

京津冀居民生活用煤“煤改电”政策的 健康与经济效益评估

张翔 戴瀚程 靳雅娜 张世秋[†]

北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; [†] 通信作者, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

摘要 针对以电力等清洁能源替代居民散煤的“煤改电”政策, 构建可实现京津冀区域“十三五”规划中“煤改电”政策目标的技术选择以及电力供应来源的相关情景, 利用综合评价模型分析并估算不同情景下实施“煤改电”政策对环境质量、健康效益和经济效益的影响。研究表明, 通过在该区域实施居民生活“煤改电”政策, 2020年京津冀区域PM_{2.5}年均浓度可以下降6~15 μg/m³, 可因此避免约2.22万人过早死亡和60.78万致病例。如同期在京津冀区域采用一致性的政策实现“煤改电”政策目标, 可以获得187.31~198.69亿元的社会净效益。基于对3个地区净效益的分析结果, 并考虑地区间的差异, 提出具体的技术选择建议: 北京市和河北省宜采用“空气源热泵+可再生能源供电”方式, 天津市则宜采用“蓄热式电暖器+可再生能源供电”的方式。在3个地区均采用各自净效益最大化的政策情景下, 整个京津冀区域的净效益约为203.41亿元。

关键词 “煤改电”政策; IMED模型; PM_{2.5}; 健康效益; 经济效益

Evaluation of Health and Economic Benefits from “Coal to Electricity” Policy in the Residential Sector in the Jing-Jin-Ji Region

ZHANG Xiang, DAI Hancheng, JIN Yana, ZHANG Shiqiu[†]

College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871;

[†] Corresponding author, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

Abstract This study evaluated the impacts to the air quality, health and economy from achieving the “coal to electricity” goals, replacing residential coal with clean energy such as electricity, in the Jing-Jin-Ji region (Beijing-Tianjin-Hebei) during the 13th Five-Year period under different heating technology choices and electricity supply sources based on an integrated model combining with scenario analysis. The results indicated that the PM_{2.5} concentration in the three regions reduced by 6–15 μg/m³ with the implementation of the residential “coal to electricity” policy, which can avoid 22.2 thousand cases of premature death and 607.8 thousand morbidity cases. It could create 18.73–19.87 billion Yuan social net benefits in the Jing-Jin-Ji region in 2020 if three regions achieved the policy goal under the same pathway. Based on the net benefit analysis of three regions, this study gave the policy implication that Beijing and Hebei should adopt the “air source heating pump with the renewable electricity supply” pathway, while the Tianjin should adopt the “regenerative electric heater with the renewable electricity supply” pathway. The net benefits would reach to 20.34 billion Yuan if all three regions implemented the plans that maximized their own net benefits.

Key words coal to electricity policy; IMED model; PM_{2.5}; health benefits; economic benefits

中国北方地区以灰霾为代表的空气污染不仅造成严重的健康损害, 同时阻碍了区域经济发展, 是当前我国环境治理的重要任务。京津冀作为重污染

区域之一, 2016年3个省市的PM_{2.5}年均浓度分别为73, 69和70 μg/m³ [1–3], 远超过世界卫生组织10 μg/m³的标准。已有研究表明, 居民生活采暖是冬

季频繁出现重污染天气的重要原因之一^[4]。尽管政府针对城镇集中采暖的大中型锅炉采取了清洁能源替代、提高排放标准等一系列控制措施,依然难以达到显著改善冬季空气质量的目的^[5]。在缺乏环境政策关注的农村,大部分居民依然采用没有污染物处理措施的低效率炉灶燃烧散煤的方式进行炊事和冬季采暖,是容易忽视的重要污染源。近年来,《北京市2013—2017年清洁空气行动计划》和《“十三五”能源规划》等政策为改善京津冀区域空气质量,强调将尚未实现集中供暖的北方城镇和农村家庭冬季燃煤采暖方式,替代为以电力、天然气和太阳能等清洁能源方式。但是,由于在清洁能源供应能力、政策效果和政策实施方式等方面存在的诸多问题,该政策一直存在争论。

考虑到清洁能源供给能力、基础设施现状、农村居民收入水平和解决空气污染问题的紧迫性等多重约束,对京津冀区域,电力是居民生活“煤改清洁能源”政策实施中最广泛的替代能源,有研究认为电力是众多替代性清洁能源中较合意的选择^[6]。在以电力为清洁能源替代散煤燃烧的过程中,替代技术选择、新增电力需求及供应来源等均会对政策的综合效应产生影响,尤其是影响政策实施成本以及对空气质量的改善程度。这种综合效应体现为不同政策选择对应不同的社会净效益和经济影响。

本文利用综合评价模型,针对居民生活“煤改电”政策的主要技术选择路径,分析和评估京津冀区域实现“十三五”规划中居民生活煤改清洁能源政策目标的健康效益和经济影响,以及相应的净效益区间,并提出“煤改电”政策实施的建议。

本文讨论的“煤改电”政策指2015年后针对京津冀区域农村家庭户大规模开展的以电力替代冬季取暖用煤的能源政策,政策对象也包括京津冀区域少数未被集中供暖覆盖的城镇燃煤取暖家庭户。表1是2015年京津冀区域居民生活用煤的基本情况。可以看出,整个区域有超过1600万家庭户将煤炭作为重要的生活能源。北京市居民用煤占煤炭消费总量的34.5%。冬季取暖是京津冀区域居民生活

