

电动汽车替代燃油车的气候和健康影响及社会成本 ——基于单车视角的成本效益分析

胡煜晗¹ 靳雅娜^{2,3} 张世秋^{1,†}

1. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871; 2. Environmental Defense Fund, New York 10010;
3. William & Mary, Williamsburg, VA 23185; † 通信作者, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

摘要 构建基于能源周期和全生命周期的分析框架, 借助基于概率分布的成本效益分析方法, 通过评估单辆纯电动汽车替代汽油车的气候和健康影响及相关社会成本, 探讨现阶段电动汽车替代传统燃油车能否实现气候、健康和社会福利的改进。研究表明, 在现有技术条件和电厂超低排放改造背景下, 尽管电动汽车替代传统燃油车在能源周期能够实现碳减排(约324元/(辆·年))、健康损害降低(约343元/(辆·年))以及可观的能源节约(约4315元/(辆·年)), 但由于两种车辆之间巨大的制造成本差异(约1.6万元/(辆·年)), 现阶段电动汽车对传统燃油车的全面替代并不能实现社会总体福利的改进。因此, 中国电动汽车推广政策短期内不应以全面替代为目标, 而应识别具有较高气候和健康效益以及具有较大能源节约潜力的区域优先推广。

关键词 电动汽车; 传统燃油车; 气候影响; 健康影响; 成本效益分析

Climate, Health Impacts, and Social Costs of Electric Vehicles in China: A Cost-Benefit Analysis

HU Yuhan¹, JIN Yana^{2,3}, ZHANG Shiqiu^{1,†}

1. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 2. Environmental Defense Fund, New York 10010; 3. William & Mary, Williamsburg, VA 23185; † Corresponding author, E-mail: zhangshq@pku.edu.cn

Abstract By applying the probabilistic benefit-cost analysis with Monte Carlo simulation, this study reveals the energy- and life-cycle climate and pollution-related health impacts, and various social costs in China of gasoline-to-electric vehicle (GV-to-EV) substitutions. Key factors influencing these estimates are also elicited. Results indicate that a GV-to-EV substitution can annually achieve benefits of 324 yuan on climate, 343 yuan on health, and 4315 yuan on energy savings in the energy cycle under current technical conditions and the dynamics of power grid development. However, these benefits are offset by the incremental manufacturing cost (16000 yuan/car-year), and the social welfare improvement over the life cycle is negative in the short run. This study highlights the importance of prioritizing GV-to-EV substitutions only in areas with high health, climate, and energy-saving benefits.

Key words electric vehicles; fuel vehicles; climate impacts; health impacts; cost-benefit analysis

基于汽车产业转型升级、能源结构调整和缓解环境压力等方面的战略考量, 中国政府近年来相继出台多项政策(如购车补贴、税收优惠、基础设施建设补贴、研发投资和公共服务支持等)来促进电动汽车的应用推广。中国电动汽车保有量从2013年的4万辆迅速增至2017年的125万辆, 短短几年内增长约30倍, 并继续向2020年达到新能源汽车

保有量500万辆的目标迈进^[1]。

为了评价电动汽车推广的可行性和实际效果, 现有研究从特定范畴和视角, 对电动汽车的环境影响、生产成本、基础设施布局和动力电池回收等进行探讨。然而, 在强大的政府助推力和高昂的政策成本背后, 从全社会成本角度对“电动汽车是否比传统燃油车更环境友好”以及“中国是否应该加速电

电动汽车替代传统燃油车”等关键问题的讨论仍然不足。一方面,现阶段电动汽车运行的气候与健康绩效具有模糊性:1)中国电力能源结构以火电为主(2017年火电份额约为71%),意味着虽然电动汽车将城市移动源排放转移到远离人口中心的电厂所在地,但其背后依然存在一定量级的温室气体和污染物排放;2)近年来燃煤电厂的超低排放改造显著降低电力生产过程中的污染排放,但大部分研究尚未将这一最新进展纳入考量;3)有学者强调,对于电动汽车能否实现碳减排和避免污染相关的人体健康损害不能一概而论,还需综合考虑电网能源结构、车辆能源载体、充电模式和车辆回收率等多种因素^[2-6]。另一方面,社会各界对电动汽车技术与成本降低潜力、配套设施建设布局、储能和电池回收可行性及实际效果等方面预期不同,如果缺乏对全生命周期社会影响系统和详实的评估,就难以回答电动汽车推广的经济可行性和社会福利结果。借助环境经济分析,讨论电动汽车替代传统燃油车带来的环境-健康-经济成本变化以及对应的社会净效益,是回应上述问题的基础。因此,对两种车辆生命周期各环节的环境和社会影响的比较有助于回应现实争议,理解政策动机,并为调整补贴政策提供参考。

