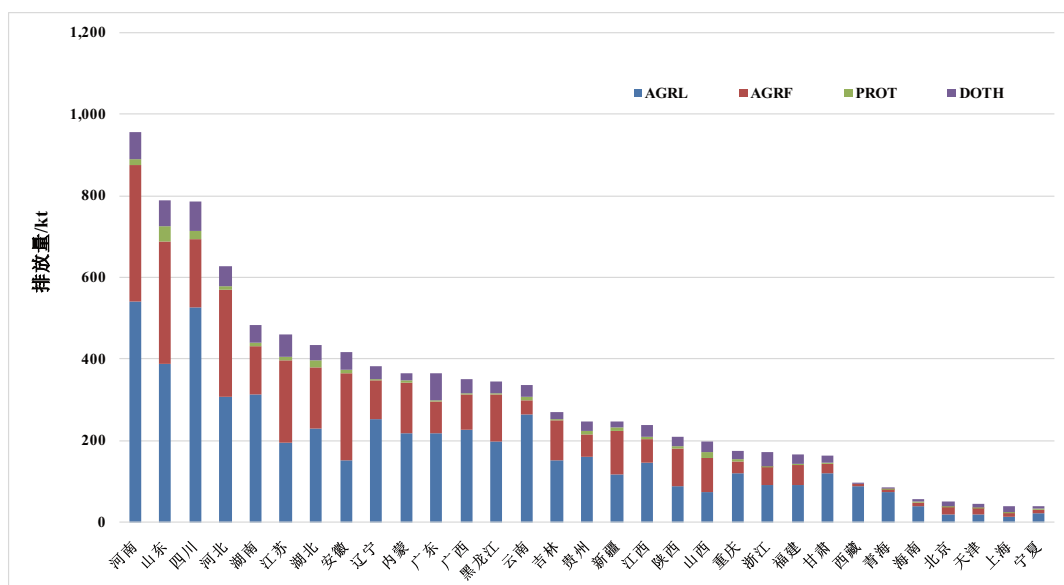


图 11. 各省各行业的 NH₃ 排放量 (千吨 (kt)) (2013)。

模型校验与评估

鉴于 GEOS-Chem 模型对东亚地区 PM_{2.5} 浓度 (Xu 等人, 2015 年) 和成分 (Philip 等人, 2014 年; Xu 等人, 2015 年) 的模拟已被很多研究进行了验证与评估, 且我们的目标在于及时得到归因性疾病负担的估计值以进行政策制定, 因此我们的评估具有局限性。此外, 我们使用 GEOS-Chem 模拟值并结合地面测量值和遥感观测资料, 获得大气 PM_{2.5} 估计值。在该研究中, 我们采用中国环境监测中心 (CNEMC) 网站的地面 PM_{2.5} 测量值对我们的模型进行评估。该监测计划于 2013 年 1 月启动, 初期覆盖中国 74 个主要城市, 目前已纳入 338 个地级市。按照 CNEMC 对质量控制的要求进行 PM_{2.5} 监测 (常规温度控制, 以及相对湿度 50±5%; 详见 <http://www.cnemc.cn/>)。

虽然该模拟使用 2012 年气象数据, 而中国 PM_{2.5} 的官方观测始于 2013 年, 但我们对模拟的空间偏差特别感兴趣。图 12 对模拟结果和 2013 年中国 74 个城市的年均 PM_{2.5} 浓度进行比较。该模型成功的模拟了 PM_{2.5} 浓度的空间分布, 偏差仅为 16.3%。年均浓度的相关性为 0.68。低估主要见于在中国北方平原的污染较为严重的区域, 这些地方的观测值在很大程度上受当地排放的影响, 但由于模型分辨率的限制, 当前的模拟无法捕捉这些影响 (Zhang 等人, 2012 年)。该模型在中国南方的表现更佳, 因为这些地方的 PM_{2.5} 浓度较低。然而, 对于 PM_{2.5} 组分的模拟情况, 硫酸盐水平依然被低估, 而硝酸盐则有可能被高估, 但这是众多模型的共同问题。这可能反映了模型未能充分表征的非均相化学性质。硫酸盐含量的低估也将导致燃煤对大气 PM_{2.5} 贡献度出现系统性低估。模拟所用气象数据 (2012 年) 和观测值 (2013 年, 包括 2013 年 1 月的特别不利气象条件) 之间的不一致也是导致模型与观测间偏差的一个原因。

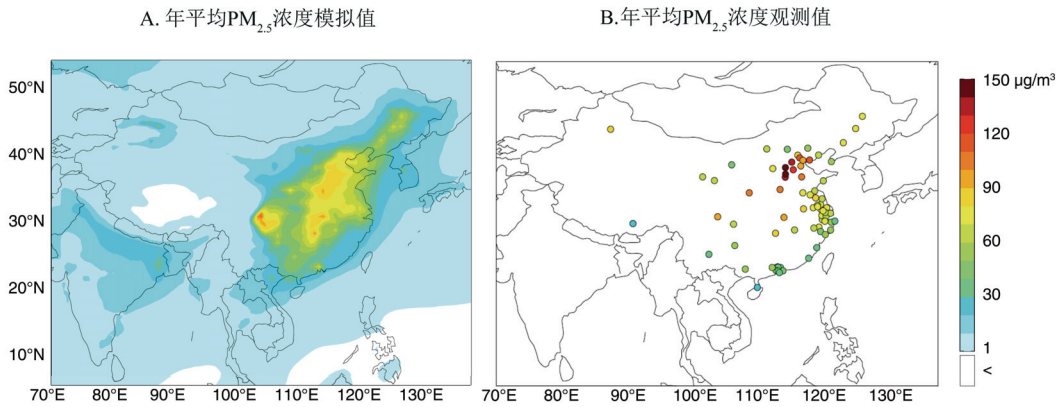


图 12. 模拟和观察到的年均 PM_{2.5} 浓度。

由于我们直接将模拟所得的污染源行业贡献度与 GBD2013 所用的环境浓度估计值进行耦合, 因此我们也将模拟所得空间布局 and 绝对水平 (图 12) 与 GBD2013 的估计值进行比较。虽然考虑到其不同的分辨率, 对于任何特定区域均不能直接对方法进行比较, 但空间布局及绝对水平与中国东部和北部的通常水平 (范围约 40-70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 类似, 最大约为 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 个别地区的水平甚至高于 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

图 13 所示为模拟和观测到的季节平均浓度之间的比较结果。PM_{2.5} 浓度表现出明确的季节性变化, 冬季最高, 夏季最低, 模型亦正确的再现了 PM_{2.5} 浓度的季节性变化。最大的偏差出现于冬季 (-23.3%); 该模型性能在其它季节较好, 偏差在 -13.3% 和 -10.8% 之间。季节性平均值的相关性处于 0.58 和 0.62 之间。模拟往往低估中国北部 (36° N 和 40° N 之间) 的 PM_{2.5}, 尤其是在冬季。这可能是由于大幅度低估硫酸盐以及高污染事件期间的有机碳所致。

这些结果与其他研究对 GEOS-Chem 中国区域气溶胶模拟的验证结果基本一致。Wang 及其同事 (2013 年) 的研究指出, 与东亚 22 个站点的观察结果相比, GEOS-Chem 硫酸盐、硝酸盐和氨年均浓度的模拟分别存在 -10%、+31% 和 +35% 的偏差。Lou 及其同事 (2014 年) 将模型模拟的 7 个城市地区和 7 个偏远地区的硫酸盐、硝酸盐、氨、黑炭和有机碳的季节性平均浓度与观测浓度进行比较, 结果显示分别存在 -41%、61%、55% 和 -69% 的偏差。

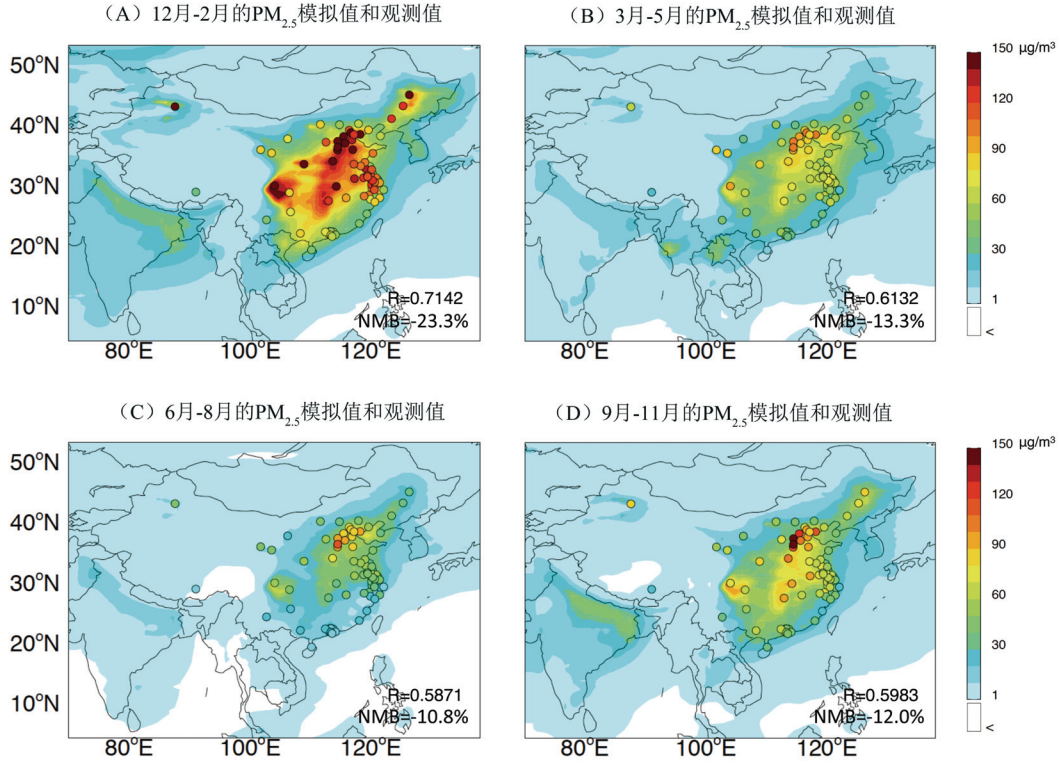


图 13. 模拟和观察到的季节性 $PM_{2.5}$ 浓度。DJF=12月-1月-2月，MAM=3月-4月-5月，JJA=6月-7月-8月，SON=9月-10月-11月，NMB= 标准平均偏差

燃煤和其他主要污染源对 $PM_{2.5}$ 的贡献度（2013 年）

GEOS-Chem 所得的总燃煤和行业燃煤对模拟 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献度

图 14 所示为总燃煤（图 14a）和不同燃煤行业（图 14b-d）的模拟贡献度百分比。图中所示为燃煤和子行业的贡献百分比，而不是绝对贡献，空间分布也受到其他污染源存在的影响。例如，在中国西北新疆的电厂燃煤贡献度相对较高，反映该地区其他主要污染源较少；而在中国大部分农村地区，民用燃煤绝对贡献的重要程度被其他污染源的存在所掩盖。

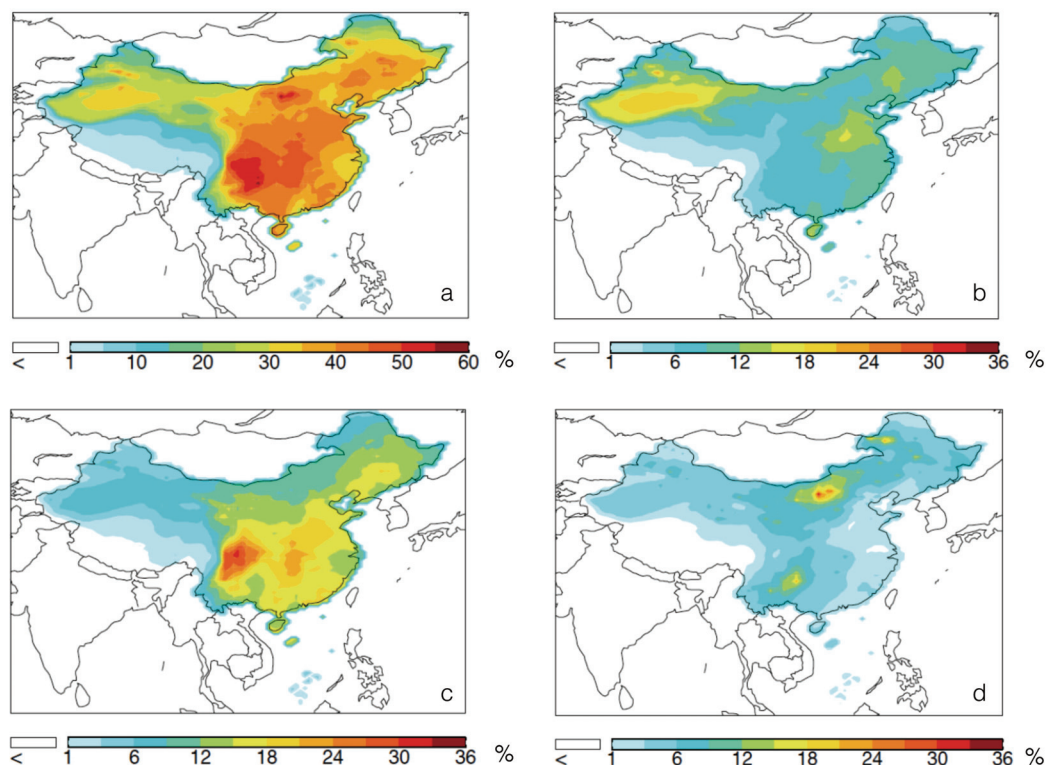


图 14. 基准年（2013）总燃煤（a）和特定燃煤行业（b-d 分别为电厂、工业和民用）对大气 $PM_{2.5}$ 的模拟贡献率。

如图 12 所示，大气 $PM_{2.5}$ 浓度存在明显的区域性分布，四川盆地、中国北方平原以及中国中部和东部地区的浓度值明显较高。其中，四川盆地的浓度最高。总燃煤对年均 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献（图 14a）呈类似的空间分布，说明燃煤对空气质量的巨大影响。燃煤贡献最大的地区为中国西南部的城市成都。在四川盆地的大部分地区，由于人口密集、高排放以及该地区的不利地形，燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献均超过 50%。在中国北方平原，燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度占 40% -45%，而中国中部则为 45%-50%。在中国东北和内蒙古的大城市，燃煤对东北地区大气 $PM_{2.5}$ 的贡献超过 40%，而在内蒙古的一些城市（如包头、呼和浩特）则超过 50%。在西北的乌鲁木齐市，燃煤对当地 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献为 40% 左右，但由于其他大型污染源较少，绝对贡献值估计低于 $15\mu g/m^3$ 。

不同区域每个行业的贡献度不同。燃煤发电厂和工业燃煤对年均 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献具有相似的空间分布。如图 14b 所示，在中国中部和东部地区的北部，煤电厂为 $PM_{2.5}$ 浓度的最大贡献来源，而河南省的水平最高，该省燃煤电厂对大气 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献超过 15%。在中国中部、东部、东北大部分地区，燃煤电厂对总 $PM_{2.5}$ 的贡献度为 10%。在西北城市乌鲁木齐市，燃煤电力行业对当地 $PM_{2.5}$ 的贡献度为 20% 左右，但绝对贡献值较低（ $6\mu g/m^3$ ）。

工业燃煤（图 14c）是大气 $PM_{2.5}$ 的最大来源。在四川盆地尤为如此，工业燃煤占当地大气 $PM_{2.5}$ 来源的 30% 左右。贡献度最大的地区为成都市。中国中部地区也受工业燃煤的显著影响，贡献百分比一般在 20% 左右；南部地区的比例则为 21% -24%。主要由于上述地区的工业分布较为密集。另外，四川盆地群山环绕的地形导致该地区易于积聚排放物及二次污染物。在其他地区，包括中国南部、东部和东北部，工业燃煤的贡献占约 15%。在中国大部分区域，除西南部贵州省和北部内蒙古采用燃煤进行取暖的个别地区之外，民用燃煤（图 14d）对大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度均较低。而在西南部的贵州省和北部的内蒙古自治区的个别地区，由于当地居民较多利用散煤作为能源来源，民用燃煤对贵州大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度超过 15%，内蒙古则超过 25%。

值得注意的是，由于大气化学的复杂性，排放量和环境浓度之间呈现非线性的响应关系。因此，每个燃煤子行业对大气 PM 浓度的贡献之和少于全部燃煤的对 $PM_{2.5}$ 的总贡献。

表 3 和表 4 为全国和各省的燃煤、燃煤子行业以及其他主要污染源行业对人口加权年均大气 $PM_{2.5}$ 的贡献比重。平均而言，燃煤对中国人口加权 $PM_{2.5}$ 暴露量的贡献程度为 40%，而重庆、贵州、四川等省区达到近 50%。工业燃煤对重庆、湖北、四川 $PM_{2.5}$ 的贡献度超过 20%，而民用燃煤对贵州、内蒙古 $PM_{2.5}$ 的贡献度亦超过 10%。

位置	总燃煤量	工业	发电厂	民用
中国	40.3	17.4	9.5	4.3
香港	22.1	10.6	4.4	1.5
安徽	39.6	17.7	11.5	1.9
北京	37.5	14.2	9.6	5.9
重庆	49.1	22.4	6.9	7.4
福建	39.0	17.2	9.4	3.2
甘肃	37.4	14.4	6.5	7.5
广东	33.7	15.2	7.2	2.6
广西	39.1	15.6	7.6	4.3
贵州	49.2	15.9	6.9	12.2

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	总燃煤量	工业	发电厂	民用
海南	28.9	10.9	9.5	2.5
河北	38.9	14.9	9.7	5.3
黑龙江	36.9	13.3	9.7	7.4
河南	43.2	18.1	12.8	3.1
湖北	45.1	20.1	9.4	5.1
湖南	45.6	19.9	8.0	5.7
内蒙古	40.7	11.4	9.2	13.4
江苏	37.8	16.7	11.1	1.6
江西	40.2	17.5	8.4	3.5
吉林	38.0	15.8	10.2	5.2
辽宁	35.8	15.1	10.0	3.1
宁夏	37.2	14.0	6.4	7.9
青海	30.4	11.5	7.1	6.3
陕西	41.4	15.7	7.8	6.8
山东	40.6	17.2	12.4	2.5
上海	33.4	14.3	9.0	1.6
山西	40.6	13.9	8.7	7.7
四川	47.8	26.4	6.6	4.6
天津	36.8	15.5	9.9	3.9
西藏	2.0	0.8	0.9	0.2
新疆	25.5	5.7	13.9	4.2
云南	28.9	13.3	4.7	6.5
浙江	32.2	13.5	9.5	2.3

从全国水平来看，交通运输、生物质燃烧和工业非燃煤排放是人口加权大气 $PM_{2.5}$ 浓度的第二大贡献因素。在大多数省份，工业非燃煤排放对人口加权大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度均约为 10%，而交通和生物质排放约贡献 15%。露天焚烧的贡献度较低，但比重更加多变。溶剂使用的贡献度表明，如果去除该行业的排放量，

将导致大气 PM_{2.5} 小幅升高。这是由于无机气溶胶略有增加所致，而无机气溶胶增加的原因是 VOCs 降低导致硝酸和羟基自由基的升高。

表 4. 各省其他行业排放所致的大气 PM_{2.5} 人口加权百分比（2013）

位置	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
中国	10.3	15.1	14.8	7.6	-0.1
香港	7.4	9.4	10.6	6.1	0.0
安徽	10.1	16.6	15.4	7.6	-0.1
北京	10.9	17.6	12.1	7.2	0.0
重庆	10.1	12.9	17.1	7.0	-0.1
福建	10.2	11.8	14.2	8.0	-0.1
甘肃	10.9	16.0	18.2	8.6	-0.1
广东	10.1	13.3	15.8	8.2	-0.1
广西	9.5	12.8	17.0	8.2	-0.1
贵州	12.4	13.5	18.5	9.2	0.0
海南	6.9	8.3	12.0	5.8	-0.1
河北	11.9	17.8	13.9	8.4	-0.1
黑龙江	12.0	17.0	21.7	10.8	-0.1
河南	9.0	16.9	12.2	6.5	-0.1
湖北	10.0	15.0	14.7	7.3	-0.1
湖南	9.8	14.8	14.3	8.0	-0.1
内蒙古	13.5	14.7	16.6	11.3	0.0
江苏	11.0	16.2	14.6	8.2	-0.1
江西	10.7	14.3	14.8	8.0	-0.1
吉林	11.6	15.9	18.3	8.8	-0.1
辽宁	10.9	14.6	13.5	6.8	-0.1

位置	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	11.4	14.1	17.9	9.4	0.0
青海	10.0	15.4	12.0	6.6	0.0
陕西	11.6	15.2	19.2	9.1	-0.1
山东	8.6	17.0	12.1	6.2	-0.2
上海	11.8	13.4	12.4	8.4	-0.1
山西	14.0	15.9	17.2	10.7	-0.1
四川	10.0	13.3	17.0	6.0	-0.1
天津	10.4	18.8	11.5	6.5	-0.2
西藏	0.8	2.1	1.6	0.8	0.0
新疆	6.0	7.1	11.2	6.4	0.0
云南	11.0	10.8	15.1	7.3	0.0
浙江	9.9	12.1	12.7	7.6	-0.1

中国 PM_{2.5} 浓度的模拟季节变化

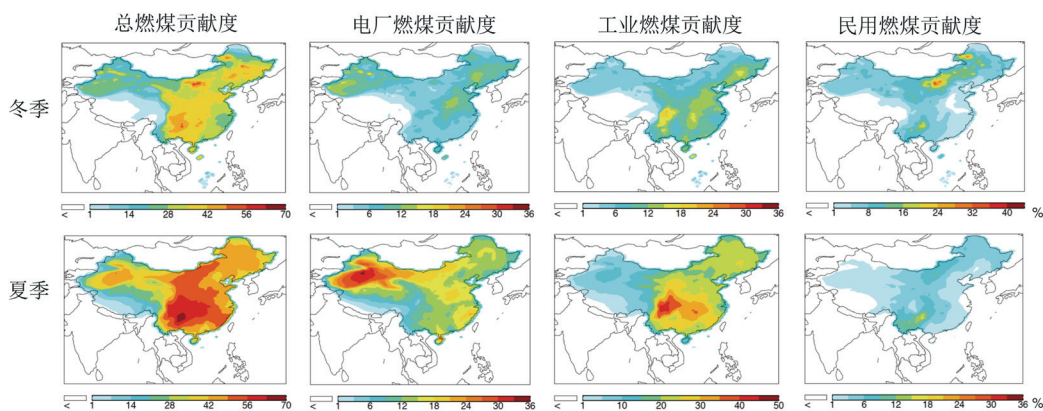


图 15. 夏季和冬季的燃煤贡献比例。贡献度因子行业 and 季节的变化而有所不同。

疾病负担的评估主要根据年均浓度，因此不考虑大气 PM_{2.5} 水平的季节性变化。鉴于大气 PM_{2.5} 水平的已知季节性变化，以及不同污染源行业相对贡献度的季节性变化，我们的行业疾病负担评估仅表达其年均水平。行业贡献度的季节性变化可能导致对该行业的疾病负担贡献度的高估或低估。在这里，我们对模拟大气 PM_{2.5} 以及行业贡献度的季节性模式进行描述。在图 15 中，对冬季（12 月至 2 月平均值）和夏季（6 月至 8 月平均值）燃煤的模拟季

平均贡献率进行了比较。冬季燃煤的平均贡献度为 35.4%（不包括青藏高原），而在四川盆地、内蒙古和中国东北部个别地区，燃煤贡献度可达 50% 以上。在夏季，燃煤的绝对贡献值可下降至冬季的一半左右。然而，燃煤的夏季全国平均贡献百分比（不包括青藏高原）提高至 48%，而四川盆地的贡献则高达 59.5%。这主要是由于高温有利于硝酸盐向气态转化，因而以 NO_x 为主要排放污染物的交通部门出现较大的季节性下降。此外，内陆地区各燃煤行业贡献度的季节性变化较沿海地区更为显著。

图 15 同样显示了电厂、工业和民用燃煤贡献度的季节性变化。由于夏季降水频繁且对流更加强烈，煤电厂和工业燃煤的绝对贡献度略有下降。这两个行业的排放量在全年相对恒定，而夏季温度升高促进硫酸盐的生成，抵消了硝酸盐水平的降低，因而对 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献仅略有降低。然而，夏季期间总 $\text{PM}_{2.5}$ 以及其他污染源对 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献度均降低，因此电厂和工业燃煤的贡献比例大幅增加。对于民用燃煤，其贡献在冬季更为显著，原因是在某些地区散煤被用作取暖燃料。民用燃煤贡献较高的地区主要在贵州省和内蒙古的个别地区。民用燃煤对内蒙古个别地区的 $\text{PM}_{2.5}$ 的贡献度可高达 40%。相比于发电厂和工业燃煤，民用燃煤在夏季的贡献度明显降低，在中国大部分地区，夏季民用燃煤对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的贡献度均低于 5%。

煤炭和其他行业对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度贡献的污染源解析及其他最新分析结果的比较

我们将我们的模拟结果与其他研究进行比较，包括环保部进行的污染源解析研究以及中国自然资源保护委员会（NRDC）进行的中国煤炭消费总量控制研究。环保部发布了中国几个城市的 2014 污染源解析结果，包括北京、天津、石家庄，如图 16 所示。

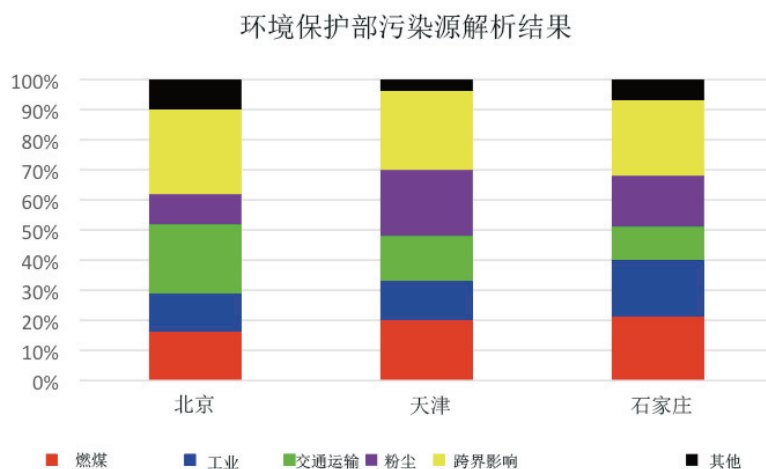


图 16. 中国北方城市的环保部污染源解析结果。

2013 年, 中国环境保护部在 9 个城市启动了污染源解析研究。中国环境监测总站针对颗粒物污染源解析制定了技术指南, 其中包括三种方式: 排放清单、受体模型和空气质量模型 (<http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201308/W020130820340683623095.pdf>)。环保部发布了中国几个城市的 2014 污染源解析结果, 包括北京、天津、石家庄, 如图 16 所示。所有这三个城市均采用化学质量平衡 (CMB) 模型进行污染源解析, 并使用空气质量模型估算区域性排放贡献度。根据此三个城市的环保部污染源解析结果, 燃煤的贡献度分别为 16%、20% 和 21% (表 5)。

	环保部	本研究
北京	16%	20%
天津	20%	23%
石家庄	21%	25%

在我们的模拟中, 每个城市的模拟值均采用城市中心所在网格的值进行表示。在敏感性模拟的排放清单中, 我们关闭了中国境内燃煤导致的所有排放。因此, 此处的贡献度包括当地燃煤和远距离污染物传输的共同贡献度。然而, 环保部估计值仅反映本地和周边地区的燃煤贡献度。因此, 根据环保部源解析结果中的区域贡献度 (北京 28%、天津 26%、石家庄 25%, 如图 14 所示), 我们从研究结果中去除了周边地区的贡献。在天津和北京, 尽管污染源解析中的空间分辨率存在差异以及交通运输贡献度的复杂性, 但在模拟研究中, 交通运输对大气 PM_{2.5} 的贡献度与环保部污染源解析的估计值相当, 天津环保部污染源解析的估计值为 15%, 而我们的模拟研究结果为 19%; 北京环保部污染源解析的估计值为 25%, 我们的模拟研究结果为 18%。