部门最重要的煤炭消费活动,占居民煤炭消费总量的50%以上。因此,“煤改电”政策具有很大的污染物减排和改善空气质量的潜力。

1 相关工作

有关全球疾病负担的研究表明,2015年全球有420万人因大气颗粒物污染暴露而过早死亡,其中110万例发生在中国^[9]。京津冀区域作为人口密集的重污染区域,有12.89万人的过早死亡归因于颗粒物污染^[10]。中国多尺度排放清单模型(<http://www.meicmodel.org>)表明,2012年居民生活源对全国PM_{2.5}, SO₂, NO_x和VOC等主要空气污染物一次排放的贡献分别为36.41%, 12.94%, 3.76%和23.34%;对京津冀区域排放的贡献分别为29.34%, 15.22%, 3.69%和21.49%。Liu等^[11]利用耦合化学模块的中尺度天气预报模式(WRF-Chem),量化采暖季削减居民散煤燃烧对改善冬季空气质量的贡献,发现同时控制京津冀区域居民源排放,可使该区域2010年冬季PM_{2.5}浓度平均下降36%,因此提出重点关注该区域之前未受到重视的居民源排放,将显著地改善空气质量。黄德生等^[12]的研究表明,如果京津冀PM_{2.5}浓度水平达到35 μg/m³的国家标准,可避免约7.6万人的过早死亡和约3.4万人的住院病例数。

对于决策者,用净效益等指标表征的经济效益是评价一项公共政策可行性的的重要依据。Jeuland等^[13]根据成本效益分析的研究结果表明,通过推广改进炉具对居民生活的固体燃料利用进行管理,由室内空气质量改善带来的健康效益等显著大于成本,推广改进炉具具有正的社会净效益。Xie等^[14]针对全国31个省市的研究表明,通过实施严格的控制策略降低室外PM_{2.5}浓度,全国大部分省市的成本效益比大于1,即社会净效益为正;其中上海市、北京市和天津市获益最多。京津冀区域的效益成本比分别为3.30(北京市), 2.32(天津市)和1.04(河北省),表明3个地区的空气污染治理效益均显著大于成本^[15]。Jin等^[16]分析清洁能源替代

表1 2015年京津冀区域居民生活用煤状况^[5,7-8]
Table 1 Residential coal use in the Jing-Jin-Ji region in 2015^[5,7-8]

地区	燃煤家庭户数/万户	居民生活用煤总量/万吨	居民生活用煤在地区煤炭消费中的占比/%	冬季取暖占生活用煤的比例/%
北京市	160.00	4.70	34.5	60.20
天津市	121.16	2.01	4.68	54.30
河北省	1390.84	19.40	6.35	63.00

对室内空气质量改善带来的健康效益, 结果表明, 对北京市 20 万户家庭进行清洁取暖及炉灶改进以实现彻底替代 60 万吨煤炭的目标, 将会带来 8700 万美元的社会净效益。

当前针对居民煤炭等固体燃料使用控制政策的研究主要关注炊事炉灶改进, 对健康效益的估计集中在室内空气质量的改善, 而结合成本效益分析开展经济影响分析的研究较少。同时, 针对中国北方地区即将广泛开展的居民生活取暖“煤改电”政策的研究集中于替代技术性能及技术可行性等工程技术层面, 缺乏对政策的经济效益分析。

2 方法与数据来源

2.1 模型方法

本研究使用由北京大学环境科学与工程学院绿色低碳可持续发展研究室开发的能源-环境-经济可持续发展综合评价模型(IMED), 定量地评估实施居民生活“煤改电”政策情况下, 由居民生活和发电部门能源结构变化引起的主要空气污染物排放、空气质量以及空气污染健康损害的变化, 并借助成本效益分析方法, 估算京津冀区域居民生活用煤实施“煤改电”政策的净效益。模型框架如图 1 所示。

首先利用不同的能源热值、取暖设备热效率(性能系数)和发电效率等参数, 模拟不同实现方式下“煤改电”政策导致的居民生活部门和发电部门能源结构的变化, 并将这些数据输入温室气体-空气污染相互作用和协同效应(GAINS)模型^[17]。GAINS模型考虑了各社会经济部门能源利用和污染物控制技术, 基于污染物活动水平和排放因子库, 整合大气传输、化学反应和敏感性, 输出能源结构变化对区域污染物一次排放量和室外PM_{2.5}浓度的影响。室外PM_{2.5}浓度作为健康模型的输入, 健康模型的输出为政策实施带来的健康损害减少, 即该政策的健康效益。本研究中的健康模型主要包含相对风险(relative risk, RR)和健康终点(endpoint, EP)^[15]。相对风险反映暴露在超过阈值浓度下导致的相关健康终点风险的增加。早期的流行病学研究认为污染物浓度与相对风险的暴露-效应函数是线性的, 而最新的研究表明, 慢性致死的暴露-效应关系为非线性^[18-19]。本研究的相关健康终点采用最新的非线性关系。健康终点主要包括致死和致病两大类, 包括慢性支气管炎等呼吸系统疾病、心血管疾病和脑血管疾病等。式(1)和(2)分别为相对风险和健康终点

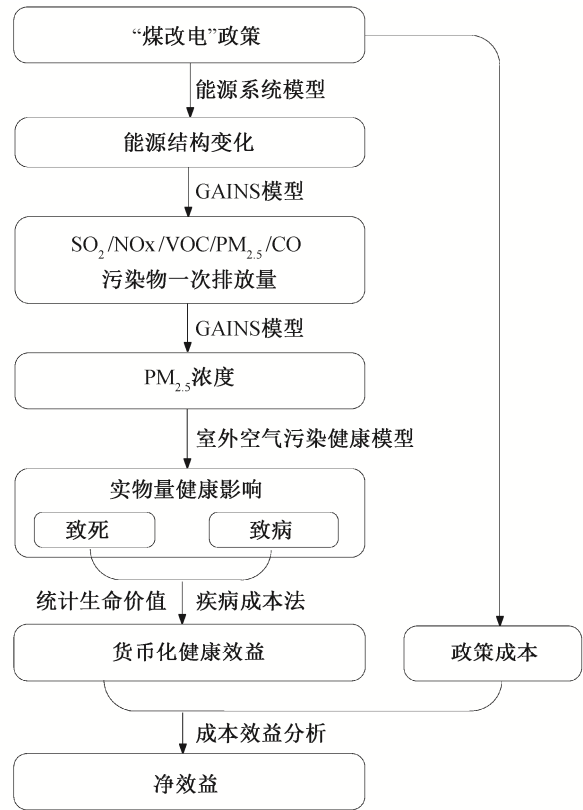


图 1 模型框架

Fig. 1 Framework of the IMED

的公式, 涉及的健康终点及相应的暴露-效应系数见文献^[15]。

$$RR_{p,r,s,y,m,\delta,g}(C) = \begin{cases} 1, & C_{p,r,s,y} \leq CO_p; \\ 1 + CRF_{m,s,g}(C_{p,r,s,y} - CO_p), & \text{线性方程, } C_{p,r,s,y} > CO_p; \\ 1 + \alpha(1 - \exp(-\gamma(C_{p,r,s,y} - CO_p)^\delta)), & \text{非线性方程, } C_{p,r,s,y} > CO_p. \end{cases} \quad (1)$$

