

京津冀地区控制 PM_{2.5} 污染的健康效益评估

黄德生,张世秋* (北京大学环境科学与工程学院,环境与经济研究所,北京 100871)

摘要: 基于流行病学综合研究成果,运用环境健康风险评估技术和环境价值评估方法,对京津冀地区实施并达到 2012 年新颁布的《空气质量标准》中细颗粒物(PM_{2.5})浓度标准可实现的健康效益进行了评估,并对区域内各城市的健康效益进行了比较分析.结果表明,京津冀地区能够实现的健康效益总和可达到 612~2560 亿元/a(均值为 1729 亿元/a),相当于该地区 2009 年地方生产总值的 1.66%~6.94%(均值为 4.68%).其中河北省所能实现的总健康效益最大,北京、天津和石家庄这些大城市能够实现的健康改善和经济效益最为显著.本文的研究结果可望为实施 PM_{2.5} 空气质量标准的成本效益分析提供科学依据,并为大气污染区域联防联控和环境质量管理与合作提供重要的政策决策参考.

关键词: 京津冀地区; PM_{2.5}; 空气质量标准; 健康效益; 价值评估

中图分类号: X32 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2013)01-0166-09

Health benefit evaluation for PM_{2.5} pollution control in Beijing-Tianjin-Hebei region of China. HUANG De-sheng, ZHANG Shi-qi* (Institute of Environment and Economy, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China). *China Environmental Science*, 2013,33(1): 166~174

Abstract: Based on the Meta analysis results of the epidemiological studies, we evaluated the health benefit of achieving PM_{2.5} air quality standard in Beijing-Tianjin-Hebei region and made comparative analysis among cities in the region, combining the environmental health risk assessment and environmental valuation. The results show that the total health benefit is approximately 61.2~256 billion RMB per year (the mean value is 172.9 billion RMB per year), accounting for 1.66%~6.94% (4.68% in mean value) of the GDP of this region in 2009. Therein Hebei province gains the greatest benefit, further, the big cities like Beijing, Tianjin, Shijiazhuang can achieve the most significant health improvement and economic benefit. The results provide scientific benchmark for cost benefit analysis of implementing PM_{2.5} air quality standard, as well as important information for decision making on regional joint prevention and control of air pollution and on regional environmental management and corporation.

Key words: Beijing-Tianjin-Hebei Region; PM_{2.5}; air quality standard; health benefit; valuation

随着中国经济的快速发展,工业化和城市化进程迅速推进,中国城市及区域大气污染形势严峻且损害凸显.以京津冀、长江三角洲和珠江三角洲地区为代表,大气污染已经从传统的煤烟型污染转变为更加复杂的煤烟型和机动车尾气复合型大气污染,并且从城市和局地污染发展成为影响范围更广、更不易控制和治理的区域性污染^[1].大量的流行病学研究证实,颗粒物是对人体健康危害最大的大气污染物,会对人体呼吸系统和心血管系统造成损害^[2-3],其中又以细颗粒物(PM_{2.5})与人体不利健康影响的关系最为显著^[4-6].为更好地保护环境和人体健康,防治大气污染,我国 2012 年出台了新的《国家空气质量标准(GB3095-2012)》^[7],增设了 PM_{2.5} 的浓度限值,并

计划在 2016 年全面实施.

对大气污染规制或政策的健康效益评估,国际上通常基于流行病学研究结果,利用暴露-反应关系对大气污染造成的健康影响进行定量评估^[8].然而由于 PM_{2.5} 监测和健康数据的局限,国内针对 PM_{2.5} 评估健康风险和健康效益的研究并不多,大部分依赖于国外 PM_{2.5} 的健康研究结果或国内 TSP 和 PM₁₀ 的流行病学研究结果^[9-14].本文结合近年来国内 PM_{2.5} 的流行病学综合研究

收稿日期: 2012-05-15

基金项目: 北京市科学技术委员会、北京市环境保护局“区域大气污染联防联控策略和措施研究”项目(D09040903670905);能源基金会项目(Energy Foundation 2009)

* 责任作者,教授, zhangshq@pku.edu.cn

成果,采用环境价值评估方法和环境健康风险评估技术,以 2009 年为基准年,对京津冀地区(包括北京、天津两个直辖市和河北省 11 个地级市)实施并达到 PM_{2.5} 标准所带来的健康效益进行了评估,并对不同城市的健康效益进行了比较分析,旨在为国家实施 PM_{2.5} 空气质量标准的成本效益分析提供科学依据,并为开展大气区域联防联控、区域环境质量和跨地区环境合作提供重要的政策决策参考。

1 评估方法与数据处理

1.1 评估方法

根据环境健康价值评估理论,控制 PM_{2.5} 污染所带来的健康效益的评估思路通常分为两个步骤,首先分析并估算 PM_{2.5} 浓度降低带来的各健康终端的健康效应变化,然后对该健康效应进行货币化评估,计算健康改善带来的经济效益。按照评估思路可以建立如下评估模型:

$$L = \sum_{i=1}^M L_i = \sum_{i=1}^M E_i \cdot L_{pi} \quad (1)$$

式中: L 为 PM_{2.5} 浓度降低带来的所有健康终端的效益总和; L_i 为健康终端 i 相应的健康效益; E_i 为健康终端 i 的健康风险变化量,需要通过环境健康风险评估方法来计算; L_{pi} 为健康终端 i 的单位健康风险变化对应的价值,需要通过环境健康价值评估方法来获得。