中国煤炭消费总量控制项目由自然资源保护协会 (NRDC) 于 2013 年 10 月启动, 并在中国 333 个城市采用 CAMx 模型模拟燃煤对大气 PM_{2.5} 的贡献。我们报告的模拟研究结果始终低于 NRDC 的结果, 但考虑到 NRDC 模拟的固有差异, 这些差异均发生在预期的范围内。首先, NRDC 分析中燃煤的排放量不仅包括直接烧煤排放量, 还包括与燃煤密切相关的工业的排放量。而我们的研究仅包含前者。其次, NRDC 的研究中某省份的燃煤贡献是该省内被纳入评估的城市的平均值, 而我们的估计结果是该省全部区域的平均水平 (无论是面积或人口加权)。这些差异可能导致我们的模拟研究结果估计值较低 (图 17)。

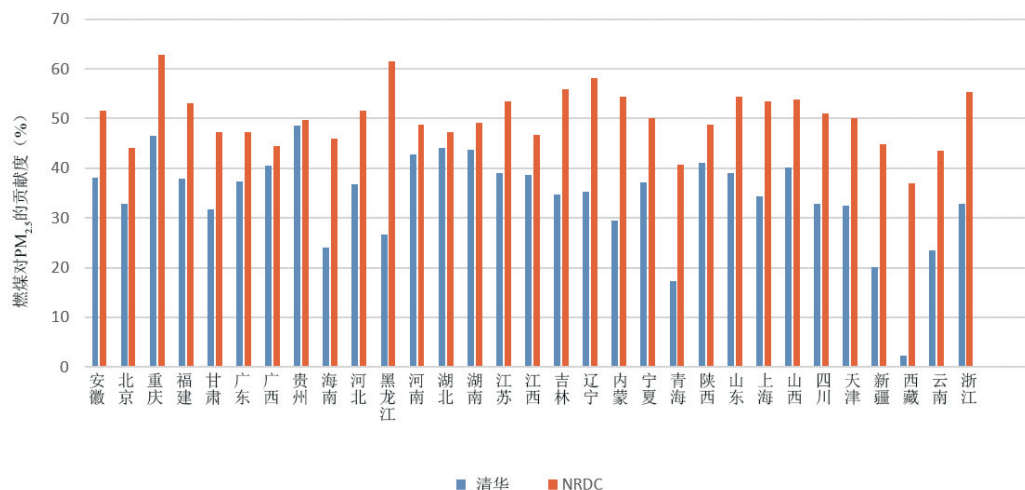


图 17. $PM_{2.5}$ 水平的 GBD MAPS 和 NRDC 燃煤贡献度比较。

燃煤（及燃煤行业）对 $PM_{2.5}$ 的贡献

由于对 GBD 所用大气 $PM_{2.5}$ 浓度进行估算时所用的分辨率高于 GEOS-Chem，并采用地面测量值进行校准，因此其被用作估算暴露和疾病负担燃煤贡献度的依据。为实现此目的，将 GBD 所用 $PM_{2.5}$ 估计值乘以 GEOS-Chem 计算产生的 $PM_{2.5}$ 燃煤贡献度的人口加权百分比，由此得到全中国以及各省的人口加权燃煤贡献百分比，而省被用作疾病负担估计的单位，详见图 18 和表 6。采用 GBD 方法对中国西北地区新疆的高浓度大气 $PM_{2.5}$ 进行估算。戈壁沙漠来源的矿物粉尘排放是这些浓度升高的重要来源。因为这些估算的环境浓度被划分至 GEOS-Chem 模拟所衍生的行业贡献程度，可能导致对新疆绝对水平的高估（图 18）。然而，需要注意的是，燃煤仍是该地区较大的贡献来源，例如，燃煤对人口加权大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度约为 25%，其中 13.9% 为电厂燃煤排放，超过全国平均水平 9.5%。

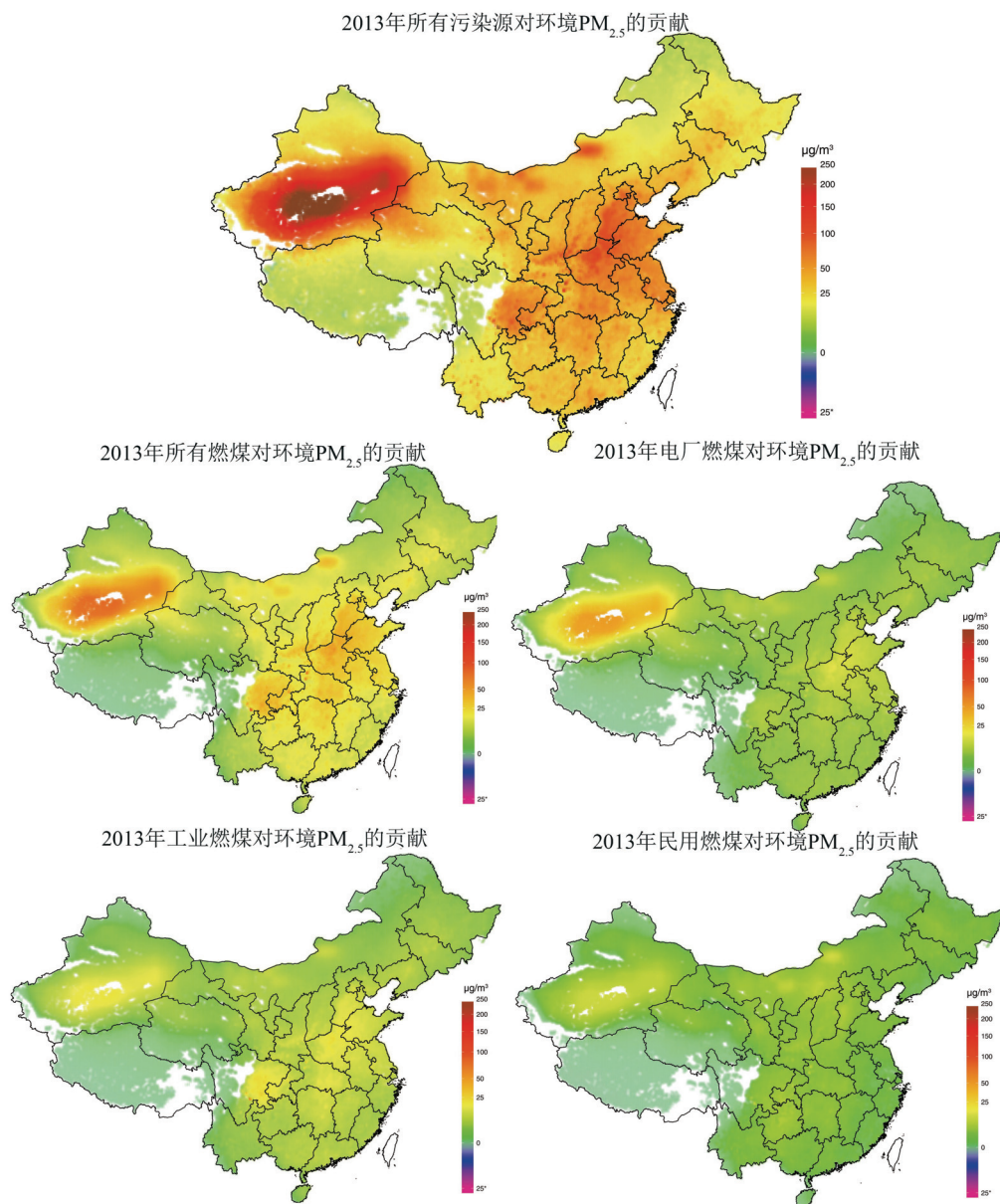


图 18. 所有污染源所致的大气 PM_{2.5} 年均浓度估计值。本图所示为总燃煤以及发电厂燃煤、工业燃煤和生活燃煤的贡献度。

其他主要污染源对 PM_{2.5} 的贡献

图 19 为所有省份的人口加权 PM_{2.5} 浓度和行业贡献度。总人口加权 PM_{2.5} 浓度最高的省份分别为北京、河北、河南、山东、四川。煤炭贡献度最高的省份排名为北京、重庆、河北、河南、湖北、山东、四川。

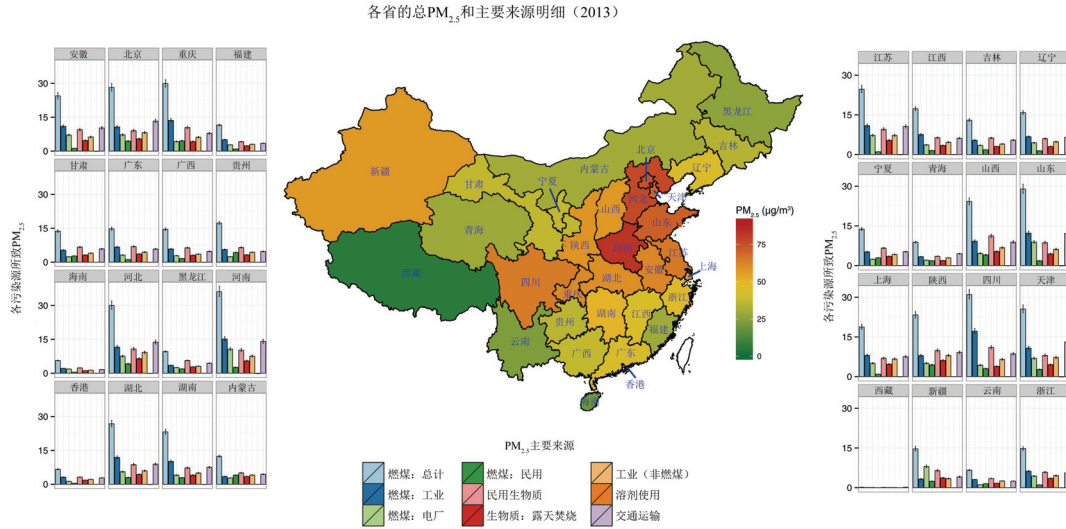


图 19. 所有省份的人口加权 PM_{2.5} 浓度和行业贡献度。

燃煤和其他主要空气污染源所致的当前（2013）疾病负担

随后，联合应用燃煤和各燃煤行业（表 6）所致的 PM_{2.5} 人口加权分数，IER 关系⁷（附件 I 和 II）以及潜在的疾病负担，以在中国每个省的水平评估归因性疾病负担。评估结果按照归因死亡和年龄标准化归因性 DALYs（DALYs/100,000）列于表 7-8 和图 20。2013 年和未来情景下的省级死亡归因和 DALYs 表格及图形请参见附件 V。

请注意，总死亡人数是一个与危害程度、受影响人口规模（每个省范围内）以及受空气污染影响疾病的潜在患病率相关的函数。根据人口规模和年龄分布对年龄标准化 DALY 率进行校正，因此在比较各省或各时期的 PM_{2.5} 和特定污染源行业的相对影响时更具直观性。

2013 年中国 PM_{2.5} 共计导致 915,898 例死亡，其中 40%（366,161 例死亡）可归因于煤炭燃烧。工业用煤、电厂燃煤以及民用煤炭使用分别贡献 17%、9% 和 4%。民用生物质燃烧和交通运输各贡献归因性死亡的 15%，其次是非燃煤工业源（10%）和露天焚烧（8%）。关闭溶剂使用排放估计可导致死亡小幅增加，原因是如不考虑溶剂排放，则大气 PM_{2.5} 水平估计值将有所提高，如上文所述。

表 6. 中国 2013 年的人口加权大气 PM_{2.5} 平均值 (95% 置信区间) 和各行业贡献度。

子行业	年	低限	平均值	高限
所有大气 PM _{2.5}	2013	51.7	54.3	57.3
总燃煤量	2013	20.8	21.9	23.1
发电厂燃煤量	2013	4.9	5.2	5.5
工业燃煤量	2013	9.0	9.4	10.0
民用燃煤量	2013	2.2	2.4	2.5
非煤型行业	2013	5.3	5.6	5.9
交通运输	2013	7.8	8.2	8.7
民用生物质燃烧	2013	7.6	8.0	8.5
露天焚烧	2013	3.9	4.1	4.3
溶剂使用	2013	(0.1)	(0.1)	(0.1)

溶剂使用的贡献度表示不考虑该行业的排放量将导致大气 PM_{2.5} 小幅增加。

表 7. 中国 2013 年污染源行业对 PM_{2.5} 归因死亡的贡献度 (95% UI)

子行业	年	低限	平均值	高限
所有大气 PM _{2.5}	2013	821,470	915,898	993,077
总燃煤量	2013	328,012	366,161	397,031
发电厂燃煤量	2013	77,654	86,531	93,804
工业燃煤量	2013	139,318	155,493	168,714
民用燃煤量	2013	36,763	41,021	44,623
非煤型行业	2013	85,137	94,881	102,795
交通运输	2013	123,182	137,395	148,899
民用生物质燃烧	2013	122,397	136,473	147,896
露天焚烧	2013	63,006	70,228	76,067
溶剂使用	2013	-937	-866	-777

子行业	年	低限	平均值	高限
所有大气 PM _{2.5}	2013	1118	1264	1383
总燃煤量	2013	447	505	553
发电厂燃煤量	2013	105	119	130
工业燃煤量	2013	188	213	233
民用燃煤量	2013	51	58	64
非煤型行业	2013	116	131	144
交通运输	2013	167	189	207
民用生物质燃烧	2013	167	189	207
露天焚烧	2013	86	97	107
溶剂使用	2013	-1	-1	-1

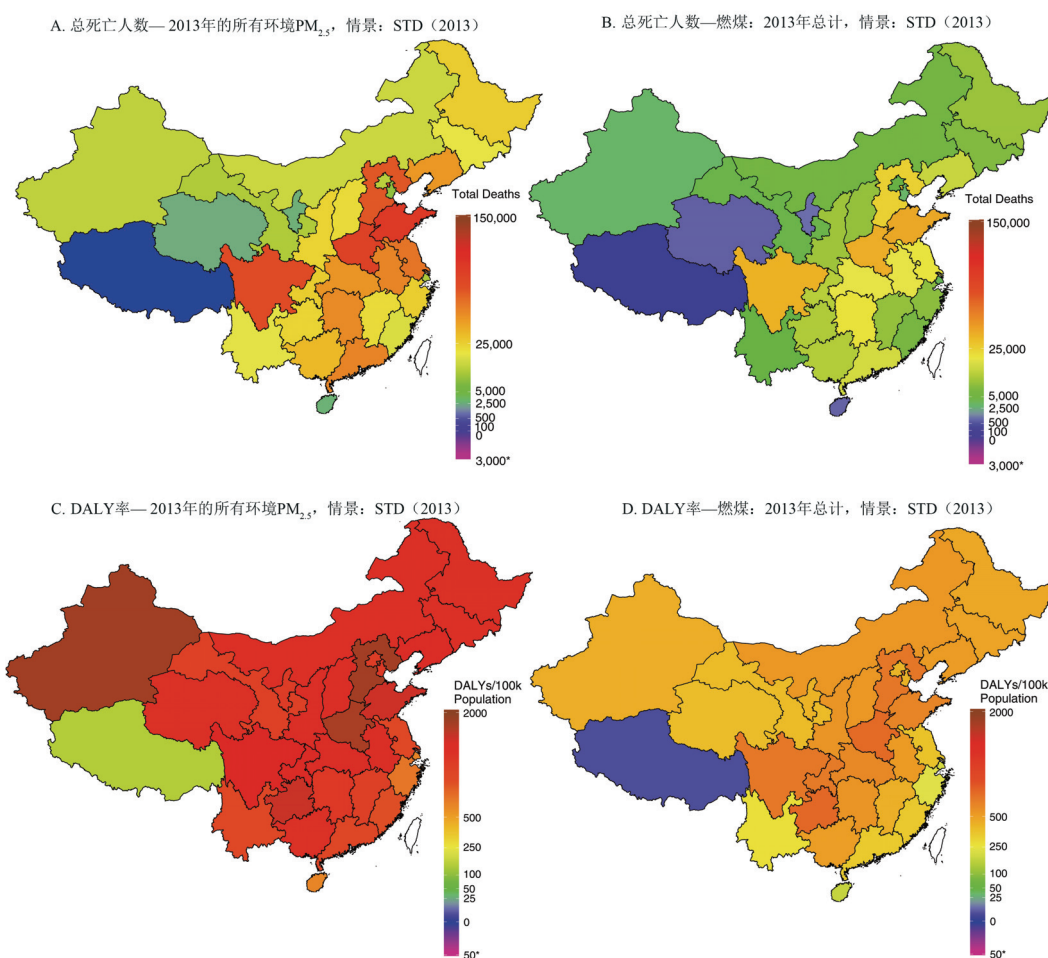


图 20. 2013 年，各省大气 PM_{2.5} 和总燃煤所致死亡和年龄标准化 DALYs 率 (DALYs/100,000)。

燃煤所致的未来疾病负担

未来情景

在此项研究中，我们设计了一系列排放情景，并在各种情景（基于节能政策和末端排放控制策略）下对未来空气污染物排放的影响进行定量评估（见表 1）。情景的设计的根据我们以往工作中使用的模型（Wang 等人，2014 年；Zhao 等人，2013 年）。我们开发了两种能源情景：BAU 和 PC。BAU 情景是基于当前（截至 2012 年年底）的政策规定和执行情况。在 PC 情景中，我们假定新的节能政策将发布并得到更为严格的执行，包括生活方式的改变、结构调整和能效提高。对于末端排放控制策略，我们针对每个能源情景开发两种策略，一种的设计是基于《十二五环境保护规划》和《清洁空气行动计划》（简称 [1]），而另一种是基于最大可能的控制策略，即假设技术上可行的控制技术将在 2030 年得以充分应用，忽略经济成本（简称 [2]）。两种能源情景和两种末端排放控制策略构成 4 种排放情景（BAU[1]，BAU[2]，PC[1] 和 PC[2]）。能源情景和排放情景的定义见表 1。有关能源和排放情景的假设和开发的详细说明请详见附件 IV。

图 21 为中国 2013-2030 年的各行业排放量。

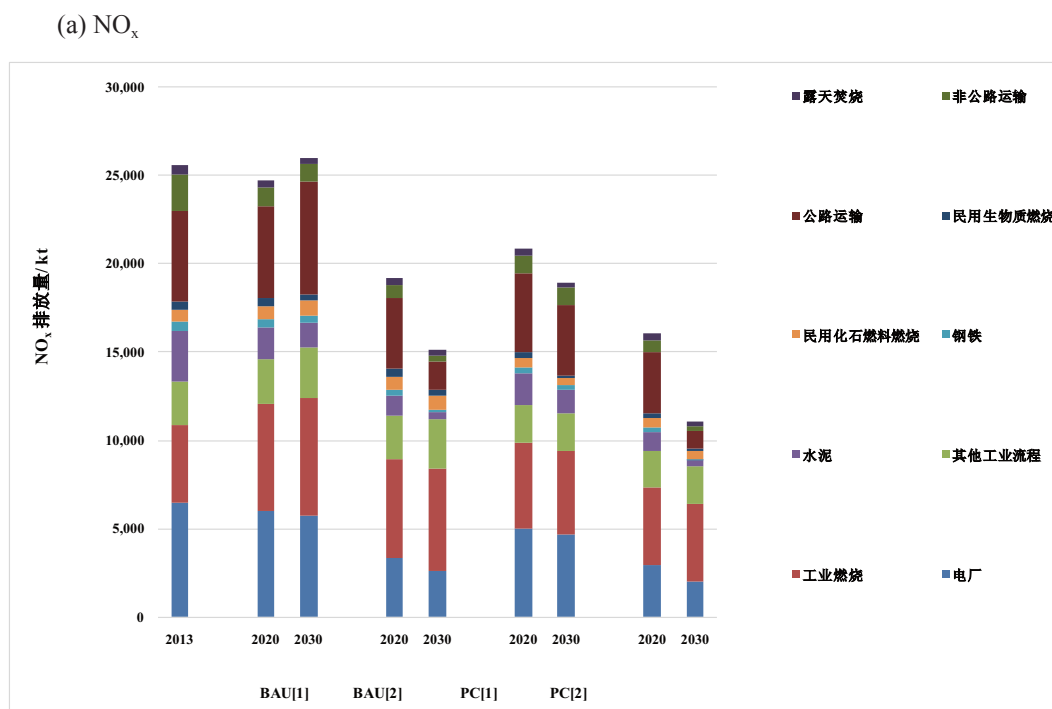
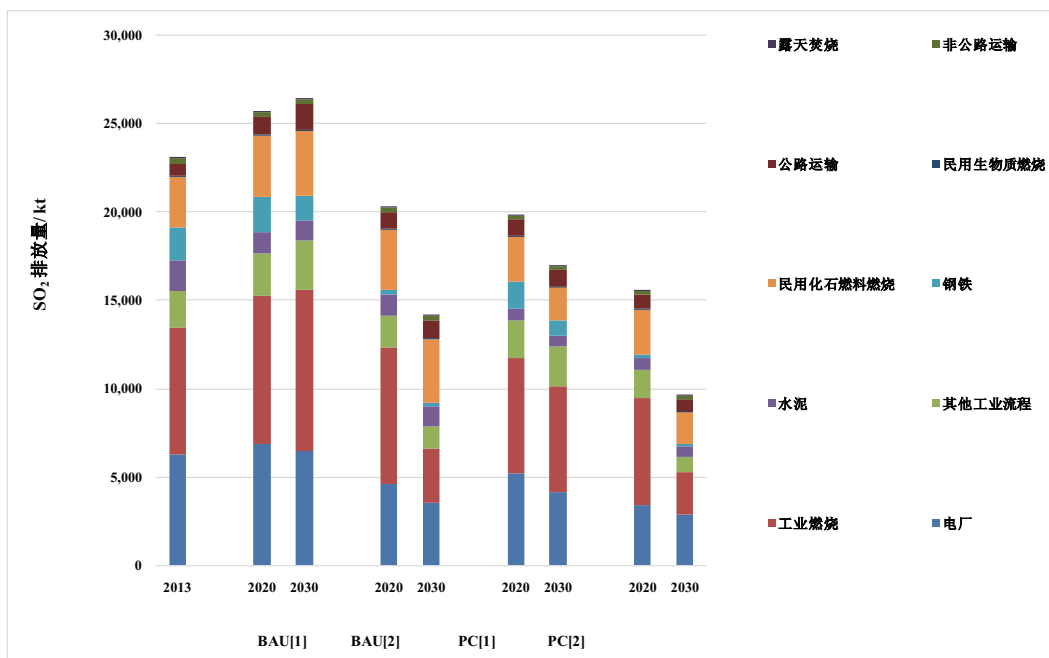
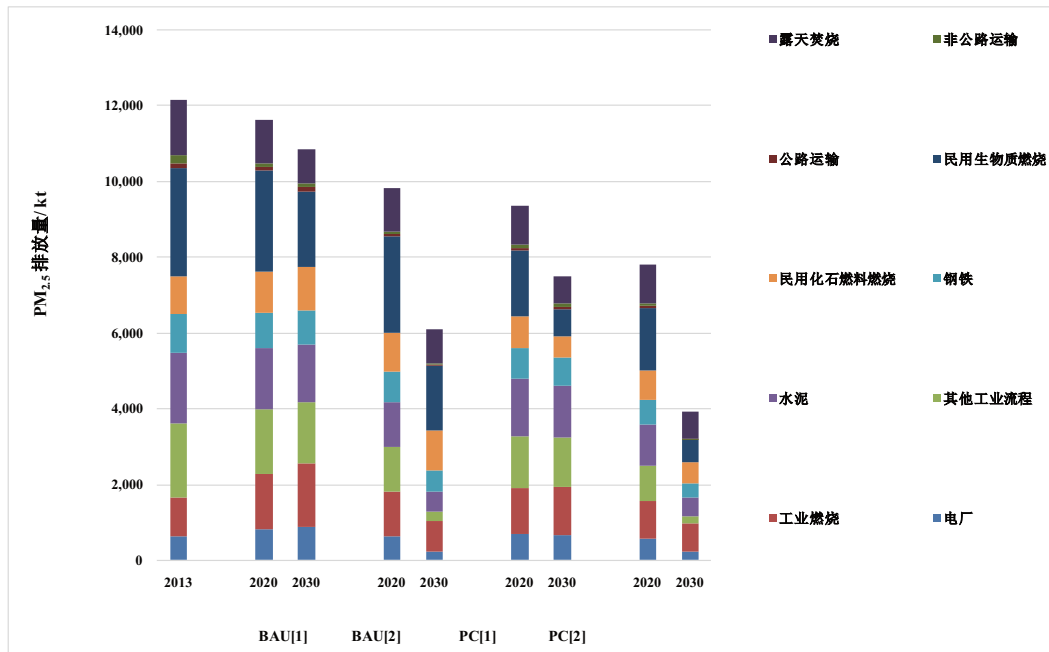


图 21. 2013-2030 年中国主要大气污染物排放量: (a) NO_x, (b) SO₂, (c) PM_{2.5}, (d) VOCs (续下页)。

(b) SO₂



(c) PM_{2.5}



(d) VOCs

图 21. 2013-2030 年中国主要大气污染物排放量：(a) NO_x, (b) SO₂, (c) PM_{2.5}, (d) VOCs (续下页)。

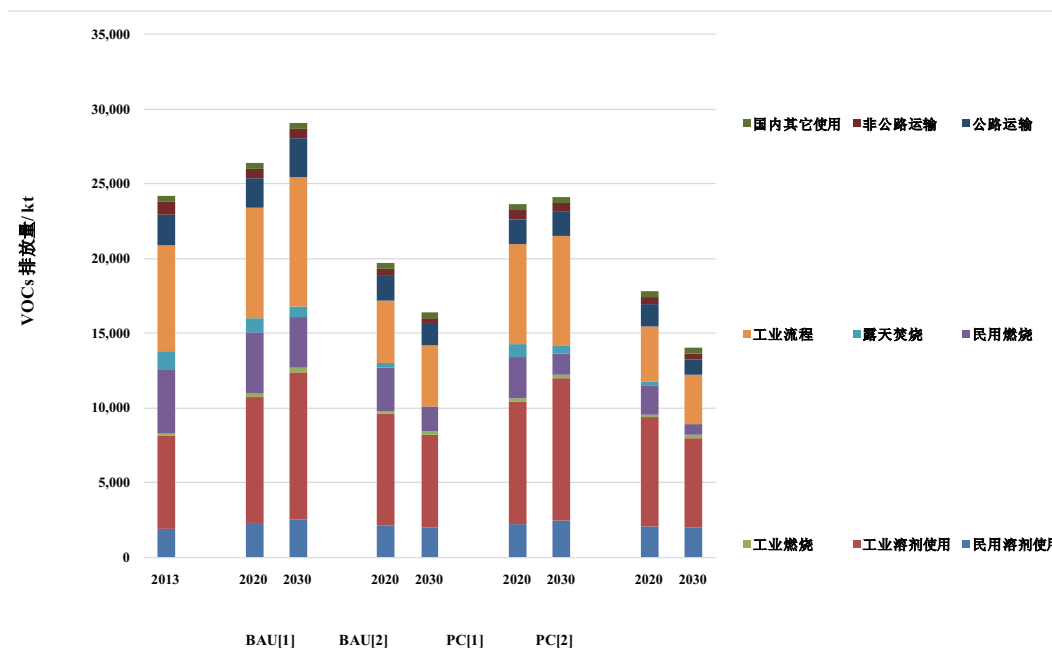


图 21. 2013-2030 年中国主要大气污染物排放量：(a) NO_x , (b) SO_2 , (c) $\text{PM}_{2.5}$, (d) VOCs。

如若推行 BAU[1] 情景，中国的 NO_x 排放量预期在 2013 年至 2030 年间会保持相对稳定状态。相比 BAU[1] 情景，在仅推行能源政策(PC[1])和仅推行末端排放控制措施(BAU[2])两种情景， NO_x 排放量可能会分别降低 28% 和 42%。如若采用 PC[2] 情景，其排放量仅会是 2013 年的 30%。最有效的控制措施是安装选择性催化还原装置 / 选择性非催化还原装置 (SCR/SNCR) 并执行严格的机动车排放标准，这两种措施将分别使 NO_x 排放量降低 54% 和 28%。

根据当前措施和实施现状，预计中国 SO_2 的排放量在 2013 年至 2030 年期间的增长率会达到 14%。相比 BAU[1] 情景，应用更高效的节能措施(PC[1])可能使 SO_2 排放量大幅降低（减少 36%），超过最大程度末端排放控制措施的实施效果（28%）。由于电力行业大都在基准年配备了 FGD 设施，因此工业锅炉和工业生产均通过安装脱硫设施大幅减少了二氧化硫排放量。如果实施最大程度减少排放量的情景（PC[2]）， SO_2 的排放量预计只有 BAU[1] 情景的 36%，或 2013 年的 42%。