$$EP_{p,r,s,y,m,\delta,g} = \begin{cases} P_{r,y,m}(RR_{p,r,s,y,m,\delta,g}(C) - 1), & \text{线性致病方程;} \\ P_{r,y,m} I_{r,*all-cause} \times (RR_{p,r,s,y,m,\delta,g}(C) - 1), & \text{线性致死方程;} \\ P_{r,y,m} \widehat{I}_{r,s}(RR_{p,r,s,y,m,\delta,g}(C) - 1), & \text{非线性致死方程, 其中 } \widehat{I}_{r,s} = \frac{I_{r,\delta}}{RR_{r,\delta}}. \end{cases} \quad (2)$$

式中, RR(C)表示污染物浓度为C时的相对风险(例/人/年或天/人/年); EP为健康终点(例/年或人/年); C为污染物浓度; CO为产生健康影响的PM_{2.5}浓度

阈值, 本文取 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$; P 为人口, 缺血性疾病和脑血管疾病对应 25~65 岁人口, 其他健康终点适用于全人群; \hat{I} 为假设的基准发病率(年龄特异性死亡率); I 为年均疾病发病率或死亡率; $I_{r,*\text{all-cause}}$ 为年均自然死亡率; α , γ 和 s 为慢性死亡非线性方程中的参数。下角标 P , r , s , y , m , δ , g 分别表示污染物类型(本文为 $\text{PM}_{2.5}$)、地区、情景、年份、健康终点分类(致病或致死)、健康终点和取值范围(中、低和高值)。

为了得到可供公共政策的决策参考的净效益, 还需要对实物量的健康效应进行货币化。本文利用基于支付意愿的统计生命价值, 对致死的健康效应进行货币化, 采用靳雅娜^[20]基于离散选择实验估计得到的 2016 年北京市空气污染相关的统计生命价值为 230 万元。由于基于支付意愿的统计疾病价值研究较少^[21], 相关结果不足以支持货币化来自致病的健康效应, 因此本文采用基于使用价值的疾病成本法, 对致病的健康效益进行货币化^[22]。由于未考虑患病带来的痛苦等因素, 疾病成本法计算的健康效益是一个低值。除健康效益外, 实施“煤改电”政策也会带来 CO_2 和黑碳等温室效应物质的减排, 居民冬季取暖的薪柴和秸秆也被替代, 政策还具有减少薪柴等采伐的环境效益; 另外, 电采暖设备可大大节约居民操作燃煤土暖气的的时间, 还兼具改善室内生活环境等美学效益^[13]。结合“煤改电”政策实施的设备购买、能源、政策推广及取暖设备运行维护等直接成本, 利用成本效益分析可以得到“煤改电”政策的社会净效益。对购置设备成本等一次性投入, 根据设备的使用寿命和社会折现率, 利用式(3)进行年化处理。

$$\text{CAP}_{i,r,s,g} = \text{CC}_{i,r,s,g} \times \frac{R_g \times (1 + R_g)^T}{(1 + R_g)^T - 1} \times \text{HH}_{i,r,s,g} \quad (3)$$

其中, CAP 为某地区总的年化设备成本; CC 为每个家庭户用于购置设备的一次性投入; R 为社会折现

率, 本文取 4% 作为基准值; T 为设备的使用寿命; HH 为某地区实施“煤改电”的家庭户数。下角标 i 表示替代技术。

2.2 情景设计

由于本文是讨论尚未完成的“煤改电”政策预期的健康和经济效益, 故需要使用情景分析的方法。为了分析在不同替代技术和电力供应来源两个维度下实现“煤改电”政策的目标, 本文设计 5 个情景: 一个参照情景(Ref)和以不同方式实现“煤改电”目标的 4 个政策情景(AH_REN, AH_COAL, EH_REN 和 EH_COAL)(表 2)。以“煤改电”政策正式在京津冀开始广泛实施的 2015 年为基年, “十三五”时期结束的 2020 年为政策目标年, 各政策情景都以实现“十三五”对京津冀各自居民生活“煤改电”规划为政策目标, 即 4 个政策情景等量地完成对居民生活用煤的替代。

在“煤改电”政策推广过程中, 主要采用蓄热式电暖器和空气源热泵两种替代技术。蓄热式电暖器是将电能转化为热能; 空气源热泵是吸收室外空气中的低位势能, 通过热泵转化为可使用的高位势热能, 因此通过空气源热泵将大大减少供暖耗电量。制热原理的差异使得在产生相同热量时, 两种替代技术在新增电力需求上存在较大的差异^[23]。两种替代技术的新增电力需求分别用式(4)和式(5)计算得到。

空气源热泵情景:

$$\text{Electricity}_{i,r,s,y} = \frac{\text{Coal}_{r,s,y} \times \text{CV}_{\text{coal}} \times \text{TE}_{\text{coal},r,s,y}}{\text{COP}_i \times \text{CV}_{\text{ELE}}}; \quad (4)$$

蓄热式电暖器情景:

$$\text{Electricity}_{i,r,s,y} = \frac{\text{Coal}_{r,s,y} \times \text{CV}_{\text{coal}} \times \text{TE}_{\text{coal},r,s,y}}{\text{TE}_{\text{ELE},r,s,y} \times \text{CV}_{\text{ELE}}}, \quad (5)$$

