陈 宓,汤李琛,曾贤刚.中国新能源汽车推广使用的健康效益评估:2019~2023 年 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5858-5872.
Chen M, Tang L C, Zeng X G. Health benefit evaluation of the promotion and use of new energy vehicles in China: 2019~2023 [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5858-5872.

中国新能源汽车推广使用的健康效益评估:2019~2023 年

陈 宓[1],汤李琛[2*],曾贤刚[2**] (1.中国人民大学人口与健康学院,交叉科学研究院,北京 100872；2.中国人民大学生态环境学院,北京 100872)

摘要：基于汽车全生命周期视角,评估 2019~2023 年全国新能源汽车推广使用对环境污染物减排和健康效益的影响.采用排放因子法测算环境污染物减排效果,通过暴露-反应模型分析污染物浓度变化对健康的影响,结合生命价值法和疾病成本法对健康效益进行货币化分析,并运用蒙特卡洛模拟进行不确定性分析.结果显示:环境效应方面,在空间格局上,新能源汽车的减排效果呈现显著的异质性,沿海地区的减排效果优于内陆地区.在时间演变上,CO_2、NO_x、VOCs 和 SO_2 的减排量逐年上升,然而新能源汽车相比传统燃油汽车会排放更多的 $PM_{2.5}$.在地区层面,中南地区 CO_2 减排量最大,西北地区最小,且年均增长率地区差异较大;华东地区在 VOCs 和 NO_x 减排上表现突出,东北地区年均增长率较高;SO_2 减排效果两极分化,部分地区甚至出现增排现象;$PM_{2.5}$ 的减排情况较为复杂,部分地区出现增排.在车型层面,新能源客车在减少 $PM_{2.5}$、NO_x 和 SO_2 等污染物排放方面效果优于新能源乘用车,而新能源乘用车在减少 CO_2 和 VOCs 方面优势明显.健康效应方面,新能源汽车推广使用显著降低死亡率和患病率,尤其是 $PM_{2.5}$ 减排效果最为突出,且健康效益逐年递增.货币化效益方面,新能源汽车推广使用带来的健康效益货币化价值逐年上升,SO_2 的货币化价值在研究期内增长幅度最为显著(77.05%),$PM_{2.5}$ 贡献最大.不同地区的健康效益货币化价值存在空间差异,沿海及部分中部地区转化为较高经济价值,而中西部地区相对较低.

关键词：新能源汽车；环境效应；健康效益；货币化
中图分类号：X24 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5858-15

Health benefit evaluation of the promotion and use of new energy vehicles in China: 2019~2023. CHEN Mi[1], TANG Li-chen[2*], ZENG Xian-gang[2**] (1.School of Interdisciplinary Studies, School of Population and Health, Renmin University of China, Beijing 100872, China；2.School of Ecology & Environment, Renmin University of China, Beijing 100872, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5858~5872

Abstract：This study evaluated the environmental pollutant reduction and health benefits of new energy vehicle (NEV) promotion in China from 2019 to 2023 through a vehicle life cycle perspective. The emission factor method was employed to quantify pollutant reduction effects, while exposure-response model was used to analyze health impacts from pollutant concentration changes. Health benefits were monetized using the value of statistical life (VSL) method and disease cost method, with uncertainty assessment through the Monte Carlo simulation. The results showed that: In terms of spatial environmental effects, the emission reduction effects of new energy vehicles showed significant heterogeneity, and the emission reduction effects in coastal regions were better than that in inland regions. In terms of time evolution, the emission reduction of CO_2, NO_x, VOCs and SO_2 increased year by year, though NEVs emitted more $PM_{2.5}$ than conventional vehicles. Regional disparities emerged with South Central China achieving maximum CO_2 reduction versus minimal reductions in Northwest China, accompanied by significant inter-regional growth rate variations. East China dominated in VOCs and NO_x reduction, while Northeast China exhibited higher annual growth rates. SO_2 reduction displayed polarization, with some regions experiencing emission increases. $PM_{2.5}$ dynamics proved complex, showing emission growth in certain regions. Vehicle-type analysis indicated NEV buses outperformed passenger vehicles in reducing $PM_{2.5}$, NO_x and SO_2, while passenger vehicles demonstrated advantages in CO_2 and VOCs reduction. Health benefits analysis revealed NEV adoption significantly reduced mortality and morbidity rates, with $PM_{2.5}$ mitigation showing particular prominence, and health improvements exhibited annual growth. Monetized health benefits demonstrated sustained growth, with SO_2-related monetary value showing the most significant increase (77.05%) during the study period, though $PM_{2.5}$ contributed the largest absolute value. Regional disparities emerged in monetary benefits, with coastal and central regions generating higher economic value compared to western regions.

Key words：new energy vehicles；environmental effects；health benefits；monetization

收稿日期：2025-03-17
基金项目：中央高校建设一流大学(学科)和特色发展引导专项资金资助项目(21XNL006);中国人民大学博士研究生文理交叉资助项目;中国人民大学 2025 年度拔尖创新人才培育资助计划项目

* 责任作者, 博士研究生, tanglichen2352@163.com; ** 教授, zengxg@ruc.edu.cn

汽车尾气是导致城市空气污染的主要原因,道路机动车产生的 CO_2、NO_2、$PM_{2.5}$ 等排放物会对人体健康构成严重威胁.为了缓解不断增长的汽车保有量带来的排放增加问题,中国于 2009 年开始实施节能和新能源汽车示范工程,推动从内燃机汽车(ICEV)向电动汽车(EV)的转型[1].新能源汽车作为传统燃油汽车的替代品,具有行驶阶段“零排放”的优势,已成为防治大气污染的重要措施[2];同时,在新能源汽车领域实现科技创新是新质生产力的重要推动力[3].在国家政策支持下,新能源汽车市场保持增长态势,2023 年我国新能源汽车产销量占全球的比重超过 60%,2024 年年度产量突破 1000 万辆.在新能源汽车广泛发展的时代背景下,评估其减缓空气污染的有效性是顺应新发展理念的应有之义.

当前,有关新能源汽车的研究多聚焦于与传统燃油汽车在环境影响和健康影响方面的对比.环境影响方面,研究内容集中在两个维度:一是关注全球变暖问题.诸多证据表明,当采用新能源汽车时,CO_2 和其他温室气体的排放量会有所减少[4-5];二是关注空气污染问题.一方面,大量综合评估表明,若将中国所有地区的传统燃油汽车替换成新能源汽车可以降低 $PM_{2.5}$、和夏季 O_3 等空气污染物的排放和浓度[6-8];另一方面,也有部分学者发现电动汽车和混合动力汽车比传统燃油汽车排放更多的 $PM_{2.5}$ 和 SO_2[9-10].从研究结论来看,新能源汽车对空气质量的影响存在正负两面性.正面影响方面,一是在运行阶段,新能源汽车中的纯电动车不会产生汽车尾气,在上游电力开采过程中依靠火力发电方式的占比越小,新能源汽车对环境产生的负面影响也会越小[4],因此新能源汽车的推广使用就可以很大程度上减少温室气体的排放[5].二是新能源汽车在减少颗粒物污染和削减气态污染物方面具有优势,尤其体现在对 PM_{10}、NO_x、VOCs 和 SO_2 的排放控制上[11].负面影响方面,一是新能源汽车并非零排放,其污染物主要来源于上游电力的开采过程.鉴于火力发电仍是中国目前最主要的发电方式,且该方式以煤炭作为燃料,整个发电过程需要消耗大量煤炭资源,因此会产生大量环境污染物[12].二是存在潜在负面影响,由于新能源汽车替代传统燃油汽车的一大特点是将空气污染源从道路转移到发电厂,而电力会受不可再生能源(如煤、石油等)的限制,一旦不可再生能源面临枯竭危机,那么通过新能源汽车减少空气污染物和温室气体的优势便无法体现[13].若中国电力仍然依赖煤炭发电,相较于传统燃油汽车,新能源汽车可能会导致 SO_2 排放量增加 3~10 倍、NO_x 排放量增加约 2 倍[14].

从上述环境影响角度进行考量,众多研究一致认同推广新能源汽车能够开拓出显著的减排空间.不同于传统燃油汽车,新能源汽车不仅能降低能耗,还能减少 CO_2 及大气污染物的排放,进而降低人群患病或死亡的健康风险.鉴于此,在对新能源汽车的环境效应进行考察的基础上,少数学者开始将关注点投向新能源汽车的使用对居民健康产生的影响.作为研究主流的暴露-反应模型被广泛应用于颗粒物、NO_x、CO、SO_2 等污染物的健康影响评估.现有研究内容主要聚焦于量化评估国家级新能源汽车政策的当前和未来效益或不同电网清洁程度下的影响[15-17].虽然这些研究对中国广泛使用新能源汽车的效益进行评估,并且明确哪些城市或地区将从这些国家级政策中受益最大,但后续针对新能源汽车实现的健康效益经济价值的研究较为少见,且已有研究未对健康效益经济价值的不确定性进行分析[18],或通过比较不同的排放因子,而非通过概率分布来对不确定性进行量化[19];同时所采用的数据也是截面数据[20],鲜有论文对一段时期内新能源汽车健康效益的变化展开考察,此外对不同地区推广使用新能源汽车所带来的健康效应终端在时间和空间上存在的差异尚不清楚.

综上所述,新能源汽车推广使用能够带来环境效应和健康效益,但仍然需要在以下几个方面进行拓展:一是尚未形成中国全域新能源汽车推广的环境效应分析框架;二是评估新能源汽车健康效益的相关研究尚不多见,且多聚焦于某一年而非对某一段时期的考察;三是后续对新能源汽车实现的健康效益经济价值的研究较少.因此,本文立足于汽车全生命周期的视角,采用排放因子法对在全国范围内推广新能源汽车的环境影响进行评估,以测算环境污染物的减排成效.在此基础上,利用暴露-反应模型构建污染物浓度变化与健康效应终端变化之间的关系,并对健康效益进行评估.同时,通过统计生命价值法及疾病成本法将健康效益货币化,得出统计意义上的健康经济价值,以期为新能源汽车推广政

策的成本效益分析过程提供借鉴意义.

1 研究方法与数据来源

1.1 评估方法与模型

本文中的新能源汽车包括新能源乘用车以及新能源客车,其中新能源乘用车指纯电动乘用车型,新能源客车指纯电动公交车型.