电动汽车对传统燃油车的替代不是单纯的两种车辆制成品之间的替代,其影响还包括车用燃料生产与使用的能源周期,以及从原料获取到最终处置的整个车辆生命周期。由于车用燃料的生产和使用过程贡献了绝大部分的温室气体和大气污染物排放量,讨论电动汽车替代传统燃油车的环境友好性需聚焦于能源周期(包括车辆运行相关的能源获取、

储运和终端消费过程),以便帮助建立对电动汽车替代传统燃油车的气候和健康效应以及节能潜力的基本认知。经济可行性讨论则需要立足于全生命周期(包括车辆制造、运行、维护和处置环节),通过比较两种车辆在所有环节的社会影响,讨论现阶段电动汽车推广能否实现社会总体福利的改进,并识别其关键动力和阻力。

本文不讨论电动汽车推广的产业和结构效应,而是将现有市场规模、消费需求和结构、车队规模及构成等作为既定情景,直接估算用一辆纯电动汽车替代一辆汽油车(简称“单车替代”)带来的环境-健康-经济成本的边际变化量及对应的社会净效益。借助成本效益分析框架和蒙特卡洛仿真工具,通过对各类社会成本的刻画和比较,揭示电动汽车替代传统燃油车带来的各类社会影响的完整图景以及中国电动汽车行业快速兴起可能产生的效应,以期为相关问题的讨论以及政策方案的制定提供参考。

1 研究方法

1.1 分析框架

1.1.1 能源周期的成本效益分析框架

本文中,能源周期的成本或效益指与车辆运行相关的能源(汽油或电力)获取、储运和终端消费过程中综合能源消耗的变化及影响。具体地,本文根据汽油和电力生命周期各阶段的气候和健康影响,重点衡量原油开采、运输、炼制和汽油燃烧环节(汽油车)以及电力生产环节(纯电动汽车)的温室气体和大气污染物排放影响及相应的能源成本(表1)。

1.1.2 全生命周期的成本效益分析框架

本文构建单车替代全生命周期成本效益分析框

表1 单车替代能源周期成本效益估算类别与方法

Table 1 Typology of energy-cycle costs and benefits for a GV-to-EV substitution

分类	气候影响	健康影响	能源成本
汽油车	原油开采、运输和炼制等上游环节温室气体(GHG)排放; 汽油车 GHGs 排放	原油开采、运输、炼制等上游环节大气污染物排放引起的过早死亡和患病; 汽油车大气污染物排放导致 PM _{2.5} 和 O ₃ 长期人口暴露浓度边际增加引起的过早死亡和患病 ^a ; 汽油车污染排放导致的其他健康终端	汽油成本
纯电动汽车	电厂 GHGs 排放	电厂大气污染物排放导致 PM _{2.5} 长期人口暴露浓度边际增加引起的过早死亡和患病; 电厂污染排放导致的其他健康终端	电力成本
单车替代能源周期效益或成本增量	单辆汽油车和单辆纯电动汽车碳排放的社会成本之差	单辆汽油车一次 PM _{2.5} , NO _x 和 VOCs 排放和单辆纯电动汽车一次 PM _{2.5} , NO _x 和 SO ₂ 排放的健康损害成本之差	单辆纯电动汽车的电力成本与单辆汽油车的汽油成本之差

说明:粗体表示未进行量化和货币化估计;根据McIntosh等^[7]的建议,将与社会资源利用(资源消耗或节约)相关的项目放在成本一侧,将气候和健康影响(气候、健康改进或损害)有关项目放在效益一侧;a.臭氧污染造成的健康影响总量远小于PM_{2.5},且过早死亡占健康损害绝大部分,故仅衡量臭氧污染对慢性效应死亡的影响^[8]。