其中, Electricity 为“煤改电”政策后新增的电力需求, Coal 为居民源被替代的煤炭量, CV_{coal} 和 CV_{ELE} 分别为散煤和电力的热值, COP 为空气源热泵的制热性

表 2 情景说明

Table 2 Explanation of scenarios

情景	2015 年	2020 年政策目标	替代技术	电力供应来源
Ref		参照情景, 居民生活用散煤无控制政策		
AH_REN	基年, 未实施“煤改电”政策	通过“煤改电”实现“十三五”规划中控制居民散煤利用的目标, 其中北京和天津分别完成约 67.4 和 100 万户的改造, 河北省将居民生活用煤控制在 800 万吨以内	空气源热泵(AH)	可再生能源发电(REN)
AH_COAL			空气源热泵(AH)	本地火力发电供电(COAL)
EH_REN			蓄热式电暖器(EH)	可再生能源发电(REN)
EH_COAL			蓄热式电暖器(EH)	本地火力发电供电(COAL)

能系数。

不同的替代技术意味着不同的政策成本。空气源热泵设备购买的一次投入较高，而电费支出相对较少；蓄热式电暖器一次投入较少，但电费支出较多^[6]。另外，对两种技术的选择也体现居民在清洁能源替代决策中，对于一次性固定成本或持续发生可变成本的时间偏好^[24]。因此，不同替代技术带来的成本差异是讨论的重点。

从新增电力供应来源的角度看，采用可再生能源发电或本地火力发电，会影响本地区空气质量的改善效果。“十三五”规划提出，为满足取暖季新增电力需求，将大力发展本地可再生能源，并引进内蒙古和新疆等地的风电、太阳能发电等可再生能源发电。如果新增电力需求全部由外地可再生能源发电供应，将实现本地污染物减排和空气质量改善的最大效益。本文中可再生能源供电的政策情景假设全部为外地可再生能源发电。如果利用本地火力发电来满足新增电力需求，来自发电部门的新增排放会部分地抵消居民生活“煤改电”对空气质量改善的效果。目前京津冀火力发电厂的实际发电量远小于基于装机容量计算的最大发电能力^[8]，因此利用本地火力发电满足电力需求的情景假设需要一定的现实基础。

由于发电部门的能源利用效率非常复杂，因此本文采用GAINS模型对发电效率的估算进行等比例外推，计算新增发电的能源消耗，而不考虑发电

的规模效益。另外，结合京津冀三地针对居民散煤使用的严格限制政策，本文假设实施“煤改电”政策的家庭户，相对少量的炊事用煤将用目前在农村地区较普及且成本可负担的液化石油气替代。

通过“煤改电”政策替代技术和新增电力需求供应来源的4个政策情景与参照情景的比较，得到京津冀区域2020年实现“十三五”规划中“煤改电”政策目标的净效益区间。

2.3 数据来源

基年的能源利用量根据《中国能源统计年鉴2016》，调整GAINS模型团队^[17]对京津冀区域2015年各部门能源利用量的估计。有研究指出年鉴中对居民生活用煤，特别是对农村居民生活散煤使用量显著低估，因此本文使用基于实地调研的农村家庭户能源数据进行校正^[5,7]。2020年各部门能源需求量的数据根据GAINS团队估计值、京津冀区域“十三五”规划中GDP增长量以及能源强度下降的目标等进行预测。

3 结果与讨论

3.1 居民生活部门和发电部门能源结构变化

实施居民生活“煤改电”政策会直接导致居民生活部门煤炭消费的减少和电力需求的增加。在本地火力发电情景下，发电部门煤炭等能源消费和电力生产也会随之增加。表3为京津冀区域居民生活部门和发电部门在2020年的不同情景下，以煤炭和电

表3 2020年京津冀区域居民和发电部门的能源结构(PJ)
Table 3 Energy structure of residential and power plant sectors in the Jing-Jin-Ji region in 2020 (PJ)

地区	耗能部门	能源种类	Ref	AH_REN	AH_COAL	EH_REN	EH_COAL
北京市	居民生活部门	煤炭	130.02	84.04	84.04	84.04	84.04
		电力	122.79	128.71	128.71	137.60	137.60
	发电部门	天然气	511.82	511.82	525.89	511.82	547.35
		电力	-213.12	-213.12	-219.02	-213.12	-227.91
天津市	居民生活部门	煤炭	85.44	50.68	50.68	50.68	50.68
		电力	57.21	59.25	59.25	62.32	62.32
	发电部门	煤炭	840.01	840.01	846.02	840.01	855.15
		电力	-285.91	-285.91	-287.96	-285.91	-291.03
河北省	居民生活部门	煤炭	536.06	194.93	194.93	194.93	194.93
		电力	192.81	231.33	231.33	289.17	289.17
	发电部门	煤炭	2512.34	2512.34	2614.20	2512.34	2767.00
		电力	-957.98	-957.98	-996.82	-957.98	-1055.10

说明：2017年之后，北京市发电部门火力发电均采用天然气；正值表示能源消费量，负值表示能源生产量。

力为代表的能源结构。从居民生活部门来看,每个地区在不同政策情景下的煤炭消费减少量相同,在实施“煤改电”政策的情况下,3个地区居民生活部门煤炭消费削减量分别为45.98, 34.76和341.13 PJ (1 PJ=10¹⁵ J), 相当于参照情景下居民生活部门煤炭消费量的35.36%, 40.68%和63.64%。在使用空气源热泵作为替代技术的情景中,3个地区居民生活部门的新增电力需求量分别为5.93, 2.04和38.53 PJ, 是2020年参照情景中居民生活部门电力消费量的4.83%, 3.57%和19.98%。在使用蓄热式电暖器替代的情景中,新增电力需求比空气源热泵的情景增加8.89, 3.07和57.84 PJ。

可再生能源供电的情景不会带来本地发电部门能源结构的变化。在新增电力需求较大的“蓄热式电暖器+本地火力发电供电”的情景中,3个地区发电部门煤炭(天然气)消费量分别增加35.53, 15.14和254.44 PJ, 是2020年参照情景发电部门煤炭(天然气)消费量的6.94%, 1.80%和10.14%。