如继续实施现行政策，与 NO_x 一样，中国 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量的这种稳定状态预计会持续到 2030 年，主要原因在于不断增长的能源消耗和现有调控政策（特别是机动车排放标准）之间可保持平衡。较之 BAU[1] 情景，新的节能政策（PC[1]）和末端排放控制措施（BAU[2]）的全面施行将分别使 $\text{PM}_{2.5}$ 的排放量降低 31% 和 43%。现有最佳技术（PC[2]）的全面应用可使 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的排放量下降至基线预测量或基准年排放量的四分之三。最严格的末端排放控制政策将对各种工业污染源和民用生物质燃烧的排放量实施新标准。在 PC 情景中，将加快

在城市和农村地区采用清洁燃料替代煤和直接生物质燃烧。如果现有最佳技术能得以全面应用，PM_{2.5}的排放量大体上将降至基线预测量或基准年排放量的三分之二。

根据 BAU[1] 情景，中国 NMVOC 的排放量在 2013 年至 2030 年间预计将上升 20%。由于住宅区生物质消耗量的直接降低，露天焚烧和住宅区的排放量预计将有所下降。通过施行一系列的节能政策 (PC[1])，总排放量较之 BAU[1] 情景预计会降低 17%。如果执行的最严格的尾管调控措施 (BAU[2])，总排放量将再降低 37%。最严格的的控制措施包括使用低溶剂产品进行替代和附加脱除技术，例如工业中的焚化与吸附和行业溶剂使用。随着全面落实现有的最佳技术 (PC[2])，NMVOC 的排放量至少可降至 BAU[1] 情景的 50%。

与其他预测的比较

对于 NO_x，Ohara 及其同事 (2007 年) 通过分析 2000 年的排放量和三种不同情景 (政策失效情景、最佳预测情景、乐观情景) 预测了中国 2020 年前的 NO_x 排放量。上述三种情况所预测的排放量均低于我们的评估结果，这表明我们低估了 2000-2010 年间的经济增长速度。Amann 及其同事 (2008) 在参考 2005 年的排放量的基础上推测了 2030 年之前可能出现的三种情况。他们在当前政策情景中，对当前政策及执行现状做了一个假设分析；而高级控制技术情景则是对高级控制技术做了全面的假定分析，大致与现有德国政策一致。优化后的情景是一个成本最低的情景，并且可以实现与高级控制技术相等的健康效益。在与 Amman 团队合作进行的分析当中，Xing 与其同事在参考 2005 年的排放量的基础上预测了 2020 年前 NO_x 排放的四种情景，包括评估当前政策与执行现状的情景、评估能源效率提高与现行环境政策的情景、预测能源效率提高与更优环境政策的情景、预测能源效率提高与严格环境政策的情景。与 Ohara 及其同事 (2007 年) 一样，这些情景对 2010 年排放量的预测值也远远低于我们的预测结果。至于截止到 2010 年或 2030 年的增长率，这两项研究中所有情景所预测的排放量增长率均高于我们改进后控制策略 (旨在预测第十二个五年规划的实施情况) 的预测结果，由此说明这两项研究都没有估计到未来调控政策执行的严格程度。Cofala 及其同事 (2012) 通过分析 2010 年的排放量预测了直到 2030 年的 NO_x 排放量和不同严格程度下推行节能措施的四种情况。预计 2010-2030 期间的排放量变化率将在 16% 至 -24% 之间。由于未对超过基准线的尾气排放调控措施进行评议，因此我们只能将 BAU[1] 情景和 PC[1] 情景进行对比。Xing 和 Amman 的研究团队都预测到未来中国的能源消费可能会出现强劲增涨的趋势，由此可能导致以上所说的排放量大幅增加。

针对 SO₂ 的排放情况，Ohara 及其同事 (2007) 则预测，在政策失效、最佳预测及成效乐观等三种不同情景下，2010 至 2020 年间的 SO₂ 排放量的增长率将分别达到 27%、-11% 和 -23%。虽然 Amann 及其同事 (2008) 未能重现 2005-2010 年间排放量的下降趋势，但他们的最积极情景 (高级控制技术情景) 所假定的调控政策带来的减排量与我们的积极控制策略所得结果类似。Xing 及其同事的四种情景所预计的增长率均高于我们的 BAU[1] 情景，这

表明未来 SO₂ 调控政策的假设较之于我们基于十二五计划所制定的积极调控政策要保守得多。Cofala 及其同事（2012）根据四种情景中拟定的不同节能政策，预测 2010 - 2030 间 SO₂ 的排放量将下降 20% -40%。中国的能源消耗的增长幅度要比我们研究中所预测的结果高得多，因此就产生了这种差异。

对于 PM，Xing 及其同事的消极情景预计，截止 2020 年，PM₁₀ 排放量与我们的 BAU[1] 情景的预估值近似，而最积极情景的预计值则与我们 PC[1] 情景的假定结果一致。这表明，两项研究中假定的调控政策（截止 2020 年）具有相似的严格性。Amann 及其同事在当前政策情景中预测，2010-2030 期间 PM_{2.5} 的排放量将呈现增长趋势；其高级控制技术情景或优化情景中预测的增长率则与我们 PC [1] 情景的预估值相近。Cofala 及其同事（2012）根据上述四种节能情景，预测 2010-2030 年间 PM_{2.5} 排放量的下降率将在 20%-34% 间浮动。相比之前开发的情景，我们的最大减排程度情景所预计的排放量要低一些。

Ohara 及其同事（2007）针对所有三种情景预测出的 NMVOC 排放量增长率（2010-2020 年间）都比较高，因为他们几乎对所有有效调控措施都进行了假定分析。Xing 及其同事（2011 年）和 Wei 及其同事（2011 年）都曾对机动车排放标准中的 NMVOC 排放标准的效果及简单而先进的新兴调控政策进行过评测，由此评测到的增长率与基线值及我们渐进策略中的预估值都基本相似。鉴于中国仍处于调控 NMVOC 排放量的初始阶段，新政策也仅将在未来 5-10 年里才得以逐渐推行，因此，截止 2020 年，排放量的变化趋势预计不会很大程度地偏离基准值。然而，随着不同严格程度控制措施的实施，截止 2030 年，排放量将可能出现很大程度的变化。我们的研究量化了调控 NMVOC 排放趋势的潜在新政策的效果（截止 2030 年），以及最大程度降低排放量的潜在可能性。

未来大气 PM_{2.5} 浓度的预测

图 22 为每种未来情景的大气 PM_{2.5} 模拟浓度以及总燃煤量和特定燃煤排放部门对 PM_{2.5} 浓度的贡献情况。

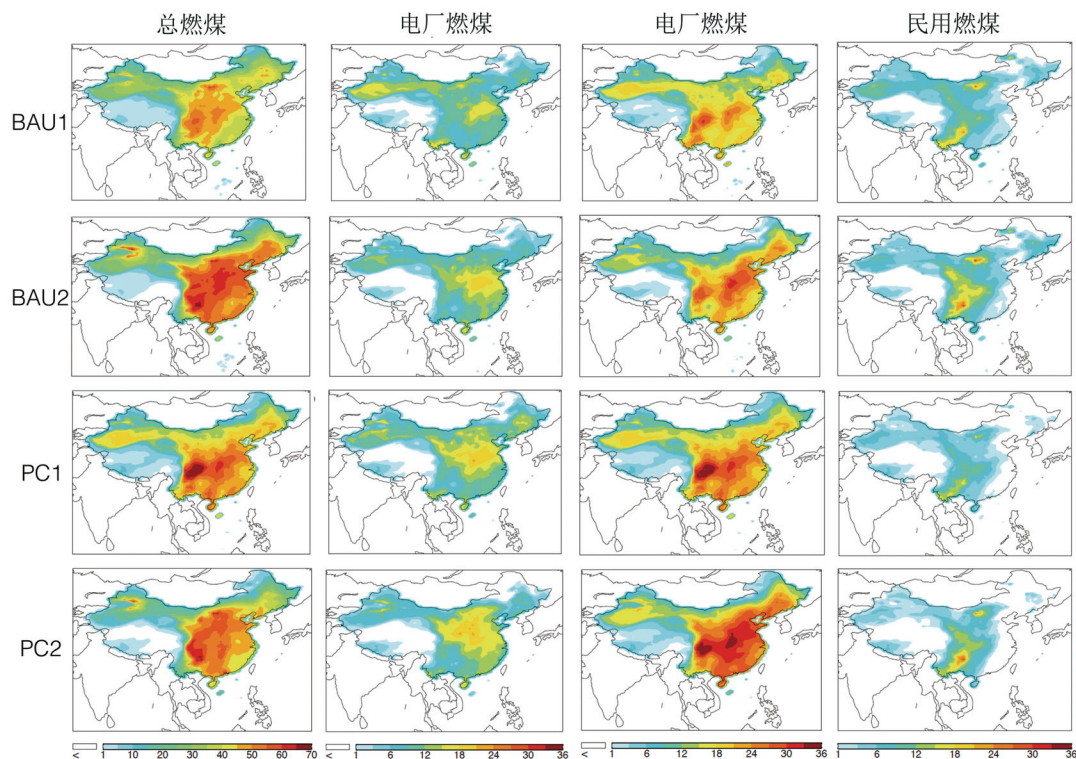


图 22. 未来情景中燃煤对 $PM_{2.5}$ 贡献度的模拟百分比

在 BAU1 情景中， $PM_{2.5}$ 的浓度会保持在较高水平，特别是在四川盆地，中国北方平原和中国中部等地区。其中，四川盆地 $PM_{2.5}$ 的浓度最高。中国中部及中国北方平原的大部分地区的 $PM_{2.5}$ 的浓度值也比较高。由于末端排放控制策略变得更为严格，BAU[2] 情景中预估的大气 $PM_{2.5}$ 浓度值将有所下降。根据此情景的预估， $PM_{2.5}$ 的浓度最高的地区仍为四川盆地。由于在 PC1 情景中，能源政策虽得到改善，但末端排放控制策略却没有进行调整，因此，PC[1] 和 BAU[2] 所预测的 $PM_{2.5}$ 浓度值较为接近。根据 PC [2] 情景的预估，包括浓度最高的四川盆地、中国中北部及中国东部在内的地区，大气 $PM_{2.5}$ 浓度均会出现明显下降。

虽然随着能源政策和排放控制政策付诸实施，从 BAU[1] 至 BAU[2]，排放量不断降低。然而在四种未来情景中，燃煤对 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献均显示出相似的空间分布。在 BAU[1] 情景中，燃煤对四川盆地 $PM_{2.5}$ 浓度的影响最大，尤其是成都。BAU[2] 情景和 PC [1] 情景研究结果也表明，燃煤对 $PM_{2.5}$ 浓度影响最大的地区为中国中部及四川盆地。在 PC[2] 情景中，燃煤（对 $PM_{2.5}$ 浓度）的绝对贡献在全国范围内均呈下降形势。

正如基准年的研究结果，不同燃煤行业对 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献度各不相同，其空间分布也不相同。在所有未来情景中，中国北方地区发电厂燃煤对 $PM_{2.5}$ 的影响程度较大。包括中中部和东北地区在内的其他地区，电力行业燃煤对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响程度相对较低。

在未来情景中，工业燃煤是大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的最大影响因素，并且具有不同的空间分布。BAU[1] 情景中，工业燃煤对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度影响最大的区域为四川盆地。在中国北方，

工业燃煤对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响则较小。在 BAU[2] 情景中，四川地区由工业燃煤导致的 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度值略有降低，与北方地区的工业燃煤贡献（对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的）影响程度较为接近，因而与 BAU[1] 中的贡献空间分布有所不同。PC 情景中呈现出的空间格局与 BAU 情景类似。PC [1] 情景显示，工业燃煤对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度影响最大地区是四川盆地，然而 PC[2] 情景却显示，在四川盆地和中国北方地区，燃煤对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响程度较为接近。BAU[1] 情景和 BAU[2] 情景中，民用燃煤（对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的）的贡献在空间分布方面呈相似性，其中贵州省的燃煤之于 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度影响最大。在 PC 情景中，随着新能源政策的推进，民用燃煤（对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的）的影响有所降低，但其空间格局并没有变化。

由于四种未来情景均未将氨排放量的减少作为评测的影响因素，而氨是重要的农业大气污染物及二次颗粒物生成的重要影响因素，因而又对其进行了一个敏感性分析，以估测基准年氨气排放量降低 20% 所产生的影响。在中国，农业（包括化肥施用和牲畜养殖）的排放量约占氨气总排放量的 90%。该模拟研究的结果表明，降低氨排放 20% 会对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 产生显著影响，在某些区域其贡献率高达 10%（高达 $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。大气 $\text{PM}_{2.5}$ 产生影响最大的地区为中国北方平原。敏感性模拟结果显示，在整个中国地区，20% 氨排放会对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的平均贡献率为 $6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而在中国北方平原，对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的平均贡献率却高达 $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。（图 23）鉴于目前缺乏具体的政策来解决未来氨氮排放量的问题，因此，我们的未来情景中并未对控制氨气排放一项进行分析研究。虽然这个决定（不将氨气削减情况纳入未来情景的研究中）会影响对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的预测，但是我们却注意到，因为煤所发挥的作用巨大，因此氨气并不仅仅会对硫酸盐形成产生影响。鉴于氨气排放其对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要影响，在对影响大气 $\text{PM}_{2.5}$ 与疾病负担的行业贡献分析中，也应纳入具体的氨控制情景，而氨气对大气 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要影响亦有望增加他污染源减排的重要性。

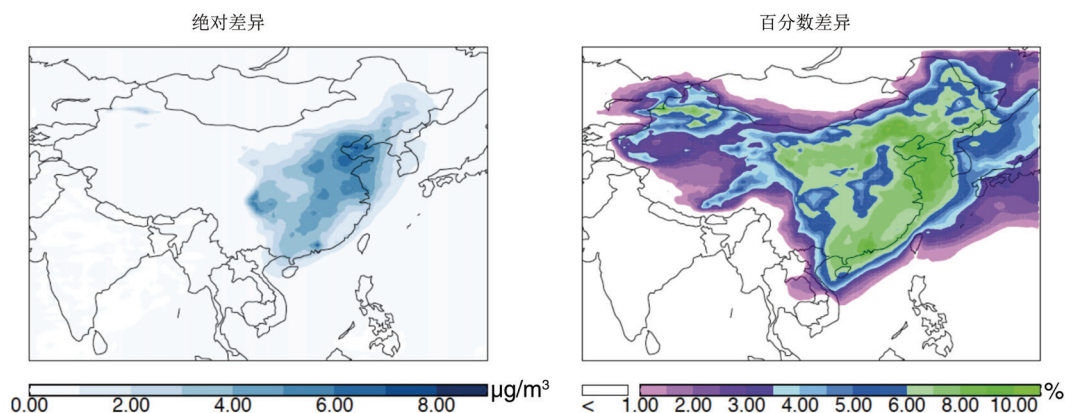


图 23. 农业排放所致 $\text{PM}_{2.5}$ 水平的绝对值和百分比差异。

未来情景下的疾病负担预测

我们有必要对未来人口加权浓度（用以计算 PAF）及未来死亡率先行预估。

PM_{2.5} 预测值

如上所述，为了计算 2013 年的人群归因分数，我们同时使用了大气 PM_{2.5} 总浓度的网域曲面公式（开发用于 GBD 2013 (PM_{2.5}GBD2013)）和 GEOS-Chem 模式所评估出的行业贡献比例。具体而言，燃煤对大气 PM_{2.5} 的贡献因数也是通过 PM_{2.5}GBD2013 的网域值与燃煤所致大气 PM_{2.5} 的网域比例（由 GEOS-Chem 模拟的评估所得的）(f_{coal}) 相乘得到的。

$$PM_{2.5\text{coal}} = f_{\text{coal}} * PM_{2.5\text{GBD2013}}$$

为计算其他年份（即 2030）的 PAF_{PM2.5}，需要对 f_{coal} 及总大气 PM_{2.5} 进行评估。f_{coal} 是根据上述 2030 年 GEOS-Chem 模拟结果进行计算所得结果，并需要对总大气 PM_{2.5} (PM_{2.5}G_{Chem2030}) 进行模拟，即标准模拟。为对 2013 年到 2030 年间总大气 PM_{2.5} 水平的改变进行解释，我们通过总大气 PM_{2.5} 水平的变化（在 2013 年到 2030 年间，由 GEOS-Chem 进行模拟）对 PM_{2.5}GBD2013 进行测量。

$$PM_{2.5\text{GBD2030}} = \frac{PM_{2.5\text{GChem2030}}}{PM_{2.5\text{GChem2013}}} * PM_{2.5\text{GBD2013}}$$

每种不同的未来情景（BAU[1]，BAU[2]，PC[1] 和 PC [2]）均需注意到，应使用不同的标准模拟对 PM_{2.5}G_{Chem2030} 进行估算。

图 24-27 所示为四种未来情景在 2030 年所有省份的人口加权 PM_{2.5} 浓度和行业影响程度。基于 GEOS-CHEM 模拟的结果，空间格局和整体水平均会按照如上所述的趋势发展。

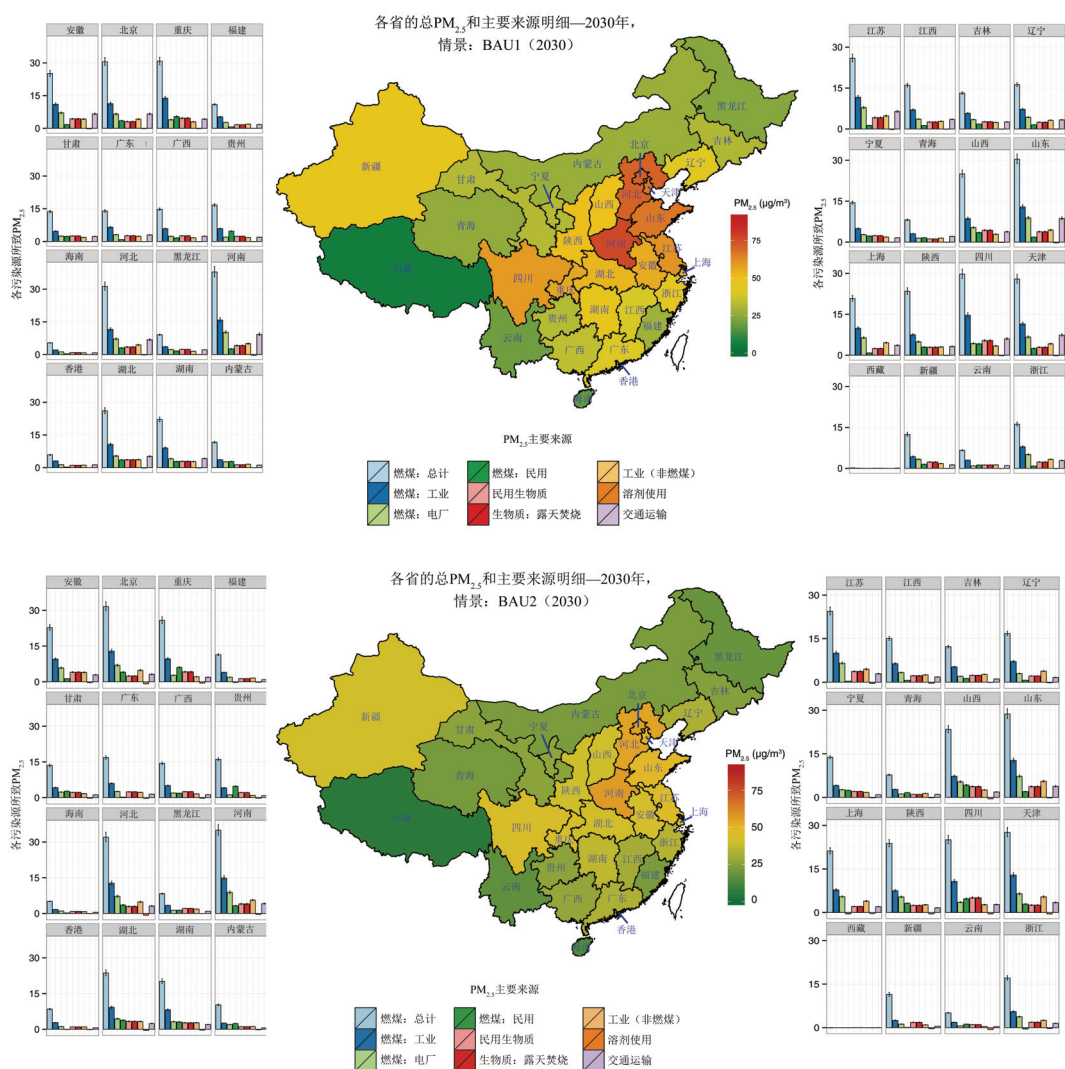
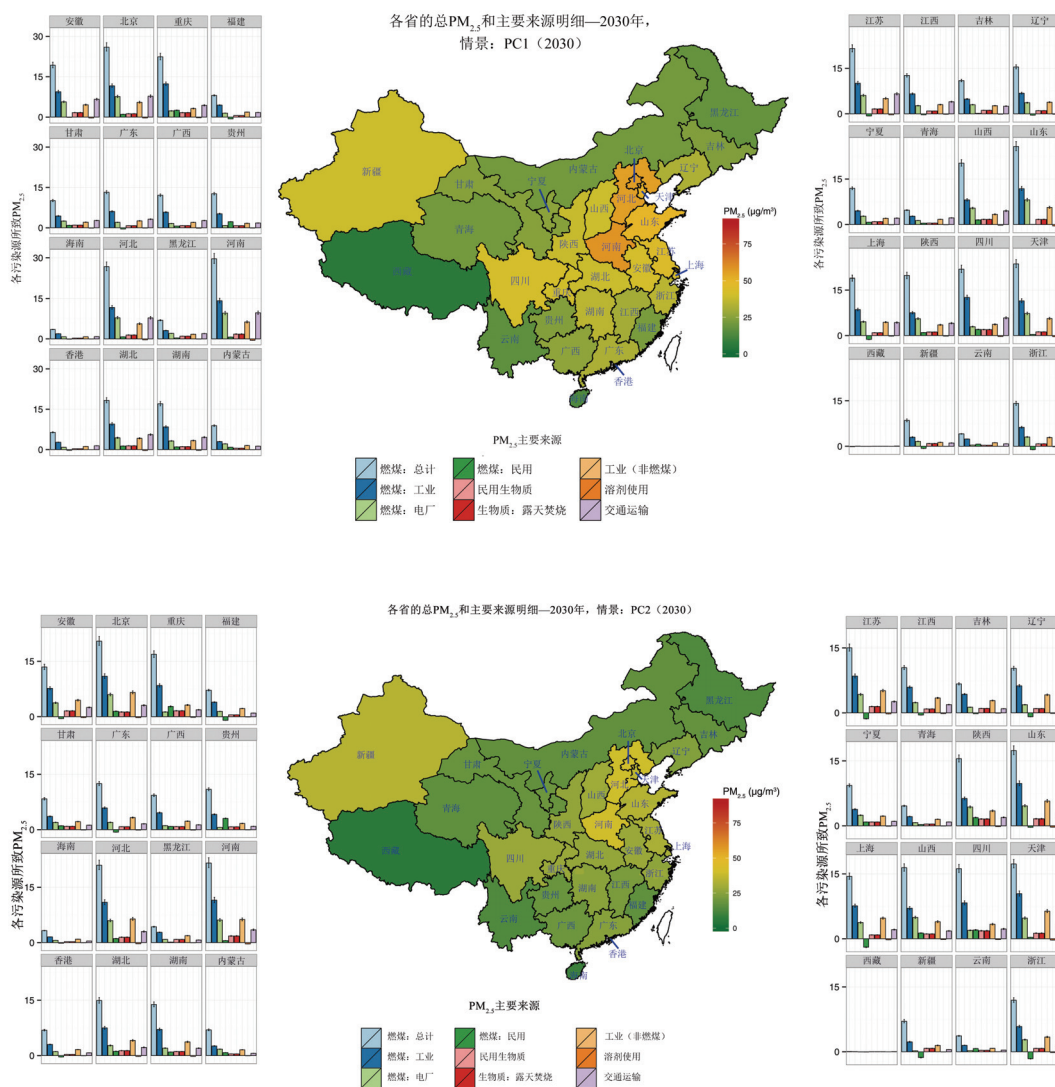


图 24-27. 四种情景实施情况下各省份和主要空气污染源所致的 PM_{2.5} 水平（2030 年）（续下页）。



死亡率预测值

为了计算四种未来 (2030 年) 情景中的未来死亡率和疾病负担 (DALYs)，我们参考了死亡率和 DALY 评估结果，1990 至 2013 年间的年度化增长率，以及 1990 至 2013 年间的归因分数。由于我们采用与空气污染相关的特定情景，同时由于空气污染是死亡的一个已知风险因素，我们首先分离出 2030 年非空气污染所致的预期死亡率。非空气污染所致死亡率的计算过程如下：

$$\text{Mort}_{U(\text{year})} = \text{Mor}_{t(\text{year})} * (1 - \text{PAF}_{\text{PM2.5}(\text{year})})$$

此处

Mort = 死亡率

Mort_U = 非归因死亡率

PAF_{PM2.5} = 大气污染人群归因分数

year = 未来预估年份

接下来，我们计算 1990 年至 2013 年间死亡率（AROC）的年度化增长率：

$$AROC = \frac{\ln \frac{Mort_{U(2013)}}{Mort_{U(1990)}}}{(2013-1990)}$$

根据上述计算值，我们对未来几年里非空气污染所致死亡率进行预测

$$Mort_{U(year)} = Mort_{U(2013)} * \exp(AROC * (year-2013))$$

随后，在对当前状况和上述未来情景进行分析的基础上，我们对空气污染所致的死亡率进行计算。接着，我们根据 PAF 值计算未来总死亡：

$$Mort_{(year)} = \frac{Mort_{U(year)}}{(1-PAF_{PM2.5(year)})}$$

对于减排（在各种情景中）所导致的可避免疾病负担，可根据两种情景（PM_{2.5} 排放减少和 PM_{2.5} 排放未减少）之间的差异进行计算。

燃煤所致的未来疾病负担

图 28 和列表 9 所示为中国范围内大气 PM_{2.5} 总量、燃煤及其他主要污染源导致的总死亡人数。图 29 为各省 2013 年以及 2030 年四种情景情况下的总死亡人数。相比于 2013 年，每个情景的预测结果都显示未来的可归因死亡人数将会增加：BAU1 情景中的可归因死亡人数增长率为 38%、BAU2 情景为 25%、PC1 情景为 24%、PC2 情景为 28%。对于燃煤所致 PM_{2.5} 导致的死亡人数，每个情景均预测在 2030 年会有较大增长：BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 的增长率分别为 52%、71%、45%、34%。