架(表 2), 用以揭示替代过程中更完整的成本效益要素及其内涵。其中, “效益”包括气候效益和健康效益, 分别指以货币值表征的单车替代带来的温室气体排放的社会成本变化量, 以及大气污染物排放导致的健康损害(主要指过早死亡和患病)成本的变化量; “成本”则指以货币值表征的单车替代带来的车辆制造、运行、维护和处置阶段对应的社会资源消耗成本的变化量。

1.2 估算方法

1.2.1 气候效益

气候效益通常指采取包括减排在内的各种手段使得温室气体净排放量降低而带来的气候变化效应和效益, 本文用纯电动汽车与汽油车温室气体(包括 CO₂, CH₄ 和 NO_x)排放的社会成本差异来表征。首先估算两种车辆能源周期的年温室气体排放量:

$$Q_{GHG,gv} = EF_{GHG,gv} \times AGC \times M, \quad (1)$$

$$Q_{GHG,ev} = EF_{GHG,ev} \times AEC \times M, \quad (2)$$

式中, $Q_{GHG,gv}$ 和 $Q_{GHG,ev}$ 分别为汽油车(gv)和纯电动汽车(ev)对应电厂的年温室气体排放当量(g CO_{2,e}), $EF_{GHG,gv}$ 和 $EF_{GHG,ev}$ 分别为两种车辆能源周期的温室气体排放因子(g CO_{2,e}/L 和 g CO_{2,e}/kWh), AGC 为平均汽油消耗量(L/100 km), AEC 为平均电力消耗量(kWh/100 km), M 为年行驶里程(100 km)。

借助碳社会成本(social cost of carbon, SCC)估算温室气体排放的社会经济成本。根据 Ricke 等^[9]的最新研究, 中国 SCC 为每吨 CO₂ 当量 24 美元(范围为 4~50 美元)。

1.2.2 健康效益

大气环境改善的效益体现在多个方面, 其中因环境质量改善而降低的发病率和死亡率及其相应的货币值表征(即健康效益)是最重要的部分, 占比在 80% 以上。本文中的健康效益指用货币值表征的大气污染物减排和污染物浓度降低所避免的过早死亡和患病数。进一步地, 纯电动汽车替代汽油车的健康效益可以用两种车辆对应污染排放导致的人体健康损害成本的差异来表示, 计算步骤如下。

1) 污染物排放量。分别计算单辆汽油车运行和单辆纯电动汽车对应电厂发电的年污染物排放量:

$$q_{m,gv} = EF_{m,gv} \times M, \quad (3)$$

$$q_{m,ev} = EF_{m,ev} \times AEC / (CE \times (1 - \delta)) \times \alpha \times \lambda \times M, \quad (4)$$

式中, $q_{m,gv}$ 为汽油车的污染物 m 的排放量(g), $q_{m,ev}$ 为纯电动汽车对应电厂污染物 m 的排放量(g), $EF_{m,gv}$ 为汽油车污染物 m 的排放因子(g/100 km), $EF_{m,ev}$ 为纯电动汽车对应电厂污染物 m 的排放因子(g/kgce), CE 为电池充电效率(%), δ 为平均线路损失因子(%), α 为火电份额(%), λ 为净煤耗率(kgce/kWh)。

表 2 单车替代全生命周期成本效益类别与分析框架
Table 2 Typology of life-cycle costs and benefits for a GV-to-EV substitution

类别	车型	全生命周期				
		生产制造	运行		维护	处置
			能源周期	基础设施建设、运行与维护		
效益	汽油车	车辆制造过程中电力消耗对应的温室气体排放影响差异; 其他污染排放影响差异	同 1.1.1 节	废气、废水、噪声、固体废物等环境和生态影响(如油品的泄、漏、冒、溢现象等)	车辆维护过程中的涂漆、废水、固体废物等排放影响差异	使用电池回收材料代替原材料在制造阶段减少的温室气体排放和污染物(如 SO _x)排放影响
	废气、废水、噪声、固体废物等环境和生态影响(如供电系统的工频电磁场、无线电干扰等)					
类别	车型	车辆成本	运行成本		维护成本	处置成本
			能源成本	基础设施成本		
		成本	汽油车	车辆制造(包括制造过程中的能源消耗)成本差异	同 1.1.1 节	加油机成本; 土地、人工等其他成本
纯电动汽车	充/换电站与充电桩成本; 土地、人工等其他成本					