1.1.1 环境健康风险评估 环境健康风险评估通常采用流行病学研究得到污染物浓度与健康效应之间的暴露-反应关系,根据泊松回归的相对危险度模型,通过该模型推导变换来估算健康效应变化量^[10]。基本模型中设定某选定健康终端在 PM_{2.5} 实际浓度下的人群健康风险(死亡率或发病率)为:

$$I = I_0 \cdot \exp(\beta \cdot (C - C_0)) \quad (2)$$

式中: I 为 PM_{2.5} 实际浓度下的人群健康风险; I_0 为 PM_{2.5} 参考基准浓度下的人群健康风险; β 为暴露-反应系数; C 为 PM_{2.5} 的实际浓度; C_0 为 PM_{2.5} 的参考基准浓度。

由此,归因于 PM_{2.5} 污染的健康风险变化即为:

$$\Delta I = I - I_0 = I \cdot \left(1 - \frac{1}{\exp(\beta \cdot (C - C_0))} \right) \quad (3)$$

因此,只要得到 I 、 β 、 C 、和 C_0 的参数值,结合暴露人群 P ,则可计算出该健康终端归因于 PM_{2.5} 浓度变化带来的健康效应变化量 E :

$$E = P \cdot I \cdot \left(1 - \frac{1}{\exp(\beta \cdot (C - C_0))} \right) \quad (4)$$

1.1.2 环境健康价值评估 在环境健康价值评估中,健康终端通常分为过早死亡和疾病终端,而常用的价值评估方法为支付意愿法、人力资本法和疾病成本法。支付意愿法可以直接有效地测量人们对改善自己和他人的健康而愿意支付的货币金额,其优点在于能反映被测量人群的个人意愿和偏好,相对全面地反映由于疾病或过早死亡给个人带来的经济损失和痛苦等负效用。人力资本法是将个人视为为社会生产产品和服务的人力资本的基本单位,以评价一般物质资本的标准来度量生命和健康的价值^[15],但由于它基于人力资源的经济价值创造,并依据劳动力的平均工资收入或社会劳动生产力来计算,因而在评估中忽视了非劳动力人群,如老人、小孩和病人等,而他们又往往是大气污染的敏感人群。疾病成本法应用于测量疾病终端的成本,通常包括人们的医疗费用和误工导致的收入损失等。人力资本法和疾病成本法也被广泛应用于健康效应的经济学评价,虽然这 2 种方法易于理解且计算相对简单,但均未能全面反映健康损害对人们造成的负效用和福利损失。

本文基于我国目前可得且可靠的健康支付意愿研究的最新成果,利用效益转换的方法对京津冀地区实施并达到 PM_{2.5} 标准的健康效益进行评估,而对于未能采用意愿支付法评估的健康终端,则采用疾病成本法进行评估。

对于死亡终端,本文利用“统计意义上的生命价值”(VSL)进行评估。VSL 并不是指某个具体的人的生命价值,而是指在统计意义上人们为降低某一单位死亡风险而愿意付出的代价并用货币进行衡量^[16]。本文采用了北京市 VSL 研究结果^[17],并利用效益转换方法来计算京津冀其他城市的 VSL^[14],基本计算公式为:

$$VSL_n = VSL_{BJ} \cdot (I_n / I_{BJ}) \quad (5)$$

式中: VSL_n 和 VSL_{BJ} 分别为京津冀地区城市 n 和

北京市的 VSL 值; I_n 和 I_{BJ} 分别为京津冀地区城市 n 和北京市的人均可支配收入; e 为收入弹性(一般取 $e=1$).

疾病成本法的基本计算公式为:

$$C_i = (C_{Pi} + GDP_p \cdot T_{Li}) \cdot \Delta I_i \tag{6}$$

式中: C_i 为 $PM_{2.5}$ 对健康终端 i 造成的疾病总成本; C_{Pi} 为健康终端 i 的单位病例的疾病成本, GDP_p 为京津冀地区人均国内生产总值的日均值(元/人·d), T_{Li} 为因健康终端 i 的疾病导致的误工时间,d; ΔI_i 为健康终端 i 因 $PM_{2.5}$ 污染导致的健康效应变化量.

1.2 数据处理

1.2.1 $PM_{2.5}$ 浓度和暴露人群 本文采用新《标准》^[7]规定的二级功能区 $PM_{2.5}$ 浓度限值作为评估的基准浓度(年均 $35\mu g/m^3$,日均 $75\mu g/m^3$).京津冀地区 $PM_{2.5}$ 的实际浓度,则根据国家环保部和河北省环境监测中心公布的 2009 年每日空气污染指数(API)值,对 PM_{10} 日均浓度进行反推计算(若当日主要污染物不是颗粒物或当日空气质量为一级,则假设该日 $PM_{2.5}$ 浓度达到标准),然后再根据京津冀地区 PM_{10} 与 $PM_{2.5}$ 的关系系数的研究结果,将 PM_{10} 日均浓度转换成 $PM_{2.5}$ 日均浓度(由于京津冀地区 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 比值范围约为 0.38~0.66^[18-21],为简化计算,本文设定转换系数为 0.5).