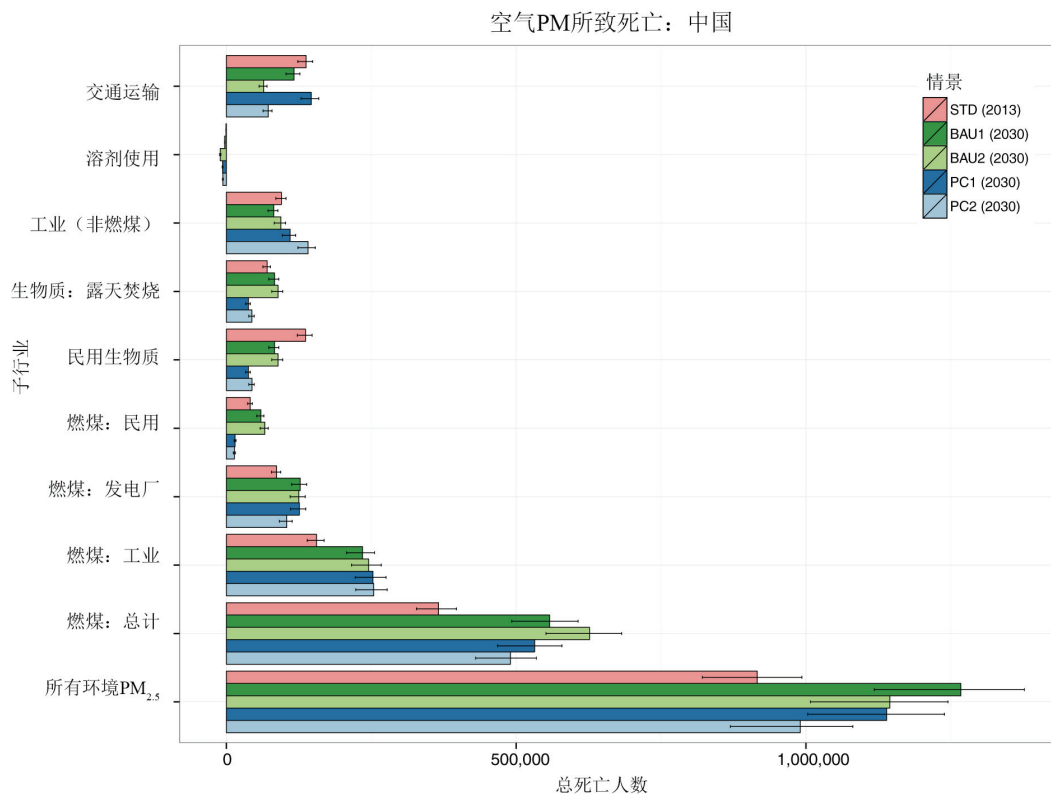
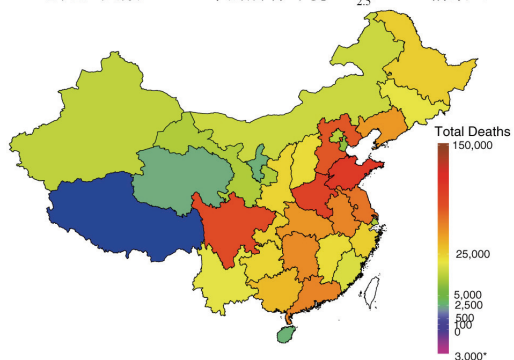


图 28. 中国 2013 年及四种情景实施情况下 (2030 年) 大气 $PM_{2.5}$ 总量、燃煤及其他主要污染源导致的总死亡人数。

子行业	年	情景	低限	平均值	高限
所有大气 $PM_{2.5}$	2013	STD	821,470	915,898	993,077
所有大气 $PM_{2.5}$	2030	BAU1	1,117,966	1,267,386	1,376,759
所有大气 $PM_{2.5}$	2030	BAU2	1,008,043	1,144,814	1,245,158
所有大气 $PM_{2.5}$	2030	PC1	1,003,207	1,139,228	1,239,026
所有大气 $PM_{2.5}$	2030	PC2	869,752	990,108	1,080,938
总燃煤量	2013	STD	328,012	366,161	397,031
总燃煤量	2030	BAU1	492,152	557,761	606,848
总燃煤量	2030	BAU2	551,558	626,604	681,914
总燃煤量	2030	PC1	467,915	531,775	579,069
总燃煤量	2030	PC2	430,154	490,019	534,730

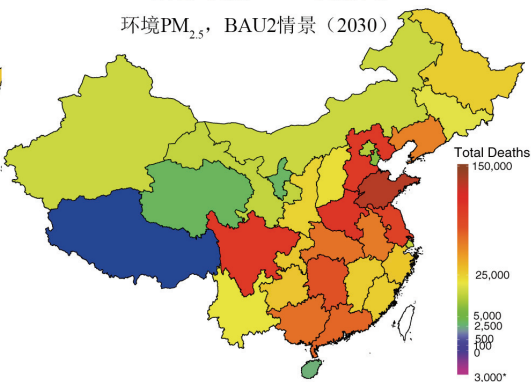
A. 总死亡人数—2013年的所有环境PM_{2.5}，STD情景（2013）



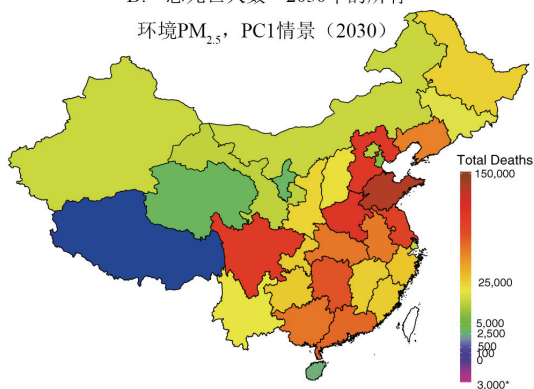
B. 总死亡人数—2030年的所有环境PM_{2.5}，BAU1情景（2030）



C. 总死亡人数—2030年的所有环境PM_{2.5}，BAU2情景（2030）



D. 总死亡人数—2030年的所有环境PM_{2.5}，PC1情景（2030）



E. 总死亡人数—2030年的所有环境PM_{2.5}，PC2情景（2030）

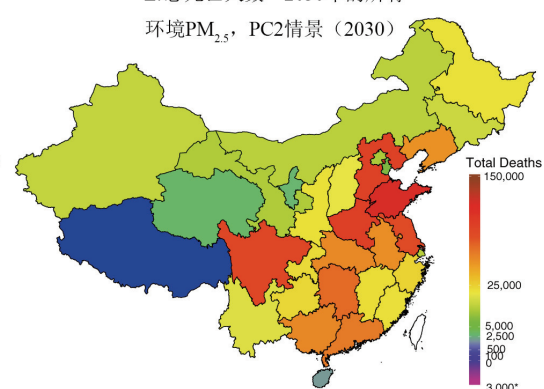


图 29. 各省份 2013 年及四种情景实施情况下（2030 年）大气 PM_{2.5} 导致的总死亡人数。

图 30 所示为中国 2013 年及 2030 年四种情景下由大气 PM_{2.5} 总量、燃煤及其他主要污染源所致的年龄标准化 DALY 率。图 31 所示为省级地区的预测结果。与总死亡人数的预测结果不同，年龄标准化 DALY 率的预测结果会受到 2013 年至 2030 年间人口规模和年龄结构变化情况的影响。与总死亡人数预测结果相反，四种未来情景中，与 2013 年相比，未来燃煤降低导致人均健康寿命损失年中健康生命年降低幅度的净增长。PC2 情景的实施可使人均 DALYs（由总燃煤和电厂燃煤所致）得到最大程度的降低。PC1 情景的实施会使人均 DALYs（由工业用煤所致）最大程度降低。

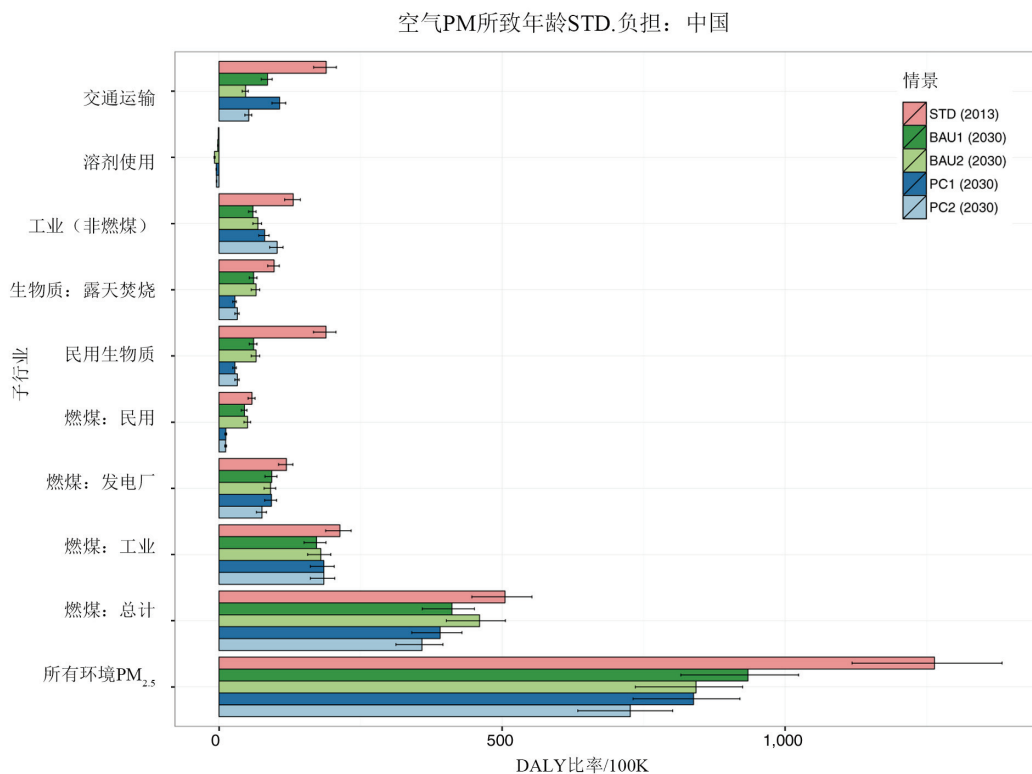
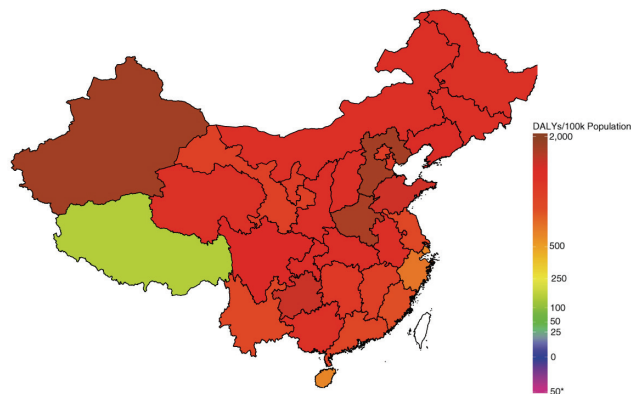
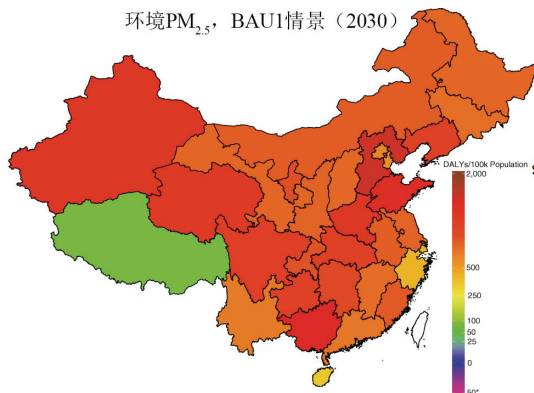


图 30. 中国 2013 年及四种情景实施情况下 (2030 年) 大气 PM_{2.5} 总量、燃煤及其他主要污染源导致的年龄标准化死亡率 (死亡人数 / 10 万人)

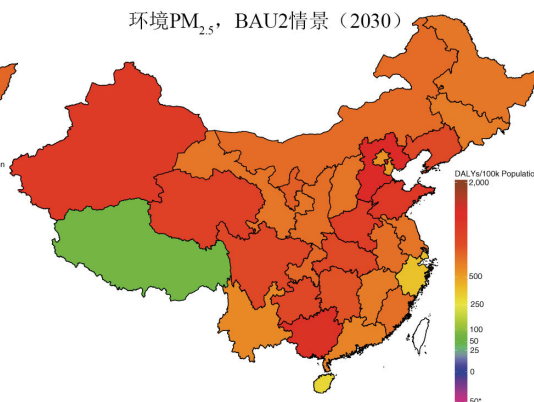
A. DALY率—2013年的所有环境PM_{2.5}，STD情景（2013）



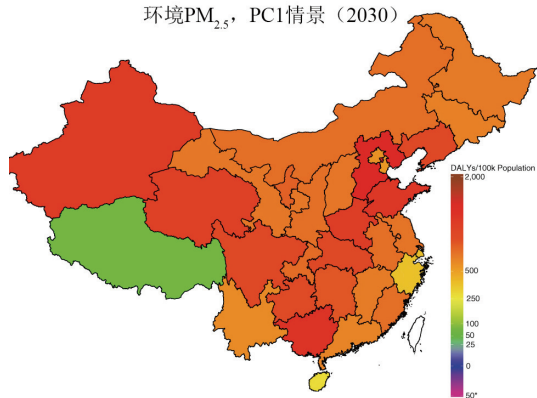
B. DALY率—2030年的所有环境PM_{2.5}，BAU1情景（2030）



C. DALY率—2030年的所有环境PM_{2.5}，BAU2情景（2030）



D. DALY率—2030年的所有环境PM_{2.5}，PC1情景（2030）



E. DALY率—2030年的所有环境PM_{2.5}，PC2情景（2030）

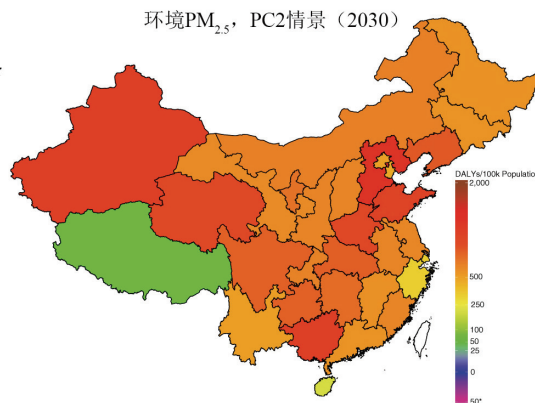


图 31. 各省 2013 年及四种情景实施情况下（2030 年）大气 PM_{2.5} 所致的年龄标准化 DALY 率（死亡人数 /10 万人）

省级水平结果

GBD2013 有史以来第一次对中国省级地区的死亡率和疾病负担进行评估。较之以前，这使得我们能对大气污染和其他风险因素的影响力进行更优化的空间尺度评测。省级地区评估结果的文本列出 2013 年的省级评估结果以及燃煤和其他主要污染源所致死亡率的预测值（2030 年）。

文本框：省级水平结果

本研究的独特方面之一是在中国的各省水平对疾病负担和各行业的贡献度进行评估。该表所示为大气 PM_{2.5} 和燃煤作为死亡率危险因素在 GBD2013 研究所纳入 79 种危险因素中的排名。对于整个中国，大气 PM_{2.5} 在死亡危险因素中排第 5 位，而煤炭对大气 PM_{2.5} 的贡献排名第 12 位。在省级水平，煤炭在重庆和四川死亡率危险因素中排第 9 名；在安徽、河南、江苏、江西、陕西、山东、天津排名第 11 位。在甘肃、海南、黑龙江、香港、吉林、青海、西藏、新疆、云南等地，煤炭所致的死亡风险远低于整个国家，排名约为第 15 至 49 名。

表. 中国和各省 2013 年大气 PM_{2.5} 和总燃煤作为死亡危险因素的排名。

粗体字表示这些省份的排名高于全国排名。

位置	大气 PM _{2.5} 排名	燃煤排名
中国	5	12
安徽	4	11
北京	3	12
重庆	5	9
福建	5	15
甘肃	6	16
广东	4	14
广西	5	14
贵州	7	12
海南	8	17
河北	5	13
黑龙江	7	18
河南	5	11
香港	5	18
湖北	5	14
湖南	6	13

位置	大气 PM _{2.5} 排名	燃煤排名
内蒙古	6	15
江苏	4	11
江西	6	11
吉林	5	17
辽宁	3	13
宁夏	5	15
青海	7	18
陕西	5	11
山东	4	11
上海	4	13
山西	5	12
四川	5	9
天津	3	11
西藏	23	49
新疆	7	18
云南	8	18
浙江	4	13

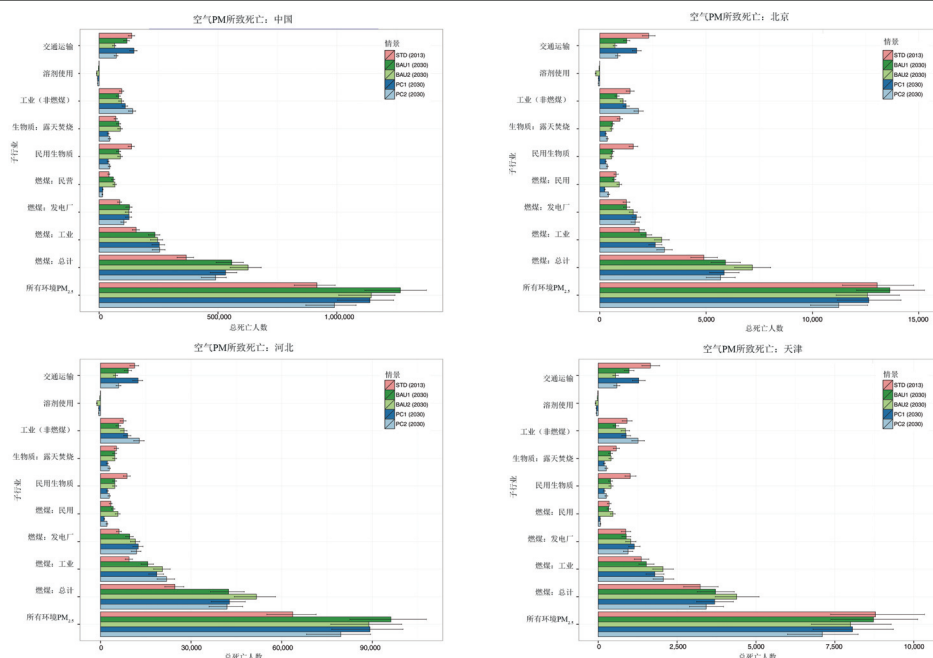


图. 中国、北京、河北、天津在 2013 年和四种未来情景 (2030) 情况下的总体大气 PM_{2.5} 以及燃煤和其他主要污染源所致总死亡人数。

以各省之间的差异以及与国家水平估计值的比较情况为例，在京津冀地区（即北京、河北、天津）2013 年 $PM_{2.5}$ 所致的死亡总人数分别为 13,000、63,700 和 8,800 例，其中燃煤分别导致 4,900、24,600 和 3,200 例死亡。相比于 2013 年，预计天津在所有四种未来情景情况下均可使 $PM_{2.5}$ 所致死亡率降低，而北京则仅有 BAU2、PC1 和 PC2 情景可使死亡率降低，而在普遍遵循国家规划的河北，所有情景均会使死亡率升高。然而，北京和天津所预计的死亡率降低均不是由于总燃煤（或发电厂或工业燃煤）的贡献度降低所致，而是由于大部分未来情景均可使其他污染源行业降低，如交通运输、民用（煤和生物质）和露天生物质焚烧。尽管所有省份在所有情景下的燃煤贡献度均有所增加，但河北的升幅最大，抵消了其他行业降低的影响。

总结与结论

本报告所示为中国燃煤所致的当前和未来疾病负担评估结果。我们就燃煤在全中国及各省市（2013 年）所致大气 $PM_{2.5}$ 所导致的疾病负担按主要来源行业分别进行一项核心分析及一项独立分析——特别是针对交通运输、工业非燃煤排放和其他污染源（民用生物质、露天生物燃料燃烧及溶剂使用）。此后，我们设计了不同能源情景和末端排放控制情景，以反映不同的未来排放路径，而这些情景被用于 2030 年的死亡率和疾病负担预测分析。我们同时预测了 2030 年燃煤和其他主要污染源对大气 $PM_{2.5}$ 的贡献程度以及各情景下的相关疾病负担 - 即同时考虑未来死亡率预测及未来排放情景。采用高分辨率化学传输模型结合排放和环境浓度之间复杂和非线性关系对不同空气污染源行业对环境污染浓度影响进行模拟，并使用适用于健康影响分析的分辨率进行空间解析。重要的是，该分析纳入了潜在疾病患病率的省级估计结果，因此显得独一无二。暴露及其所致疾病负担之间的非线性关系也被纳入估算。

在中国，大气 $PM_{2.5}$ 是导致死亡和疾病负担的主要因素；据估计，大气 $PM_{2.5}$ 在 2013 年导致 916,000 人死亡，已成为死亡的第五大风险因素。燃煤是大气 $PM_{2.5}$ 的最重要来源，占中国地区人口加权 $PM_{2.5}$ 浓度的 40%。而在特定省市（重庆，贵州，四川），其贡献率甚至可高达近 50%。与中国各大城市的有限的污染源解析结果相比，我们研究所得的燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 的贡献度估计值与前者非常相似，但我们的贡献度估计值略高（3% -4%）。

由于燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 浓度具有极大影响，因此燃煤是中国疾病负担的重要因素之一，估计在 2013 年造成约 366,000 人死亡。2013 年，燃煤造成的的大气 $PM_{2.5}$ 已成为中国地区引发死亡的第 12 大风险因素，其所致死亡率高于高胆固醇、吸毒或二手烟。民用生物质和煤炭燃烧共同成为 2013 年大气 $PM_{2.5}$ 归因死亡率的次最大贡献因素 - 综合影响（177,000 例死亡）高于工业用煤（155,000 例死亡）、交通运输（137,000 例死亡）或煤电厂（86,500 例死亡）。

民用生物质燃烧对室外空气污染的贡献所致的归因性死亡率（136,000 例死亡）与工业燃煤和交通运输处于相同水平。请注意，这些贡献均源自民用燃烧对室外空气 PM_{2.5} 水平的影响。虽然大气 PM_{2.5} 暴露和民用固体燃料燃烧对疾病负担的影响不太可能完全独立，但 GBD2013 预计中国民用固体燃料燃烧所致室内空气污染在 2013 年导致 807,000 例额外死亡¹⁹。考虑到民用生物质排放对疾病负担的重大贡献（通过家庭空气污染暴露）及其对大气 PM_{2.5} 的重要贡献，降低民用生物质和燃煤的排放有可能大幅度降低疾病负担，应作为未来能源和空气质量战略的优先选择。

该报告旨在中国的国家和省份两级针对燃煤和其他主要空气污染源所致的疾病负担进行首次全面评估，但最新的同行评审研究使用不同数据和方法提供了更有限的评估。Lelieveld 及其同事（2015 年）对污染源行业对空气污染的贡献度及其导致的 2010 年和 2050 年疾病负担进行分析，结果发现该研究所得 2010 年过早死亡（PM_{2.5} 暴露所致）人数高于 GBD2013（136 万与 85.7 万²⁰）。燃煤的贡献度未在该研究中表明，但指出其导致 237000 例死亡，占 PM_{2.5} 归因总死亡数的 18%；燃煤电厂所致的 PM_{2.5} 导致 86,500 例死亡，占当前研究的总 PM_{2.5} 归因性死亡的 9%。Lelieveld 及其同事使用了较早版本的 IER（Burnett 等人，2014 年）和较当前研究更低的 PM_{2.5} 空间分辨率（约 100×100km）；两者的差异可能导致了预测结果的差异。Chen 及其同事（2013）对一项政策对中国预期寿命的影响进行评估，该政策规定从 1950 至 1980 年向淮河以北的城市在冬季提供煤炭取暖补贴。使用准实验模型，Chen 及其同事估计，该政策导致淮河以北的 TSP 水平升高 55%，并使中国北方的人均预期寿命降低 5.5 年。他们的研究和本研究之间的数据和研究设计所存在的差异妨碍对两者进行正式比较，但我们可以合理假设，其对预期寿命降低的估计结果显著高于采用当前研究的数据和方法所得的结果。死亡数据有限且不完整（包括忽略儿童死亡率趋势）以及获得死亡率和 TSP 数据地区的空间不匹配，均可能会影响其估计结果。

相比 2013 年，所有未来情景（BAU1，BAU2，PC1 和 PC2）均预计大气 PM_{2.5} 归因性死亡分别增加 38%、25%、24%和 8%，而 2013 年的归因性死亡人数为 916,000 例（图 32）。具体而言，对于 BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 情景，大气 PM_{2.5} 预计在 2030 年将分别导致 130 万、110 万、110 万和 99 万人死亡。虽然在所有情景中，PM_{2.5} 的人口加权平均暴露量预计将降低（从 2013 年 54μg/m³ 降低至 2030 年的 50、38、38 和 27μg/m³，分别对应 BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 情景），PC2 情景可实现世界卫生组织中期目标 -1，死亡率的预计增加是由于人口老龄化以及缺血性心脏疾病、中风、慢性阻塞性肺病和肺癌的患病率增加，并导致可归因于暴露于大气 PM_{2.5} 的死亡人数增加所致。该预测结果表明人口动态对确定大气 PM_{2.5} 所致死亡率的动态变化趋势具有重要作用。GBD 2013 预计 1990 年至 2013 年间的 PM_{2.5} 暴露量、PM_{2.5} 所致死亡人数和 PM_{2.5} 所致死亡率均有所增加，而未来预测的结果则为归因性死亡率增加，但 PM_{2.5} 暴露量下降（图 32）。中国在 2016 年实施了新的人口政策，从每个家庭只能生育一个

¹⁹ 假定完全独立，2013 年中国家庭和大气污染（包括臭氧）的综合影响是 160 万人死亡，为死亡率的第三大危险因素。

²⁰ 估计来源：GBD 比较 <http://vizhub.healthdata.org/gbd-compare/>. Accessed 01/07/16.