3.2 污染物减排及空气质量改善

京津冀居民生活“煤改电”政策的实施会显著减少PM_{2.5}和SO₂的排放,对NO_x排放的影响很小。若通过本地火力发电满足新增电力需求,则发电部门新增排放有限。如图2所示,在参照情景中3个地区2020年PM_{2.5}和SO₂的排放量比2015年均有所上升。在效益最大的可再生能源供电的两个政策情景中,北京市、天津市和河北省2020年PM_{2.5}排放量比参照情景分别减少3.53, 1.96和17.39万吨,相当于参照情景排放量的26.6%, 15.9%和20.5%。SO₂的减排量分别为2.32, 2.20和20.46万吨,减排比例分别为20.3%, 5.46%和10.9%。河北省减排总量最多,北京市减排比例最大。在各政策情景下,京津冀三地的NO_x减排比例均不足4%。因满足“煤改电”产生的新增电力需求带来发电部门的新增PM_{2.5}的排放小于减排量的1%, SO₂小于减排量的4%。

室外PM_{2.5}浓度下降是最重要的政策目标,实施“煤改电”政策能显著改善京津冀三地的空气质量。如图2所示,参照情景中,北京市2020年PM_{2.5}的浓度将比2015年略有上升,天津市和河北省的浓度会有所下降。改善效益最大的可再生能源供电情景的结果表明,3个地区在实现“十三五”规划“煤改电”目标的情况下,PM_{2.5}浓度最多分别下降15.33, 8.14和6.44 μg/m³,下降比例为17.5%, 11.5%和9.6%。在3个地区中,北京市不论是PM_{2.5}浓度

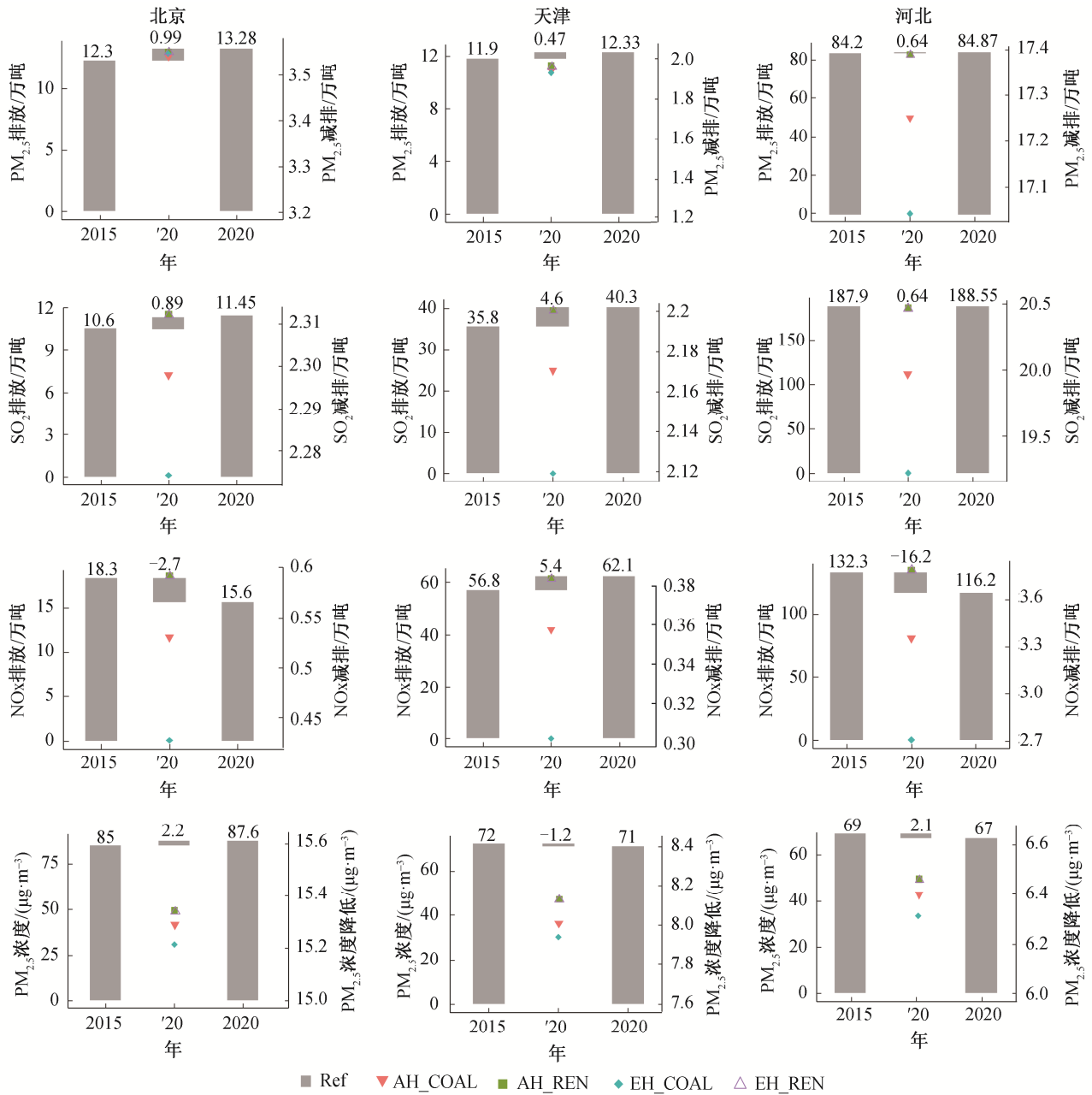
降低的绝对量还是比例都最大,即“煤改电”政策对北京市空气质量的改善最显著。

3.3 健康影响

室外空气质量改善将显著降低由空气污染导致的致病和致死的案例数,产生健康效应和效益。如图3所示,呼吸系统症状、哮喘发作和慢性支气管炎是京津冀区域造成主要致病损害的健康终点,占2015年由空气污染总致病案例数的96%以上。在参照情景中,2020年北京市、天津市和河北省因室外空气污染造成的致病案例数分别为101.85, 56.66和356.57万例。实施“煤改电”政策在3个地区最多可以减少的致病案例数分别为20.08, 7.52和40.38万例,分别占参照情景的24.6%, 15.3%和12.8%。河北省由于暴露人口数远大于北京市和天津市,因此在致病案例数减少的绝对水平上健康效应最大。空气质量改善最显著的北京市的相对占比改善最大。效益最大情景比最小情景在3个地区可以分别额外减少0.13, 0.19和0.62万例致病案例数。