说明: 粗体部分未定量地估计。

2) 健康风险。为衡量汽油车和电厂排放的污染物 j 对健康终端 k (慢性效应死亡和慢性支气管炎,二者占据健康影响的绝对比例)的边际损害,采用下式^[10]计算:

$$E_{jk} = \sum_i \text{Pop}_i \times \Delta C_{ij} \times \beta_{jk} \times I_k, \quad (5)$$

式中, E_{jk} 为归因于污染物 j 暴露的健康终端 k 的人口数量, $\sum_i \text{Pop}_i$ 为区域 i 的人口数量, ΔC_{ij} 为污染排放对区域 i 中污染物 j 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的增量贡献, β_{jk} 为污染物 j 浓度和健康终端 k 的浓度反应(concentration-response, C-R)关系($\% / (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})$), I_k 为给定时间段内风险人群健康终端 k 的基准死亡率或患病率($\%$)。

为了估算 $\sum_i \text{Pop}_i \times \Delta C_{ij}$, 在观测站点较少、数据不足的情况下, 采用吸入因子(intake fraction, iF)法衡量汽油车和电厂排放对人体污染吸入的贡献。iF包含暴露人口规模、人与排放之间的距离及污染物的环境持久性等因素, 能够兼顾污染排放与人群活动规律, 本质是大气模型模拟的结果, 其计算公式^[10-12]为

$$\text{iF}_{j,m} = \frac{I}{Q} = \sum_i \text{Pop}_i \times \Delta C_{ij} \times \text{BR} / q_{mn}, \quad (6)$$

式中, $\text{iF}_{j,m}$ 为污染物 j 的吸入因子(m 是污染物 j 或污染物 j 的前体), I 为污染吸入量, Q 为污染物排放量, q_{mn} 为特定来源 n (分别为汽油车和电动汽车对应的电厂)污染物 m 的排放量($\mu\text{g}/\text{d}$), BR 为呼吸速率(通常假定为 $20 \text{ m}^3/(\text{d} \cdot \text{人})$)。

结合式(5)和(6), 即可估算 E_{jk} :

$$E_{jk} = \text{iF}_{j,m} \times q_{mn} \times \beta_{jk} \times I_k / \text{BR}. \quad (7)$$

3) 健康风险的货币化估值。统计生命价值(value of a statistical life, VSL)能够刻画个体支付意愿与死亡风险降低之间的替代关系^[13]。Jin等^[14]综合考虑空气污染和经济发展等最新情况, 估算出北京市VSL为158万美元(以2016年美元计), 该值处于Robinson等^[15]对中国VSL的估算结果范围(120~230万美元)内。本文借鉴OECD^[16]和Jin等^[17]的方法, 使用北京市VSL和弹性系数, 推算全国平均收入水平下的VSL校准值, 用于健康风险的货币化。计算公式为

$$\text{VSL}_{\text{Nation}} = \text{VSL}_{\text{Beijing}} \times \left(\text{GDPper}_{\text{Nation}} / \text{GDPper}_{\text{Beijing}} \right)^{\text{elasticity}}, \quad (8)$$

式中, $\text{VSL}_{\text{Nation}}$ 为全国平均统计生命价值, $\text{VSL}_{\text{Beijing}}$ 为北京市统计生命价值, $\text{GDPper}_{\text{Nation}}$ 为全国平均人

均国内生产总值, $\text{GDPper}_{\text{Beijing}}$ 为北京市人均国内生产总值, elasticity 为VSL相对于人均GDP的弹性系数, 设定为 0.8 ^[16]。