孩子变为每个家庭可生育两个孩子，该政策可能对未来人口结构产生重要影响。但由于我们的预测结果仅考虑到 14 年之后（该政策在 2016 年实施），且人口统计学资料对空气污染所致疾病负担的影响主要是老龄人口（> 65 岁）所占比例的结果，我们的结果并未显示出对该新政策的敏感性。

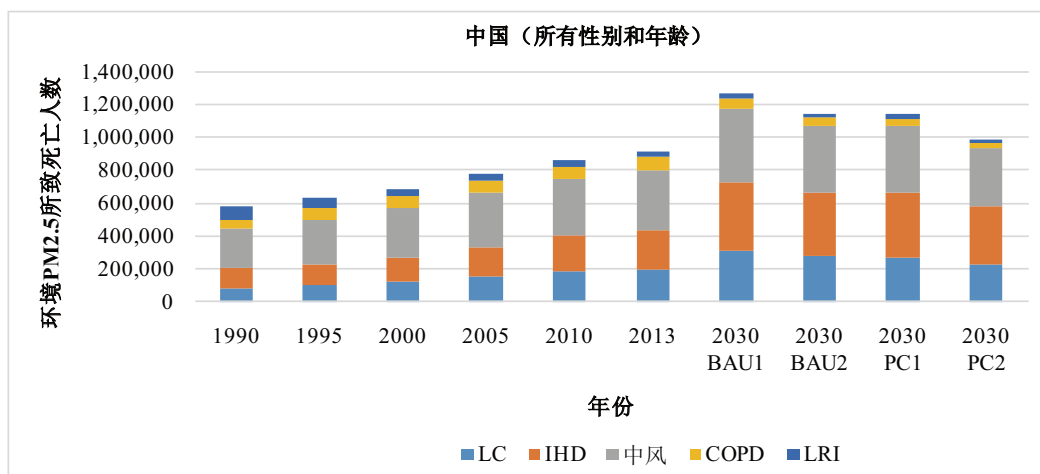


图 32. 1990 至 2030 年的 PM_{2.5} 所致死亡人数（按年份和死因）。GBD MAPS 四种情景下的 2030 年死亡人数。2013 至 2030 年之间的差异在很大程度上反映了人口老龄化的影响以及空气污染暴露所致疾病患病率的变化。不同情景在 2030 年的差异可反映能源政策和污染控制的影响。

这些结果类似于 Apte 及其同事（2015 年）所讨论的结果。Apte 及其同事使用 GBD2010 暴露量和 IER 函数，接合世界卫生组织未来病因特异性死亡率预测结果，估计持续且恒定的 PM_{2.5} 暴露将在 2010 至 2030 年导致中国 PM_{2.5} 所致死亡率升高 23%（2030 年），而造成死亡率增加的原因主要在于 50 岁以上人群的数量大幅增加，从而基本抵消了心血管疾病发病率的降低幅度。同样，经济合作与发展组织（OECD）预计在 2010 年至 2030 年，中国的大气 PM_{2.5} 含量基本不变，但 PM_{2.5} 所致死亡率将增加 56%（OECD2012）。重要的是，虽然在所有情景中，死亡和 DALYs 的绝对数量在 2030 年均将上升，尤其是 BAU1，但年龄标准化死亡率及 DALY 率结果表明，这主要是由于人口规模和年龄结构的预期变化所致，主要污染源的 PM 降低将真正有益于健康。因此，严格控制 PM 水平对稳定或降低人口结构变化所导致的负担具有关键作用（图 33）。

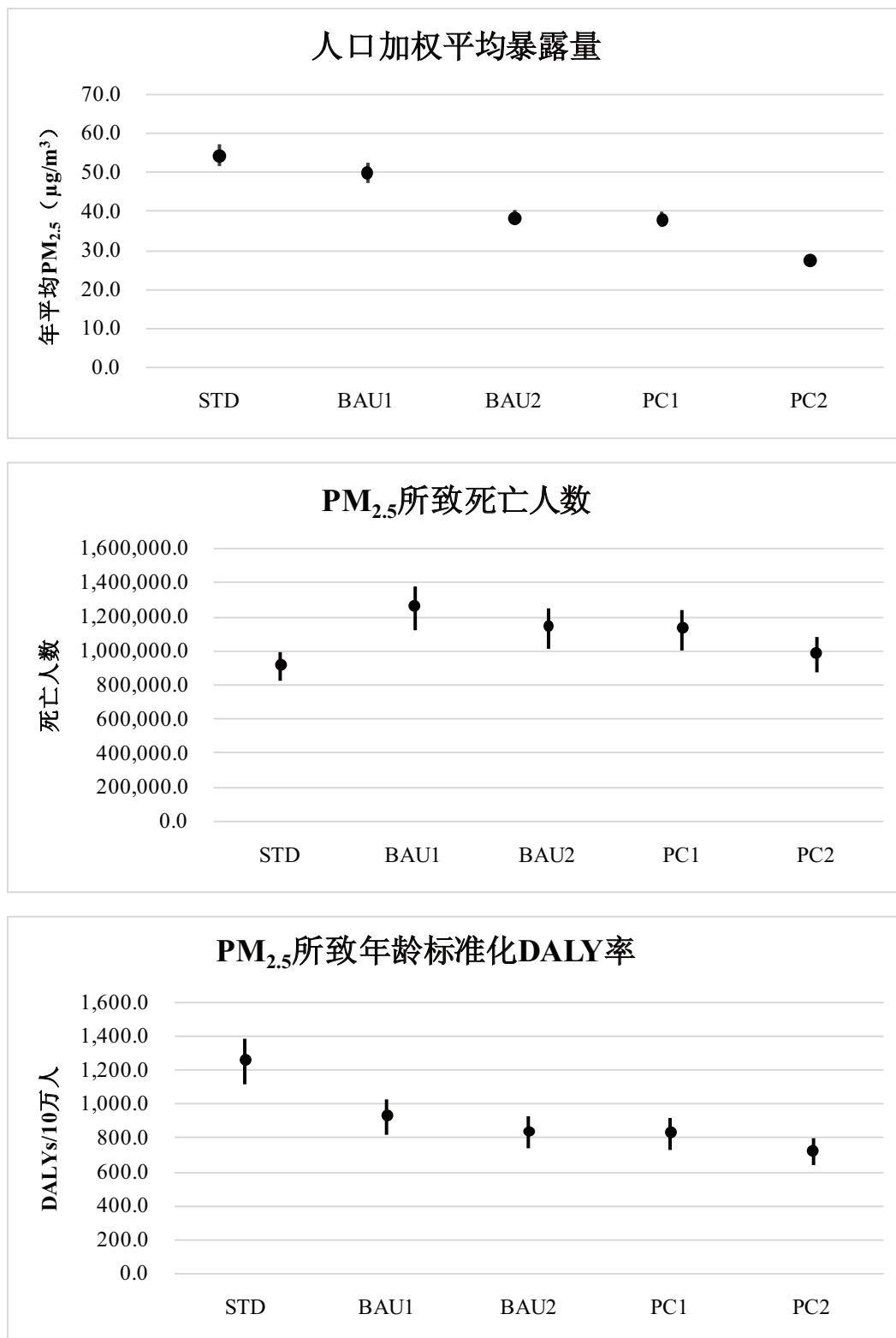


图 33.2013 年 (STD) 和预测 (2030 年): (a) 人口加权平均暴露量, (b) PM_{2.5} 所致总死亡人数, 以及 (c) 四种情景中 PM_{2.5} 所致的年龄标准化 DALYs/100000。条形图显示不确定性区间的平均值、高限和低限。

另外, 在所有未来情景中, 燃煤作为 $PM_{2.5}$ 所致死亡来源之一的重要性亦有所增加, 因此其始终是大气的 $PM_{2.5}$ 的最大的贡献来源; 燃煤占 2013 年 $PM_{2.5}$ 所致死亡人数的 40%, 而在 BAU1、BAU2、PC1 和 PC2 情景中, 预计燃煤将分别占 44%、55%、47% 和 49%。即使按照最严格的能源消耗和污染控制政策, 在 2030 年, 煤炭仍将是大气 $PM_{2.5}$ 唯一的最大贡献来源。另外, 未来燃煤对大气 $PM_{2.5}$ 绝对贡献值的降低程度低于其他行业, 从而导致燃煤对疾病负担的相对贡献度增加。该结果显示迫切需要采用更积极的策略, 以降低燃煤的排放量, 同时降低其他污染源的排放量。

参考文献

Alexander B, Park RJ, Jacob DJ, Li QB, Yantosca RM, J Savarino, et al. 2005. 海盐气溶胶的硫酸盐形成: 受氧同位素的约束。J Geophys Res-Atmos 110:D10; doi: 10.1029/2004JD005659.

Amann M, Kejun J, Jiming H, Wang S, Wei W, Jia X, et al. 2008. 中国大气污染和温室气体成本效应控制方案。奥地利, 拉克森堡: 国际应用系统分析研究所。

Apte JS, Marshall JD, Cohen AJ, Brauer M. 2015. 大气 $PM_{2.5}$ 所致全球死亡率解决方案。Environ Sci Technol 49(13):8057–8066

Bi XH, Feng YC, Wu JH, Wang YQ, Zhu T. 2007. 中国北方六城市的可吸入颗粒物来源解析。Atmos Environ 41:903–912.

Brauer M, Amann M, Burnett R, Cohen A, Dentener F, Ezzati M, et al. 2012. 室外空气污染所致全球疾病负担估计的暴露评估结果。Environ Sci Technol 46(2):652–660; doi:10.1021/es2025752.

Brauer M, Freedman G, Frostad J, van Donkelaar A, Martin RV, Dentener F, et al. 2016. 环境空气污染暴露所致 2013 年全球疾病负担的评估值。Environ Sci Technol 50:79–88; doi:10.1021/acs.est.5b03709.

Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA 3rd, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. 2010. 可吸入颗粒物空气污染与心血管疾病: 美国心脏协会科学声明更新。Circulation 121:2331–2378; doi:10.1161/CIR.0b013e3181dbee1.

Burnett RT, Pope CA III, Ezzati M, Olives C, Lim SS, Mehta S, et al. 2014. 环境细颗粒物暴露所致全球疾病负担评估的综合风险函数。Environ Health Persp (Online) 122(4):397. Available: <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1307049>.

Cao J, Yang C, Li J, Chen R, Chen B, Gu D, et al. 2011. 中国室外空气污染长期暴露和死亡率相关性的队列研究。 *J Hazard Mater* 186:1594–1600.

Chen D, Wang YX, McElroy MB, He K, Yantosca RM, Le Sager P. 2009. 高分辨率嵌套网格 GEOS-CHEM 模型模拟的中国区域性 CO 污染。 *Atmos Chem Phys* 9:3825–3839.

Chen DS, Cheng SY, Liu L, Chen T, Guo XR. 2007. 中国北京 - 2008 年夏季奥运会主办城市跨界 PM₁₀ 贡献评估的综合性 MM5 - CMAQ 建模方法。 *Atmos Environ* 41:1237–1250.

Chen H, Goldberg MS, Villeneuve PJ. 2008. 大气污染长期暴露和慢性疾病之间相关性的系统评价研究。 *Rev Environ Health* 23:243–297.

Chen R, Kan H, Chen B, Huang W, Bai Z, Song G, et al. 2012. 颗粒物空气污染与每日死亡率相关性: 中国空气污染和健康影响研究。 *Am J Epidemiol* 175:1173–1181.

Chen Y, Ebenstein A, Greensone M, Li H. 2013. 中国淮河政策所致持续性空气污染暴露对预期寿命影响的证据。 *Proc Natl Acad Sci USA* 110:12936–12941.

Cheng AY, Chen DS, Li JB, Wang HY, Guo XR. 2007. 采用耦合 MM5-ARPS - CMAQ 模拟系统进行的排放源对空气质量贡献度评估: 中国北京大都市地区的案例研究。 *Environ Modell Softw* 22:1601–1616.

China Electricity Council. 2011. [中国电力行业年度发展报告]. Beijing, China:China Electric Power Press. [In Chinese.]

Cofala J, Bertok I, Borken-Kleefeld J, Heyes C, Klimont Z, Rafaj P, et al. 2012. 世界能源展望 2012 能源方案的大气污染物排放。 Laxenburg, Austria:International Institute for Applied Systems Analysis.

Dong GH, Zhang P, Sun B, Zhang L, Chen X, Ma N, et al. 2012. 中国沈阳环境空气污染长期暴露与呼吸系统疾病死亡率的相关性研究: 一项为期 12 年基于人群的回顾性队列研究。 *Respiration* 84:360–368.

Energy Research Institute in China (ERI). 2009. [中国低碳发展之路 2050 年: 能源需求和碳排放方案分析]. Beijing, China:China Environmental Science Press. [In Chinese.]

Energy Research Institute in China (ERI). 2010. [能源效率和可再生能源项目融资指南]. Beijing, China:China Environmental Science Press. [In Chinese.]

- Fairlie TD, Jacob DJ, Park RJ. 2007. 美国跨太平洋运输的矿尘影响。 *Atmos Environ* 41(6): 1251–1266.
- Forouzanfar MH, Alexander L, Anderson HR, Bachman VF, Biryukov S, Brauer M, et al. 2015. 188 个国家 79 种行为、环境和职业以及代谢风险或风险群的全球、地区和国家相对风险评估结果（1990-2013 年）：2013 年全球疾病负担研究的系统评价。 *Lancet* 386:2287–2323.
- Fountoukis C, Nenes A. 2007. ISORROPIA II: 计算有效热力学平衡模型 $K^+—Ca^{2+}—Mg^{2+}—NH_4^+—Na^+—SO_4^{2-}—NO_3^-—Cl^-—H_2O$ 气溶胶。 *Atmos Chem Phys* 7(17):4639–4659.
- Fu T-M, Cao JJ, Zhang XY, Lee SC, Zhang Q, Han YM, et al. 2012. 中国的碳气溶胶：主要来源的政策约束以及次要来源的评估结果。 *Atmos Chem Phys* 12:2725–2746; doi:10.5194/acp-12-2725-2012.
- Geng G, Zhang Q, Martin RV, van Donkelaar A, Huo H, Che H, et al. 2015. 使用基于卫星的气溶胶光学厚度和化学传输模型估算中国的长期 $PM_{2.5}$ 浓度。 *Remote Sensing Environ* 166:262–270.
- Hao JM, Wang LT, Shen MJ, Li L, Hu JN. 2007. 北京电厂排放对空气质量的影响。 *Environ Pollut* 147:401–408.
- Heald CL, Collett JL Jr, Lee T, Benedict KB, Schwandner FM, Li Y, et al. 2012. 全美国的大气氨和颗粒无机氮。 *Atmos Chem Phys* 12:10295–10312.
- Heald CL, Jacob DJ, Jones DBA, Palmer PI, Logan JA, Streets DG, et al. 2004. 卫星（MOPITT）和飞机观测结果（TRACE-P）比较性反分析以评估一氧化碳的亚洲来源。 *J Geophys Res* 109:D23306; doi:10.1029/2004JD005185.
- Health Effects Institute. 2010. 亚洲发展中国家室外空气污染与健康：全面综述。专题报告 18. Boston, MA:Health Effects Institute.
- HEI NPACT 审查小组. 2013. 执行摘要. HEI 国家性颗粒物成分毒性（IMPACT）倡议。 Boston, MA:Health Effects Institute.
- Henze DK, Seinfeld JH. 2006. 异戊二烯氧化所致全球二次有机气溶胶。 *Geophys Res Lett* 33:L09812; doi:10.1029/2006GL025976.
- Henze DK, Seinfeld JH, Ng NL, Kroll JH, Fu T-M, Jacob DJ, et al. 2008. 芳香烃所致二次有机气溶胶形成的全球模型：高与低收益途径。 *Atmos Chem Phys* 8:2405–2420.

Jiang X, Zhang Q, Zhao H, Geng G, Peng L, Guan D, et al. 2015. 中国出口所致的隐性健康成本揭秘。 *Environ Sci Tech* 49:4381–4388.

Kharol SK, Martin RV, Philip S, Vogel S, Henze DK, Chen D, et al. 2013. 亚洲气溶胶对氮氧化物排放量的持续性敏感性。 *Geophys Res Lett* 40(5):1021–1026; doi:10.1002/grl.50234.

Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. 2006. 细颗粒物空气污染降低和死亡率的相关性: 哈佛六城市的延长随访研究。 *Am J Respir Crit Care Med* 173(6):667–672.

Lei Y, Zhang Q, He KB, Streets DG. 2011. 中国 1990-2005 年的主要人为气溶胶排放趋势。 *Atmos Chem Phys* 11:931–954; doi:10.5194/acp-11-931-2011.

Lelieveld J, Evans JS, Fnais M, Giannadaki D, Pozzer A. 2015. 全球范围内室外空气污染源对过早死亡的影响。 *Nature* 525(7569):367–371. Available: www.nature.com/doi/finder/10.1038/nature15371.

Li L, Chen C, Huang C, Huang HY, Li ZP, Fu JS, et al. 2008. [区域空气污染特征: 长三角地区的 O₃ 和 PM_{2.5} 模拟]. *Huan Jing Ke Xue* 29:238–245. [In Chinese.]

Liao H, Henze DK, Seinfeld JH, Wu S, Mickley LJ. 2007. 美国生物源性二次有机气溶胶: 气象模拟结果与观测值的比较。 *J Geophys Res* 112:D06201; doi:10.1029/2006JD007813.

Lim SS, Vos T, Flaxman AD, Danaei G, Shibuya K, Adair-Rohani H, et al. 2012. 21 个地区 67 种风险因素和风险因素群所致疾病负担和损伤的比较性风险评估 (1990-2010): 2010 年全球疾病负担研究的系统评价分析。 *Lancet* 380:2224–2260.

Lin J-T, Pan D, Davis SJ, Zhang Q, He K, Wang C, et al. 2014. 中国国际贸易和美国空气污染。 *Proc Natl Acad Sci USA* 111:1736–1741; doi:10.1073/pnas.1312860111.

Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, et al. 2013. 室外空气污染的致癌性。 *Lancet Oncol* 14:1262–1263.

Lou S, Liao H, Zhu B. 2014. 多气溶胶对中国表面层臭氧浓度影响的相反应和光解率变化分析。 *Atmos Environ* 85:123–138; doi:10.1016/j.atmosenv.2013.12.004.

Ministry of Environmental Protection of China (MEP). 2014. [城市污水处理设施以及煤电厂烟气脱硫 / 脱硝设施公报]. Beijing. [In Chinese.]

National Bureau of Statistics (NBS). 2014a. 中国能源统计年鉴 2013. Beijing, China:China Statistics Press.

National Bureau of Statistics (NBS). 2014b. 中国工业经济统计年鉴 2014 年. Beijing, China:China Statistics Press.

National Bureau of Statistics (NBS). 2014c. 中国统计年鉴 2014 年。Beijing, China:China Statistics Press.

National Development and Reform Commission (NDRC). 2011. [小发电机组关停进展情况公告]. Available: http://www.sdpc.gov.cn/zcfb/zcfbgg/2011gg/t20110422_407267.htm [accessed 5 May 2012]. [In Chinese.]

Newby DE, Mannucci PM, Tell GS, Baccarelli AA, Brook RD, Donaldson K, et al. 2015. 空气污染和心血管病专家共识。Eur Heart J 36:83–93b; doi:10.1093/eurheartj/ehu458.

Ohara T, Akimoto H, Kurokawa J, Horii N, Yamaji K, Yan X, et al. 2007. 1980-2020 年期间的亚洲人为排放源排放清单。Atmos Chem Phys 7:4419–4444.

经济合作与发展组织 (OECD). 2012 环境展望 2050 年。Available: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-en>.

Park RJ, Jacob DJ, Chin M, Martin RV. 2003. 美国碳气溶胶来源以及对自然能见度的影响。J Geophys Res 108:4355; doi:10.1029/2002JD003190.

Park RJ, Jacob DJ, Field BD, Yantosca RM, Chin M. 2004. 美国硫酸 - 硝酸 - 铵盐气溶胶对自然和跨界污染的影响: 对政策的影响。J Geophys Res 109:D15204; doi:10.1029/2003JD004473.

Philip S, Martin RV, van Donkelaar A, Wai-Ho Lo J, Wang Y, Chen D, et al. 2014. 环境细颗粒物全球化学成分的暴露评估结果。Environ Sci Technol 48:13060–13068; doi: 10.1021/es502965b.

Pope CA 3rd, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. 2002. 微粒空气污染物长期暴露的肺癌和心肺死亡率。Jama 287(9):1132–1141.

Pope CA 3rd, Burnett RT, Turner MC, Cohen A, Krewski D, Jerrett M, et al. 2011. 大气污染和吸烟相关性肺癌和心血管疾病死亡率: 暴露 - 反应关系形状。Environ Health Perspect 119:1616–1621; doi:10.1289/ehp.1103639.

- Pye HOT, Chan AWH, Barkley MP, Seinfeld JH. 2010. 有机气溶胶的全球造型: 活性氮 (NO_x 和 NO₃) 的重要性。 *Atmos Chem Phys* 10:11261–11276; doi:10.5194/acp-10-11261-2010.
- Pye HOT, Liao H, Wu S, Mickley LJ, Jacob D, Henze DK, et al. 2009. 气候和排放变化对美国未来硫酸 - 硝酸 - 铵盐气溶胶水平的影响。 *J Geophys Res* 114:D01205.
- Sava F, Carlsten C. 2012. 环境空气污染对呼吸系统健康影响的更新。 *Clin Chest Med* 33:759–769; doi:10.1016/j.ccm.2012.07.003.
- Shah PS, Balkhair T, Knowledge Synthesis Group on Determinants of Preterm/LBW births. 2011. 空气污染和出生结局: 系统评价。 *Environ Int* 37:498–516; doi:10.1016/j.envint.2010.10.009.
- Stieb DM, Chen L, Eshoul M, Judek S. 2012. 环境空气污染, 出生体重和早产的系统评价和荟萃分析。 *Environ Res* 117:100–111; doi:10.1016/j.envres.2012.05.007.
- The State Council of the People' s Republic of China. 2006. [中华人民共和国国民经济和社会发展十一五计划]. Available: http://www.gov.cn/gongbao/content/2006/content_268766.htm [accessed 2 Feb 2013]. [In Chinese.]
- The State Council of the People' s Republic of China. 2012. [节能减排十二五规划]. Available: http://www.gov.cn/zwgk/2012-08/21/content_2207867.htm [accessed: 2 Feb 2013]. [In Chinese.]
- The State Council of the People' s Republic of China. 2013. [大气污染防治和控制行动计划]. Available: http://www.gov.cn/zwgk/2013-09/12/content_2486773.htm [accessed 10 Sep 2013]. [In Chinese.]
- Tsinghua University Building Energy Research Center (THUBERC). 2009. [中国建筑节能年度报告]. Beijing, China:China Architecture & Building Press. [In Chinese.]
- U.S. Environmental Protection Agency. 2009. 终期报告: 颗粒物的综合性科学评估。 EPA/600/R-08/139F. Washington, DC:U.S. EPA.
- van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, Boys BL. 2015. 细颗粒物全球浓度长期暴露评估的卫星观测结果。 *Environ Health Perspect* 123:135–143; doi:10.1289/ehp.1408646.
- van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M, Kahn R, Levy R, Verduzco C, et al. 2010. 根据卫星气溶胶光学厚度对环境细颗粒物浓度进行全球评估的结果: 开发和应用。 *Environ Health Perspect* 118(6):847; doi:10.1289/ehp.0901623.

- Walker JM, Philip S, Martin RV, Seinfeld H. 2012. 美国硝酸盐、硫酸盐和铵盐气溶胶的模拟结果。 *Atmos Chem Phys* 12:11213–11227.
- Wang DX, Hu JL, Xu Y, Lv D, Xie XY, Kleeman, M, et al. 2014. 一次和二次无机颗粒物源对中国西安严重冬季 PM_{2.5} 污染事件的影响。 *Atmos Environ* 97:182–194.
- Wang HL, Zhuang YH, Wang Y, Sun YL, Yuan H, Zhuang GS, et al. 2008. 中国北京 PM_{2.5}/PM₁₀ 的长期监测结果和来源解析 *J Environ Sci* 20:1323–1327.
- Wang LT, Wei Z, Yang J, Zhang Y, Zhang FF, Su J, et al. 2014. 中国河北南部地区 2013 年严重雾霾模型评估、污染源解析以及政策影响。 *Atmos Chem Phys* 14:3151–3173.
- Wang S, Zhang Q, Martin RV, Philip S, Liu F, Li M, et al. 2015. 卫星测量值监督中国燃煤发电厂的二氧化硫减排。 *Environ Res Lett* 10:114015.
- Wang SX, Hao JM. 2012. 中国空气质量管理：问题，挑战和选择。 *J Environ Sci (China)* 24:2–13; doi:10.1016/S1001-0742(11)60724-9.
- Wang SX, Xing J, Chatani S, Hao JM, Klimont Z, Cofala J, et al. 2011. 卫星和地面观测所得中国人为排放情况验证。 *Atmos Environ* 45:6347–6358.
- Wang SX, Zhao B, Cai SY, Klimont Z, Nielsen CP, Morikawa T, et al. 2014. 东亚地区排放趋势和空气污染物减排方案。 *Atmos Chem Phys* 14:6571–6603; doi:10.5194/acp-14-6571–2014.
- Wang Y, Zhang QQ, He K, Zhang Q, Chai L. 2013. 2000-2015 二氧化硫、氮氧化物和氨排放变化对中国硫酸 - 硝酸 - 铵盐气溶胶的影响。 *Atmos Chem Phys* 13:2635–2652.
- Wang Y, Zhang QQ, Jiang J, Zhou W, Wang B, He F, et al. 2014. 2013 年 1 月中国严重冬季雾霾发作期间的硫酸盐形成增强：当前模型缺少该情况。 *J Geophys Res–Atmos* 119(17); doi:10.1002/2013JD021426.
- Wang YX, McElroy MB, Jacob DJ, Yantosca RM. 2004. 亚洲化学传输的网格嵌套公式：应用于 CO。 *J Geophys Res–Atmos* 109:D22; doi:10.1029/2004jd005237.
- Wong CM, Vichit-Vadakan N, Kan H, Qian Z. 2008. 亚洲公共卫生和空气污染研究 (PAPA)：空气污染对死亡率短期影响的多城市研究。 *Environ Health Perspect* 116:1195–1202.
- Wei W, Wang SX, Hao JM, Cheng SY. 2011. 2010-2020 期间人为挥发性有机化合物 (VOCs) 排

放对中国的影响。 *Atmos Environ* 45:6863–6871; doi:10.1016/j.atmosenv.2011.01.013.

World Health Organization (WHO). 2005. 颗粒物、臭氧、二氧化氮和二氧化硫的 WHO 空气质量指南。全球更新 2005. Available: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf?ua=1.

World Health Organization (WHO). 2013. 空气污染对健康影响的证据综述 - REVIHAAP 项目技术报告。WHO Regional Office for Europe. Copenhagen.

Wu L, Feng YC, Wu JH, Zhu T, Bi XH, Han B, et al. 2009. 中国开封 PM₁₀ 的二次有机碳定量和污染源解析 *J Environ Sci* 21:1353–1362.

Wu Y, Zhang SJ, Li ML, Ge YS, Shu JW, Zhou Y, et al. 2012. 中国重型柴油车氮氧化物排放控制所面临的挑战。 *Atmos Chem Phys* 12:9365–9379; doi:10.5194/acp-12-9365-2012.

Xing J, Wang SX, Chatani S, Zhang CY, Wei W, Hao JM, et al. 2011. 中国 2020 年空气污染物排放预测及其对区域空气质量的影响。 *Atmos Chem Phys* 11:3119–3136; doi:10.5194/acp-11-3119-2011.

Xu J-W, Martin RV, van Donkelaar A, Kim J, Choi M, Zhang Q, et al. 2015. 采用 GOCE 卫星仪器确定的气溶胶光学厚度估计中国东部的地面 PM_{2.5}。 *Atmos Chem Phys* 15:13133–13144; doi:10.5194/acp-15-13133-2015.

Yang F, Tan J, Zhao Q, Du Z, He K, Ma Y, et al. 2011. 中国各地和代表性特大城市的 PM_{2.5} 形态特征。 *Atmos Chem Phys* 11:5207–5219.

Yang LX, Cheng SH, Wang XF, Nie W, Xu PJ, Gao XM, et al. 2013. 中国人口密集城市的 PM_{2.5} 污染源解析及其对健康的影响。 *Atmos Environ* 75:265–269.

Zhang HL, Li JY, Ying Q, Yu JZ, Wu D, Cheng Y, et al. 2012. 使用污染源指向性化学传输模型的中国 PM_{2.5} 硝酸盐和硫酸盐来源解析。 *Atmos Environ* 62:228–242.

Zhang L, Liu L, Zhao Y, Gong S, Zhang X, Henze DK, et al. 2015. 中国北方颗粒物污染的来源归属与伴随方法。 *Environ Res Lett* 10(8):084011; doi:10.1088/1748-9326/10/8/084011.

Zhang P, Dong G, Sun B, Zhang L, Chen X, Ma N, et al. 2011. 中国沈阳空气污染长期暴露与心血管、脑血管疾病死亡率相关性研究。 *PLoS One* 6:e20827; doi:10.1371/journal.pone.0020827.

Zhou M, Liu Y, Wang L, Kuang X, Xu X, Kan H. 2014. 颗粒物空气污染与中国男性死亡率的队列研究。 *Environ Pollut* 186:1–6.

Zhao B, Wang SX, Dong XY, Wang JD, Duan L, Fu X, et al. 2013a. 中国近期排放变化对环境的影响：对颗粒物污染和土壤酸化的影响。 *Environ Res Lett* 8(2):024031; doi:10.1088/1748-9326/8/2/024031.

Zhao B, Wang SX, Wang JD, Fu J, Liu TH, Xu JY, et al. 2013b. 全国性氮氧化物和二氧化硫控制政策对中国颗粒物污染的影响。 *Atmos Environ* 77:453–463.

Zhao B, Wang SX, Xu JY, Fu K, Klimont Z, Hao JM, et al. 2013c. 中国的氮氧化物排放量：历史趋势和未来前景。 *Atmos Chem Phys* 13:1–29; doi:10.5194/acp-13-1-2013.

Zhao Y, Zhang J, Nielsen CP. 2013d. 近期调控政策对中国人为大气污染物和 CO₂ 排放趋势的影响。 *Atmos Chem Phys* 13:487–508; doi:10.5194/acp-13-487-2013.

Zhao Y, Wang SX, Duan L, et al. 2008. 中国煤电厂的主要空气污染物排放：现状和未来预测。 *Atmos Environ* 42:8442–8452; doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.08.021.

Zhou M, Wang H, Zhu J, Chen W, Wang L, Liu S, et al. 2015. 中国 1990 年至 2013 年的 240 种疾病的病因特异性死亡率：2013 年全球疾病负担研究的地方性系统分析。 Available: [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)00551-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(15)00551-6).