1.1.1 环境影响因子的选择 通过构建"污染物排放-环境效应-健康效益"的传导路径,系统评估新能源汽车推广使用的环境效应和健康效益.在温室气体方面,选择将 CO_2 作为关键评估指标;在其他环境污染物方面,考虑到我国空气质量检测站每日公布的环境空气污染物种类(SO_2、CO、NO_2、O_3、$PM_{2.5}$ 和 PM_{10}),其中 $PM_{2.5}$ 比 PM_{10} 对人体影响更大,而 O_3 并非直接来自汽车尾气排放,因此去掉 PM_{10} 和 O_3. 此外,考虑到挥发性有机物(VOCs)主要来源于车辆运行阶段的尾气排放,同时也是 O_3 生成的前体物,因此本研究将 VOCs 纳入补充分析范畴,最终选取 CO_2、VOCs、SO_2、NO_x 和 $PM_{2.5}$ 这五种大气污染物作为环境因子,用以分析新能源汽车推广使用的环境效应,并在此基础上进一步考察 SO_2、NO_2 和 $PM_{2.5}$ 这三种大气污染物与人体健康的联系,评估推广新能源汽车所带来的健康效益.另外,虽然电池生产和回收处理可能使新能源汽车产生重金属污染,但本文聚焦于新能源汽车与传统燃油汽车的燃料周期,所以未将重金属列为环境影响因子进行考察.

1.1.2 燃料周期排放模型构建 新能源汽车所带来的环境损益可以视为替代使用同等数量传统燃油汽车所产生的减排效果.由于新能源汽车与环境影响之间的关系产生于上游能源开采、电力生产和传输以及车辆制造、行驶和报废等过程.参考相关方法及模型(《汽车生命周期温室气体及大气污染物排放评价标准(T/CSAE91-2018)》),对使用新能源汽车的环境损益进行评价,具体计算见式(1)~式(4):

$$EF=EF_{WTP}\cdot EC+EF_{PTW} \tag{1}$$

$$EF_{FV}=EF_{FV}\cdot L_{FV} \tag{2}$$

$$EF_{NEV}=EF_{NEV}\cdot L_{NEV} \tag{3}$$

$$\Delta R_{NEV}=E_{FV}-E_{NEV} \tag{4}$$

式中:EF 为汽车燃料周期排放因子;EF_{WTP} 为上游阶段排放因子;EC 为运行阶段燃料消耗;EF_{PTW} 为运行阶段排放因子;FV、NEV 分别代表传统燃油汽车、新能源汽车;E 为污染物排放量;L 为不同车辆的年均行驶里程;R_{NEV} 为新能源汽车推广使用所带来的环境损益.

进一步细分,将燃料周期分为上游阶段与运行阶段.由于传统燃油汽车与新能源汽车的动力驱动系统不同,本文在计算上游阶段污染物的排放情况时,将其划分为燃油上游及电力上游分别进行计算.

(1)燃料周期上游阶段 传统燃油汽车的燃料周期上游阶段包括原油开采、运输和精炼,以及汽油、柴油的生产运输等环节,得到计算式如式(5):

$$E_{燃料上游}=N\cdot L\cdot EC\cdot EF_{i,WTP} \tag{5}$$

式中:$E_{燃料上游}$ 为燃油上游的污染物排放量;N 为传统燃油汽车保有量,结合本文研究前提,即为新能源汽车保有量;L 为传统燃油汽车的年均行驶里程;EC 为传统燃油汽车的平均每公里耗油量;$EF_{i,WTP}$ 为每升汽油生产过程中 CO_2 或者大气污染物 i 排放因子.

新能源汽车的燃料周期上游阶段则会涉及到发电燃料的开采、运输,以及发电过程、电力运输等环节,得到计算式如式(6):

$$E_{电力上游}=N\cdot L'\cdot EC'\cdot EF'_{i,WTP} \tag{6}$$

式中:$E_{电力上游}$ 为电力上游的污染物排放量;N 为新能源汽车保有量;L' 为新能源汽车的年均行驶里程;EC′为新能源汽车的平均每公里耗电量;EF'_{iWTP} 为每 kW·h 电力生产过程中 CO_2 或者大气污染物 i 排放因子.

本阶段涉及到的排放因子见表 1,参考中国汽车工程协会《2019 年汽车生命周期温室气体及大气污染物排放评价报告》及《道路机动车排放清单编制技术指南》.

表 1 车辆燃料周期上游阶段排放因子

Table 1 Emission factors in the upstream phase of vehicle fuel cycle

类别	CO_2	VOCs	NO_x	SO_2	$PM_{2.5}$
汽油(g/L)	920	2.24	1.79	0.73	0.14
柴油(g/L)	587	1.89	1.75	0.75	0.11
华北分电网[g/(kW·h)]	1318	0.106	0.895	0.479	0.236
华中分电网[g/(kW·h)]	701	0.057	0.483	0.258	0.128
华东分电网[g/(kW·h)]	840	0.072	0.590	0.301	0.149
南方分电网[g/(kW·h)]	505	0.044	0.357	0.183	0.09
东北分电网[g/(kW·h)]	916	0.073	0.616	0.333	0.183
西北分电网[g/(kW·h)]	1196	0.095	0.807	0.439	0.217

(2)燃料周期运行阶段 传统燃油汽车在运行

阶段,考虑其每公里行驶所消耗的汽油量,以及汽油含碳量、含硫量,得到计算公式如下:

$$E_{运行}=N\cdot L\cdot \mathrm{EF}_{i,\mathrm{PTW}} \tag{7}$$

式中:$E_{运行}$为运行阶段的污染物排放量;N 为传统燃油汽车保有量,结合本文研究前提,即为新能源汽车保有量;L 为传统燃油汽车的年平均行驶里程;$\mathrm{EF}_{i,\mathrm{PTW}}$ 为燃料周期运行阶段排放因子.由于新能源汽车在运行阶段受电力系统驱动,因此在该阶段的排放量为 0.

基于新能源汽车完全替代同等数量传统燃油汽车的假设,行驶里程数据统一使用传统燃油汽车的年平均行驶里程,进而便于比较行驶相同里程的污染物排放情况.选取乘用车及客车的典型代表进行计算,参考《中国汽车市场年鉴》和《汽车生命周期温室气体及大气污染物排放评价报告》,同时对比集团官网内纯电动客车的车辆配置数据,确定新能源客车的百 km 能耗数据和年平均行驶里程数据,如表 2 所示.

表 2　传统燃油、新能源汽车相关参数值

Table 2　Related parameter values of traditional fuel and new energy vehicles

车辆类型		年均行驶里程(km)	百 km 能耗
乘用车	传统燃油车	13000	6.6L
	新能源车		14.5kW·h
客车(公交车)	传统燃油车	65000	30L
	宇通客车		65kW·h

国五排放标准传统燃油汽车燃料周期运行阶段的大气污染物排放因子如表 3 所示,其中乘用车以汽油燃料周期计算,客车以柴油燃料周期计算.

表 3　车辆燃料周期运行阶段排放因子(g/km)

Table 3　Vehicle fuel cycle operating phase emission factors (g/km)

燃料类型	CO_2	VOCs	NO_x	SO_2	$PM_{2.5}$
汽油	149.952	0.24	0.018	0.00096	0.003
柴油	796.2	0.061	8.31	0.00504	0.093

1.1.3　环境健康价值评估模型构建　采用暴露-反应法评估新能源汽车代替使用传统燃油汽车所带来的环境健康价值.通过泊松回归的相对危险度模型,建立起大气环境关于人群健康效应终端变化的函数关系.根据计算出的新能源汽车代替传统燃油汽车使用所带来的环境损益变化,基于此进一步衡量其健康效益.

(1)大气污染物环境浓度计算　本文根据国家标准《制定大气污染物排放标准的技术方法》中的 A 值法,计算推广使用新能源汽车后空气中大气污染物浓度值的变化.A 值法是一种简便的箱式模型,该方法通过考虑大气环境的扩散能力,建立污染物排放量与环境浓度之间的关系[21-22].其计算式如式(8):

$$\Delta C_i=\frac{Q_i\cdot\sqrt{S}}{A\cdot S} \tag{8}$$

式中:ΔC_i 为第 i 类新能源汽车推广使用后环境浓度的变化量;Q_i 为第 i 类大气污染物的减排量;S 为研究区域总面积,即各个地区的行政面积;A 为地理区域性总量控制系数.

此外,参考《环境影响评价技术导则——大气环境(HJ2.2—2018)》(以下简称:技术导则),考虑污染物在环境中的化学转化机制,以此减少简化的箱式法计算过程中产生的误差.其中 NO_x 和 NO_2 的年均浓度转换系数为 0.75;同时考虑到 SO_2、NO_2 等前体污染物会在环境空气中转化为二次 $PM_{2.5}$,且排放因子计算得出的是一次 $PM_{2.5}$ 的减排量,因此利用技术导则中前体污染物转化为二次 $PM_{2.5}$ 的公式,计算 $PM_{2.5}$ 中二次 $PM_{2.5}$ 的贡献浓度,得到总 $PM_{2.5}$ 的浓度变化,具体如式(9):

$$C_{二次\mathrm{PM}_{2.5}}=\varphi_{\mathrm{SO}_2}\cdot C_{\mathrm{SO}_2}+\varphi_{\mathrm{NO}_2}\cdot C_{\mathrm{NO}_2} \tag{9}$$

式中:φ_{SO_2}、φ_{NO_2} 为浓度换算系数,分别为 0.58、0.44.由于污染和损害是相对的,因此评估环境大气污染物对人体健康造成的损害程度需要选定作为参照的基准浓度值,在此基础上去评估污染物浓度变化所产生的健康效应大小.基于此,本文选择各地区污染物浓度自然背景值作为基准,探讨新能源汽车推广使用对环境污染物浓度下降的贡献程度,从而衡量其产生的健康效益.