设置慢性支气管炎的统计疾病价值(value of a statistical illness, VSI)为VSL的5.5%左右, 用于货币化患病风险^[10]。

1.2.3 能源成本

从全社会角度, 能源成本指用货币值表征的为满足车辆运行需求, 从生产、储运到提供牵引动力所消耗的能源和其他社会资源, 但不包括各环节的增值税、政府性基金及附加等转移性支付。中国的电力和汽油价格在很大程度上受政府管制, 难以反映真实的资源成本。在能源成本估算中, 应采用能够反映真实经济价值、市场供需状况、资源稀缺程度以及使资源得到合理配置的影子价格(shadow price)来表征。有学者认为, 如果用户在最优用电水平上增加用电量, 其边际效用低于边际发电成本, 将导致总社会福利降低; 若发电量有剩余, 电力成本即为电力的影子价格^[18]。目前, 全国电力供需形势由总体宽松转为总体平衡^[19]。本文假设全国发电量大致满足电动汽车用电需求, 将平准化电力成本(LCOE, 亦称度电成本, 包括燃煤电厂超低排放改造成本和输配成本(含线损)之和作为纯电动汽车的能源成本。其中, 由于目前对度电成本的研究成果有限, 使用上网电价替代; 因缺乏对输配成本的可靠估计, 采用电网企业平均购销差价(含线损)表征从发电端到售电端所需的介入系统、联网、电能输送及损耗等成本。

政府对汽油价格引入相对较高的税收(比例为27%~57%), 包括增值税、关税、资源税和消费税等。由于缺乏中国汽油影子价格信息, 且各环节税收比例未知, 本文综合国家发展和改革委员会、中国石油天然气集团有限公司和中国石油化工集团公司披露的不含税汽油价格和税收比率, 将3.47元/升设置为不含税汽油成本的中心估计值(2.95~5.87元/升), 以便反映汽油在原料获取、提炼加工等各环节耗费的社会资源成本, 即汽油车的能源成本^[20-21]。

1.2.4 基础设施成本

本文中, 基础设施成本指为保障车辆正常运行所必需的基础设施建设和运营对应的社会资源成本。具体而言, 加油基础设施主要为加油机及配套服务(如运营设施、人工和土地等), 充电基础设施主要为充换电站、充电桩(包括交流慢速充电桩、

交流快速充电桩和直流快速充电桩)及配套服务。鉴于土地的人工等成本衡量的难度和不确定性,本文中基础设施成本仅包括从加油机到充电桩的增量成本。

目前,鲜有研究评估中国电动汽车运行所需的充电基础设施条件。由于中国电动汽车和充电市场尚未饱和,实际桩车比仍在不断变化,难以反映真实的基础设施需求。欧盟替代燃料基础设施(AFI Europe)指令要求成员国每十辆电动汽车至少配备一个充电桩^[1]。与欧洲国家相比,中国多数城市人口更稠密,充电基础设施配备需求更高,故不能简单地沿用AFI指标。2015年,四部委联合印发的《电动汽车充电基础设施发展指南(2015—2020)》综合考虑经济发展水平、自然地理条件、污染现状和城市规模格局等因素,提出2020年全国各区域的桩车比要求(1/15~1/7不等)^[22],本文据此推算目前电动汽车的充电基础设施需求。

历经多年发展,加油市场格局和用户规模基本上保持稳定,因此可以根据加油站建设现状估计单车汽油车运行所需的基础设施条件。对于一座加油站服务的车辆数,可用“站均服务量”表示。早期,中国加油站的站均服务量不到300辆,仅为美国、日本和德国等发达国家平均水平的1/6,但近年来这一差距不断缩小^[23-24]。截至2018年,中国民用汽车保有量为2.3亿辆,加油站数量约7.4万座,据此计算最新加油站的站均服务量约为3141辆。

1.2.5 车辆制造成本

在制造阶段,汽油车和纯电动汽车的环境影响差异主要在于车辆生产过程中的碳排放成本,成本差异主要在于能源和社会资源消耗。据Hao等^[25]测算,两种车辆制造过程中的GHGs排放分别约为6.5和11.04吨CO₂当量,制造成本分别约为5.3和20.9万元/辆。本文将两种车辆的碳排放成本差异纳入单车替代的气候效益,将制造成本差值作为单车替代的车辆成本,并按车辆寿命(一般为10年左右)分摊至各年。

1.2.6 车辆维护成本

由于配置了更复杂的推进系统,汽油车的维护成本往往更高^[25]。本文根据现有对汽油车和纯电动汽车维护成本差异的估值来计算单车替代的维护成本,并按车辆寿命分摊至各年。