本文将京津冀各城市 2008 年末的常住人口作为暴露人群,并分别根据北京市、天津市和河北省统计年鉴获得数据.

1.2.2 暴露-反应系数和基准发生率 暴露-反应系数的选取是健康效应评估中的关键环节.大气污染对人体的健康效应通常可以分为急性效应和慢性效应.分析大气污染物短期波动对居民健康影响的急性作用,多采用时间序列研究和病例交叉研究的方法,而分析长期污染暴露的慢性健康效应则常采用横断面研究和队列研究方法.

目前应用于大气污染健康风险评估的暴露-反应关系,主要来源于流行病学研究.流行病学研究中的队列研究方法被认为是能准确揭露长期暴露对人体健康影响的最佳方法^[22],其中美国哈佛六城市研究^[23]和美国癌症协会队列研究^[24]是

被广泛认可的研究大气污染长期暴露与人群健康影响关系的队列研究.但由于这 2 个研究均是在美国低浓度颗粒物污染条件下开展的,得到的暴露-反应系数不能直接应用于 $PM_{2.5}$ 浓度远远偏高的中国地区.实际上,有一些研究探讨了暴露-反应系数随浓度的变化趋势,认为随着污染物浓度的增高,相对风险曲线可能会逐渐变得平缓^[25-26].

表 1 各健康终端的暴露-反应系数和基准发生率
Table 1 Dose-response coefficients and reference incidence rates of different health outcomes

健康终端	暴露-反应系数均值 (95%置信区间)	基准发生率
全因死亡率		
慢性效应死亡率	0.00296(0.00076,0.00504) ^[3]	各城市 死亡率
急性效应死亡率	0.0004(0.00019,0.00062) ^[3]	
住院		
呼吸系统疾病	0.00109(0,0.00221) ^[28]	0.01022
心血管疾病	0.00068(0.00043,0.00093) ^[28]	0.00546
门诊访问		
儿科(0~14 岁)	0.00056(0.00020,0.00090) ^[29]	0.15300
内科(15 岁以上)	0.00049(0.00027,0.00070) ^[29]	0.41105
慢性支气管炎	0.01009(0.00366,0.01559) ^[3]	0.00694
急性支气管炎	0.0079(0.0027,0.0130) ^[29]	0.0380
哮喘	0.0021(0.00145,0.00274) ^[28]	0.0094

中国尚未有可靠的队列研究成果,仅有针对急性健康效应的时间序列研究和少数分析慢性健康效应的横断面研究.目前主要有 4 个研究对中国大气污染的健康效应的流行病学研究进行了综合分析(meta 分析).其中,阚海东等^[3]按照健康的慢性效应和急性效应,分别对中国的流行病学研究结果进行了 meta 分析,得到不同健康终端的暴露-反应系数;Aunan 等^[27]综合分析了多个研究者对中国 PM_{10} 急性效应的研究结果,运用 meta 分析的方法得出可用于中国 PM_{10} 健康效应评估的暴露-反应系数;而谢鹏等^[28]分别针对 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的研究进行了区分,推导出适用于中国地区 $PM_{2.5}$ 健康效应评估的暴露-反应系数;刘晓云等^[29]针对 $PM_{2.5}$ 的急性健康效应进行了 meta 分析并得到相应的暴露-反应系数.由于阚海东等的研究有效区分了慢性和急性健康效应,

而谢鹏和刘晓云等的研究则包含基于 PM_{2.5} 推导的暴露-反应系数,结合本文 PM_{2.5} 污染的健康终端的选取,本文综合选用这 3 个研究的分析结果应用于不同的健康终端的健康效应评估.京津冀各城市的实际死亡率以及其他健康终端的基准发生率分别从相关的社会经济统计年鉴和卫生统计年鉴获得.京津冀 2009 年各健康终端的暴露-反应系数和基准发生率如表 1 所示.

1.2.3 健康的单位经济损失 对于过早死亡损失,本文采用 VSL 的方法进行评估.国际上采用各类不同方法研究和估算 VSL^[30-31],但这些研究结果差异极大,且由于人群社会经济特征的差异,国外的研究结果并不适用于我国.目前我国关于 VSL 的研究较为缺乏,且研究结果各异.Hammitt 等^[32]1999 年在北京、安庆及其农村地区开展了空气污染的健康风险的支付意愿调研,得到平均的统计寿命价值为 0.4~1.7 万美元;Wang 等^[33]1998 年在中国重庆开展了因空气质量改善降低死亡风险的支付意愿调查,得到统计寿命价值为 3.4 万美元;Wang 等^[34]2000 年在天津、江苏和贵州进行了统计寿命支付意愿调查,估计得到统计寿命价值约为 1.5~80 万美元;Hoffmann 等^[35]2006 年在上海、九江和南宁调研得到的统计寿命价值为 43 万美元;而曾贤刚等^[36]在同样三个城市的 VSL 研究结果约为 29.4 万美元(按照人民币与美

元的购买力平价折算).以上研究均采用了条件价值评估法,但得到的 VSL 值有较大的差异,而仅有 Hoffmann 等的研究通过了支付意愿和健康风险的敏感性检验.