(2)健康效应终端界定　选取 SO_2、NO_2 和 $PM_{2.5}$ 作为大气污染物的研究对象,同时根据最敏感效应原则,首选与这三类污染物关联最大的最敏感健康效应终端.本文在选取健康效应终端时,以 ICD-10(疾病和有关健康问题的国际统计分类)报告[23]中所定义的疾病类别为基础,优先筛选中国卫生健康调查中已披露死亡、患病率、医疗费用等信息的健康效应终端,同时尽量选择已经在流行病学等实证研

究中被广泛证明因果关系以及健康损益价值研究中被广泛采用的健康效应终端.基于此,结合所研究的大气污染物环境影响特点,本文选择呼吸系统和心血管疾病作为大气污染的健康效应终端.同时每种疾病又会产生死亡、住院、门诊、疾病、患病等结局,为避免重复计算,考虑到统计数据的特点,最终选取呼吸系统疾病死亡、心血管疾病死亡、呼吸系统疾病住院、心血管疾病住院和呼吸系统门诊作为评估的效应终端.同时针对 $PM_{2.5}$ 的健康效应分析,选取急性、慢性支气管炎以及哮喘为特定疾病终端.

(3)暴露-反应模型建立 环境健康风险评估通常采用流行病学研究中得到的污染物环境浓度与健康效应之间的暴露-反应关系.基于此,本文建立泊松回归的相对危险度模型,推导变换以此来估算健康效应终端的变化量,模型设置式(10)~式(12)所示:

$$I = I_0 \cdot e^{\beta(C_0 - C)} \tag{10}$$

$$\Delta I = I - I_0 = I \cdot [1 - e^{\beta(C_0 - C)}] \tag{11}$$

$$E_i = \Delta I \cdot \mathrm{POP} = I_i \cdot [1 - e^{\beta(C_0 - C)}] \cdot \mathrm{POP} \tag{12}$$

式中:I 为大气污染物实际浓度下的人群健康风险,即实际浓度下健康效应终端发生的概率,如死亡率、患病率等;I_0 为大气污染物基准浓度下的人群健康风险,即基准浓度下健康效应终端发生的概率,如死亡率、患病率等(表 4);β为暴露-反应关系系数,即大气环境质量与健康效应终端变化之间的相关系数(表 5);C 为大气污染物实际浓度;C_0 为大气污染物基准浓度,即替代传统燃油汽车后的大气污染物浓度;POP 为研究区域内的暴露人群数量;E 为健康效应终端的变化量,即死亡、患病人数的变化量.

表 4 全国基线发生率

Table 4 National baseline incidence

健康效应终端类型		发生概率(‰)
死亡	呼吸系统疾病	0.699
	心血管疾病	1.566
住院	呼吸系统疾病	21.9
	心血管疾病	10.2
门诊	呼吸系统疾病	58.2
患病	慢性支气管炎	6.9
	急性支气管炎	38[24]
	哮喘	9.4[24]

注:死亡、住院、门诊和患病中慢性支气管炎的发生概率参考《2020年中国卫生健康统计年鉴》.

(4)环境健康价值的评估 计算得到各个效应终端的健康效益之后,利用健康成本的核算方法将每个健康效应终端的经济价值货币化,由此计算其所带来的健康改善的经济价值:

$$L = \sum L_i = \sum L_{i,j} = \sum Q_j \cdot L_j \tag{13}$$

式中:L_i 为第 i 类大气污染物的所有健康效益;$L_{i,j}$ 为第 i 类大气污染物带来第 j 类健康效应终端的健康效益;Q_j 为第 j 类健康效应终端的污染物减排量;L_j 为第 j 类健康效应终端的单位健康风险变化对应的价值.

表 5 健康效应终端的暴露-反应系数

Table 5 Exposure-response coefficients at the health effect terminals

健康效应终端类型	污染物	β 值(10^{-3})	95%CI	参考来源
呼吸系统疾病死亡	NO_2	1.03	(1.00,1.05)	[25]
	SO_2	1.2	(0.9,1.6)	[26]
	$PM_{2.5}$	1.43	(0.85,2.01)	[27]
呼吸系统疾病住院	NO_2	0.74	(0.49,1.00)	[28]
	SO_2	0.54	(0.23,0.84)	[28]
	$PM_{2.5}$	1.09	(0,2.21)	[24]
呼吸系统疾病门诊	NO_2	0.54	(0.09,1.17)	[29]
	SO_2	1.34	(0.17,2.62)	[29]
	$PM_{2.5}$	0.6	(0.40,0.8)	[30]
心血管疾病死亡	NO_2	1.31	(0.945,1.677)	[31]
	SO_2	0.72	(0.17,2.62)	[31]
	$PM_{2.5}$	0.53	(0.15,0.90)	[27]
心血管疾病住院	NO_2	1.23	(0.53,1.93)	[32]
	SO_2	1.004	(0.999,1.009)	[33]
	$PM_{2.5}$	0.68	(0.43,0.93)	[27]
慢性支气管炎	$PM_{2.5}$	4.5	(1.27,7.73)	[34]
急性支气管炎	$PM_{2.5}$	7.9	(2.7,13)	[35]
哮喘	$PM_{2.5}$	2.1	(1.45,2.74)	[27]

对于疾病死亡的健康效应终端价值评估,本文使用统计生命价值法(VSL).VSL 是指人们为降低死亡风险而愿意支付的金额,这些数额加起来的总值相当于统计意义上一个生命的价值[33].该方法基于条件价值评估法,以问卷的调查形式,在确定的假设条件下向被调查者直接提问,得到其为降低特定死亡风险而愿意支付的货币金额,从而得出调查人群的生命价值,其计算公式如下:

$$\mathrm{VSL} = \frac{\mathrm{WTP}}{\Delta P} = \frac{\mathrm{WTA}}{\Delta P} \tag{14}$$

式中:WTP(Willing to pay)为降低死亡风险所愿意支付的金额;WTA(Willing to accept)为因承受死亡风险增大而愿意接受的补偿金额;ΔP 为死亡风险的变动程度.

对于住院、门诊以及患病情况的改善,采用疾病成本法进行价值评估.由于污染会导致环境生命支持能力的变化,这种变化具体体现在两个方面:一方面体现为因劳动者发病率或死亡率增加而给生产造成的直接损失,另一方面则是因环境质量恶化而增加的医疗费用开支,以及因患病或者早逝而导致的收入损失等[34].基于上述变化,该评估方法主要包括两部分:一是环境质量变化对人体健康的影响,为医疗费用的提高,相当于因环境质量变化而增加的病例数与每例病人的人均医疗费用的乘积;二是因患病而导致的个人收入损失,相当于患病受影响时间与患病预期收入的乘积.

1.1.4　不确定性　在以上的计算过程中,公式中的参数通常假设成一个确定性的值进行最终结果的计算,而不确定性因素始终贯穿于健康效益的全过程影响评价结果.为降低模型参数不确定性对健康效益评估的影响以及提高效益评估的灵敏度,本文使用 Oracle Crystal Ball 软件对新能源汽车推广使用的环境效应与健康效益采用蒙特卡洛方法进行模拟计算[37-38],计算中设定随机模拟迭代次数为 10000 次,置信水平为95%.同时将每个暴露参数表示为一个概率分布函数,从而得到一个健康效益概率分布.

1.2　数据来源与处理

截至2024年10月,新能源汽车国家检测与管理平台已累计接入新能源汽车 24811008 辆,乘用车接入量为 23071032 辆,占比 92.99%;客车(公交车)接入量为545846 辆,占比 2.20%.基于该平台数据,本文旨在估算全国及六大区域[39]2019~2023 年的新能源汽车(乘用车和客车)的环境效应及健康效益.此外,研究所需的其他数据来源于《道路机动车排放清单编制技术指南》、《2019 年汽车生命周期温室气体及大气污染物排放评价报告》、《中国新能源汽车发展报告(2020)》、《中国卫生健康统计年鉴》、各省份统计年鉴等.