附件 I：当前情况和未来减排情况下微小 PM 特定污染源所致的总人群归因分数

当前情况的总人群归因分数

针对任何 PM_{2.5} 浓度 z ，假设特定污染源对浓度 z 的贡献分数是根据 z 的比例进行估算，记作 p 。一个人同时暴露于 PM 的多个来源。因此，在特定浓度范围内，我们无法将暴露情况的改变归因于任何污染源。我们只知道变化幅度被记作 $p \times z$ 。由于我们的 IER 风险函数呈非线性，因此，我们无法直接预测与 $p \times z$ 变化相关的风险变化情况。如果浓度的风险函数呈线性，那么所有变化 $p \times z$ 都会使风险发生相同的变动；因此，我们不需要知道该变化发生于暴露分布的何处。

我们建议将所有 z 值的 $p \times z$ 变化的平均相对风险视作此类变化相对风险评估的一种合理

总结。如附件 II 所示，我们采用 p 再次制定 IER 相对风险函数的公式：

$$\frac{IER(z)}{IER((1-p) \times z)} = 1 + \{IER(z) - 1\} \times p,$$

那么，以 $\{IER(z) - 1\} \times p$ 表示 $p \times z$ 浓度在 0 到 z 范围内变化的相对风险平均变化情况。针对上述再次制定的公式，我们在附件 II 中亦列出： $PAF(z, (1-p) \times z) = p \times PAF(z)$ 。即， z 至 $(1-p) \times z$ 范围内浓度变化的比例归因分数可用浓度 z 时的比例乘以 PAF 进行表示。

未来减排情景的总人群归因分数

假设我们已制定一项空气污染治理策略以减少特定空气污染源（如：煤）的排放量。如果我们仅针对该污染源所致暴露量变化相关的 PAF 变化情况，那么我们假设 $PM_{2.5}$ 浓度从 z 降低至 $(1-p) \times z$ (p 比例)。当前对未来情况的 PAF 由下式给出：

$$PAF(z, (1-p) \times z) = \frac{IER(z) - IER((1-p) \times z)}{IER(z)}.$$

进一步假设，我们可以按照行业 / 部门对特定来源相关的 $PM_{2.5}$ 减排量进行分解，公式为

$$p \times z = \sum_{s=1}^S p_s \times z.$$

由于我们并不知晓任何特定行业 / 部门所贡献减排量的具体范围，因此采用比例方法对该行业 / 部门的 PAF 进行估算，公式如下：

$$PAF^{(s)} = p_s \times PAF(z, (1-p) \times z).$$

现在假设我们感兴趣的是特定污染源变化所致疾病负担的联合影响以及所有其它污染源联合暴露相关的疾病负担。在这种情况下，我们根据目前的情况进行分析，并不能知道在暴露范围内该污染源的贡献以及源自所有其他污染源的残余暴露量。我们估计此两种来源相对总暴露量的 PAF，与该污染源相关表示为 $p \times PAF(z)$ ，而与所有其他污染源相关则表示为 $(1-p) \times PAF(z)$ 。

因此，我们使用比例 PAF 公式对当前和未来状况进行估计。

附件 II：微小 PM 特定污染源的人群归因分数评估

我们希望估计相对危险度（即过剩风险）的变化以获得 PM 特定污染源（其浓度表示为 $z_s < z$ ）相关的大气 $PM_{2.5}$ 浓度的变化（由 z 进行表示）。一种方法将被用于评估当前环境浓度以及当前环境浓度减去特定污染源浓度时的风险函数。然而，由于 GBD 所使用的相对风险函数，术语称为总体暴露反应（IER）函数，并非呈线性，因此风险的变化将不仅取决于

浓度变化的幅度，还取决于风险曲线上此种变化发生的位置。

尽管我们可以估算环境浓度中可以归因于污染源 S 的比例，但我们并不能够知道在任何位置的什么浓度范围内，该污染源可对该观察值有贡献。每个污染源均对总浓度有所贡献，但在特定的浓度范围内并非所以污染源均有贡献。

此外，采用非线性函数（通过从环境水平减去污染源贡献度）对特定污染源暴露量变化相关的风险变化进行评估，可导致逻辑不一致；而将所有污染源的贡献情况相加所得的大气细颗粒物浓度将不等于该浓度所致的风险。

方法

在全部浓度范围内，每种污染源对暴露量均有所贡献。因此，我们希望在特定范围内应用覆盖所有浓度的风险变化，而该特定范围为 IER 风险函数在该范围内的风险平均变化水平。要做到这一点，我们考虑建立一个风险模型，其公式与浓度呈线性相关性：

$$L(z, z_{cf}, \beta) = 1 + \beta * (z - z_{cf}),$$

β 表示斜率。因此，我们试图找出任何观察到的环境浓度 z_0 假设的 β ，使得在 IER 风险函数增量变化的平均值等于 L 在 (z_{cf}, z_0) 范围内 L 增量变化的平均值。

我们定义任何浓度 z 的相对风险增量的变化等于所述函数相对于 z 的导数。将 GBD 2013 相对风险函数表示为 f ，而其相对于 z 的导数则表示 f' 。因此 L 相对于 z 的导数为 β 。覆盖其参数的函数平均值的获取方法为：对区间 $[z_{cf}, z_0]$ 的函数进行积分以及并除以区间 $z_0 - z_{cf}$ 的长度。即：

$$\beta = \frac{1}{z_0 - z_{cf}} \int_{z_{cf}}^{z_0} f'(z) z dz = (f(z_0) - 1) / (z_0 - z_{cf})$$

由于 $f(z_{cf}) = 1$ 。根据这种结构，我们注意到 $f(z_0) = L(z_0)$ 。然后

$$L(z, z_{cf}, \beta) = 1 + \left((f(z_0) - 1) / (z_0 - z_{cf}) \right) * (z - z_{cf}).$$

即， L 代表 1 (z_{cf} 处) 至 $f(z_0)$ (z_0 处) 的直线。 L 和 $z_0 = 200\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的相对风险函数 f 均以图形形式列于图 II.1 (虚线)。

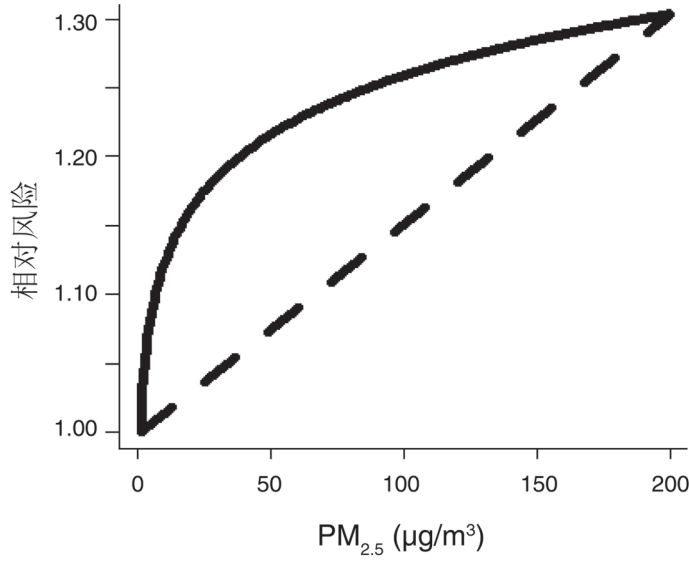


图 II. 1: GBD 2013 相对风险函数 (红色实线) 以及与之相当的风险平均变化线性模型 (黑色虚线)。

该直线的斜率, $\beta = (f(z_0) - 1)(z_0 - z_{cf})$, 大于较大浓度情况下的相对风险变化幅度, 但小于较小浓度情况下的相对风险变化幅度, 从而导致所有范围 $[z_{cf}, z_0]$ 内的所有变化情况出现平均效应。

反事实分析结果阳性所致的逻辑矛盾

由于 $z_{cf} > 0$, 存在这样的情况: $z_0 - z_{(z_{cf}, z_0)} < z_{cf}$, 此处 $z_{(z_{cf}, z_0)}$ 是环境浓度 $PM_{2.5} = z_0$ 处污染源 S 所致的浓度。因此, 并非污染源 S 所贡献的所有颗粒物均将被纳入风险评估。为避免此问题, 并确保 PM 所有来源总和的过剩风险等于全部 PM 颗粒物所致的过剩风险 ΔR , 我们对过剩风险 ΔR 的估计方法进行改变, 表示为 $\Delta \tilde{R}$

$$\Delta \tilde{R}(z_S, z_0, z_{cf}) = \{f(z_0) - 1\} * \left(\frac{z_S - z_{cf}}{z_0 - z_{cf}} \right) \equiv \{f(z_0) - 1\} * p_{(z_S, z_0)}$$

此处 $p_{(z_S, z_0)}$ 是浓度 z_0 处污染源 S 所致的颗粒物比例, 假设值不能低于反事实分析方法。因此, 我们将得到所需性质

$$\sum_{i=1}^N \Delta \tilde{R}(z_{S_i}, z_0, z_{cf}) = \Delta \tilde{R}\left(\sum_{i=1}^N z_{S_i}, z_0, z_{cf}\right) = \Delta \tilde{R}(z_0, z_0, z_{cf}) = \{f(z_0) - 1\}$$

对于 N 污染源浓度 $(z_{S_1}, \dots, z_{S_N})$ 以及 $\sum_{i=1}^N p_{(z_{S_i}, z_0)} = 1$ 的事实。该定义同样较为实用, 因为采用大气模型 (对环境水平并无任何贡献) 所得比例对污染源的贡献程度进行评估。

与比例源方法进行比较

在这里，我们对比例源方法进行阐述，该方法对特定污染源浓度变化比例（ p ）所致 PAF 进行评估，假设为 $p*PAF$ ，其中 PAF 是基于所有污染源的环境浓度相关 PAF，相当于假设风险线性变换之后的 PAF，如下式所述：

$$1 + (f(z) - 1) * P,$$

其中 P 是从环境浓度 z 至反事实分析结果的比例变化。此处设定 $P = 1$ 保留原始相对危险度函数 $f(z)$ 。

一种污染源的环境浓度（ p ）比例所致的 $P = 1$ 与 $P = 1 - p$ 的相对风险函数比例，如下式所述：

$$R(z, p) = \frac{1 + (f(z) - 1) * 1}{1 + (f(z) - 1) * (1 - p)} = \frac{f(z)}{1 + (f(z) - 1) * (1 - p)} = \frac{f(z)}{f(z) * (1 - p) + p}$$

该相对风险的 PAF 是（经过一些简单代数！之后）：

$$PAF(z, p) = \frac{R(z, p) - 1}{R(z, p)} = p * \left(\frac{f(z) - 1}{f(z)} \right) = p * PAF(z, 1)$$

此处 $PAF(z, 1)$ 表示与周围浓度本身相关的 PAF。

因此，我们得出结论，假定浓度比例变化所致的 PAF 比例变化等同于假定的相对风险，且假定的相对风险与浓度的变化比例呈线性关系，那么斜率等于反事实析结果至任何特定浓度的风险变化平均值。

附件 III：各省和行业排放的详细列表

表 III.1. 各省的排放量（2013 年）/kt

	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2.5}	BC	OC	NM VOC	NH ₃
北京	166.4	342.6	80.9	56.4	13.7	12.3	347.2	52.2
天津	243.5	341.5	143.4	107.9	16.3	25.7	324.4	45.4
河北	998.0	1511.1	1159.9	868.3	154.7	225.4	1475.1	627.5
山西	989.3	901.8	775.7	568.2	129.9	147.3	694.5	197.3
内蒙古	1122.4	1145.8	629.4	472.1	111.9	139.0	652.3	366.4
辽宁	940.3	1141.1	633.8	472.6	69.0	131.3	1042.6	382.3
吉林	366.9	628.4	465.2	350.6	53.5	104.8	491.5	271.9
黑龙江	298.5	743.7	569.8	449.2	79.5	170.5	648.8	345.7

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2.5}	BC	OC	NMVOC	NH ₃
上海	578.4	346.9	142.0	96.2	11.2	9.5	653.3	41.0
江苏	1028.5	1426.4	894.5	647.8	76.5	161.3	2009.4	461.6
浙江	1172.7	1061.0	411.8	276.8	31.4	47.7	1645.9	173.2
安徽	611.5	1009.9	806.2	610.1	89.5	215.7	1041.3	417.1
福建	549.6	730.1	318.5	223.2	27.5	49.4	680.5	166.7
江西	411.3	559.5	433.0	283.9	36.8	67.4	480.7	238.5
山东	2361.2	2625.5	1441.1	1053.7	163.8	254.8	2481.9	789.5
河南	1060.3	1796.3	1278.8	927.5	126.7	227.3	1418.5	954.4
湖北	1235.2	1114.1	830.7	594.2	109.8	168.1	951.9	435.5
湖南	803.1	849.4	735.4	523.5	89.3	147.0	799.4	483.4
广东	996.1	1522.0	629.9	441.8	54.7	116.7	1609.0	365.5
广西	743.9	699.2	649.4	492.9	50.5	143.9	750.4	352.3
海南	110.1	133.7	61.0	45.2	4.5	13.1	143.4	58.7
重庆	995.0	489.7	326.8	236.1	39.1	70.8	409.0	175.4
四川	1593.5	1052.6	815.0	627.2	96.0	247.6	1249.0	785.7
贵州	1057.0	598.1	510.8	393.4	86.5	134.4	370.8	248.8
云南	487.3	631.4	431.0	323.7	55.8	97.0	446.7	337.1
西藏	5.9	24.4	10.2	8.2	1.3	2.6	16.0	97.8
陕西	725.1	670.6	480.0	362.1	74.0	122.6	554.9	210.6
甘肃	277.9	366.6	280.6	215.8	35.3	67.2	272.8	165.2
青海	56.3	117.3	76.0	57.5	9.2	12.6	61.9	86.3
宁夏	210.0	193.7	123.2	87.9	13.3	15.5	94.7	40.2
新疆	933.7	848.8	378.7	280.1	43.8	74.7	379.2	248.1
中国	23129.0	25622.9	16522.9	12154.0	1954.9	3423.0	24197.0	9621.3

表 III.2. 每个行业的排放量 (2013 年) /kt								
	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2.5}	BC	OC	NMVOC	NH ₃
发电厂	6275.4	6463.6	1034.2	612.1	8.1	14.9		
工业燃烧	7205.3	4385.1	1533.5	1028.3	142.5	41.1	129.2	
工业生产方法	5624.9	5909.8	7546.6	4873.2	610.3	511.5	7132.8	215.0
水泥	1704.0	2884.8	2985.1	1866.7	11.3	33.9	291.1	
钢铁	1859.8	532.6	1388.3	1024.2	37.7	48.2	269.0	
民用污染源	2959.7	1087.5	4295.9	3853.2	951.9	2320.0	4653.0	918.6
生物燃料	72.4	477.9	2970.8	2878.0	503.7	1971.4	3353.6	
交通运输	973.5	7249.8	364.8	345.6	183.9	75.0	2913.0	
公路运输	644.0	5138.2	121.2	114.8	52.4	33.5	2044.2	
非公路运输	329.5	2111.6	243.6	230.8	131.5	41.5	868.9	
溶剂使用							8155.3	
其他	90.2	527.1	1747.9	1441.6	58.3	460.6	1213.8	8487.6
生物质露天焚烧	90.2	527.1	1747.9	1441.6	58.3	460.6	1213.8	
畜牧业								5489.8
矿物肥料应用								2997.9
全国总排放量	23,129.0	25,622.9	16,522.9	12,154.0	1954.9	3423.0	24,197.0	9621.3

附件 IV: 能源和排放情景假设和开发的详细说明

能源情景的开发

我们假设年均 GDP 增长率逐渐从 2011 - 2015 年间的 8.0% 降低至 2026-2030 年间的 5.5% (S.X.Wang 等人, 2014 年)。国家人口预计从 2013 年的 13.6 亿增加至 2020 年的 14.4 亿和 2030 年的 14.7 亿, 并假定城镇化率 (城市地区常住人口的的比例) 从 2013 年的 53.7% 分别提高至 2020 年和 2030 年的 58% 和 63%。

对于发电厂，PC 情景考虑到了清洁和可再生能源发电的积极发展计划。因此，在 PC 情景中，煤电厂的电力生产比重预计降低至 49%（2020 年）和 41%（2030 年），而 BAU 情景则分别降低至 57%和 48%。

对于工业部门，我们预计 PC 情景的能源密集型工业产品排放量低于 BAU 情景，因为前者的生活方式更为保守。如果实施 PC 情景，非能源密集型技术行业的份额被认为将高于 BAU 情景。

对于建筑行业，在 PC 情景中，中国城市和农村地区的人均建筑面积预计比 BAU 情景低 2-3m²。在 PC 情景中，每单位面积采暖的能源需求较低，因为在建筑设计时实施新的节能标准。在 PC 情景中，将加快在城市和农村地区采用清洁燃料替代煤和直接生物质燃烧。

对于交通运输行业，PC 情景和 BAU 情景的每 1000 人机动车保有量分别为 380 和 325。PC 情景设定一项积极计划以推动电动汽车的发展，并逐步实施新的燃油效率标准。

图 IV.1 所示为中国当前和未来的能源消耗情况

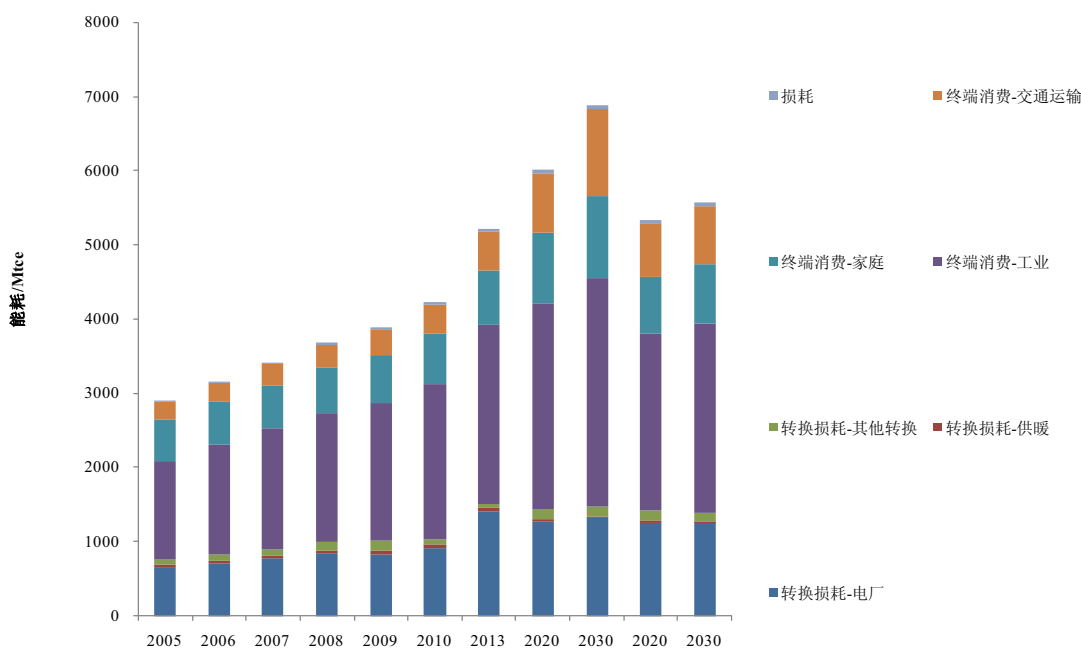


图 IV.1. 中国的能源消耗情况。Mtce = 吨碳当量。

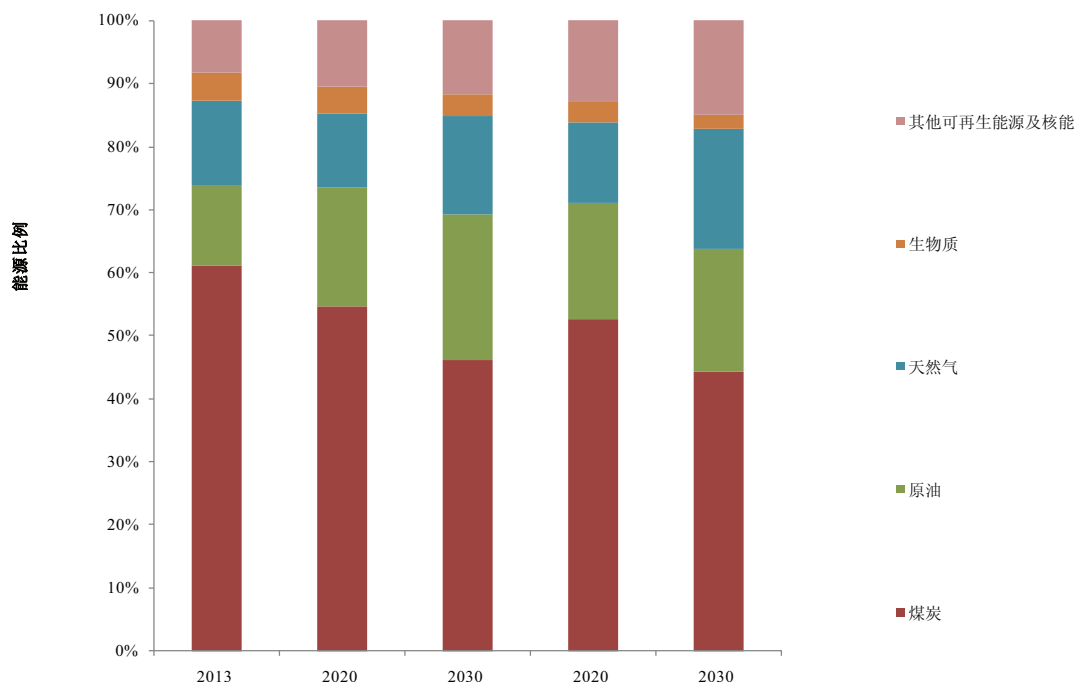


图 IV.1. 中国的能源消耗情况。Mtce = 吨碳当量。

到 2030 年，对于 BAU 和 PC 情景，中国的能源消费量预计分别相对 2013 年水平增加 31% 和 7%。煤炭将继续称霸中国的能源结构，但比重有所下降，在 BAU 和 PC 的情景中，分别将从 2013 年的 61% 降低至 2030 年的 47% 和 44%。相比之下，BAU 情景的天然气及其他可再生能源和核能的份额预计将从 2013 年 13.5% 和 8.3% 提高至 2030 年的 15.7% 和 11.8%，而 PC 情景则将提高至 19.2% 和 15.1%。

排放情景的开发

BAU[1]/PC[1] 情景的设计主要基于十二五规划环境保护和清洁空气行动计划，并假定至 2030 年高效率控制技术将继续逐步铺开。BAU[2]/PC[2] 情景假设在世界范围广泛应用最先进的技术。表 IV.1-IV.3 所示为关键行业的主要控制技术普及率。

行业	技术	脱硝设备	2010	2013	[1]		[2]	
					2020	2030	2020	2030
发电厂	煤电厂 < 100MW (除外 CFB)	NOC	11	0	0	0	0	0
		LNB	89	100	100	100	100	100
		LNB+SNCR	0	0	0	0	0	0
		LNB+SCR	0	0	0	0	0	0

HEI 专题报告 20: 燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

行业	技术	脱硝设备	2010	2013	[1]		[2]	
					2020	2030	2020	2030
发电厂	煤电厂 ≥ 100MW (除外 CFB)	NOC	11	6	3	1	0	0
		LNB	75	38	19	10	8	0
		LNB+SNCR	1	2	4	5	6	0
		LNB+SCR	12	54	74	84	86	100
	NGCC	NOC	21	15	7	4	0	0
		LNB	74	70	60	35	50	0
		LNB+SNCR	1	0	3	6	5	0
		LNB+SCR	5	15	30	55	45	100
工业部门	燃煤工业 炉排锅炉	NOC	100	77	76	76	70	0
		LNB	0	18	18	18	20	0
		LNB+SNCR	0	0	0	0	0	0
		LNB+SCR	0	5	6	6	10	100
	预煅烧水泥窑 < 2000 吨 / 天	NOC	70	58	39	19	20	0
		LNB	30	42	36	31	30	0
		LNB+SNCR	0	0	15	30	30	0
		LNB+SCR	0	0	10	20	20	100
	水泥窑 2000-4000 吨 / 天	NOC	65	52	36	18	20	0
		LNB	35	47	39	32	30	0
		LNB+SNCR	0	1	15	30	30	0
		LNB+SCR	0	0	10	20	20	100
	水泥窑 ≥ 4000 吨 / 天	NOC	60	47	24	12	0	0
		LNB	40	52	26	13	0	0
		LNB+SNCR	0	1	30	45	60	0
		LNB+SCR	0	0	20	30	40	100
	玻璃制造 - 浮法工艺	NOC	100	76	52	26	0	0
		OXFL	0	16	24	56	50	0
		SCR	0	8	24	18	50	100
	烧结	NOC	100	93	92	92	40	0
SNCR		0	0	0	0	0	0	
SCR		0	7	8	8	60	100	

行业	技术	脱硝设备	2010	2013	[1]		[2]	
					2020	2030	2020	2030
工业部门	硝酸 - 双加压法	NOC	70	54	54	54	10	0
		ABSP	12	16	16	16	18	0
		SCR	18	30	30	30	72	100
		ABSP+SCR	0	0	0	0	0	0
	硝酸 - 其他方法	NOC	5	0	0	0	0	0
		ABSP	63	65	65	65	5	0
		SCR	32	30	30	30	15	0
		ABSP+SCR	0	5	5	5	80	100

注: CFB= 循环流化床, NOC= 无控制, LNB= 低 NO_x 燃烧器, SCR= 选择性催化还原, SNCR= 选择性非催化还原, LNB+ SCR = 联合使用 LNB 和 SCR, LNB+SNCR= 联合使用 LNB 和 SNCR, ABSP= 吸收法, OXFL= 富氧燃烧技术。下表所示为主要控制技术的全国平均普及率。然而, 普及情况因省而异。关键区域的普及通常较其它区域大。

表 IV.2. 此项研究中假设的主要脱硫设备普及率 (%)								
行业	技术	脱硫设备	2010	2013	[1]		[2]	
					2020	2030	2020	2030
发电厂	煤电厂 100 ~ 300MW (除外 CFB)	NOC	21	20	18	15	0	0
		FGD	79	80	82	85	100	100
	煤电厂 ≥ 300MW (除外 CFB)	NOC	7	7	5	3	0	0
		FGD	93	93	95	97	100	100
	CFB	NOC	47	47	34	20	0	0
		CFB-FGD	53	53	66	80	100	100
工业部门	燃煤工业 炉排锅炉	NOC	4	0	0	0	0	0
		WET	95	70	68	68	68	0
		FGD	1	30	32	32	32	100
	烧结	NOC	90	70	65	60	0	0
		FGD	10	30	35	40	100	100

注: CFB= 循环流化床, NOC= 无控制, FGD= 烟气脱硫, CFB-FGD= 循环流化床烟气脱硫, WET= 湿式洗涤器。下表所示为脱硫设备的全国平均普及率。然而, 普及情况因省而异。关键区域的普及通常较其它区域大。

表 IV.3. 此项研究中假设的主要 PM 清除设备普及率（%）

行业	技术	PM 清除设备	2010	2013	[1]		[2]		
					2020	2030	2020	2030	
发电厂	燃煤 炉排锅炉	NOC	0	0	0	0	0	0	
		CYC	12	10	0	0	0	0	
		WET	88	90	100	100	100	100	
	煤粉燃烧锅炉	NOC	0	0	0	0	0	0	
		CYC	0	0	0	0	0	0	
		WET	0	0	0	0	0	0	
		ESP	93	85	90	80	80	0	
		FF	7	15	10	20	20	100	
	CFB	NOC	0	0	0	0	0	0	
		CYC	0	0	0	0	0	0	
		WET	0	0	0	0	0	0	
		ESP	100	85	90	80	80	0	
		FF	0	15	10	20	20	100	
	工业部门	燃煤工业炉排锅炉	NOC	0	0	0	0	0	0
			CYC	0	0	0	0	0	0
WET			95	85	85	85	60	0	
ESP			0	10	10	10	20	0	
FF			5	5	5	5	20	100	
燃煤工业流化床锅炉		NOC	0	0	0	0	0	0	
		WET	100	100	100	100	100	100	
烧结 - 烟气		NOC	0	0	0	0	0	0	
		CYC	0	0	0	0	0	0	
		WET	5	0	0	0	0	0	
		ESP	75	75	75	75	70	0	
		FF	20	25	25	25	30	100	
烧结 - 难捕捉物质		NOC	0	0	0	0	0	0	
		CMN	60	50	50	50	30	0	
		HIEF	40	50	50	50	70	100	

行业	技术	PM 清除设备	2010	2013	[1]		[2]	
					2020	2030	2020	2030
民用行业	燃煤 民用锅炉	NOC	8	0	0	0	0	0
		CYC	14	15	15	10	0	0
		WET	78	85	85	90	100	100

注：CFB= 循环流化床，NOC= 无控制，CYC= 旋风除尘收集器，WET= 湿式洗涤器，ESP= 电除尘器，FF= 纤维过滤器，CMN= 散发性排放的集中控制，HIEF= 散发性排放的高效率控制。下表所示为脱硫设备的全国平均普及率。然而，普及情况因省而异。关键区域的普及通常较其它区域大。