北京大学环境与经济研究所于 2010 年在北京针对空气污染与健康问题,利用选择实验的方法对北京市居民的支付意愿进行了调查和分析,得到北京市居民的 VSL 值为 168 万元人民币^[17].本文采用这个研究结果作为死亡终端的单位经济损失来评估该终端的健康效益.根据各城市居民的收入差异,按照支付意愿的边际效应系数和 2009 年京津冀地区人均可支配收入进行调整,从而得到京津冀各相关城市的 VSL 值.

对于疾病损失,则主要采用疾病成本法进行评估.根据《中国卫生统计年鉴 2010》^[37]的相关数据,本文计算了各健康终端相应的人均医疗费用和误工损失作为单位经济损失.而慢性支气管炎因患病时间界限难以确定,不宜采用疾病成本法计算.由于慢性支气管炎极大地降低了患病者的生活质量,Viscusi 等^[38]研究发现人们对于避免慢性支气管炎的赋值相当于统计寿命价值的 32%.本研究借鉴该研究结果,设定慢性支气管炎的单位经济损失为 VSL 的 32%.

基于上述方法,本研究估算出京津冀地区各城市各类不同健康终端的单位经济损失值(表 2).

表 2 京津冀地区各城市各健康终端单位经济损失
Table 2 Economic loss per case of different health outcomes in the cities of Beijing-Tianjin-Hebei region

城市	VSL (万元/人)	慢性支气管炎 (万元/例)	急性支气管炎 (元/例)	哮喘 (元/例)	门诊 (元/例)	住院 (元/例)
北京	168.0	53.8	2500.1	1840.3	515.1	16959.1
天津	134.5	43.0	2001.1	1473.1	388.0	12273.9
石家庄	94.6	30.3	1256.8	925.1	270.0	6054.8
承德	75.8	24.3	1408.3	1036.7	286.4	6421.8
张家口	75.7	24.2	1127.8	830.2	220.6	5021.6
秦皇岛	88.5	28.3	1127.1	829.6	167.6	3591.3
唐山	102.9	32.9	1316.6	969.1	233.0	4486.0
廊坊	101.3	32.4	1531.7	1127.5	282.1	5618.4
保定	77.4	24.8	1506.9	1109.3	159.3	3407.3
沧州	82.8	26.5	1151.2	847.4	171.6	3253.8
衡水	75.1	24.0	1231.9	906.8	172.4	3116.4
邢台	76.2	24.4	1117.1	822.3	125.1	2198.3
邯郸	90.8	29.1	1134.1	834.8	120.5	1898.1

2 健康效益评估结果

2.1 健康效应变化量

表 3 汇总了由于实施并达到 $\text{PM}_{2.5}$ 空气质量标准能够给各城市带来的健康效应变化量.从评估结果可以看出,若京津冀地区均实现 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度达标,北京由 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度降低所产生的健康效应远远大于京津冀其他城市,其次是天津和石家庄,而承德、张家口则最小.这是因为北京、天津和石家庄这些大或超大城市, $\text{PM}_{2.5}$ 的实际浓度较高,人口相对密集、污染暴露人群多,因此,对这

些地区控制 $\text{PM}_{2.5}$ 污染能够带来的潜在健康效应就更大.

从不同的健康终端来看,各城市可以减少的慢性死亡人数远高于急性死亡人数,减少的急性支气管炎发病人数远高于慢性支气管炎发病人数,而减少的门诊人数也远高于住院人数.但从哪个健康终端单独来看,控制 $\text{PM}_{2.5}$ 污染带来的潜在的健康效应都很大.在京津冀地区严格执行 $\text{PM}_{2.5}$ 空气质量标准,有效地控制和降低 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度,将对京津冀地区整体的人群健康水平带来极大的改善.

表 3 京津冀地区达到 $\text{PM}_{2.5}$ 空气质量标准所带来的健康效应(人)
Table 3 Health effects of achieving $\text{PM}_{2.5}$ air quality standard in Beijing-Tianjin-Hebei region (person)

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	13962 (3862,22233)	1193 (572,1833)	57996 (25723,76462)	149863 (61364,211723)	12072 (8548,15372)	186928 (93151,274182)	9487 (1533,17004)
天津	8483 (2294,13792)	716 (343,1101)	30162 (12593,41609)	74621 (29839,107417)	5852 (4129,7476)	89815 (44690,131931)	4571 (736,8236)
石家庄	9270 (2527,14959)	707 (338,1088)	28467 (12149,38620)	67238 (26365,98008)	5156 (3626,6607)	78493 (39002,115457)	4005 (643,7252)
承德	— ^a	47 (22,73)	— ^a	4970 (1880,7488)	366 (256,471)	5511 (2733,8121)	282 (45,515)
张家口	219 (56,371)	127 (61,195)	716 (262,1100)	10304 (4153,14936)	817 (579,1040)	12696 (6334,18604)	643 (104,1151)
秦皇岛	1164 (307,1936)	67 (32,104)	4260 (1663,6198)	7566 (2785,11642)	540 (377,698)	8050 (3986,11882)	413 (66,759)
唐山	4644 (1238,7650)	281 (134,434)	14392 (5780,20469)	26462 (10050,39715)	1958 (1371,2519)	29503 (14635,43468)	1510 (242,2751)
廊坊	2511 (671,4127)	170 (81,262)	8461 (3424,11963)	17651 (6664,26553)	1297 (907,1671)	19488 (9662,28727)	998 (160,1822)
保定	7739 (2081,12646)	522 (249,805)	25473 (10479,35549)	53182 (20306,79322)	3958 (2774,5090)	59718 (29629,87968)	3055 (489,5563)
沧州	6384 (1731,10350)	400 (191,617)	18769 (7901,25730)	37342 (14254,55756)	2778 (1947,3573)	41927 (20803,61760)	2145 (343,3905)
衡水	2949 (798,4793)	185 (88,285)	11036 (4612,15214)	21610 (8301,32131)	1619 (1136,2081)	24504 (12164,36079)	1252 (201,2277)
邢台	4984 (1340,8141)	328 (157,506)	16259 (6694,22676)	33099 (12652,49361)	2466 (1729,3171)	37238 (18478,54848)	1905 (305,3467)
邯郸	7765 (2124,12495)	514 (246,792)	26551 (11427,35792)	54631 (21497,79673)	4207 (2962,5387)	64198 (31913,94391)	3273 (526,5918)
京津冀	70074 (19029,113493)	5257 (2514,8095)	242542 (102707,331382)	558539 (220110,813725)	43086 (30341,55156)	658069 (327180,967418)	33539 (5393,60620)