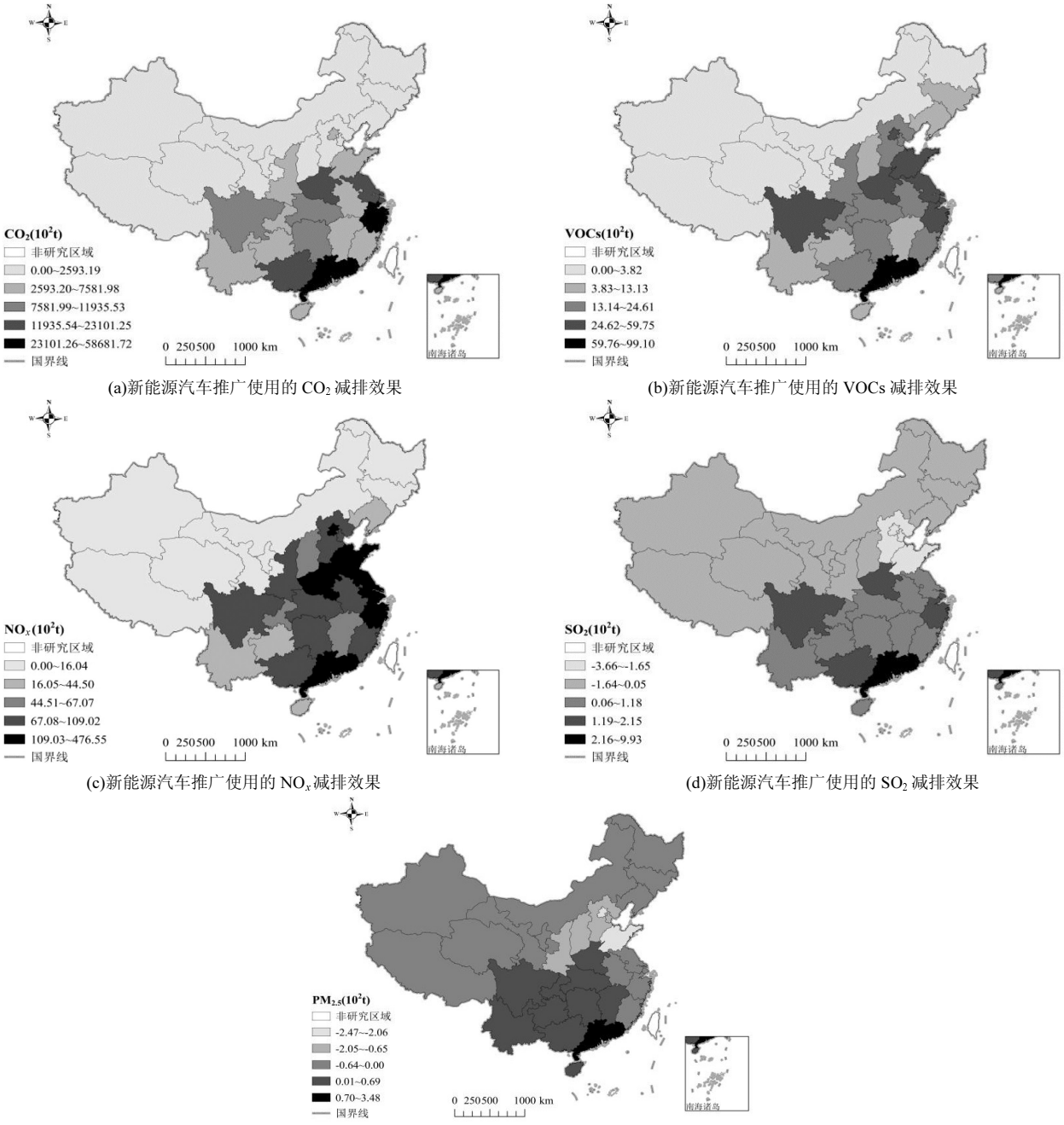
2　结果与讨论

2.1　新能源汽车推广使用的环境效应评估

本文选取 2019~2023 年期间全国及六大区域为研究对象,在假设等量的新能源汽车替代传统燃油汽车的前提下,利用公式(1)~(7)计算各地区传统燃油汽车及新能源汽车的CO_2及大气污染物排放情况,通过两者比较进而评估新能源汽车的环境影响,结果见图1和图2.在此基础上,进一步从时空动态演化的宏观视角和分区域及车型的微观视角展开分析.

2.1.1　时空动态演化分析　从宏观层面来看,在空间特征上,由图 1 可知,减排效果表现出较为明显的空间异质性,呈现出从沿海地区向内陆地区逐步递减的趋势.具体而言,在 CO_2 减排方面,广东、浙江和河南是减排效果排名前 3 的省份,而宁夏、青海和西藏的减排量最少.对于 VOCs 和 NO_x,其减排效果在空间上具有高度相似性,均是广东、浙江和上海减排效果领先,宁夏、青海和西藏减排量微薄.在 SO_2 和 $PM_{2.5}$ 的减排效果方面,广东、广西和河南的减排效果位列前茅,河北、北京和山东的减排量最低且均为负数,这表明新能源汽车在部分省份的推广会带来 SO_2 和 $PM_{2.5}$ 排放量的增加.这种空间异质性的形成主要源于两个核心要素:其一,省级电网的能源结构差异直接影响燃料周期上游阶段的排放强度.由于新能源汽车全生命周期中的污染物集中产生于电力生产环节,当区域电网煤电占比越高时,其燃料周期上游排放就越多,且通常高于传统燃油汽车.其二,汽车保有量的差距加剧了区域减排差异,高保有量省份在规模效应作用下,其电网清洁化水平对减排效果的调节作用被放大.

在时间演变上,由图 2 可知,CO_2、VOCs、NO_x 和 SO_2 的总减排量呈现出逐年上升的态势.这表明新能源汽车在降低这些大气污染物排放方面具有显著成效,且减排贡献随着时间的推移不断增强.具体而言,随着技术的持续进步(如电池技术的革新)、市场份额的逐步扩大以及相关基础设施的不断完善,新能源汽车对于上述污染物的减排作用愈发显著.然而,$PM_{2.5}$ 的总减排量在 2022 和 2023 年转为负值且有加大趋势,表明新能源汽车的使用会排放更多的 $PM_{2.5}$.从绿色发展的角度来看,虽然新能源汽车在多数大气污染物减排方面表现良好,但 $PM_{2.5}$ 问题不容忽视.这提示在推动新能源汽车产业发展的过程中,需要进一步优化能源结构,提高清洁能源在电力生产中的占比,从根源上减少电力生产过程中的污染物排放,从而降低新能源汽车全生命周期的 $PM_{2.5}$ 排放.同时,在新能源汽车的生产环节,也应加强环境监管,推动绿色制造技术的研发与应用,以实现新能源汽车在环境效益方面的全面提升,更好地促进经济可持续发展与环境保护的良性互动.



(a)新能源汽车推广使用的 CO_2 减排效果　(b)新能源汽车推广使用的 VOCs 减排效果

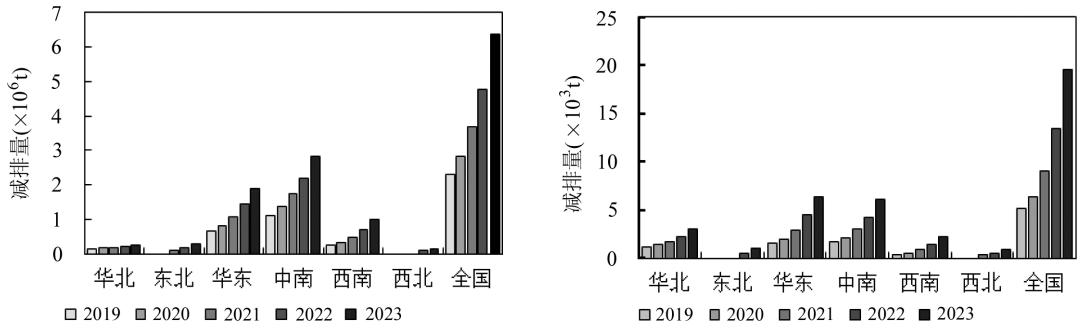
(c)新能源汽车推广使用的 NO_x 减排效果　(d)新能源汽车推广使用的 SO_2 减排效果

(e)新能源汽车推广使用的 $PM_{2.5}$ 减排效果

图 1　替代等量传统燃油汽车后的 CO_2 及大气污染物减排均值的空间分布

Fig.1　Spatial distribution of CO_2 and mean emission reduction of air pollutants after replacing traditional fuel vehicles in equal quantities

该图基于自然资源部审图号为 GS(2023)2767 的标准地图制作,底图无修改;图中 $PM_{2.5}$ 为一次 $PM_{2.5}$



(a)分区域新能源汽车推广使用的 CO_2 减排效果　(b)分区域新能源汽车推广使用的 VOCs 减排效果

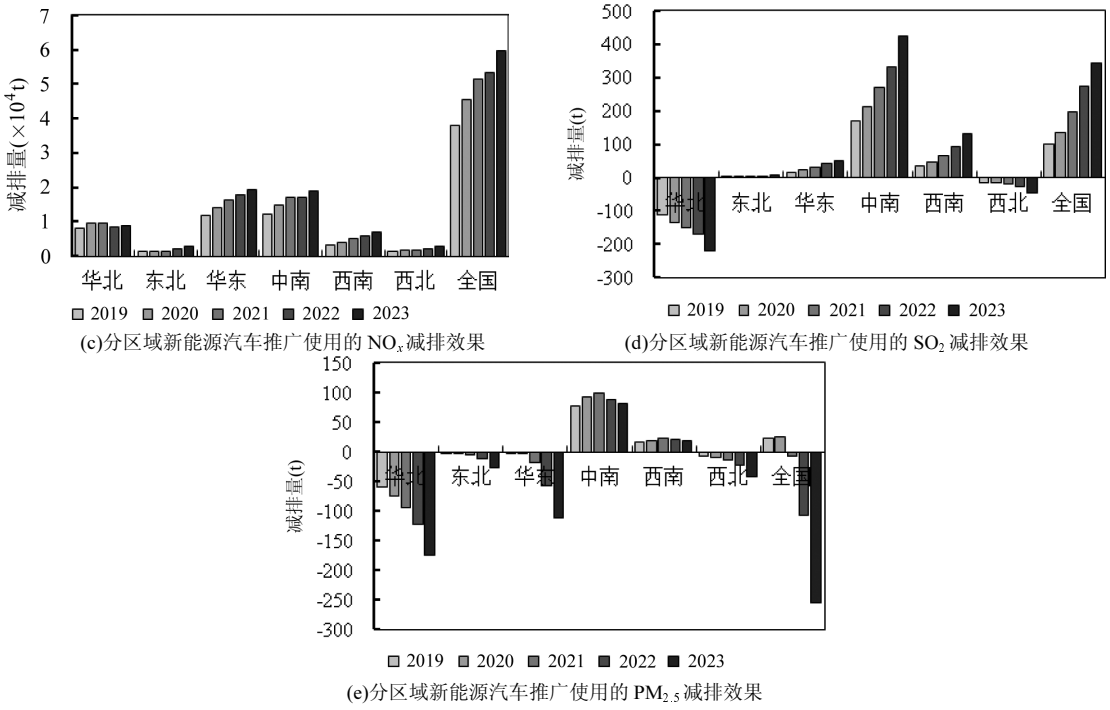


图 2　六大区域等量替代传统燃油汽车后的 CO_2 及大气污染物减排情况

Fig.2　CO_2 and air pollutant emission reduction in six regions after replacing traditional fuel vehicles in equal quantities

图中 $PM_{2.5}$ 为一次 $PM_{2.5}$

2.1.2　区域分析　从微观层面来看,聚焦全国六大区域,探讨不同区域在新能源汽车推广后的环境效应差异.由图 2 可知,各地区推广使用新能源汽车后,在 CO_2、VOCs 和 NO_x 的减排方面表现出不同程度的积极成效,但在 SO_2 和 $PM_{2.5}$ 的减排方面作用有限且差异较大,呈现出两极分化、复杂多变等不同态势.

对于 CO_2、VOCs 和 NO_x 三类污染物,其减排量整体呈上升趋势,但区域间差异显著.其中,中南地区 CO_2 减排量最高,达西北地区的 20 倍以上;华东地区 VOCs 和 NO_x 减排量领先.此外,减排增长幅度亦不均,如 CO_2 年均增长率在东北地区最高(43.09%),华北最低(15.02%);NO_x 增长率东北最高(25.61%),华北最低(2.02%).中南、华东地区突出的减排成效与其产业结构多元化(低碳产业占比较高)、清洁能源渗透率高(如湖北水电占比 37.6%,广东新能源发电发达)及合理的私家车使用模式密切相关.相反,西北等地受限于清洁能源不足、交通距离长及对传统燃油车依赖度高等因素,减排效果较弱.