对于发电厂，假设 FGD 的普及率将在 2020 年达到 100%。所有新建热电厂应配备低 NO_x 燃烧技术和烟气脱硝设备（SCR/SNCR）。现有火电厂应采用低氮燃烧技术，同时对大机组（300 ≥ MW）的烟气脱硝设备进行升级。2013 年后，SCR/SNCR 将会逐渐应用至更小的火电单位。对于 PM，HED 的推广速度则会更加迅速。

对于工业部门，假定烟气脱硫情况将得到大幅度改善。要求新建工业锅炉必须配备 LNB，并在“关键地区”的现有锅炉开始进行 LNB 改装。ESP 和 HED 将逐步推广以替代相对低效的 WET。

对于建筑行业，BAU[1]/PC[1] 情景均设定将逐步推广 HED 和低硫衍生煤，在 2020 年和 2030 年的普及率分别达到总容量的 20% 和 40%，在。另外，我们考虑在适用地区采用先进的煤炉和生物质炉具（例如，燃烧更充分的条件，催化炉）替换现有炉具，将有利于降低 PM 和 NMVOC 的排放。BAU[2]/PC[2] 情景假定将应用最先进的技术，但并未考虑经济学成本。

对于交通运输行业，在 BAU[1]/PC[1] 情景中，假设所有的欧洲现行标准将在中国逐步得到落实，两阶段标准发布之间的时间间隔将短于欧洲。排放标准的实施时间表请参见图 IV.2。

类型	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
轻型车辆		1	1	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	4	4	5	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
重型柴油车			1	1	1	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
重型汽油车				1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
摩托车（2&4冲程）				1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
公共交通							1	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	6	6	6	6	6	6
拖拉机，机械								1	1	2	2	2	2	2	3A	3A	3A	3A	3B	3B	3B	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
火车，内河航运															3A	3A	3A	3A	3B	3B	3B	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

图 IV.2. 机动车排放标准的实施时间：BAU[1]/PC[1]/BAU[2]/PC[2] 情景。数字 1-6 表示欧 I 到欧 VI 机动车排放标准。黑色数字代表 2010 年年底发布的标准，红色数字代表将在未来发布的标准。

BAU[2]/PC[2] 情景对新标准实施时间表的假设与 BAU[1]/PC[1] 情景相同。

对于溶剂使用排放量，BAU[1]/BAU[1] 情景假设新 NMVOC 排放标准（严格程度类似或略低于欧盟指令 1999/13/EC 和 2004/42/EC，视具体行业耳钉）将 2013 年发布并在重点省份实施，而其他省份则 2020 年实施。此后，排放标准将逐渐变得更加严格。假设的主要污染源选定控制措施的普及率列于表 IV.4。

溶剂使用类型	控制技术	[1]			[2]
		2010	2020	2030	2030
建筑物内墙 涂料使用	无控制 (GB18582-2001)	0	0	0	0
	溶剂含量下降——GB18582-2008	100	70	0	0
	溶剂含量下降——2004/42/EC 阶段 1	0	30	80	0
	溶剂含量下降 -- 2004/42/EC 阶段 2	0	5	20	100
建筑物外墙涂 料使用	无控制（溶剂型涂料）	78	70	50	0
	采用水性涂料取代	22	30	50	100
车辆制造的涂 料使用	无控制（水性底漆，其它部分的溶剂型涂料）	97	35	0	0
	采用水性涂料取代	2	15	30	0
	吸附，焚烧	1	40	65	0
	取代 + 吸附，焚烧	0	0	5	100
汽车修补的涂 料使用	无控制（溶剂型涂料）	92.5	80	40	0
	采用高固体或水性 涂料取代	7.5	20	60	100
木器的 涂料使用	无控制（溶剂型涂料）	89	50	15	0
	焚烧	0	15	25	20
	采用高固体涂料进行取代	4	15	25	20
	采用水性或 UV 涂料取代	7	20	35	60
胶版印刷	无控制（溶剂型油墨）	90	60	15	0
	采用水性或 UV 油墨取代	10	20	30	10
	附加控制技术	0	20	55	90

溶剂使用类型	控制技术	[1]			[2]
		2010	2020	2030	2030
柔性版印刷 和凹版印刷 (包装)	无控制 (溶剂型油墨)	64	30	0	0
	采用低溶剂或水性油墨取代	35	40	30	0
	附加控制技术	1	10	30	0
	取代 + 附加控制技术	0	20	40	100
柔性版印刷和 凹版印刷 (包 装)	无控制 (溶剂型油墨)	85	62.5	5	0
	采用低溶剂或水性油墨取代	15	22.5	40	0
	附加控制技术	0	15	50	0
	取代 + 附加控制技术	0	0	5	100
丝网印刷术	无控制 (溶剂型油墨)	85	62.5	5	0
	采用低溶剂或水性油墨取代	15	22.5	40	0
	附加控制技术	0	15	50	0
	取代 + 附加控制技术	0	0	5	100
木器加工的胶 黏剂使用	无控制	97.5	90	60	0
	附加控制技术	2.5	10	40	100
制鞋工业的胶 粘剂使用	无控制 (溶剂型胶黏剂)	87	70	50	10
	采用低溶剂胶粘剂替代	13	30	50	90
	附加控制技术	0	0	0	0

附件 V: 2013 年和未来情况下的省级死亡归因和 DALYs 表格和图形

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
中国	54.3	21.9	9.4	5.2	2.4	5.6	8.2	8.0	4.1	(0.1)
香港	29.9	6.6	3.2	1.3	0.5	2.2	2.8	3.2	1.8	(0.0)
安徽	61.7	24.4	10.9	7.1	1.2	6.2	10.3	9.5	4.7	(0.1)
北京	75.1	28.2	10.7	7.2	4.4	8.2	13.3	9.1	5.4	(0.0)
重庆	60.9	29.9	13.6	4.2	4.5	6.1	7.9	10.4	4.2	(0.0)
福建	29.5	11.5	5.1	2.8	0.9	3.0	3.5	4.2	2.4	(0.0)
甘肃	36.7	13.7	5.3	2.4	2.7	4.0	5.9	6.7	3.2	(0.0)
广东	43.8	14.7	6.7	3.1	1.1	4.4	5.8	6.9	3.6	(0.0)
广西	37.3	14.6	5.8	2.8	1.6	3.5	4.8	6.3	3.1	(0.0)
贵州	35.2	17.3	5.6	2.4	4.3	4.4	4.8	6.5	3.2	(0.0)
海南	19.5	5.6	2.1	1.9	0.5	1.4	1.6	2.3	1.1	(0.0)
河北	77.2	30.0	11.5	7.5	4.1	9.2	13.7	10.7	6.5	(0.1)
黑龙江	26.0	9.6	3.5	2.5	1.9	3.1	4.4	5.7	2.8	(0.0)
河南	83.5	36.1	15.1	10.7	2.6	7.5	14.1	10.2	5.4	(0.1)
湖北	59.4	26.8	11.9	5.6	3.0	6.0	8.9	8.7	4.4	(0.1)
湖南	50.8	23.2	10.1	4.1	2.9	5.0	7.5	7.3	4.1	(0.1)
内蒙古	30.4	12.4	3.4	2.8	4.1	4.1	4.5	5.0	3.4	(0.0)
江苏	65.2	24.7	10.9	7.2	1.0	7.2	10.6	9.5	5.4	(0.1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
江西	43.0	17.3	7.5	3.6	1.5	4.6	6.1	6.3	3.4	(0.0)
吉林	34.1	13.0	5.4	3.5	1.8	4.0	5.4	6.2	3.0	(0.0)
辽宁	44.3	15.8	6.7	4.4	1.4	4.8	6.5	6.0	3.0	(0.0)
宁夏	37.0	13.8	5.2	2.4	2.9	4.2	5.2	6.6	3.5	(0.0)
青海	29.0	8.8	3.3	2.0	1.8	2.9	4.5	3.5	1.9	(0.0)
陕西	58.4	24.2	9.2	4.6	4.0	6.8	8.9	11.2	5.3	(0.0)
山东	71.2	28.9	12.3	8.9	1.8	6.1	12.1	8.6	4.4	(0.1)
上海	56.1	18.8	8.0	5.0	0.9	6.6	7.5	7.0	4.7	(0.1)
山西	57.4	23.3	7.9	5.0	4.4	8.0	9.1	9.9	6.1	(0.0)
四川	64.9	31.0	17.1	4.3	3.0	6.5	8.6	11.0	3.9	(0.1)
天津	69.5	25.5	10.8	6.9	2.7	7.2	13.1	8.0	4.5	(0.1)
西藏	6.4	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	(0.0)
新疆	57.5	14.6	3.3	8.0	2.4	3.4	4.1	6.4	3.7	(0.0)
云南	22.9	6.6	3.1	1.1	1.5	2.5	2.5	3.5	1.7	(0.0)
浙江	45.9	14.8	6.2	4.4	1.0	4.5	5.5	5.8	3.5	(0.0)

括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.2. 情景 BAU1 情况下, 2030 年各省污染源行业对年均 PM_{2.5} 浓度 (µg/m³) 的贡献度 *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
中国	49.8	22.1	9.3	5.1	2.3	3.2	4.7	3.2	3.2	(0.1)
香港	28.2	5.9	3.1	1.4	0.3	1.2	1.3	1.1	1.1	0.0
安徽	55.8	25.2	11.0	7.1	1.7	4.2	6.6	4.3	4.3	(0.2)
北京	70.5	30.5	11.3	6.5	3.5	4.2	6.6	3.1	3.1	(0.1)
重庆	56.2	30.8	13.8	3.9	5.4	3.0	4.2	4.7	4.7	(0.1)
福建	28.3	10.9	5.3	2.7	0.7	1.9	1.7	1.7	1.7	(0.0)
甘肃	31.8	13.7	4.7	2.5	2.3	1.8	2.3	2.5	2.5	(0.1)
广东	41.0	14.0	6.5	3.1	0.9	2.4	3.0	2.6	2.6	(0.0)
广西	34.3	14.7	5.9	2.4	1.6	1.7	2.4	2.6	2.6	(0.1)
贵州	32.5	16.7	5.9	2.0	4.7	1.8	1.9	2.4	2.4	(0.0)
海南	17.2	5.4	2.1	1.2	0.4	0.8	0.8	0.9	0.9	(0.0)
河北	70.6	31.3	11.6	7.2	3.1	4.4	6.8	3.5	3.5	(0.2)
黑龙江	23.6	9.1	3.6	2.3	1.7	1.5	2.2	2.4	2.4	(0.0)
河南	76.8	37.9	15.8	10.2	2.6	5.0	9.3	4.1	4.1	(0.3)
湖北	52.8	26.1	10.6	5.4	3.5	3.7	5.2	3.6	3.6	(0.2)
湖南	46.6	22.1	9.0	4.1	2.8	2.8	4.2	2.9	2.9	(0.1)
内蒙古	26.9	11.6	3.6	2.7	2.9	1.6	1.2	1.3	1.3	(0.0)
江苏	60.4	25.9	11.6	7.9	1.3	4.8	6.4	4.2	4.2	(0.2)
江西	39.6	16.0	7.0	3.6	1.3	2.8	3.5	2.6	2.6	(0.1)
吉林	31.3	13.1	5.7	3.4	1.8	2.4	2.6	2.7	2.7	(0.1)
辽宁	42.4	16.3	7.2	4.3	1.5	3.2	3.4	2.5	2.5	(0.1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	32.8	14.4	5.0	2.8	2.2	1.9	1.6	2.4	2.4	(0.0)
青海	25.8	8.1	3.1	1.5	1.6	1.5	2.1	1.2	1.2	(0.0)
陕西	50.7	25.0	8.6	5.3	3.5	2.9	3.8	4.3	4.3	(0.1)
山东	66.5	30.4	12.9	8.9	1.8	4.4	8.7	3.8	3.8	(0.3)
上海	54.5	20.8	9.9	6.4	0.8	4.6	3.6	2.5	2.5	(0.1)
山西	49.6	23.4	7.5	4.9	3.0	3.0	3.2	2.9	2.9	(0.1)
四川	59.2	29.7	14.6	4.3	4.1	3.4	6.0	5.3	5.3	(0.2)
天津	65.5	27.9	11.5	6.7	2.5	4.2	7.4	2.9	2.9	(0.2)
西藏	6.2	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	(0.0)
新疆	46.7	12.4	4.2	3.3	1.5	1.7	1.3	2.3	2.3	(0.0)
云南	19.9	6.6	3.0	0.9	1.2	1.3	1.0	1.2	1.2	(0.0)
浙江	44.7	16.2	7.9	5.0	0.8	3.3	2.8	2.3	2.3	(0.1)

括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.3. 情景 BAU2 情况下, 2030 年各省污染源行业对年均 PM_{2.5} 浓度 (µg/m³) 的贡献度 *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
中国	38.1	21.0	8.2	4.2	2.2	3.1	2.2	2.9	2.9	(0.4)
香港	22.9	8.5	2.8	1.1	(0.1)	1.0	0.6	1.0	1.0	(0.1)
安徽	41.1	22.7	9.5	5.8	1.3	3.9	2.9	4.0	4.0	(0.3)
北京	55.4	31.6	12.8	6.9	4.0	4.8	3.2	2.4	2.4	(0.8)
重庆	42.4	25.8	9.6	2.8	6.0	2.2	1.9	4.2	4.2	(0.5)
福建	22.1	11.4	3.9	2.0	(0.3)	1.6	0.9	1.3	1.3	(0.2)
甘肃	25.5	13.5	4.2	2.3	2.7	1.7	1.2	2.2	2.2	(0.2)
广东	32.9	16.8	5.9	2.6	0.2	2.2	1.5	2.4	2.4	(0.3)
广西	27.4	14.4	5.0	1.9	1.9	1.6	1.2	2.5	2.5	(0.2)
贵州	26.2	16.1	4.1	1.2	4.8	1.0	0.8	2.1	2.1	(0.3)
海南	13.7	5.1	1.7	1.0	0.2	0.8	0.4	0.9	0.9	(0.0)
河北	54.8	32.0	12.7	7.2	3.5	4.8	3.1	2.9	2.9	(0.7)
黑龙江	18.6	8.3	3.4	1.3	1.4	1.8	0.9	2.1	2.1	0.0
河南	57.0	35.0	14.9	8.9	3.2	5.6	4.1	4.0	4.0	(0.4)
湖北	40.0	23.6	9.2	4.4	3.8	3.3	2.4	3.3	3.3	(0.5)
湖南	36.2	20.2	8.2	3.2	3.1	2.7	2.0	2.7	2.7	(0.3)
内蒙古	22.1	10.2	2.6	2.0	2.4	1.2	0.6	1.1	1.1	(0.2)
江苏	44.6	24.4	10.0	6.6	0.4	4.5	2.9	3.7	3.7	(0.4)
江西	30.6	15.0	6.4	3.3	0.6	2.5	1.8	2.2	2.2	(0.3)
吉林	24.2	12.2	5.3	2.0	1.3	2.7	1.1	2.4	2.4	(0.1)
辽宁	32.6	16.8	7.1	3.0	0.7	3.8	1.7	2.2	2.2	(0.2)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	26.6	13.8	4.1	2.6	2.4	1.7	0.9	2.1	2.1	(0.2)
青海	21.3	7.7	2.7	1.2	1.6	1.4	1.0	1.0	1.0	(0.1)
陕西	39.5	23.4	7.2	5.4	4.2	2.6	1.9	3.7	3.7	(0.5)
山东	48.9	28.7	12.7	7.2	2.0	5.5	3.8	3.7	3.7	(0.2)
上海	41.1	21.2	7.8	5.5	(0.5)	3.9	2.0	2.1	2.1	(0.3)
山西	39.7	23.8	7.5	5.4	3.2	2.7	1.6	2.4	2.4	(0.5)
四川	43.6	25.0	10.7	3.5	4.7	2.7	2.8	5.1	5.1	(0.5)
天津	50.2	27.6	12.9	6.5	2.9	5.4	3.5	2.5	2.5	(0.5)
西藏	6.1	(0.1)	0.0	(0.0)	(0.0)	0.0	0.0	0.0	0.0	(0.0)
新疆	39.9	11.4	2.5	1.2	0.1	1.0	0.5	1.8	1.8	(0.4)
云南	16.6	5.1	1.8	0.6	1.2	0.4	0.3	1.0	1.0	(0.6)
浙江	34.3	17.1	5.5	3.8	(0.5)	2.5	1.5	1.9	1.9	(0.3)

括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.4. 情景 PC1 情况下, 2030 年各省污染源行业对年均 PM_{2.5} 浓度 (μg/m³) 的贡献度 *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
中国	37.8	17.7	8.4	4.3	0.5	3.6	4.9	1.2	1.2	(0.2)
香港	22.9	6.4	2.7	0.8	(0.3)	1.2	1.4	0.3	0.3	(0.0)
安徽	41.2	19.3	9.4	5.7	(0.1)	4.6	6.6	1.7	1.7	(0.3)
北京	56.2	26.0	11.6	7.7	1.0	5.5	7.7	1.2	1.2	(0.3)
重庆	40.1	22.4	12.4	2.3	2.5	3.2	4.4	1.7	1.7	(0.2)
福建	21.9	8.1	4.4	1.5	(0.7)	1.8	1.7	0.6	0.6	(0.1)
甘肃	24.6	10.1	4.4	2.5	0.9	2.1	2.7	1.0	1.0	(0.1)
广东	32.2	13.2	6.1	2.0	(0.4)	2.6	3.2	0.8	0.8	(0.1)
广西	26.3	12.1	5.8	1.6	0.7	2.0	2.7	0.8	0.8	(0.1)
贵州	24.0	12.7	5.2	0.9	2.3	1.7	1.8	0.8	0.8	(0.1)
海南	13.1	3.5	1.9	0.8	(0.1)	0.8	0.8	0.3	0.3	(0.0)
河北	55.6	26.7	11.7	7.8	0.8	5.6	7.8	1.4	1.4	(0.3)
黑龙江	17.9	6.9	3.1	2.0	0.3	1.7	2.0	1.0	1.0	(0.1)
河南	58.3	29.6	14.2	9.6	0.7	6.3	9.7	1.8	1.8	(0.5)
湖北	38.9	18.3	9.5	4.4	1.3	4.2	5.6	1.4	1.4	(0.3)
湖南	35.1	17.0	8.4	3.2	1.0	3.3	4.6	1.1	1.1	(0.3)
内蒙古	21.1	8.9	3.0	2.1	0.9	1.5	1.3	0.5	0.5	(0.0)
江苏	45.4	21.5	10.1	6.1	(0.7)	5.1	6.6	1.6	1.6	(0.3)
江西	30.5	12.6	6.6	2.7	(0.3)	3.0	4.0	0.9	0.9	(0.2)
吉林	23.6	11.0	4.9	3.0	0.1	2.7	2.5	1.1	1.1	(0.1)
辽宁	32.8	15.4	6.8	3.7	(0.4)	3.8	3.7	1.1	1.1	(0.1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业	发电厂	民用	非燃煤工业	交通运输	生物质	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	25.7	11.9	4.5	2.8	0.8	2.1	2.1	1.0	1.0	(0.1)
青海	21.0	4.7	2.7	1.3	0.4	1.7	2.2	0.5	0.5	(0.1)
陕西	37.9	20.2	8.1	5.4	1.5	3.4	4.5	1.7	1.7	(0.2)
山东	50.3	25.7	11.8	8.1	0.0	5.6	8.8	1.7	1.7	(0.5)
上海	42.6	18.8	8.6	4.6	(1.3)	4.4	4.3	0.9	0.9	(0.2)
山西	39.2	19.7	7.5	5.6	1.0	3.5	4.1	1.2	1.2	(0.2)
四川	41.6	21.8	12.6	2.9	2.0	3.7	5.8	2.0	2.0	(0.3)
天津	51.3	23.5	11.4	7.3	0.4	5.6	8.2	1.2	1.2	(0.4)
西藏	6.1	(0.1)	0.0	(0.0)	(0.0)	0.0	0.1	0.0	0.0	(0.0)
新疆	39.1	8.5	3.0	1.6	(0.7)	1.3	1.1	0.9	0.9	(0.0)
云南	16.3	4.1	2.4	0.4	0.7	1.2	0.8	0.4	0.4	(0.0)
浙江	34.9	14.1	6.3	3.1	(1.1)	2.9	3.1	0.8	0.8	(0.1)

括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.5. 情景 PC2 情况下, 2030 年各省污染源行业对年均 PM_{2.5} 浓度 (µg/m³) 的贡献度 *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	27.2	13.6	7.0	2.9	0.4	3.8	2.0	1.2	1.2	(0.2)
香港	18.0	6.9	3.0	1.1	(0.4)	1.6	0.8	0.3	0.3	(0.0)
安徽	28.4	13.4	7.7	3.8	(0.5)	4.5	2.5	1.6	1.6	(0.2)
北京	40.4	20.4	11.0	6.0	1.5	6.6	3.1	1.3	1.3	(0.2)
重庆	28.4	16.9	8.4	1.3	2.8	3.2	1.9	1.6	1.6	(0.2)
福建	16.9	7.2	3.9	1.4	(1.0)	2.2	1.0	0.5	0.5	(0.1)
甘肃	18.4	8.3	3.6	2.0	1.0	2.2	1.2	0.9	0.9	(0.1)
广东	24.7	12.5	5.9	2.0	(0.7)	3.3	1.6	0.8	0.8	(0.1)
广西	19.7	9.3	4.6	1.1	0.9	2.3	1.3	0.8	0.8	(0.1)
贵州	18.7	10.9	4.1	0.6	3.0	1.7	0.9	0.8	0.8	(0.1)
海南	10.0	3.3	1.5	0.6	(0.2)	0.9	0.4	0.3	0.3	(0.0)
河北	39.6	21.0	10.9	6.0	1.1	6.4	3.0	1.5	1.5	(0.3)
黑龙江	13.7	4.3	2.8	0.9	0.2	1.9	0.7	0.9	0.9	(0.0)
河南	39.9	21.6	11.5	6.1	0.6	6.3	3.5	1.8	1.8	(0.3)
湖北	27.3	14.9	7.5	2.7	1.2	4.1	2.2	1.3	1.4	(0.2)
湖南	25.4	13.8	7.1	2.0	1.0	3.7	2.0	1.1	1.1	(0.2)
内蒙古	17.1	7.0	2.6	1.8	0.8	1.6	0.6	0.5	0.5	(0.0)
江苏	31.8	15.0	8.5	4.2	(1.4)	5.1	2.6	1.5	1.5	(0.2)
江西	22.2	10.4	5.9	2.4	(0.5)	3.4	1.9	0.9	0.9	(0.2)
吉林	17.5	6.7	4.3	1.3	(0.2)	2.8	0.9	1.0	1.0	(0.1)
辽宁	23.8	10.3	6.2	1.9	(0.9)	4.2	1.5	1.0	1.0	(0.1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	19.7	9.3	3.8	2.5	0.9	2.2	1.0	0.9	0.9	(0.1)
青海	16.8	4.6	2.1	0.7	0.3	1.5	0.9	0.4	0.4	(0.0)
陕西	27.2	15.5	6.3	4.4	1.9	3.5	1.9	1.6	1.6	(0.2)
山东	34.0	17.4	9.8	4.6	(0.3)	5.7	3.0	1.6	1.6	(0.3)
上海	31.1	14.4	7.6	3.8	(1.9)	4.8	2.1	0.9	0.9	(0.2)
山西	29.1	16.4	7.1	4.9	1.3	4.0	1.8	1.1	1.1	(0.2)
四川	28.4	16.2	8.3	1.9	2.0	3.4	2.3	1.8	1.8	(0.2)
天津	35.9	17.3	10.4	4.8	0.3	6.4	3.0	1.3	1.3	(0.3)
西藏	6.0	0.1	0.0	(0.0)	(0.0)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
新疆	34.3	7.0	2.3	0.2	(1.3)	1.5	0.5	0.8	0.8	(0.0)
云南	13.6	3.7	1.5	0.3	0.7	0.8	0.4	0.3	0.3	(0.0)
浙江	26.4	11.9	5.8	2.8	(1.6)	3.4	1.7	0.8	0.8	(0.2)