空气污染致死是相关研究中最为关注的健康终点。从图3可以看到,2015年京津冀区域由室外空气污染导致17.31万人的过早死亡,在2020年的参照情景中减少到17.13万人,其中北京市、天津市和河北省分别为3.39, 1.88和11.86万人。通过实施“煤改电”政策,北京市、天津市和河北省在2020年分别最少可以减少0.66, 0.24和1.32万人过早死亡,与参照情景相比,减少比例分别为19.6%, 13.0%和11.1%。效益最大的两个政策情景可以在京津冀区域额外减少0.03万人的过早死亡。

基于不同价值评估方法,可以分别估算致病和致死的货币化健康影响。如图3所示,2015年京津冀区域因室外空气污染致病的健康损失为32.47亿元,致死的健康损失为1966.54亿元,总的健康损失相当于当年京津冀区域GDP的2.73%。在参照情景中,2020年京津冀区域因空气污染致病、致死导致的健康损害将分别达到40.07和2788.47亿元;其中致病健康损害中,呼吸系统疾病贡献最大。因心血管、脑血管以及呼吸系统疾病住院带来的疾病成本较高,占整个区域的致病损害的60.25%。假如实施居民生活“煤改电”政策,以空气质量改善最大的情景为例,北京市、天津市和河北省因减少致病案例实现的健康效益共计5.62亿元,分别为2.28, 0.72和2.62亿元;因减少致死案例数而实现的健康



柱状图代表参照情景，对应左侧纵坐标；散点图代表政策情景减排量或浓度下降量，对应右侧纵坐标。横坐标中间的'20'对应参照情景从基年到政策目标年的变化量和政策情景在政策目标年的削减量

图2 京津冀区域“煤改电”政策对污染物减排和空气质量的影响

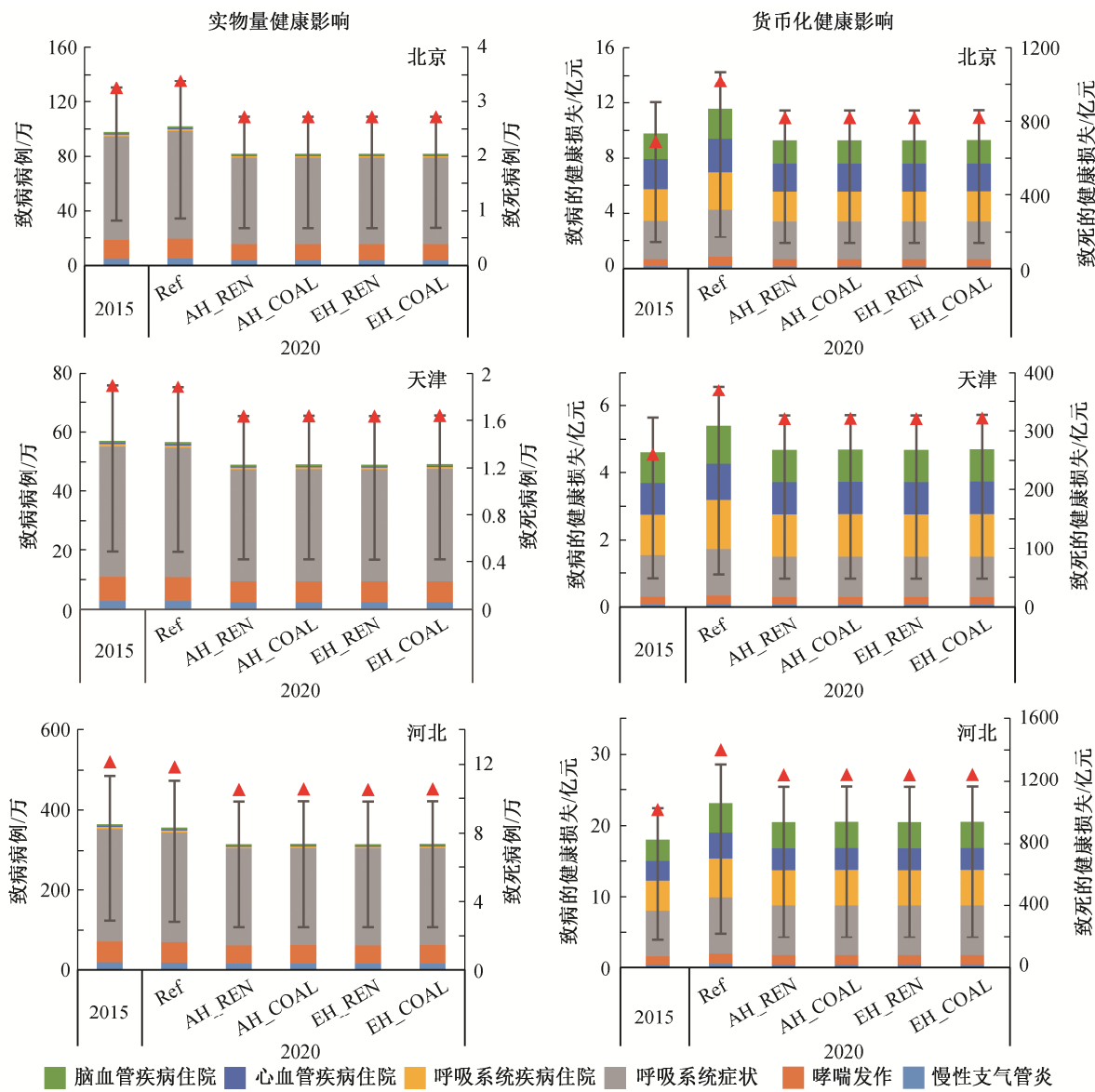
Fig. 2 Impacts to the reductions of the pollutant emissions and air quality due to the “coal to electricity” policy