新能源汽车对 SO_2 和 $PM_{2.5}$ 的减排作用有限且呈现复杂分化态势.SO_2 减排效果呈现两极分化,东北、华东、中南、西南实现减排增长,而华北、西北地区反而出现增排.华北和西北地区煤炭资源相对丰富,煤炭在其发电能源中占比较大,而煤炭作为典型的高硫化石燃料,在燃烧发电过程中会排放更多的 SO_2;同时,华北和西北地区产业结构中高能耗、高污染的重工业占比较大,形成“重工业扩张-电力需求刚性增长-燃煤发电量攀升-SO_2 排放逆向反弹”的传导链条,间接增加了电网对于 SO_2 的排放;此外,在运行阶段,传统燃油汽车由于配备了先进的尾气净化装置,能更有效地去除尾气中的 SO_2 等污染物,因此从全生命周期的角度来说,传统燃油汽车在 SO_2 排放方面更具有优势.$PM_{2.5}$ 减排情况更为复杂,华北、东北、华东和西北四地呈现增排且趋势加剧;仅中南、西南地区呈倒 U 型变化,但总体减排有限.$PM_{2.5}$ 出现增排的现象与 SO_2 增排现象具有相似性,地区间的差异性也是由各地区能源结构的差异所导致.具体而言,清洁能源占比高的省份,其新能源汽车的推广使用呈现出正的环境效应,如中南和西南地区.然而与其他污染物减排效果呈现上升趋势的特征有所不同,$PM_{2.5}$ 表现出愈演愈烈的增排趋势.这可能是因为传统燃油汽车在 $PM_{2.5}$ 的减排方面更具比较优势.从全生命周期来看,传统燃油汽车在各个阶段所产生的 $PM_{2.5}$ 排放量通常要少于新能源汽车,特别是传统燃油乘用车相较于新

能源乘用车.虽然新能源客车在 $PM_{2.5}$ 排放方面优于传统燃油客车,但此类车型所带来的环境效益会在一定程度上被新能源乘用车的增排效果所抵消,进而导致新能源汽车在$PM_{2.5}$减排方面未能取得理想的成效.

2.1.3 车型分析 分车型方面,根据表 6 的数据显示,新能源客车在减排方面表现更好.首先,虽然新能源汽车 $PM_{2.5}$ 排放方面表现不佳,但新能源客车却表现出显著的减排优势.例如,在 2023 年,新能源客车对 $PM_{2.5}$ 的减排量为 1060.85t,而新能源乘用车却呈现负值(−2419.07t),$PM_{2.5}$ 的排放量不减反升.此外,新能源客车在 NO_x 和 SO_2 等污染物的减排效果上同样表现出色,这可能与新能源客车运载量大和运行时间长有关.由于新能源汽车在运行阶段零排放,运行时间越长则在单位时间内会减少更多的污染物排放.然而,新能源乘用车在减少温室气体(如 CO_2)和挥发性有机化合物(VOCs)方面展现出较大潜力.具体而言,2023 年,新能源乘用车在 CO_2 减排量约为新能源客车减排量的 1.3 倍,这主要源于其广泛的市场渗透和高使用频率.截止 2023 年,根据新能源汽车国家监测与管理平台累计接入的新能源汽车数据显示,新能源乘用车占比约为 91%.同时,随着充电设施的改善、电池技术的进步和车辆能效的提高,新能源乘用车变得更具吸引力,成为越来越多消费者的选择.

综上所述,新能源客车和新能源乘用车优势各异.新能源客车由于其高运载量和长期连续运营的特点,能够更有效地减少 $PM_{2.5}$、NO_x 和 SO_2 等污染物的排放;而新能源乘用车则由于数量优势、高使用频率以及技术进步,在CO_2和VOCs减排方面表现出较大潜力.因此,在未来的政策制定中,应根据不同车型的特点采取差异化的支持措施.对于新能源客车,应该加大对其推广的政策支持,尤其是在城市公共交通领域,以进一步发挥其在减少大气污染物方面的优势.同时,应加强对新能源乘用车的技术提升,特别是在充电设施、电池技术以及车辆能效等方面的投入,以提高其在 CO_2 和 VOCs 减排上的效益.通过合理的政策引导和技术支持,可以最大化新能源汽车在各类污染物减排中的整体效果,从而推动绿色交通体系的可持续发展.

表 6 全国等量替代传统燃油乘用车和客车的 CO_2 及大气污染物减排情况(t)

Table 6 CO_2 and air pollutant emission reduction after replacing traditional fuel passenger vehicles and buses in equal quantities nationwide (t)

年份	CO_2		VOCs		NO_x		SO_2		$PM_{2.5}$	
	乘用车	客车	乘用车	客车	乘用车	客车	乘用车	客车	乘用车	客车
2019	3244343.99	10533540.40	14742.42	15287.18	1879.04	222209.68	110.51	590.65	−416.91	613.51
2020	4309409.85	12772247.71	19342.9	18332.86	2499.73	266416.54	164.57	761.99	−537.12	762.27
2021	7487442.32	14675995.04	32828.19	20626.21	4355.39	299603.85	343.92	974.64	−879.72	914.2
2022	13460425.55	15269079.98	58060.41	21147.06	7844.89	307069.25	689.73	1084.89	−1517.05	977.19
2023	21206474.58	16751761.01	91805.00	23277.23	12361.48	338012.26	1059.54	1171.39	−2419.07	1060.85

注:表中$PM_{2.5}$为一次$PM_{2.5}$.

2.2 新能源汽车推广使用的健康效应及其货币化评估

利用式(8)~(14)计算推广使用新能源汽车引起的各健康效应终端变化量并计算其所带来的健康改善经济价值,结果见表 7、表 8 及图 3.

2.2.1 不同污染物减排的健康效应终端及其货币化评估 考虑到 SO_2、NO_2 等前体污染物会在环境空气中转化为二次 $PM_{2.5}$,且排放因子计算得出的是一次 $PM_{2.5}$ 的减排量,因此对新能源汽车推广使用的健康效应进行评估时,利用技术导则中前体污染物转化为二次 $PM_{2.5}$ 的公式计算 $PM_{2.5}$ 中二次 $PM_{2.5}$ 的贡献浓度,以此得到新能源汽车推广使用后总 $PM_{2.5}$ 的浓度变化.由表 7 可知,总体上,就不同污染物的健康效应来说,推广新能源汽车所带来的健康终端效应是有益的.然而从总量来看,不同污染物减排所带来的健康效益差距较大.其中,减少 $PM_{2.5}$ 排放所带来的死亡数和患病数的减少量是最高的,而减少 SO_2 排放所带来的死亡数和患病数的减少量是最低的,前者是后者的 363 倍及以上.这是因为 $PM_{2.5}$ 对人体健康的危害程度更大,它不

仅与心血管疾病、呼吸系统疾病的发生和死亡相关,还与急性支气管炎、慢性支气管炎和哮喘等的发生密切相关.此外,健康效益呈现逐年递增趋势但增幅各异.NO_2 在 2020 年的增长率约为 21.29%,而到了 2023 年增长率为 9.41%;SO_2 在 2020 年的增长率约为 27.88%,并在研究期内保持较为平稳的增速;$PM_{2.5}$ 在 2020 年的增长率约为 0.54%,而到了 2023 年增长率为 9.02%.

表 7　不同污染物减排的健康效应终端及其货币化

Table 7　Health effect terminals of emission reduction of different pollutants and their monetization

年份	类别	NO_2	SO_2	$PM_{2.5}$
2019	健康效应终端	32553(12178,58470)	269(69,491)	172896(63304,281493)
	健康效应货币化	6832.96(5252.3,8412.06)	22.53(10.73,57.26)	22406.08(6898.69,37926.03)
2020	健康效应终端	39484(14771,70923)	344(88,628)	173829(63645,283012)
	健康效应货币化	8430.85(6482.4,10377.46)	29.28(13.93,74.45)	22823.36(7027.66,38631.7)
2021	健康效应终端	44895(16795,80643)	454(116,830)	238514(87282,388532)
	健康效应货币化	10345.81(7965.91,12722.91)	41.87(19.87,106.78)	34043.28(10480.32,57645.91)
2022	健康效应终端	46215(17289,83013)	580(148,1061)	244885(89625,398860)
	健康效应货币化	10898.84(8395.46,13398.97)	55.86(26.46,142.68)	35807.45(11025.92,60623.87)
2023	健康效应终端	50562(18915,90820)	736(188,1345)	266980(97713,434838)
	健康效应货币化	12096.16(9319.91,14868.64)	72.9(34.5,186.39)	39651.27(12211.83,67126.41)

注:表中$PM_{2.5}$为二次$PM_{2.5}$健康效应终端的单位为例,健康效应货币化的单位为百万元.