注:^a由于承德市的实际 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度值低于标准年均浓度限值,故基于年均浓度值评估的慢性健康效应此处不做计算

2.2 健康经济效益

京津冀地区各城市实施并达到 $\text{PM}_{2.5}$ 空气质量标准所产生的健康经济效益如表 4 所示.如前所述,减少慢性死亡的经济效益远高于急性死亡,而

尽管减少的急性支气管炎发病人数远高于慢性支气管炎发病人数,减少的门诊人数也远高于住院人数,但由于健康终端单位经济损失的差异,健康经济效益则是慢性支气管炎远大于急性支气管炎,住

院远大于门诊,各健康终端的效益比较如图 1 所示。京津冀各城市所实现的健康经济效益主要为避免过早死亡和减少慢性支气管炎所带来的效益(后者略高于前者),两者占总效益的 90%以上。

从京津冀各城市比较来看,北京所能够实现

的健康效益最大且远高于其他城市,天津与石家庄次之,而承德和张家口最小(图 2)。这与健康效应的估算结果具有较好的一致性,在一定程度上反映了京津冀各城市的大气污染程度、经济发展水平和暴露人群的综合差异。

表 4 京津冀地区达到 PM_{2.5} 空气质量标准所带来的健康效益(百万元)
Table 4 Health benefits of achieving PM_{2.5} air quality standard in Beijing-Tianjin-Hebei region (million RMB)

城市	慢性死亡	急性死亡	慢支	急支	哮喘	门诊	住院
北京	23456	2004	31179	374.7	22.2	96.3	160.9
	(6489,37352)	(960,3079)	(13829,41106)	(153.4,529.3)	(15.7,28.3)	(48,141.2)	(26,288.4)
天津	11408	963	12979	149.3	8.6	34.9	56.1
	(3084,18547)	(461,1481)	(5419,17905)	(59.7,215)	(6.1,11)	(17.3,51.2)	(9,101.1)
石家庄	9673	737	9505	104.4	5.9	20.8	23.8
	(2637,15609)	(352,1135)	(4056,12895)	(40.9,152.2)	(4.1,7.6)	(10.3,30.6)	(3.8,43.1)
承德	— ^b	39	— ^b	6.2	0.3	1.2	1.4
		(19,61)		(2.3,9.3)	(0.2,0.4)	(0.6,1.7)	(0.2,2.5)
张家口	182	106	191	12.8	0.7	2.2	2.4
	(47,309)	(51,163)	(70,293)	(5.1,18.5)	(0.5,0.9)	(1.1,3.3)	(0.4,4.2)
秦皇岛	1134	65	1327	11	0.6	1.8	1.8
	(299,1886)	(31,101)	(518,1931)	(4,16.9)	(0.4,0.7)	(0.9,2.7)	(0.3,3.3)
唐山	5268	319	5224	44.7	2.4	8.9	9
	(1404,8678)	(152,492)	(2098,7430)	(17,67)	(1.7,3.1)	(4.4,13.1)	(1.4,16.5)
廊坊	2801	189	3020	29.3	1.6	3.8	4.2
	(749,4603)	(90,292)	(1222,4270)	(11.1,44.1)	(1.1,2)	(1.9,5.6)	(0.7,7.7)
保定	6591	445	6942	67.4	3.7	13.6	14.1
	(1772,10770)	(212,686)	(2856,9689)	(25.7,100.5)	(2.6,4.7)	(6.8,20.1)	(2.3,25.8)
沧州	5824	365	5479	50.7	2.8	11.6	12.1
	(1579,9442)	(174,563)	(2307,7511)	(19.4,75.7)	(1.9,3.6)	(5.8,17.1)	(1.9,22.1)
衡水	2435	153	2916	26.6	1.5	4.3	4.8
	(659,3958)	(73,236)	(1219,4020)	(10.2,39.5)	(1,1.9)	(2.1,6.4)	(0.8,8.7)
邢台	4182	275	4366	41.3	2.3	5.4	5.4
	(1125,6832)	(132,425)	(1797,6089)	(15.8,61.6)	(1.6,2.9)	(2.7,8)	(0.9,9.9)
邯郸	7788	516	8521	81.5	4.6	9.6	8.6
	(2130,12531)	(247,794)	(3667,11486)	(32.1,118.9)	(3.3,5.9)	(4.8,14.1)	(1.4,15.5)
河北省	45877	3210	47492	475.8	26.4	83.4	87.7
	(12401,74618)	(1533,4947)	(19810,65615)	(183.6,704.2)	(18.5,33.9)	(41.4,122.7)	(14.1,159.3)
京津冀	80741	6177	91650	999.8	57.2	214.5	304.7
	(21974,130517)	(2954,9507)	(39058,124626)	(396.8,1448.5)	(40.3,73.2)	(106.7,315.1)	(49.1,548.8)