效益共计408.56亿元，分别为201.04, 49.05和158.47亿元。与2020年“蓄热式电暖器+本地火力发电供电”情景对应的“煤改电”政策效益低值为409.14亿元相比，可再生能源供电的情景可以获得额外5.04亿元的健康效益。

3.4 成本效益分析

由于4个政策情景中存在设备投入成本和新增

能源成本的差异，因此需要结合成本与效益来分析政策情景。由图4可以看出，如果3个地区以统一方式实现政策目标，“空气源热泵+可再生能源供电”情景可以在整个区域产生最大的净效益，为198.69亿元；“蓄热式电暖器+本地火力发电供电”情景是净效益最小的政策情景，其净效益为187.31亿元。4个政策情景均有正的社会净效益，即京津冀区域在



■ 脑血管疾病住院 ■ 心血管疾病住院 ■ 呼吸系统疾病住院 ■ 呼吸系统症状 ■ 哮喘发作 ■ 慢性支气管炎
柱状图代表致病健康终点, 对应左侧纵坐标, 柱中间的线段为误差线(下同); 三角形表示致死健康终点, 对应右侧纵坐标

图3 不同居民生活“煤改电”政策情景下室外空气污染的健康影响

Fig. 3 Health impacts under different residential “coal to electricity” policy scenarios

2020年实现“十三五”规划中居民生活“煤改电”政策目标从经济效益的角度是可行的, 并且可以实现区域福利的改进。

以不同的技术路径实现政策目标对3个地区有不同的经济影响。对于北京市和天津市, 在4个政策情景中均可获得正的净效益; 对于河北省, 仅在一种特定的政策情景中可能获得正的净效益。同时, 3个地区获得社会净效益最大化的“煤改电”政策实现方式存在差异。对于北京市, 利用空气源热泵的两个政策情景可以实现净效益的最大化, 净效益为189.91亿元; 对于天津市, “蓄热式电暖器+可再

生能源供电”的实现方式具有最大的净效益, 为12.32亿元; 河北省仅能通过“空气源热泵+可再生能源供电”的方式才可能获得正的净效益, 为1.18亿元。当在3个地区以差异化方式实现“煤改电”政策目标时, 可以进一步提高整个区域的净效益至203.41亿元。分析成本构成的要素可知, 当需要对更多的煤炭用电进行替代时, 高效率的空气源热泵带来能源成本的降低会使“煤改电”政策更具有经济性; 当需要进行改造的家庭户数较少, 替代的煤炭较少时, 设备购置成本较低的蓄热式电暖器在经济效益的角度更具有优势。

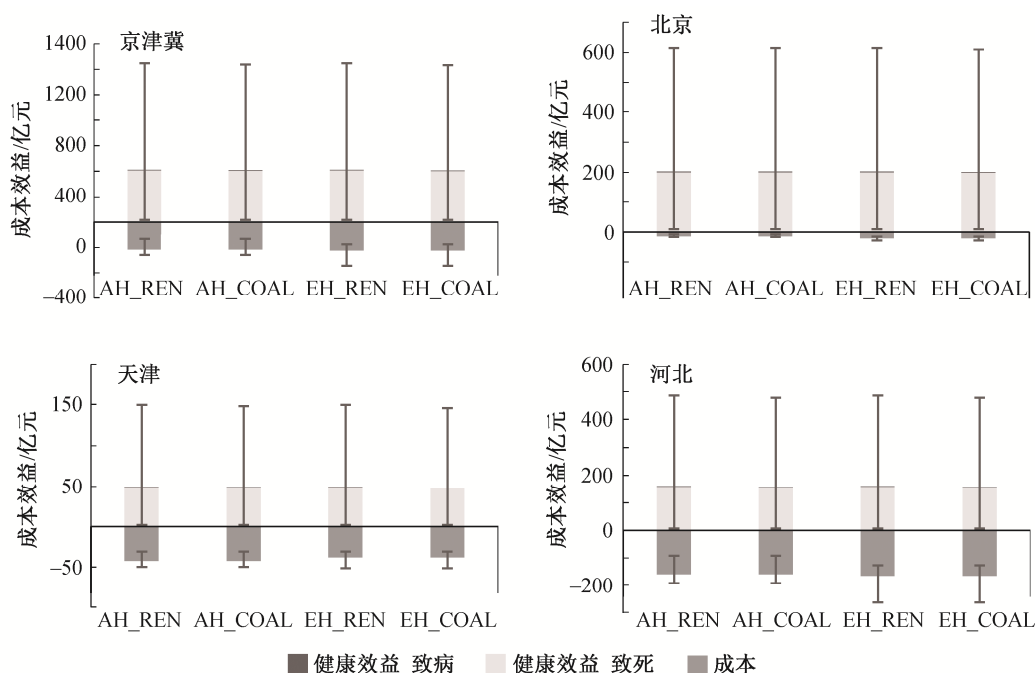


图4 “煤改电”政策成本效益分析及宏观经济影响

Fig. 4 Cost-benefit analysis and macroeconomic impacts of the “coal to electricity” policy

3.5 讨论

根据京津冀区域“十三五”规划中对居民生活散煤燃烧的控制目标,实施“煤改电”政策不仅会带来室外空气质量的改善,对于农村家庭户,室内空气质量的改善也会带来不可忽视的健康效益。结合室内外空气改善带来的健康效益,实施居民生活“煤改电”政策将会给京津冀区域带来更显著的净的社会净效益。

对于每一个地区,可再生能源发电的情景都对应更显著的净效益。除更显著的健康效益外,从成本的角度,由于政府对电力等民用产品价格的管控,不同供电来源的居民生活用电不存在价格差异。由于本文在成本效益分析中使用电力的市场价格,而不是能体现资源稀缺性、反映资源真实价值的影子价格,因此,不同电力来源的政策情景是对居民生活“煤改电”政策的效益可能区间的讨论,对于成本的讨论,尚需未来在影子价格可得的情况下,进一步完善。