表 8　不同健康效应终端及其货币化

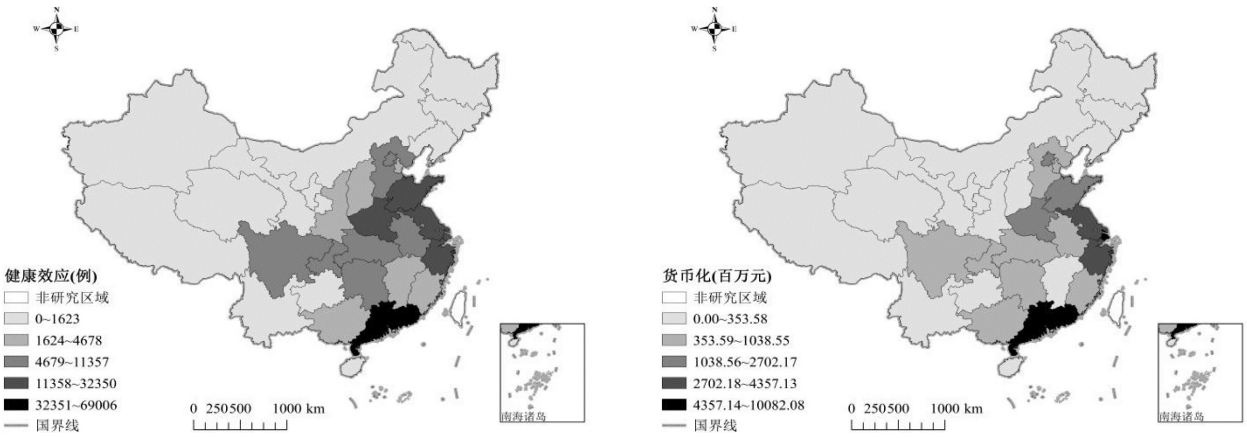
Table 8　Different health effect terminals and their monetization

年份	类别	呼吸系统疾病			心血管疾病		急性支气管炎	慢性支气管炎	哮喘
		死亡	住院	门诊	死亡	住院			
2019	健康效应终端	787 (608,962)	18253 (5562,31337)	30850 (12329,54815)	1406 (863,1950)	9375 (4630,14123)	124088 (42326,204595)	12818 (3613,22045)	8141 (5620,10625)
	健康效应货币化	34.94 (27.01,9.62)	4.43 (1.35,313.37)	0.22 (0.09,0.39)	62.49 (38.36,86.64)	3.51 (1.73,5.29)	4.66 (1.59,7.68)	182.13 (51.33,313.32)	0.22 (0.16,0.29)
2020	健康效应终端	869 (687,1047)	20099 (6747,33870)	34444 (12964,62531)	1635 (1027,2246)	10780 (5242,16322)	124758 (42554,205700)	12887 (3633,22164)	8185 (5650,10683)
	健康效应货币化	39.2 (31.02,10.47)	4.89 (1.64,338.7)	0.25 (0.09,0.45)	73.91 (46.45,101.47)	4.05 (1.97,6.13)	4.77 (1.63,7.87)	185.53 (52.28,319.17)	0.23 (0.16,0.3)
2021	健康效应终端	1086 (839,1327)	25178 (7674,43227)	42600 (17005,75713)	1940 (1190,2693)	12937 (6392,19487)	171218 (58363,282488)	17679 (4981,30418)	11225 (7748,14651)
	健康效应货币化	53.21 (41.13,13.27)	6.22 (1.9,432.27)	0.31 (0.13,0.56)	95.16 (58.4,132.03)	4.9 (2.42,7.38)	6.97 (2.37,11.49)	277.2 (78.08,477.12)	0.34 (0.23,0.44)
2022	健康效应终端	1117 (864,1366)	25897 (7905,44448)	43889 (17483,78041)	1997 (1225,2775)	13319 (6585,20057)	175783 (59928,289974)	18152 (5115,31229)	11527 (7956,15044)
	健康效应货币化	56.1 (43.38,13.66)	6.42 (1.96,444.48)	0.33 (0.13,0.58)	100.38 (61.6,139.4)	5.06 (2.5,7.61)	7.33 (2.5,12.1)	291.65 (82.16,501.9)	0.35 (0.24,0.46)
2023	健康效应终端	1221 (944,1492)	28291 (8654,48539)	48017 (19085,85428)	2184 (1340,3037)	14566 (7205,21932)	191642 (65336,316126)	19790 (5577,34047)	12567 (8675,16402)
	健康效应货币化	62.24 (48.15,14.92)	7.04 (2.15,485.39)	0.36 (0.14,0.64)	111.46 (68.4,154.88)	5.54 (2.74,8.35)	8.36 (2.85,13.79)	322.8 (90.94,555.48)	0.4 (0.28,0.53)

注:健康效应终端的单位为例,健康效应货币化的单位为亿元.括号内为95%CI.

健康效应货币化能够更直观地体现出新能源汽车推广所带来的经济价值.从表 7 可知,不同污染物减排的健康效应货币化价值同样呈现出逐年递增的趋势.对于 NO_2,健康效应货币化价值从 2019 年的 6832.96 万元增长到 2023 年的 12096.16 万元,增长约 77.03%,同时其增长趋势与健康效应终端的变化趋势基本一致,说明减少 NO_2 排放对健康的改善能够转化为可观的经济价值.对于 SO_2,虽然其健康效应终端的减少量相对较低,但健康效应货币化价值也在逐步增加.从 2019 年的 22.53 万元增长到

2023 年的 72.9 万元,增长约 223.57%.这说明即使 SO_2 减排带来的健康效益相对较小,但仍然具有一定的经济价值且增速最为显著.对于 $PM_{2.5}$,其健康效应货币化价值贡献最大,历年经济价值贡献占比均在 70%以上.这是因为减少 $PM_{2.5}$ 排放带来的健康效益巨大,尤其是死亡数和患病数.



(a)健康效应终端的空间分布 (b)健康效应终端经济价值的空间分布

图 3 不同地区健康效应终端与其货币化

Fig.3 Health effect terminals and their monetization in different regions

审图号:GS(2023)2767

2.2.2 不同类型的健康效应终端及其货币化评估 表 8 展示在研究期内,污染物减排所导致的细分类型健康效应终端的死亡数或者病例数的减少量,可以看到不同健康效应终端的数值均呈现上升趋势,反映出新能源汽车推广的积极影响在不断增强.从绝对值上看,减少病例(死亡例)排序前三的健康效应终端为急性支气管炎、呼吸系统疾病门诊和呼吸系统疾病住院;排序末三的健康效应终端为呼吸系统疾病死亡、心血管疾病死亡和哮喘.对比增长值,各个健康效应终端在研究期内的增长率较为接近,均在 11%左右.

从健康效应货币化的角度来看,随着健康效应终端数值的上升,货币化价值亦不断增加.如呼吸系统疾病住院这一健康效应终端,健康效应货币化价值从 2019 年的 4.43 亿元增长到 2023 年的 7.04 亿元,增长约 58.92%.此外,观察不同健康效应终端的 95%置信区间可以发现,各健康效应终端的估计值具有一定的可靠性和稳定性.例如,呼吸系统疾病死亡在 2019 年的健康效应终端为 787(608,962),表明在 95%的置信水平下,该健康效应终端的取值范围相对较为集中,说明估计结果具有较高的可信度.

综上所述,新能源汽车的推广使用对不同健康效应终端均产生积极的影响,不仅在减少病例数方面表现出明显的效果,而且在经济价值方面也具有重要意义.然而,不同健康效应终端在绝对值上的差异也表明,在关注新能源汽车推广带来的整体健康效益的同时,还应针对不同的健康问题采取更加有针对性的措施,以进一步提高新能源汽车对健康的改善效果.

2.2.3 不同地区的健康效应终端及其货币化评估 本文将不同地区的各项健康效应终端进行加总,在研究期内取其均值,并利用 ArcGIS 制作空间分布图(图 3).根据图 3 可知,健康效应终端和健康效应终端经济价值的货币化均呈现出明显的空间分布特征.健康效应终端方面,沿海地区以及部分中部地区的健康效应数值较高,其中江苏、浙江、上海、广东等东部沿海省份表现最为突出,主要归因于这些地区汽车市场规模大和人口密度高,导致暴露人数较多,因此新能源汽车推广使用带来的健康效益更显著.

与此同时,健康效应终端的经济价值在空间分布上与健康效应终端具有相似性.具体来看,东部沿海地区的经济价值货币化数值较高,其中长三角、珠三角等经济发达地区最为显著.这是因为这些地区经济发达,新能源汽车推广使用带来的健康改善能够转化为较高的经济价值,例如减少患病和死亡人数可降低生产损失,提高劳动力生产效率等.相反,中

西部地区经济价值货币化较低,一方面是健康效应本身较低,另一方面则是当地的经济结构和发展水平限制了健康改善转化为经济价值的能力,例如人均 GDP 低的地区劳动力的误工成本相对较低,由此污染物减排所导致的不同健康效应终端中的死亡数或者病例数的减少量所带来的经济价值也相对较低.

2.3　不确定性分析

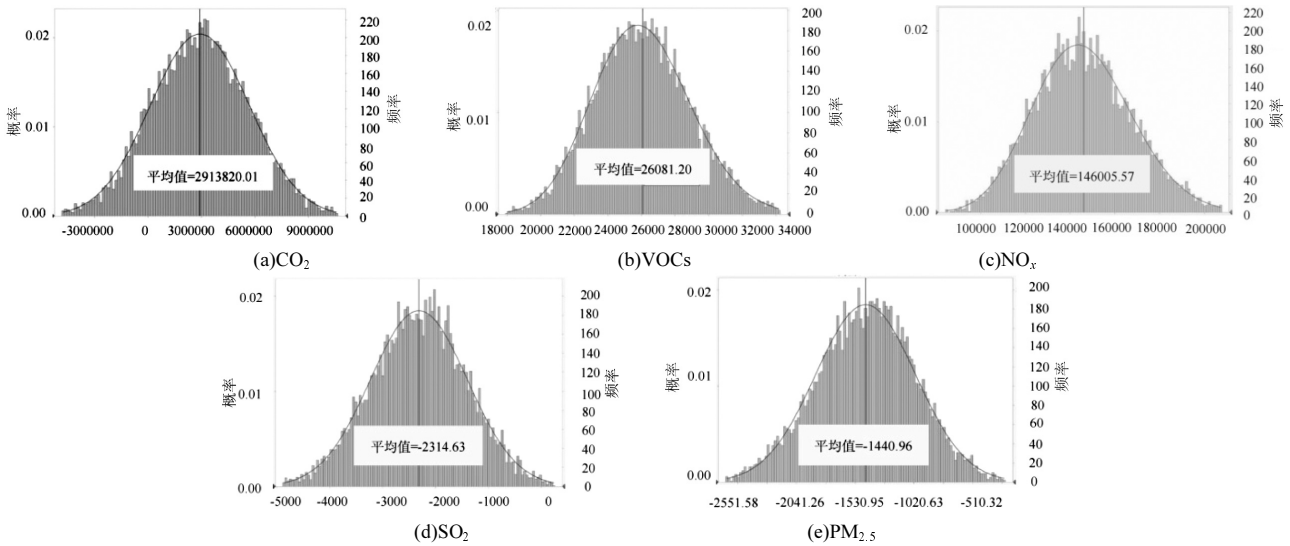
参考相关研究[25],本文基于不确定性变化区间服从正态分布,并基于蒙特卡洛模拟方法对中国新能源汽车推广使用的环境效应和健康效益进行不确定性分析如表 9 所示.可得知其均值与上文基于点估计的确定性分析结果基本一致,两者相对误差均保持在 5%左右,证明了研究结果的可信度.