1.2.7 车辆处置成本

根据对中国电动汽车保有量和车辆寿命的预

估,第一批投入市场的电动汽车及其动力电池将在2025年左右迎来集中“报废潮”。回收既能规避废旧组件给环境和人体带来的潜在危害,还能通过循环利用原材料提高资源利用率,兼顾环境保护和资源节约^[26-27]。汽油车和纯电动汽车的动力系统分别为内燃机和电动机(含动力电池),假设内燃机与电动机在回收和报废过程中的环境能源影响和社会成本无显著差异,则两种车辆的处置成本差异主要在于电池的处理。因此,本文将动力电池回收的碳减排(即用电池回收材料代替原材料在车辆制造阶段降低的碳排放,根据Qiao等^[27]的测算约为1.1吨CO₂当量/辆)效益纳入单车替代的气候效益核算,将电池回收成本(包括资源消耗成本、新增技术和成本)作为单车替代的处置成本,并按车辆寿命分摊至各年。

1.3 分析工具

成本效益分析(cost-benefit analysis, CBA)通过比较特定政策或项目的全部成本和效益,结果可为经济效率评价和政策选择提供依据。但是,在实际分析中面临以下挑战:1)难以获取最新的、贴近现实的数据;2)所获数据常常是非平稳的,可能随时间推移而改变;3)将不同运算环节的不确定参数相乘,结果的不确定性会迅速扩大^[28-30]。为克服这些困难,近年来有学者在传统CBA中引入蒙特卡洛建模仿真(Monte Carlo simulation, MCS)这一基于概率分布的统计分析方法:首先根据估算需要,构建一套尽可能贴近现实并容许不确定性的参数信息库,参数的取值范围、分布和参数间相关性来自文献资料和研究人员的专业判断;然后给定参数的统计分布,允许全部参数同时在各自的取值范围内随机变动,通过大量的随机抽样获得众多不确定因素综合影响下目标估计值(如社会净效益)的统计分布特征。MCS方法与传统的基于点估计或最好-最差情景估计的方法相比,能更好地处理不确定性。目前,已有研究运用这一思路评估特定项目中不同替代技术的成本效益以支持决策^[10,30-32]。本文从社会经济运作和整体福利角度,将MCS与传统CBA框架相结合,开展基于概率分布的成本效益分析(“probabilistic” CBA),依据现有统计数据和研究结果建立参数信息库(表3),使用Oracle Crystal Ball仿真程序,执行10000次蒙特卡洛随机实验,以期获得效益、成本及社会净效益的期望和概率分布。