除“煤改电”政策外,针对居民冬季取暖的“煤改气”和“煤改太阳能”等政策也在京津冀区域因地制宜地开展。本文以开展最广泛的电力作为清洁能源替代的典型事例来讨论,事实上,用不同的清洁能源对居民生活用煤进行替代,对环境空气质量

的改善效益基本上一致,差异主要在于政策的实施成本。在了解不同替代方案实施比例的情况下,可以利用本文方法在不同区域尺度上对系列政策的经济影响做更精细化的分析。通过包含能源类型在内的不同实现方式之间的净效益对比,得到更为经济有效的替代方式。

由于对未来能源利用的预测、健康终点的选择以及参数取值等多方面因素存在不确定性,所以研究结果的分析主要依据中值开展。为了对结果进行全面的阐释,在所有描述结果的图表中均给出误差线,展示不确定性导致的结果区间。下一步,可以利用不确定性分析工具,对造成误差的主要因素进行识别,使得研究结果更加稳定。

4 结论

1) 通过实施“煤改电”政策,对京津冀区域居民生活用散煤进行替代,将对该区域的空气质量有显著的改善作用。在实现“十三五”规划中的替代目标情况下,在2020年3个地区的年均 $PM_{2.5}$ 浓度会有 $6\sim 15\mu g/m^3$ 的下降,其中对北京市的空气质量改善最显著。

2) 随着室外空气质量的改善,在最大效益政策情景下,2020年京津冀区域可以避免约2.22万人

的过早死亡和60.78万例致病案例,对应的健康效益分别约为408亿元和5.61亿元。电采暖替代技术和新增电力来源的不同对3个地区空气质量改善和健康效益影响的差异不显著。

3) 结合政策实施的成本,居民生活“煤改电”政策可以给京津冀区域带来显著的社会净效益。北京市和天津市实施政策能获得净效益,而河北省存在净损失。最大净效益(最小净损失)的“煤改电”政策实现方式在3个地区间也存在差异。北京市和河北省宜采用“空气源热泵+可再生能源供电”,天津市则应采用“蓄热式电暖器+可再生能源供电”。在3个地区各自最大化净效益情景下,京津冀区域整体净效益约为203.41亿元。

参考文献

- [1] 北京市环境保护局. 2016年北京市环境状况公报, 2017
- [2] 天津市环境保护局. 2016年天津市环境状况公报, 2017
- [3] 河北省环境保护厅. 2016年河北省环境状况公报, 2017
- [4] 江亿, 唐孝炎, 倪维斗, 等. 北京PM_{2.5}与冬季采暖热源的关系及治理措施. 中国能源, 2014, 36(1): 7-13
- [5] Zhi G, Zhang Y, Sun J, et al. Village energy survey reveals missing rural raw coal in northern China: significance in science and policy. Environmental Pollution, 2017, 223: 705-712
- [6] 蒋建云, 章永洁, 叶建东, 等. 北京农村地区燃煤供暖替代技术方案实效对比. 暖通空调, 2016, 46(9): 51-55
- [7] 清华大学建筑节能研究中心. 中国建筑节能年度发展研究报告. 北京: 中国建筑工业出版社, 2016
- [8] 《中国电力年鉴》编辑委员会. 2016中国电力年鉴. 北京: 中国电力出版社, 2016
- [9] Institute for Health Metrics and Evaluation. GBD compare data visualization. Seattle: IHME, University of Washington, 2017
- [10] 刘俊. 京津冀地区大气污染减排与健康效益[D]. 北京: 北京大学, 2015
- [11] Liu J, Mauzerall D L, Chen Q, et al. Air pollutant emissions from Chinese households: a major and underappreciated ambient pollution source. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2016, 113(28): 7756-7761
- [12] 黄德生, 张世秋. 京津冀地区控制PM_{2.5}污染的健康效益评估. 中国环境科学, 2013, 33(1): 166-174
- [13] Jeuland M A, Pattanayak S K. Benefits and costs of improved cookstoves: assessing the implications of variability in health, forest and climate impacts. Plos One, 2012, 7(2): e30338
- [14] Xie Y, Dai H, Dong H, et al. Economic impacts from PM_{2.5} pollution-related health effects in China: a provincial-level analysis. Environmental Science & Technology, 2016, 50(9): 4836-4843
- [15] 谢杨, 戴瀚程, 花岡達也, 等. PM_{2.5}污染对京津冀地区人群健康影响和经济影响. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(11): 19-27
- [16] Jin Y, Andersson H, Zhang S. China's cap on coal and the efficiency of local interventions: a benefit-cost analysis of phasing out coal in power plants and in households in Beijing. Journal of Benefit-Cost Analysis, 2017, 8(2): 1-40
- [17] Amann M, Bertok I, Borken J, et al. GAINS-Asia: a tool to combat air pollution and climate change simultaneously. Laxenburg, 2008
- [18] Burnett R T, Rd P C, Ezzati M, et al. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. Environmental Health Perspectives, 2014, 122(4): 397-403
- [19] Li C A P, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA, 2002, 287(9): 1132-1141
- [20] 靳雅娜. 健康风险价值评估与空气污染控制策略——基于离散选择与成本效益分析的方法与应用研究[D]. 北京: 北京大学, 2017
- [21] Cameron T A. Valuing morbidity in environmental benefit-cost analysis. Annual Review of Resource Economics, 2014, 6(1): 249-272
- [22] Hao Y, Pizzol M, Xu L. External costs of PM_{2.5} pollution in Beijing, China: uncertainty analysis of multiple health impacts and costs. Environmental Pollution, 2017, 226: 356-369
- [23] 张了. 小型低温空气源热泵采暖在北京农村的适用性研究[D]. 北京: 清华大学, 2015
- [24] Jeuland M, Pattanayak S K, Bluffstone R. The economics of household air pollution. Annual Review of Resource Economics, 2015, 7(1): 81-108