表 9　不确定性分析

Table 9　Uncertainty analysis

分析类型	类别	CO_2	NO_x	$PM_{2.5}$	SO_2	VOCs
环境效应	区间	(2913820.01±27680.75)	(146005.57±220.84)	(−1440.36±4.3)	(−2313.76±9.2)	(26018.32±29.33)
	测算值	2884252.61	145469.75	−1437.76	−2313.76	26031.50
健康效应终端	区间	(281507±724)	(279340±710)	(189108±493)	(113885±303)	(79700±212)
	测算值	278503	276670	186730	112330	78803
健康效应终端货币化	区间	(2696.31±2.63)	(2820.55±2.74)	(3115.76±3)	(2507.74±2.45)	(2340.29±2.29)
	测算值	2693.08	2820.18	3119.04	2509.62	2342.53

注:表中$PM_{2.5}$为一次$PM_{2.5}$环境效应的不确定性分析的单位为吨,健康效应终端的单位为例,健康效应终端的单位为百万元.



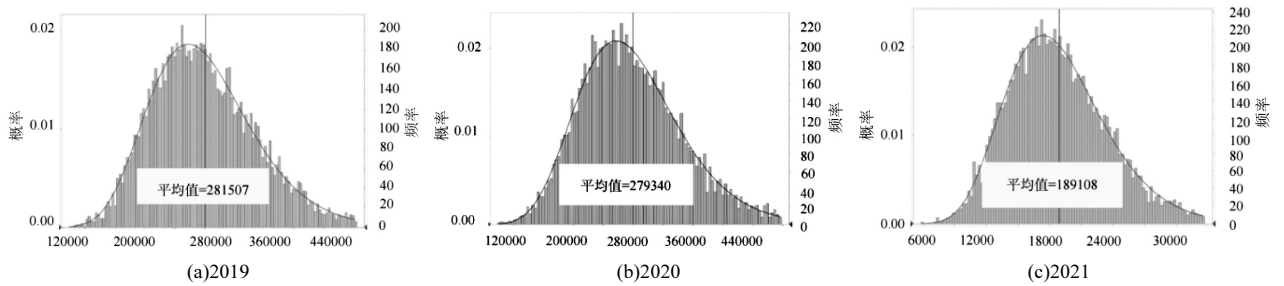
(a)CO_2　(b)VOCs　(c)NO_x

(d)SO_2　(e)$PM_{2.5}$

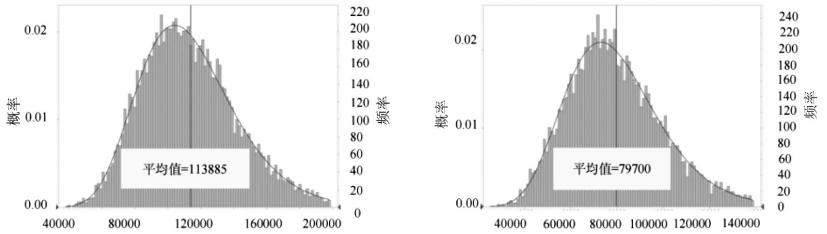
图 4　新能源汽车推广使用的环境效应的蒙特卡洛模拟

Fig.4　Monte Carlo simulation of environmental effects of promoting the use of new energy vehicles

图中 $PM_{2.5}$ 为一次 $PM_{2.5}$;横坐标代表新能源汽车替代燃油汽车使用的污染物排放量



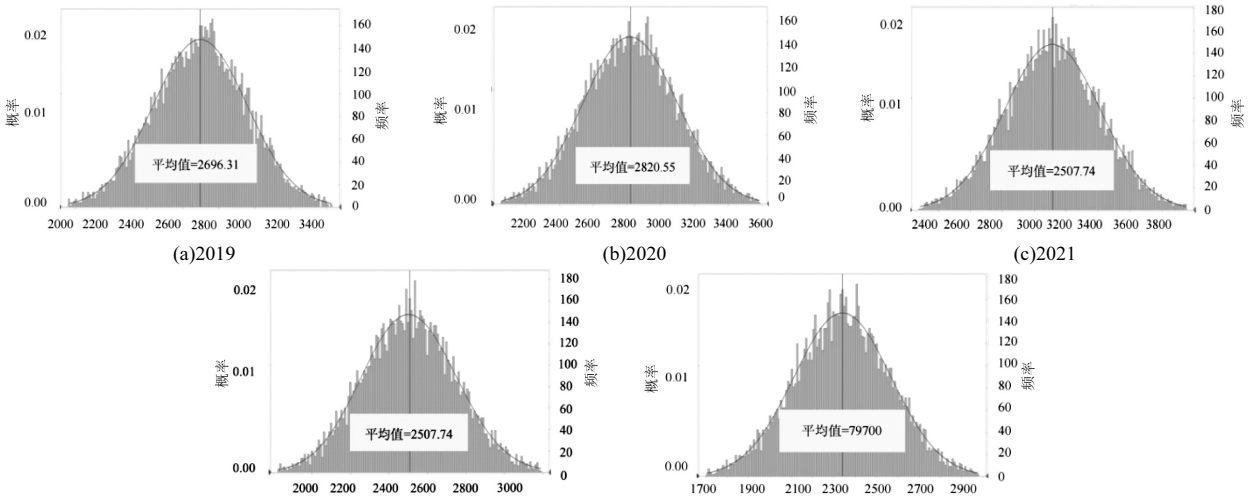
(a)2019　(b)2020　(c)2021



(d)2022 (e)2023

图 5 新能源汽车推广使用的健康效应的蒙特卡洛模拟

Fig.5 Monte Carlo simulation of health benefits of promoting the use of new energy vehicles



(a)2019 (b)2020 (c)2021

(d)2022 (e)2023

图 6 新能源汽车推广使用的健康效应终端经济价值的蒙特卡洛模拟

Fig.6 Monte Carlo simulation of terminal economic value of health effects of promoting the use of new energy vehicles

横坐标代表新能源汽车替代传统燃油汽车使用的健康效益终端经济价值

2.4 讨论

尽管本文从时空角度出发对推广新能源汽车的环境效应和健康效益进行了评估,并进一步讨论新能源汽车实现的健康效益经济价值,丰富了相关领域的研究,但仍存在一些局限性:

一是关于新能源汽车在其他环节所产生的潜在排放源未予考虑.本文假设新能源汽车在运行阶段为零排放.但实际中,新能源汽车在生产环节(如零部件制造等)、电池制造环节以及废弃处理环节等也会产生一定的污染物排放.如果忽略这些环节的排放,可能会高估新能源汽车的环境效益,尤其是在与传统燃油汽车进行对比评估时,可能会使两者之间的环境差异被不合理地放大.在评估新能源汽车推广使用的健康效益时,由于这些潜在排放源产生的污染物也可能对人体健康产生影响,未考虑它们会导致对健康效益的评估不够准确和全面.然而,本研究聚焦于新能源汽车与传统燃油汽车的燃料周期,主要评估在燃料使用过程中的环境效应和健康效益,因此在模型构建中暂未将这些潜在排放源纳入计算,但在后续研究中会进一步考虑这些因素,以完善对新能源汽车环境和健康影响的评估.

二是暴露-反应关系系数的适用范围需进一步调整.在本研究的暴露-反应模型构建过程中,在确定暴露-反应关系系数(β 值)时,参考了较多的文献,其中绝大部分 β 值采用了全国范围内的流行病学研究数据,但实际上由于不同的地区在经济、环境和人口结构等方面存在差距,β 值也会存在差异,这会影响健康效益评估的准确性,在后续的研究中应该对β值进行更为精确的调整.

三是未充分考虑污染物之间的相互作用过程.在本研究的模型构建过程中,对于污染物之间的作用进行了部分考察,如考虑到 SO_2、NO_2 等前体污染物会在环境空气中转化为二次 $PM_{2.5}$,但并未考虑污染物之间可能存在的协同作用对健康效应的影响.

主要原因在于,污染物之间相互作用及其对健康效应影响的研究尚存在诸多复杂性和不确定性,准确量化这种相互作用并将其合理纳入研究面临较大挑战,并且较多学者关注 $PM_{2.5}$ 与 O_3 之间的协同作用,而较少研究 $PM_{2.5}$ 和其他污染物之间的协同作用.已有研究表明 NO_x 和 SO_2 等污染物会相互作用,形成的二次无机气溶胶(SIAs)是 $PM_{2.5}$ 的重要组成部分,这些污染物的协同作用会增加 $PM_{2.5}$ 的浓度,对公众健康造成严重威胁,是导致大量过早死亡的重要原因之一[40].由于本研究模型未将该协同作用纳入考察范围,可能导致对新能源汽车推广所带来的健康效益评估存在一定偏差,因此在今后的研究中应将该协同作用纳入考察范围.

3　结论

3.1　环境影响方面,在空间特征上,新能源汽车减排效果呈现出从沿海向内陆递减的格局,主要归因于产业结构、能源结构和汽车使用模式的差异.在时间演变上,多数污染物减排量逐年上升,但新能源汽车较传统燃油汽车会排放更多的 $PM_{2.5}$.分区域来看,CO_2、NO_x 和 VOCs 的减排特征相似.SO_2 减排效果呈两极分化,而 $PM_{2.5}$ 减排情况复杂,只有中南和西南地区存在减排效应.分车型来看,新能源客车在减少 $PM_{2.5}$、NO_x 和 SO_2 等污染物排放方面效果优于新能源乘用车,而新能源乘用车在减少 CO_2 和 VOCs 方面优势明显.

3.2　健康效应终端方面,新能源汽车推广带来显著积极影响且逐年增强.其中,$PM_{2.5}$ 减排对减少死亡和患病的贡献最突出,SO_2 最弱;健康效应终端数值中,急性支气管炎、呼吸系统疾病门诊及住院的减少最显著,而相关死亡和哮喘的减少相对较少.

3.3　新能源汽车推广使用所带来的不同污染物减排的健康效应货币化价值逐年递增.SO_2 健康效应终端货币化价值增幅最为显著,高达 223.57%.$PM_{2.5}$ 的健康效应货币化价值贡献最大,历年经济价值贡献占比均在 70%以上.从不同地区来看,沿海地区及部分中部地区,能将新能源汽车推广使用所带来的健康改善转化为较高的经济价值,而中西部地区经济价值较低.