注:^b由于承德市的实际PM_{2.5}年均浓度值低于标准年均浓度限值,故基于年均浓度值评估的慢性健康效益此处不做计算

从京津冀行政区划的角度而言,北京、天津和河北省所能够实现的健康经济效益都是非常可观的(表 5)。其中河北省所能实现的健康总效益最大,达到 323~1405 亿元/a(均值为 935 亿元/a),相当于 2009 年河北省地方生产总值的 1.87%~8.15%(均值为 5.43%),北京次之,而天津最小。这也在一定程度上表明,在京津冀地区各省市间大

气污染联防联控和区域环境合作的过程中,严格按照 PM_{2.5} 标准对当地大气污染进行控制,即便不考虑对其他省市的影响,也至少能够给当地带来相当可观的健康效益。而从京津冀整个区域来看,实施 PM_{2.5} 空气质量标准,对 PM_{2.5} 浓度进行逐步有效的控制和降低,能够实现的健康效益总和可达到 612~2560 亿元/a(均值为 1729 亿元/a),相

当于京津冀地区 2009 年地方生产总值的 1.66%~6.94%(均值为 4.68%).

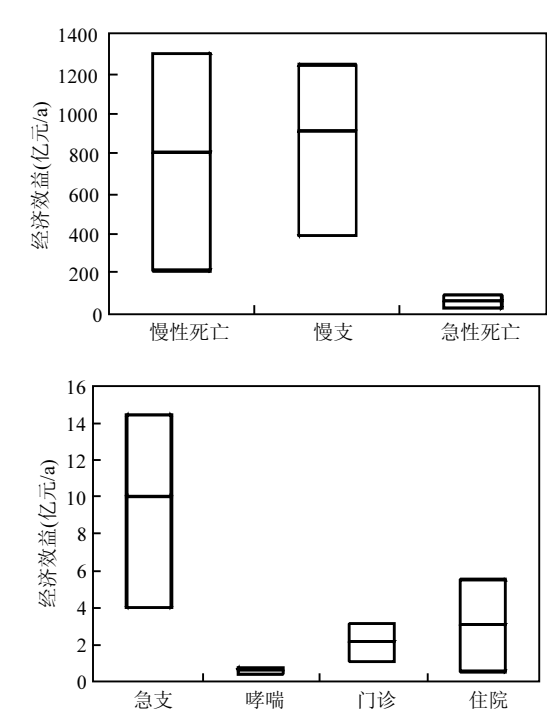


图1 京津冀地区达到PM_{2.5}空气质量标准可实现的各种健康终端经济效益

Fig.1 Health benefits of achieving PM_{2.5} air quality standard from different health outcomes in Beijing-Tianjin-Hebei region

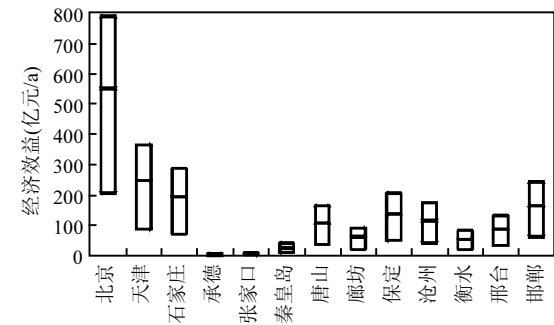


图2 京津冀各城市达到PM_{2.5}空气质量标准可实现的健康经济效益

Fig.2 Health benefits of achieving PM_{2.5} air quality standard in different cities of Beijing-Tianjin-Hebei region

表5 京津冀地区健康效益及与当地 GDP 的比值
Table 5 Health benefits and the ratios to the local GDP in Beijing-Tianjin-Hebei region

省市	健康效益(亿元)	与地方生产总值的比值(%)
北京	549	4.52
	(204,789)	(1.68,6.49)
天津	245	3.25
	(85,366)	(1.13,4.87)
河北	935	5.43
	(323,1405)	(1.87,8.15)
京津冀	1729	4.68
	(612,2560)	(1.66,6.94)

3 误差分析与讨论

由于总经济效益是对所选定的各健康终端的效益加总得到,因此,健康终端的选择对评估的结果会产生一定的影响.从理论上来说,所选取的健康终端应既能全面地反映PM_{2.5}对人体的各种健康影响,又能避免各健康终端的效益加总时造成的重复计算.由于目前PM_{2.5}的健康影响研究和基础卫生统计数据局限性,本文综合考虑了PM_{2.5}对各健康终端的危害程度和损失的严重程度,在计算总经济效益时,仅选择了慢性效应中的过早死亡和慢性支气管炎以及急性效应中的住院和门诊访问量作为健康终端,从而大大减小了重复计算导致的潜在偏差.