括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	915,900	366,160	155,490	86,530	41,020	94,880	137,400	136,470	70,230	(870)
香港	4,780	1,060	500	210	70	350	450	510	290	0
安徽	47,210	18,650	8,350	5,410	920	4,780	7,810	7,260	3,590	(70)
北京	13,050	4,890	1,850	1,250	770	1,430	2,300	1,580	950	0
重庆	25,460	12,480	5,660	1,760	1,900	2,560	3,290	4,370	1,780	(20)
福建	16,640	6,480	2,860	1,570	530	1,700	1,960	2,360	1,320	(10)
甘肃	11,600	4,330	1,670	740	860	1,270	1,850	2,110	1,000	(10)
广东	47,660	16,090	7,250	3,450	1,250	4,820	6,300	7,500	3,910	(30)
广西	30,840	12,020	4,800	2,350	1,320	2,920	3,920	5,230	2,530	(20)
贵州	23,760	11,670	3,780	1,640	2,900	2,970	3,220	4,390	2,190	(10)
海南	2,830	810	300	270	70	190	230	340	160	0
河北	63,680	24,630	9,450	6,170	3,420	7,550	11,290	8,780	5,280	(60)
黑龙江	25,930	9,510	3,420	2,510	1,910	3,090	4,390	5,630	2,800	(20)
河南	79,070	34,180	14,380	10,080	2,450	7,150	13,330	9,740	5,150	(110)
湖北	41,340	18,620	8,270	3,860	2,100	4,150	6,180	6,070	3,040	(50)
湖南	44,940	20,460	8,890	3,570	2,570	4,390	6,610	6,440	3,590	(50)
内蒙古	15,050	6,110	1,720	1,380	1,970	2,010	2,210	2,460	1,680	0
江苏	53,160	20,090	8,860	5,880	840	5,850	8,620	7,770	4,370	(70)
江西	22,440	9,000	3,930	1,890	780	2,400	3,200	3,310	1,790	(20)
吉林	19,040	7,200	2,980	1,930	990	2,190	3,010	3,460	1,670	(10)
辽宁	40,710	14,550	6,150	4,040	1,270	4,420	5,950	5,500	2,780	(30)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天燃烧	溶剂使用
宁夏	2,700	1,010	380	170	210	310	380	480	250	0
青海	2,510	760	290	180	160	250	380	300	160	0
陕西	23,910	9,910	3,770	1,860	1,650	2,760	3,600	4,580	2,180	(20)
山东	88,550	35,870	15,160	10,920	2,240	7,650	15,000	10,770	5,530	(130)
上海	11,680	3,900	1,670	1,050	190	1,380	1,570	1,450	980	(10)
山西	22,270	9,040	3,050	1,920	1,780	3,170	3,550	3,850	2,420	(10)
四川	69,300	33,030	18,220	4,610	3,230	6,920	9,190	11,810	4,150	(60)
天津	8,790	3,230	1,360	870	340	910	1,650	1,010	570	(10)
西藏	120	0	0	0	0	0	0	0	0	0
新疆	13,650	3,350	740	1,780	570	850	970	1,510	880	0
云南	18,110	5,150	2,370	840	1,180	2,000	1,940	2,720	1,320	0
浙江	25,110	8,090	3,410	2,390	580	2,490	3,030	3,210	1,920	(20)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因死亡升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.7.BAU1 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 暴露导致的 (DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	1,267,390	557,760	234,810	127,370	59,460	81,720	116,720	83,080	83,080	(3,040)
香港	6,750	1,410	730	330	70	280	310	250	250	0
安徽	56,830	25,530	11,200	7,210	1,730	4,310	6,670	4,420	4,420	(190)
北京	13,640	5,910	2,180	1,260	670	810	1,270	600	600	(20)
重庆	30,170	16,510	7,370	2,120	2,900	1,610	2,250	2,510	2,510	(70)
福建	28,750	11,140	5,370	2,740	680	1,980	1,750	1,700	1,700	(20)
甘肃	15,140	6,480	2,230	1,170	1,110	870	1,110	1,210	1,210	(30)
广东	63,390	21,660	10,110	4,830	1,330	3,720	4,590	4,060	4,060	(30)
广西	59,850	25,660	10,200	4,180	2,870	2,990	4,180	4,530	4,530	(90)
贵州	31,140	15,960	5,630	1,900	4,530	1,730	1,840	2,290	2,290	(40)
海南	3,150	970	380	220	70	150	140	160	160	0
河北	96,160	42,430	15,660	9,670	4,220	6,010	9,190	4,720	4,710	(220)
黑龙江	28,430	10,810	4,300	2,700	2,000	1,800	2,620	2,860	2,860	(40)
河南	102,830	50,760	21,250	13,700	3,570	6,790	12,460	5,600	5,600	(430)
湖北	59,640	29,410	11,970	6,030	4,000	4,130	5,800	4,090	4,090	(190)
湖南	71,880	33,990	13,840	6,270	4,380	4,350	6,370	4,550	4,550	(180)
内蒙古	16,540	7,090	2,220	1,630	1,750	960	740	810	810	(10)
江苏	87,980	37,790	16,960	11,470	1,920	7,010	9,360	6,050	6,050	(250)
江西	28,890	11,660	5,120	2,630	910	2,050	2,560	1,880	1,880	(50)
吉林	19,810	8,270	3,610	2,170	1,140	1,510	1,630	1,670	1,670	(40)
辽宁	54,010	20,700	9,180	5,460	1,950	4,080	4,250	3,170	3,170	(80)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	3,730	1,640	570	310	250	210	180	270	270	0
青海	4,130	1,290	490	230	250	230	340	190	190	(10)
陕西	26,400	13,000	4,470	2,730	1,820	1,510	1,940	2,240	2,240	(60)
山东	138,560	62,990	26,680	18,370	3,730	9,180	17,930	7,890	7,890	(550)
上海	16,000	6,100	2,900	1,870	250	1,340	1,070	720	720	(20)
山西	23,680	11,170	3,520	2,310	1,470	1,440	1,480	1,380	1,380	(40)
四川	101,700	50,980	25,020	7,410	7,120	5,840	10,260	9,160	9,160	(300)
天津	8,720	3,720	1,530	890	330	560	980	390	390	(20)
西藏	120	0	0	0	0	0	0	0	0	0
新疆	15,980	4,170	1,380	1,090	510	560	410	750	750	(10)
云南	22,420	7,340	3,300	970	1,340	1,430	1,080	1,360	1,360	(10)
浙江	30,960	11,220	5,470	3,500	580	2,290	1,960	1,610	1,610	(40)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因死亡升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.8.BAU2 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 暴露导致的 (DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	1,144,810	626,600	245,370	124,870	66,180	93,940	64,250	89,110	89,110	(10,680)
香港	6,070	2,240	750	300	(20)	270	170	270	270	(30)
安徽	50,830	28,070	11,750	7,210	1,580	4,860	3,590	4,980	4,980	(420)
北京	12,590	7,180	2,920	1,580	920	1,100	710	560	560	(190)
重庆	26,940	16,380	6,090	1,750	3,830	1,360	1,210	2,650	2,650	(340)
福建	25,380	13,010	4,500	2,240	(300)	1,780	1,020	1,550	1,550	(230)
甘肃	13,750	7,280	2,270	1,260	1,450	910	630	1,190	1,190	(130)
广东	58,130	29,620	10,470	4,630	380	3,880	2,570	4,320	4,320	(580)
广西	54,330	28,500	9,970	3,820	3,670	3,180	2,450	4,960	4,960	(490)
贵州	27,980	17,150	4,390	1,240	5,110	1,050	860	2,270	2,270	(300)
海南	2,700	990	330	200	40	150	90	170	170	(10)
河北	88,840	51,630	20,550	11,560	5,760	7,820	5,050	4,730	4,730	(1,200)
黑龙江	25,270	11,160	4,510	1,750	1,850	2,450	1,240	2,880	2,880	40
河南	92,970	56,880	24,200	14,410	5,320	9,120	6,690	6,610	6,610	(640)
湖北	53,650	31,680	12,280	5,880	5,080	4,360	3,210	4,420	4,420	(640)
湖南	65,700	36,570	14,710	5,710	5,560	4,950	3,620	4,950	4,950	(620)
内蒙古	15,050	7,010	1,800	1,390	1,630	800	410	740	740	(130)
江苏	79,090	43,350	17,810	11,640	670	7,960	5,180	6,610	6,610	(710)
江西	25,880	12,700	5,390	2,810	520	2,120	1,530	1,890	1,890	(280)
吉林	17,820	8,970	3,840	1,470	950	1,960	830	1,730	1,730	(50)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业 燃煤	发电厂	民用 燃煤	非燃煤 工业	交通 运输	民用 生物质 焚烧	露天 焚烧	溶剂 使用
辽宁	48,850	25,140	10,670	4,530	1,040	5,690	2,500	3,220	3,220	(260)
宁夏	3,430	1,790	530	340	310	220	120	270	270	(20)
青海	3,780	1,380	490	210	290	250	180	180	180	(30)
陕西	24,230	14,340	4,420	3,240	2,580	1,550	1,130	2,260	2,260	(300)
山东	124,970	73,110	32,390	18,380	4,970	14,120	9,740	9,460	9,460	(490)
上海	14,410	7,430	2,730	1,910	(180)	1,380	700	730	730	(120)
山西	21,760	13,040	4,040	2,900	1,760	1,440	860	1,310	1,310	(270)
四川	89,710	51,430	21,930	7,230	9,770	5,510	5,660	10,420	10,420	(990)
天津	8,000	4,390	2,050	1,030	460	860	550	400	400	(80)
西藏	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0
新疆	15,070	4,390	1,000	530	120	380	180	660	660	(140)
云南	20,020	6,100	2,220	740	1,450	460	410	1,240	1,240	(780)
浙江	27,500	13,700	4,400	2,990	(390)	2,020	1,170	1,500	1,500	(240)
* 括号中的值表示导致 PM _{2.5} 浓度和归因死亡升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。										

表 V.9.PC1 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 暴露导致的 (DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	1,139,230	531,770	252,710	125,920	14,960	109,920	146,340	37,890	37,890	(6,700)
香港	6,070	1,700	720	220	(70)	310	370	80	80	0
安徽	50,860	23,790	11,610	6,970	(100)	5,630	8,120	2,060	2,060	(380)
北京	12,650	5,850	2,610	1,720	240	1,240	1,740	280	280	(60)
重庆	26,310	14,670	8,060	1,530	1,650	2,090	2,870	1,090	1,090	(150)
福建	25,260	9,270	5,110	1,690	(750)	2,130	1,980	660	660	(60)
甘肃	13,520	5,550	2,420	1,380	520	1,160	1,500	560	560	(50)
广东	57,650	23,520	10,920	3,670	(780)	4,620	5,700	1,420	1,420	(120)
广西	53,330	24,490	11,730	3,290	1,360	4,100	5,480	1,650	1,650	(240)
贵州	26,760	14,070	5,810	960	2,510	1,890	1,990	890	890	(70)
海南	2,610	690	380	160	(20)	160	160	50	50	(10)
河北	89,220	42,700	18,640	12,520	1,240	8,970	12,450	2,290	2,290	(550)
黑龙江	24,710	9,490	4,270	2,750	460	2,380	2,710	1,400	1,400	(80)
河南	93,650	47,500	22,770	15,310	1,120	10,100	15,550	2,910	2,910	(840)
湖北	53,010	24,950	12,950	5,940	1,790	5,680	7,560	1,920	1,920	(420)
湖南	64,950	31,480	15,560	5,890	1,830	6,150	8,410	2,060	2,060	(470)
内蒙古	14,710	6,270	2,110	1,500	600	1,060	910	370	370	(20)
江苏	79,580	37,760	17,690	10,680	(1,220)	8,900	11,550	2,810	2,810	(520)
江西	25,850	10,700	5,570	2,260	(270)	2,550	3,360	780	780	(140)
吉林	17,610	8,130	3,600	2,210	100	1,980	1,870	850	850	(70)
辽宁	49,000	23,050	10,110	5,460	(640)	5,700	5,570	1,580	1,580	(200)

HEI 专题报告 20: 燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	3,380	1,580	600	370	100	270	280	130	130	(10)
青海	3,750	850	490	230	80	310	400	90	90	(10)
陕西	23,870	12,710	5,100	3,350	950	2,100	2,810	1,060	1,060	(140)
山东	126,120	64,490	29,560	20,290	10	14,140	21,970	4,220	4,220	(1,150)
上海	14,610	6,460	2,930	1,560	(440)	1,510	1,470	320	320	(60)
山西	21,640	10,850	4,090	3,030	560	1,930	2,190	640	640	(90)
四川	87,910	45,950	26,520	6,210	4,290	7,750	12,280	4,150	4,150	(610)
天津	8,060	3,690	1,790	1,140	60	880	1,280	190	190	(60)
西藏	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0
新疆	14,950	3,440	1,120	710	(190)	500	410	340	340	(10)
云南	19,790	4,940	2,890	500	850	1,450	980	420	420	(20)
浙江	27,730	11,180	4,970	2,410	(890)	2,290	2,410	650	650	(90)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因死亡升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.10.PC2 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 暴露导致的 (DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	990,110	490,020	254,220	104,100	13,660	140,790	72,140	44,050	44,040	(6,170)
香港	5,290	2,020	890	320	(110)	480	3,850	100	100	(10)
安徽	43,750	20,670	11,810	5,770	(770)	6,860	850	2,410	2,410	(340)
北京	11,240	5,680	3,040	1,670	410	1,820	1,480	350	350	(70)
重庆	22,510	13,360	6,670	1,010	2,190	2,510	1,250	1,250	1,250	(120)
福建	21,610	9,160	5,000	1,830	(1,250)	2,820	770	650	650	(90)
甘肃	11,680	5,310	2,290	1,270	680	1,380	3,290	580	580	(50)
广东	51,360	25,630	12,170	4,110	(1,400)	6,760	3,050	1,660	1,660	(190)
广西	46,160	21,850	10,750	2,540	2,040	5,380	1,120	1,940	1,940	(230)
贵州	23,140	13,490	5,100	740	3,760	2,080	90	950	950	(70)
海南	1,890	640	300	120	(30)	180	6,020	50	50	(10)
河北	79,520	41,890	21,880	11,930	2,180	12,860	1,090	2,930	2,930	(570)
黑龙江	20,710	6,510	4,220	1,310	230	2,850	7,090	1,330	1,330	(60)
河南	81,410	43,900	23,420	12,390	1,130	12,760	3,720	3,720	3,730	(680)
湖北	45,610	24,910	12,500	4,570	1,970	6,860	4,480	2,250	2,250	(340)
湖南	57,080	31,030	15,880	4,510	2,170	8,330	500	2,480	2,480	(420)
内蒙古	13,050	5,450	2,060	1,380	640	1,250	5,680	360	360	(30)
江苏	69,380	32,850	18,570	9,270	(2,950)	11,210	1,890	3,220	3,220	(520)
江西	22,140	10,420	5,930	2,380	(510)	3,430	810	900	900	(160)
吉林	15,130	5,770	3,720	1,110	(170)	2,450	2,670	880	880	(60)
辽宁	42,680	18,450	11,190	3,390	(1,580)	7,470	160	1,760	1,760	(200)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
宁夏	3,000	1,420	580	370	140	340	180	140	140	(10)
青海	3,340	940	430	150	60	310	1,490	80	80	(10)
陕西	20,990	11,980	4,880	3,330	1,470	2,670	9,590	1,220	1,220	(130)
山东	109,140	55,770	31,370	14,730	(1,180)	18,420	880	5,200	5,200	(960)
上海	12,880	5,980	3,150	1,560	(800)	1,980	1,170	370	370	(90)
山西	19,140	10,810	4,610	3,240	890	2,580	5,930	730	730	(100)
四川	73,670	42,070	21,510	5,050	5,320	8,760	590	4,790	4,790	(440)
天津	7,100	3,420	2,060	950	70	1,260	0	260	260	(60)
西藏	110	0	0	0	0	0	210	0	0	0
新疆	14,130	3,090	1,010	250	(410)	630	480	310	310	(10)
云南	17,090	4,640	1,890	340	940	980	1,520	430	430	(10)
浙江	24,180	10,890	5,320	2,520	(1,480)	3,120	220	710	710	(150)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因死亡升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.11.2013 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 导致的年龄标准化 DALY 率
(DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业 燃煤	发电厂	民用 燃煤	非燃煤 工业	交通 运输	民用生物 质燃烧	露天 焚烧	溶剂 使用
中国	1,264	505	213	119	58	131	189	189	97	(1)
香港	634	140	67	28	10	47	60	67	39	(0)
安徽	1,307	516	231	150	26	132	216	201	99	(2)
北京	1,098	412	156	105	65	120	194	133	80	(0)
重庆	1,362	667	303	94	101	137	176	234	95	(1)
福建	878	342	151	83	28	90	104	125	70	(1)
甘肃	1,055	394	152	68	79	115	168	192	91	(1)
广东	995	336	151	72	26	101	132	157	82	(1)
广西	1,276	497	199	97	55	121	162	217	105	(1)
贵州	1,536	754	244	106	188	192	208	284	142	(1)
海南	619	177	67	58	15	42	51	74	35	(0)
河北	1,773	686	263	172	95	210	314	244	147	(2)
黑龙江	1,274	467	168	123	94	152	216	276	138	(1)
河南	1,727	747	314	220	54	156	291	213	113	(2)
湖北	1,330	599	266	124	68	134	199	195	98	(2)
湖南	1,181	538	234	94	68	115	174	169	94	(1)
内蒙古	1,299	527	148	119	170	174	191	212	145	(0)
江苏	960	363	160	106	15	106	156	140	79	(1)
江西	1,083	435	190	91	38	116	154	160	86	(1)
吉林	1,286	487	202	130	67	148	204	234	113	(1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
辽宁	1,434	513	217	142	45	156	210	194	98	(1)
宁夏	1,128	420	158	72	89	128	159	201	106	(0)
青海	1,276	385	145	89	79	127	195	153	83	(1)
陕西	1,311	543	206	102	90	151	198	251	119	(1)
山东	1,506	610	258	186	38	130	255	183	94	(2)
上海	622	208	89	56	10	74	83	77	52	(1)
山西	1,308	531	179	113	104	186	208	226	142	(1)
四川	1,410	672	371	94	66	141	187	240	84	(1)
天津	1,147	422	178	114	45	119	216	132	75	(2)
西藏	149	3	1	2	0	1	2	2	1	(0)
新疆	1,796	441	97	234	76	112	127	198	116	(0)
云南	958	272	125	44	63	106	103	144	70	(0)
浙江	689	222	93	66	16	68	83	88	53	(1)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因 DALY 率升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.12. BAU1 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 导致的年龄标准化 DALY 率
(DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	934	411	172	93	45	60	86	61	61	(2)
香港	502	105	55	25	5	21	23	19	19	0
安徽	809	364	159	103	25	61	95	63	63	(3)
北京	600	260	96	56	30	36	56	26	26	(1)
重庆	849	465	208	60	82	45	63	71	71	(2)
福建	819	317	153	78	19	56	50	48	48	(1)
甘肃	762	326	112	59	56	44	56	61	61	(1)
广东	688	235	110	52	14	40	50	44	44	(0)
广西	1409	604	240	98	68	70	98	107	107	(2)
贵州	1064	546	192	65	155	59	63	78	78	(1)
海南	344	106	41	24	8	16	16	18	18	(0)
河北	1522	672	248	153	67	95	146	75	75	(3)
黑龙江	771	293	117	73	54	49	71	77	77	(1)
河南	1217	601	252	162	42	80	147	66	66	(5)
湖北	1057	521	212	107	71	73	103	72	72	(3)
湖南	934	442	180	82	57	57	83	59	59	(2)
内蒙古	814	349	109	80	86	47	36	40	40	(1)
江苏	775	333	149	101	17	62	83	53	53	(2)
江西	740	299	131	67	23	53	66	48	48	(1)
吉林	727	304	133	80	42	56	60	61	61	(1)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
辽宁	1048	402	178	106	38	79	83	62	62	(2)
宁夏	876	386	133	74	60	50	43	63	63	(1)
青海	1161	363	137	66	71	66	95	52	52	(2)
陕西	789	389	134	82	54	45	58	67	67	(2)
山东	1318	599	254	175	36	87	171	75	75	(5)
上海	412	157	75	48	6	35	27	19	18	(1)
山西	758	358	113	74	47	46	48	44	44	(1)
四川	1093	548	269	80	77	63	110	98	98	(3)
天津	567	241	99	58	22	36	64	25	25	(2)
西藏	77	2	1	0	0	0	1	0	0	(0)
新疆	1206	315	104	82	39	43	31	57	57	(0)
云南	663	217	98	29	40	42	32	40	40	(0)
浙江	415	151	73	47	8	31	26	22	22	(0)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因 DALY 率升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.13. BAU2 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 导致的年龄标准化 DALY 率
(DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	843	460	180	91	50	69	47	65	65	(8)
香港	450	166	55	22	(2)	20	13	20	20	(2)
安徽	721	398	167	102	22	69	51	71	71	(6)
北京	551	315	128	69	40	48	31	24	24	(8)
重庆	757	460	171	49	108	38	34	74	74	(10)
福建	720	369	128	64	(9)	51	29	44	44	(7)
甘肃	691	366	114	63	73	46	32	60	60	(7)
广东	628	320	113	50	4	42	28	47	47	(6)
广西	1279	671	235	90	87	75	58	117	117	(12)
贵州	958	587	150	43	175	36	29	78	78	(10)
海南	294	108	36	22	5	17	9	19	19	(1)
河北	1404	816	325	183	91	124	80	75	75	(19)
黑龙江	684	302	122	47	50	66	34	78	78	1
河南	1100	673	286	171	63	108	79	78	78	(8)
湖北	950	561	217	104	90	77	57	78	78	(11)
湖南	850	473	191	74	72	64	47	64	64	(8)
内蒙古	740	345	88	68	80	40	20	36	36	(6)
江苏	694	380	156	102	6	70	46	58	58	(6)
江西	661	324	138	72	13	54	39	48	48	(7)
吉林	652	328	141	54	35	72	30	64	64	(2)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
辽宁	947	487	207	88	20	110	48	62	62	(5)
宁夏	805	420	124	80	74	51	28	62	62	(5)
青海	1060	387	137	59	81	69	51	51	51	(7)
陕西	722	427	132	97	77	46	34	67	67	(9)
山东	1186	694	307	174	47	134	93	90	90	(5)
上海	367	189	70	49	(5)	35	18	19	19	(3)
山西	696	417	129	93	56	46	28	42	42	(9)
四川	965	553	236	78	105	59	61	112	112	(11)
天津	517	284	133	67	30	56	36	26	26	(5)
西藏	73	1	0	0	0	0	0	0	0	(0)
新疆	1137	331	76	40	9	29	13	50	50	(10)
云南	592	180	66	22	43	14	12	37	37	(23)
浙江	367	183	59	40	(5)	27	16	20	20	(3)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因 DALY 率升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.14. PC1 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 导致的年龄标准化 DALY 率
(DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	838	390	185	93	12	81	107	28	28	(5)
香港	450	126	54	17	(5)	23	28	6	6	(0)
安徽	721	337	165	99	(1)	80	115	29	29	(5)
北京	554	256	114	75	10	54	76	12	12	(3)
重庆	739	412	227	43	46	59	81	31	31	(4)
福建	717	263	145	48	(21)	60	56	19	19	(2)
甘肃	680	279	122	69	26	58	76	28	28	(3)
广东	623	254	118	40	(8)	50	62	15	15	(1)
广西	1255	576	276	77	32	97	129	39	39	(6)
贵州	916	482	199	33	86	65	68	30	30	(2)
海南	283	75	41	17	(2)	17	18	6	6	(1)
河北	1410	675	295	198	20	142	197	36	36	(9)
黑龙江	668	257	115	75	12	64	73	38	38	(2)
河南	1108	562	269	181	13	119	184	34	34	(10)
湖北	938	442	229	105	32	101	134	34	34	(7)
湖南	840	407	201	76	24	80	109	27	27	(6)
内蒙古	723	308	104	74	29	52	45	18	18	(1)
江苏	698	331	155	94	(11)	78	101	25	25	(5)
江西	660	273	142	58	(7)	65	86	20	20	(3)
吉林	644	298	132	81	4	72	69	31	31	(3)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
辽宁	950	447	196	106	(13)	111	108	31	31	(4)
宁夏	794	370	140	86	24	64	66	30	30	(2)
青海	1053	239	138	66	22	86	111	24	24	(3)
陕西	711	379	152	100	28	63	84	32	32	(4)
山东	1197	612	281	193	0	134	209	40	40	(11)
上海	372	165	75	40	(11)	38	37	8	8	(2)
山西	692	347	131	97	18	62	70	20	20	(3)
四川	945	494	285	67	46	83	132	45	45	(7)
天津	521	239	116	74	4	57	83	12	12	(4)
西藏	73	0	0	0	(0)	0	0	0	0	(0)
新疆	1128	259	85	53	(14)	38	31	25	25	(1)
云南	585	146	86	15	25	43	29	13	13	(0)
浙江	370	149	66	32	(12)	31	32	9	9	(1)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因 DALY 率升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

表 V.15. PC2 情景 2030 年各省和各污染源所致 PM_{2.5} 导致的年龄标准化 DALY 率
(DALYs/100,000) *

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质焚烧	露天焚烧	溶剂使用
中国	727	359	185	76	12	103	53	32	32	(4)
香港	390	149	66	24	(8)	36	16	7	7	(1)
安徽	617	292	167	81	(11)	97	54	34	34	(5)
北京	490	248	133	73	18	80	37	16	15	(3)
重庆	631	374	187	28	61	70	42	35	35	(3)
福建	610	259	141	52	(35)	80	35	18	18	(3)
甘肃	587	267	115	64	34	70	39	29	29	(2)
广东	552	276	131	44	(15)	73	35	18	18	(2)
广西	1085	514	253	60	48	127	72	46	46	(5)
贵州	793	463	175	26	129	71	39	33	33	(3)
海南	203	69	33	14	(3)	20	9	6	6	(1)
河北	1255	661	345	188	34	203	95	46	46	(9)
黑龙江	558	176	114	35	6	77	29	36	36	(2)
河南	961	518	277	146	13	151	84	44	44	(8)
湖北	805	440	221	81	35	121	66	40	40	(6)
湖南	734	399	204	58	28	107	58	32	32	(5)
内蒙古	641	268	101	68	32	61	25	18	18	(1)
江苏	605	287	162	81	(26)	98	50	28	28	(5)
江西	563	265	151	60	(13)	87	48	23	23	(4)
吉林	551	210	136	40	(6)	89	30	32	32	(2)

HEI 专题报告 20：燃煤和其他主要空气污染源所致的中国疾病负担

位置	所有大气 PM _{2.5}	燃煤相关行业				非燃煤相关行业				
		总燃煤量	工业燃煤	发电厂	民用燃煤	非燃煤工业	交通运输	民用生物质燃烧	露天焚烧	溶剂使用
辽宁	826	357	217	66	(31)	144	52	34	34	(4)
宁夏	702	333	136	88	32	80	38	32	32	(3)
青海	935	263	122	43	18	86	51	24	24	(2)
陕西	623	356	145	99	44	79	44	36	36	(4)
山东	1032	527	297	139	(11)	174	91	49	49	(9)
上海	324	150	79	39	(20)	50	22	9	9	(2)
山西	612	346	147	104	29	82	38	23	23	(3)
四川	792	453	231	54	57	94	64	52	52	(5)
天津	457	220	133	61	4	81	38	17	17	(4)
西藏	71	1	0	(1)	(1)	0	0	0	0	0
新疆	1067	233	76	19	(31)	48	16	24	24	(1)
云南	505	137	56	10	28	29	14	13	13	(0)
浙江	320	144	71	34	(20)	41	20	9	9	(2)

* 括号中的值表示导致 PM_{2.5} 浓度和归因 DALY 率升高的污染源行业排放降低（例如，溶剂使用）。

HEI 网站的附加材料

附加材料 1：中国国家和省份特异性绝对和年龄标准化 PM_{2.5} 归因死亡和 DALYs 估计值的图形展示：2013 年按照大气污染源列出，2030 年按照 4 种未来情景列出

缩写和其他术语

AAP	大气污染
AS	主动吸烟
BAU	一切照常情景
BC	黑炭
CMAQ	区域多尺度空气质量模型
CNEMC	中国环境监测总站
COPD	慢性阻塞性肺病
CPS II	癌症预防 II
II CTM	II 化学传输模型
DALY	伤残调整生命年
FGD	烟气脱硫
GBD	全球疾病负担
GBD MAPS	主要空气污染源所致全球疾病负担
GEOS-Chem	Goddard 地球观测系统全球化学传输模型
HEI	健康影响研究所
HAP	室内空气污染
IARC	国际癌症研究机构
IER	综合暴露 - 响应
IHD	缺血性心脏疾病
IHME	健康指标和评估机构
ISA	综合科学评估
LC	肺癌
LRI	下呼吸道感染
MEP	中国环境保护部
MICS	模型比较研究
Mt	吨
NBS	国家统计局
NH ₃	氨气
NH ₄ ⁺	铵盐

NMVOC	非甲烷挥发性有机化合物
NO_3^-	硝酸盐
NO_x	氮氧化物
NRDC	自然资源保护协会
OC	有机碳
ORVOCs	其它反应性挥发性有机化合物
PAF	人群归因分数
PC	(备选) 政策情景
PM	颗粒物
PM_{10}	空气动力学直径 $\leq 10 \mu\text{m}$ 的颗粒物
$\text{PM}_{2.5}$	空气动力学直径 $\leq 2.5 \mu\text{m}$ 的颗粒物
SCR	选择性催化还原
SHS	二手烟
SNCR	选择性非催化还原
SO_4^{2-}	硫酸盐
STD	标准模拟
SO_2	二氧化硫
THUBERC	清华大学建筑节能研究中心
TMREL	理论最小风险暴露水平
TSP	总悬浮颗粒物
U.S. EPA	美国国家环境保护署
VOC	挥发性有机化合物
WHO	世界卫生组织

HEI 相关出版物

编号	标题	作者 / 主要研究者	日期
研究报告 154	亚洲公共卫生与空气污染 (PAPA) : 在四个城市进行的短期暴露于空气污染与每日死亡率协调研究 第 1 部分: 中国上海的大气污染与每日死亡率时间序列研究 第 2 部分: 中国武汉大气污染与每日死亡率相关性研究以及根据极高温进行效应调整的中国 第 3 部分: 空气污染对泰国曼谷死亡率影响的估计值 第 4 部分: 空气污染与呼吸道病毒之间的相互作用: 香港每日死亡率和住院率的时间序列研究 第 5 部分: 亚洲公共卫生与空气污染 (PAPA) : 四项针对空气污染和死亡率的研究的综合分析	HEI 亚洲计划的公共卫生和空气污染 H. Kan Z. Qian N. Vichit-Vadakan C.-M. Wong C.-M. Wong, 代表 PAPA 团队	2010 年 11 月
专题报告 18	亚洲发展中国家的室外空气污染与健康: 综合评述	HEI 国际科学监督委员会	2010 年 11 月

HEI 理事会和工作人员

理事会

Richard F. Celeste 主席 科罗拉多学院荣誉主席

Sherwood Boehlert 雅高集团法律顾问、美国众议院科学委员会前主席

Enriqueta Bond 宝来惠康基金名誉主席

Purnell W. Choppin 霍华德·休斯医学研究所名誉主席

Michael T. Clegg 加州大学欧文分校生物科学教授

Jared L. Cohon 卡内基·梅隆大学土木与环境工程及工程和公共政策学院名誉院长、教授

Stephen Corman 科尔曼企业总裁

Linda Rosenstock 加州大学洛杉矶分校卫生政策与管理、环境健康科学和医学名誉院长、教授

Henry Schacht 华平投资集团总经理、朗讯科技前主席兼首席执行官

Warren M. Washington 美国国家大气研究中心资深科学家、国家科学委员会前主席

官员和工作人员

Daniel S. Greenbaum 主席

Robert M. O'Keefe 副主席

Rashid Shaikh 科学总监

Jacqueline C. Rutledge 财务与行政总监

April Rieger 公司秘书

Zachary Abbott 研究助理

Sarah Benckart 科学行政助理

Hanna Boogaard 研究员

Aaron J. Cohen 首席科学家

Maria G. Costantini 首席科学家

Philip J. DeMarco 合规经理

Hope Green 出版助理

Anny Luu 行政助理

Hilary Selby Polk 总编辑

Robert A. Shavers 运营经理

Tyler Trainor 会计师

Annemoon M.M. van Erp 管理科学家

Donna J. Vorhees 资深科学家

Katherine Walker 资深科学家