参考文献:

[1] Zhang R, Hanaoka T. Deployment of electric vehicles in China to meet the carbon neutral target by 2060: Provincial disparities in energy systems, CO_2 emissions, and cost effectiveness [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2021,170:105622.

[2] Li P, Zhang Z X. The effects of new energy vehicle subsidies on air quality: Evidence from China [J]. Energy Economics, 2023,120: 106624.

[3] 张　兵,宋超凡.数字化转型对新能源汽车产业链企业技术进步的影响 [J]. 河北经贸大学学报, 2024,45(5):73-87.
Zhang B, Song C F. The influence of digital transformation on the enterprise technological progress of new energy vehicle industry chain [J]. Journal of Hebei University of Economics and Business, 2024, 45(5):73-87.

[4] 郭晓丹,王　帆.“双碳”目标下政府补贴、需求替代与减排效应——来自中国乘用车市场的证据 [J]. 数量经济技术经济研究, 2024, 41(2):131-150.
Guo X D, Wang F. Government subsidies, demand substitution and emission reduction effects under the dual carbon target: Evidence from China’s passenger car market [J]. Journal of Quantitative & Technological Economics, 2024,41(2):131-150.

[5] 阿迪拉·阿力木江,蒋　平,董虹佳,等.推广新能源汽车碳减排和大气污染控制的协同效益研究——以上海市为例 [J]. 环境科学学报, 2020,40(5):1873-1883.
A D L A L M J, Jiang P, Dong H J, et al. Synergy and co-benefts of reducing CO_2 and air pollutant emissions by promoting new energy vehicles: A case of Shanghai [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(5):1873-1883.

[6] Ke W, Zhang S, Wu Y, et al. Assessing the future vehicle fleet electrification: The impacts on regional and urban air quality [J]. Environmental Science & Technology, 2017,51(2):1007-1016.

[7] Lin B, Wu W. The impact of electric vehicle penetration: A recursive dynamic CGE analysis of China [J]. Energy economics, 2021,94: 105086.

[8] Ma C, Madaniyazi L, Xie Y. Impact of the electric vehicle policies on environment and health in the Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021,18(2):623.

[9] Wu Y, Zhang L. Can the development of electric vehicles reduce the emission of air pollutants and greenhouse gases in developing countries? [J]. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2017,(51):129-145.

[10] Yang L, Yu B Y, Yang B, et al. Life cycle environmental assessment of electric and internal combustion engine vehicles in China [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,285:124899.

[11] Weis A, Michalek J J, Jaramillo P, et al. Emissions and cost implications of controlled electric vehicle charging in the U.S. PJM interconnection [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(9):5813-5819.

[12] 李雪娇,安梦天.“用煤开车”:新能源汽车真的减少了碳排放吗 [J]. 财经科学, 2023,(6):88-105.
Li X J, An M T. “Driving with coal”: Does new energy vehicles really reduce carbon emissions? [J]. Finance & Economics, 2023,(6):88-105.

[13] Moataz, Mahmoud, Ryan, et al. Electric buses: A review of alternative powertrains [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2016, 62:673-684.

[14] Huo H, Zhang Q, Wang M Q, et al. Environmental implication of electric vehicles in China [J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(13):4856-4861.

[15] Liang X, Zhang S, Wu Y, et al. Air quality and health benefits from

fleet electrification in China [J]. Nature Sustainability, 2019,2(10): 962−971.

[16] Peng L, Liu F, Zhou M, et al. Alternative−energy−vehicles deployment delivers climate, air quality, and health co−benefits when coupled with decarbonizing power generation in China [J]. One Earth, 2021,4(8): 1127−1140.

[17] Hsieh I Y L, Chossière G P, Gencer E, et al. An integrated assessment of emissions, air quality, and public health impacts of China's transition to electric vehicles [J]. Environmental Science & Technology, 2022,56(11):6836−6846.

[18] Lin W Y, Hsiao M C, Wu P C, et al. Analysis of air quality and health co−benefits regarding electric vehicle promotion coupled with power plant emissions [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,247:119152.

[19] Choma E F, Evans J S, Hammitt J K, et al. Assessing the health impacts of electric vehicles through air pollution in the United States [J]. Environment International, 2020,144:106015.

[20] Pan R, Liang Y, Li Y, et al. Environmental and health benefits of promoting new energy vehicles: A case study based on Chongqing City [J]. Sustainability, 2023,15(12):9257.

[21] 徐大海,李宗恺.城市大气污染物排放总量控制中多源模拟法与国家准 GB/T3840−91 中 A−P 值方法的关系 [J]. 气象科学,1993,(2): 146−154.
Xu D H, Li Z K. The relationship between A−P value method and multiple sources dispersion model in the total quantity control of air pollutants emission in urban area [J]. Journal of the Meteorological Sciences, 1993,(2):146−154.

[22] 徐大海,李宗恺.关于 GB/T 13201−91 中燃料燃烧过程产生的气态大气污染物排放标准的制定方法的说明 [J]. 环境科学研究, 1992, 5(6):20−30.
Xu D H, Li Z K. Description of the method for setting emission standards for gaseous air pollutants produced by fuel combustion process in GB/T 13201−91 [J]. Research of Environmental Sciences, 1992,5(6):20−30.

[23] WHO. ICD−10 [Z]. 2019,https://icd.who.int/browse10/2019/en.

[24] 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 [J]. 中国环境科学, 2013,33(1):166−174.
Huang D S, Zhang S Q. Health benefit evaluation for $PM_{2.5}$ pollution control in Beijing−Tianjin−Hebei region of China [J]. China Environmental Science, 2013,33(1):166−174.

[25] 邹巍巍,邵彦川,胡丽条,等.中国 NO_2 健康风险与区域发展关联性研究 [J]. 中国环境科学, 2024,44(12):6993−7000.
Zou W W, Shao Y C, Hu L T, et al. The associations between NO_2−related health burden and regional developments in China [J]. China Environmental Science, 2024,44(12):6993−7000.

[26] 马洪群,崔莲花.大气污染物(SO_2、NO_2)对中国居民健康效应影响的 meta 分析 [J]. 职业与健康, 2016,32(8):1038−1044.
Ma H Q, Cui L H. Meta−analysis on health effects of air pollutants (SO_2 and NO_2) in the Chinese population [J]. Occupation and Health, 2016,32(8):1038−1044.

[27] 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):1034−1040.
Xie P, Liu X Y, Liu Z R, et al. Exposure−response functions for health effects of ambient particulate matter pollution applicable for China [J]. China Environmental Science, 2009,29(10):1034−1040.

[28] 齐 霁.短期大气重污染健康损害评估研究 [D]. 北京:清华大学, 2019.
Qi J. Study on health damage assessment of short−term heavy air pollution [D]. Beijing: Tsinghua University, 2019.

[29] 张 莹,邵 毅,王式功,等.北京市空气污染物对呼吸系统疾病门诊人数的影响 [J]. 中国环境科学, 2014,34(9):2401−2407.
Zhang Y, Shao Y, Wang S G, et al. Relationship between air pollutant and respiratory diseases hospital outpatient visits in Beijing [J]. China Environmental Science, 2014,34(9):2401−2407.

[30] 曾贤刚,阮芳芳.中国 $PM_{2.5}$ 污染健康效应的国民经济影响分析 [J]. 中国环境科学, 2020,40(7):3228−3238.
Zeng X G, Ruan F F. Analysis on the national economic impact of $PM_{2.5}$−induced health effects in China [J]. China Environmental Science, 2020,40(7):3228−3238.

[31] 陈仁杰.复合型大气污染对我国 17 城市居民健康效应研究 [D]. 上海:复旦大学, 2013.
Chen R J. The health effects of complex air pollution in 17 Chinese cities [D]. Shanghai: Fudan University, 2013.

[32] Chen R, Chu C, Tan J, et al. Ambient air pollution and hospital admission in Shanghai, China [J]. Journal of hazardous materials, 2010,181(1−3):234−240.

[33] 郑 山,王敏珍,王式功,等.大气污染物对兰州心脑血管疾病住院影响的病例交叉研究 [J]. 中国环境科学, 2012,32(7):1182−1187.
Zheng S, Wang M Z, Wang S G, et al. A case−crossover analysis of air pollution and hospital admissions for cardiovascular and cerebrovascular diseases in Lanzhou [J]. China Environmental Science, 2012,32(7):1182−1187.

[34] Kan H, Chen B. 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.

[35] 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.
Liu X Y, Xie P, Liu Z R, et al. Economic assessment of acute health impact due to inhalable particulate air pollution in the Pearl River Delta [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2010, 46(5):829−834.

[36] 曾贤刚,蒋 妍.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.
Zeng X G, Jiang Y. Evaluation of value of statistical life in health costs attributable to air pollution [J]. China Environmental Science, 2010, 30(2):284−288.

[37] Huang L, Mo J, Sundell J, et al. Health risk assessment of inhalation exposure to formaldehyde and benzene in newly remodeled buildings, Beijing [J]. Plos One, 2013,8(11):79553.

[38] 袁 贝,刘虎鹏,杜 平,等.基于参数优化和蒙特卡罗模拟的砷污染地块健康风险评估 [J]. 环境科学, 2024,45(2):1049−1057.
Yuan B, Liu H P, Du P, et al. Health risk assessment for an arsenic−contaminated site based on Monte Carlo simulation and parameters optimization [J]. Environmental Science, 2024,45(2): 1049−1057.

[39] 汤李琛,曾贤刚,陈 慧,等.中国省际农作物生产碳公平及其驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2024,44(12):7063−7078.
Tang L C, Zeng X G, Chen H, et al. Carbon equity in inter−provincial crop production in China and its driving factors [J]. China Environmental Science, 2024,44(12):7063−7078.

[40] Guo Y, Zhang L, Winiwarter W, et al. Ambitious nitrogen abatement is required to mitigate future global $PM_{2.5}$ air pollution toward the World Health Organization targets [J]. One Earth, 2024,7(9):1600−1613.

作者简介：陈 宓(1997−),女,湖北利川人,中国人民大学博士研究生,主要从事环境经济与管理研究.发表论文 7 篇.chenmi0514@ruc.edu.cn.