鉴于目前PM_{2.5}对健康的影响机制尚不完全清晰,依赖于流行病学的研究结果所得到的暴露-反应系数尚待更深入研究,建立暴露-反应关系的过程本身仍存在不确定因素,例如流行病学研究中对各种混杂因素(如天气、其他污染物、居民暴露模式等)的定义和控制过程中存在的差异会对暴露-反应系数的研究带来一定的困难^[39].为克服这种不确定性的影响,本文对国内不同地区的暴露-反应关系进行了综合分析并得出结果,避免了仅采用单个研究结果可能导致的误差.同时,本文利用暴露-反应系数95%置信区间的估计系数,对计算结果进行高、中、低值的估算,也在一定程度上将不确定性控制在相对可靠的范围.

由于京津冀各城市在2009年尚未开展

PM_{2.5} 浓度的连续常规监测,在缺乏 PM_{2.5} 实测值的情况下,本文利用空气污染指数(API)进行反推计算。鉴于 API 和 PM_{2.5} 浓度转换计算中带来的不确定性,本研究也对通过 API 转换得到的 PM_{2.5} 浓度值和北京大学与中国科学院等研究机构实际监测的 PM_{2.5} 浓度值进行了对比验证。结果发现,通过 API 转换得到的 PM_{2.5} 年均浓度值略低于北京大学和中国科学院实测的年均浓度值。而由于本文评估结果中基于年均浓度估算的慢性健康效益占总健康效益的绝大部分(90%以上),因此可以认为,利用 API 转换方法所估算的总效益是一种相对保守的估算结果,符合价值评估的基本学术伦理。

此外,由于我国针对 PM_{2.5} 低浓度条件下的健康影响研究极少,当京津冀地区某些时段 PM_{2.5} 浓度较低时,利用基于较高浓度获得的暴露-反应系数可能也存在较大的偏差。对此,本文也采取了相对保守的处理方式,即在 API 转换时若 PM_{2.5} 浓度相对较低(当日主要污染物不是颗粒物或当日空气质量为一级),则假设该日 PM_{2.5} 浓度达到标准,即该日因 PM_{2.5} 导致的健康影响忽略不计。这样处理后,京津冀各城市健康影响忽略不计的天数分别占全年总天数的 12%~29% 不等,因此,这种处理方法也在较大程度上带来了健康效应和经济效益的低估。

4 结论

4.1 京津冀地区实施并达到 PM_{2.5} 空气质量标准,可极大改善京津冀地区的人群健康水平,实现巨大的健康经济效益,健康效益总和可达到 612~2560 亿元/a(均值为 1729 亿元/a),相当于京津冀地区 2009 年 GDP 的 1.66%~6.94%(均值为 4.68%)。

4.2 京津冀地区 PM_{2.5} 污染控制所实现的健康经济效益主要为减少过早死亡和慢性支气管炎所带来的效益,两者占总效益的 90% 以上。

4.3 京津冀地区不同城市的 PM_{2.5} 污染程度和人群特征等具有较大差异,进行 PM_{2.5} 污染控制所带来的健康效益也存在极大不同,应在区域空气质量管理和合作过程中给予充分考虑。

参考文献:

- [1] Zhang Y H, Hu M, Zhong L J, et al. Regional integrated experiments on air quality over Pearl River Delta 2004 (PRIDE-PRD2004): overview [J]. *Atmospheric Environment*, 2008,42(25):6157-6173.
- [2] Pope C A. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk[J]? *Environ. Health Perspect.*, 2000,108:713-723.
- [3] 阚海东,陈秉衡.我国大气颗粒物暴露与人群健康效应的关系 [J]. *环境与健康*, 2002,19(6):422-424.
- [4] Kan H D, London S J, Chen, G H, et al. Differentiating the effects of fine and coarse particles on daily mortality in Shanghai, China [J]. *Environment International*, 2007,33(3):376-384.
- [5] Pope C A, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution [J]. *Jama*, 2002,287(9):1132-1141.
- [6] Schwartz J, Dockery D W, Neas L M, 1996. Is daily mortality associated specifically with fine particles [J]. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 1996,46(10):927-939.
- [7] 环境空气质量标准(GB3095-2012)[S/OL], 2012 年 2 月 29 日发布. [2012-04-23].
- [8] US EPA. The final report to congress on benefits and costs of the clean air act, 1990-2010[R/OL]. EPA 410-S-99-001, 1999. [2012-04-23].<http://www.epa.gov/oar/sect812/1900-2010/chap1130.pdf>
- [9] World Bank, China SEPA. Cost of pollution in China. Economic estimates of physical damages [R/OL]. 2007. [2012-04-23].http://siteresources.worldbank.org/INTEAPREGTOPENVIRONMENT/Resources/China_Cost_of_Pollution.pdf
- [10] Kan H D, Chen B H. Particulate air pollution in urban areas of Shanghai, China: health-based economic assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2004,322(1-3):71-79.
- [11] 於方,过孝民,张衍棠,等.2004 年中国大气污染造成的健康经济损失评估 [J]. *环境与健康杂志*, 2007,24(12):999-1003.
- [12] Zhang M S, Song Y, Cai X H. A health-based assessment of particulate air pollution in urban areas of Beijing in 2000-2004 [J]. *Science of the Total Environment*, 2007,376(1-3):100-108.
- [13] Zou W B, Zhang S Q. Economic valuation of health impact of PM₁₀ pollution in Beijing from 2001 to 2006 [J]. *Chinese Journal of Population, Resources and Environment*, 2010,8(2):68-74.
- [14] Huang D S, Xu J H, Zhang S Q. Valuing the Health Risks of Particulate Air Pollution in the Pearl River Delta, China [J]. *Environmental Science and Policy*, 2012,15(1):38-47.
- [15] 韩明霞,过孝民,张衍棠.城市大气污染的人力资本损失研究 [J]. *中国环境科学*, 2006,26(4):509-512.
- [16] Hammitt J K. Valuing Mortality Risk: Theory and Practice [J]. *Environmental Science and Technology*, 2000,34(8):1396-1400.
- [17] 谢旭轩.健康的价值:环境效益评估方法与城市空气污染控制策

- 略 [D]. 北京: 北京大学, 2011.
- [18] 杨复沫, 贺克斌, 马永亮, 等. 北京 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化特征及其与 PM_{10} 、TSP 的关系 [J]. 中国环境科学, 2002, 22(6): 506–510.
- [19] 徐宏辉. 北京及周边地区大气气溶胶的质量浓度和无机组分的特征及其来源研究 [D]. 北京: 中国科学院大气物理研究所, 2007.
- [20] 董雪玲. 北京市大气颗粒物中有机污染特征及来源判识 [D]. 北京: 中国地质大学, 2008.
- [21] 姚 青, 蔡子颖, 张长春, 等. 天津城区大气气溶胶质量浓度分布特征与影响因素 [J]. 生态环境学报, 2010, 19(9): 2225–2231.
- [22] Schwartz J. Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality [J]. American Journal of Epidemiology, 2000, 151(5): 440–448.
- [23] Dockery D W, Pope C A, Xu X P, et al. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities [J]. New England Journal Medicine, 1993, 329(24): 1753–1759.
- [24] Pope, C A, Thun M J, Namboodiri M M, et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults [J]. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 1995, 151(3): 669–674.
- [25] Xu X P, Dockery D W, Christiani D C, et al. Association of air pollution with hospital outpatient visits in Beijing [J]. Arch Environ Health, 1995, 50(3): 214–220.
- [26] Ostro, B. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels[R/OL]. Geneva, Whorl Health Organization, 2004(Environmental Burden of Disease Series 5). [2012-04-23]. http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/ebd5.pdf
- [27] Aunan K, Pan X C. Exposure-response functions for health effects of ambient air pollution applicable for China—a Meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2004, 329(1–3): 3–16.
- [28] 谢 鹏, 刘晓云, 刘兆荣, 等. 我国人群大气颗粒物污染暴露-反应关系的研究 [J]. 中国环境科学, 2009, 29(10): 861–866.
- [29] 刘晓云, 谢 鹏, 刘兆荣, 等. 珠江三角洲可吸入颗粒物污染急性健康效应的经济损失评价 [J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(5): 829–834.
- [30] Viscusi W K, Aldy J E. The Value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the world [J]. Journal of Risk and Uncertainty, 2003, 27(1): 5–76.
- [31] Krupnick A. Mortality-risk valuation and age: stated preference evidence [J]. Review of Environmental Economics and Policy, 2007, 1(2): 261–282.
- [32] Hammitt J K, Zhou Y. The economic value of air-pollution-related health risks in China: a contingent valuation study [J]. Environmental and Resource Economics, 2006, 33(3): 399–423.
- [33] Wang H, Mullahy J. Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality: a contingent valuation study in Chongqing, China [J]. Science of the Total Environment, 2006, 367(1): 50–57.
- [34] Wang H, He J. The value of statistical life: a contingent investigation in China[C/OL]. World Bank Policy Research Working Paper Series, 2010. [2012-4-23]. <http://ssrn.com/abstract=1678350>
- [35] Hoffmann S, Qin P. The willingness to pay for mortality risk reductions in China[C/OL]. Fourth World Congress of Environmental and Resource Economists, 2010. [2012-04-23]. <http://www.webmeets.com/files/papers/WCERE/2010/383/WTP%20for%20mortality%20risk%20reduction%20in%20China.pdf>
- [36] 曾贤刚, 蒋 研. 空气污染健康损失中统计生命价值评估研究 [J]. 中国环境科学, 2010, 30(2): 284–288.
- [37] 中华人民共和国卫生部. 2010 中国卫生统计年鉴 [J]. 北京: 中国协和医科大学出版社, 2010.
- [38] Viscusi W K, Magat W A, Huber J. Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21(1): 32–51.
- [39] 陈仁杰, 陈秉恒, 阚海东. 上海市近地面臭氧污染的健康影响评价 [J]. 中国环境科学, 2010, 30(5): 603–608.

致谢: 感谢北京大学环境与经济研究所的所有老师和同学在研究过程中的协助和宝贵意见, 同时衷心感谢北京大学环境与健康研究所和中国科学院大气物理研究所在数据方面给予的大力支持。

作者简介: 黄德生(1984–), 男, 广东梅州人, 北京大学环境科学与工程学院博士研究生, 主要研究方向为环境经济学与政策、资源与环境价值评估。