表 3 参数信息
Table 3 Parameter information

参数	单位	取值			分布
		低	中	高	
汽油车运行的一次 PM _{2.5} 排放因子 ^[33]	g/km	0.002	0.003	0.004	均匀分布
汽油车运行的 NO _x 排放因子 ^[33]	g/km	0.02	0.03	0.035	均匀分布
汽油车运行的 VOCs 排放因子 ^[33]	g/km	0.52	0.53	0.54	均匀分布
电厂单位煤耗的一次 PM _{2.5} 排放因子 ^[34]	g/kgce	0.043	0.050	0.061	均匀分布
电厂单位煤耗的 SO ₂ 排放因子 ^[34]	g/kgce	0.277	0.300	0.344	均匀分布
电厂单位煤耗的 NO _x 排放因子 ^[34]	g/kgce	0.421	0.444	0.491	均匀分布
汽油车能源周期的 GHGs 排放因子 ^[33]	g CO _{2,e} /L		3184		
纯电动汽车能源周期的 GHGs 排放因子 ^[33]	g CO _{2,e} /kWh		855		
移动源一次 PM _{2.5} 排放生成 PM _{2.5} 的 iF ^[35]	—	3.35×10 ⁻⁵	3.72×10 ⁻⁵	4.09×10 ⁻⁵	均匀分布; ±10%
移动源 NO _x 排放生成 PM _{2.5} 的 iF ^[35]	—	1.73×10 ⁻⁶	1.92×10 ⁻⁶	2.11×10 ⁻⁶	均匀分布; ±10%
移动源 NO _x 排放形成 O ₃ 的 iF ^[35]	—	-3.51×10 ⁻⁶	-3.90×10 ⁻⁶	-4.29×10 ⁻⁶	均匀分布; ±10%
移动源 VOCs 排放生成 O ₃ 的 iF ^[35]	—	4.43×10 ⁻⁶	4.92×10 ⁻⁶	5.42×10 ⁻⁶	均匀分布; ±10%
电厂一次 PM ₃ 排放生成 PM ₃ 的 iF ^[36]	—	1.70×10 ⁻⁶	6.10×10 ⁻⁶	1.20×10 ⁻⁵	三角形分布
电厂 SO ₂ 排放生成二次硫酸盐的 iF ^[36]	—	7.30×10 ⁻⁷	4.40×10 ⁻⁶	7.30×10 ⁻⁶	Weibull 分布
电厂 NO _x 排放生成二次硝酸盐的 iF ^[36]	—	8.00×10 ⁻⁷	3.50×10 ⁻⁶	7.10×10 ⁻⁶	三角形分布
呼吸系数 ^[10]	m ³ /(d·人)		20		
慢性效应死亡浓度反应关系系数(PM _{2.5}) ^[35,37]	%/(μg·m ⁻³)	0.10	1.00	2.00	三角形分布
慢性支气管炎浓度反应关系系数(PM _{2.5}) ^[38]	%/(μg·m ⁻³)	0.37	1.01	1.56	均匀分布
慢性效应死亡浓度反应关系系数(O ₃) ^[8]	%/(μg·m ⁻³)	0.07	0.20	0.34	均匀分布
汽油车平均汽油消耗量 ^[39]	L/100 km	7.96	8.57	9.43	Logistic 分布
纯电动汽车平均电力消耗量 ^[33,39]	kWh/100 km	15.05	16.20	17.82	Logistic 分布
年行驶里程 ^[39]	100 km	131.80	147.55	167.57	对数正态分布
净煤耗率 ^[40]	kgce/kWh	241	319	361	Poisson 分布
平均线路损失因子 ^[41-42]	%	1.88	6.72	8.26	最小极值分布
电池充电效率 ^[25]	%	89.00	90.00	96.00	均匀分布
全因死亡率 ^[2]	%	0.44	0.71	0.74	Beta 分布
慢性支气管炎发病率 ^[43]	%	0.65	0.72	0.79	均匀分布; ±10%
统计生命价值(中国) ^[2,14,16]	CNY	3.06×10 ⁶	5.62×10 ⁶	1.03×10 ⁷	对数正态分布
一例慢性支气管炎价值占 VSL 比例 ^[10]	%	3.0	5.5	10.0	均匀分布
碳社会成本(中国) ^[9]	USD/t CO _{2,e}	4	24	50	三角形分布
汽油成本(不含税) ^[20-21]	CNY/L	2.95	3.47	5.87	均匀分布
火电份额 ^[41]	%	0.7	71.0	98.0	最小极值分布
水力份额 ^[41]	%		18.6		
核力份额 ^[41]	%		3.9		
风力份额 ^[41]	%		4.7		
光伏份额 ^[41]	%		1.8		
火电度电成本 ^[41]	CNY/kWh	0.3095	0.3269	0.3444	最小极值分布
水电度电成本 ^[41]	CNY/kWh	0.2272	0.2312	0.2352	对数正态分布
核电度电成本 ^[41]	CNY/kWh	0.3597	0.3661	0.3724	均匀分布
风电度电成本 ^[41]	CNY/kWh	0.4846	0.4876	0.4906	Logistic 分布
光伏度电成本 ^[41]	CNY/kWh	0.7847	0.7884	0.7921	Logistic 分布
超低排放改造度电成本 ^[44]	CNY/kWh	0.0294	0.0327	0.0359	均匀分布
输配成本(含线损) ^[42]	CNY/kWh	0.2054	0.2105	0.2157	三角形分布
加油站均服务量 ^{[2] a}	辆	2345	3141	5746	对数正态分布
单个加油站加油机数量 ^[45]	台		4		
单台加油机成本 ^[46]	CNY	10000	15000	20000	三角形分布
桩车比 ^[22]	—	1/15	1/9	1/7	Beta 分布
单台充电桩成本 ^[47]	CNY	10000	20000	30000	三角形分布
加油机/充电桩寿命 ^[48-50]	年	5	6	8	三角形分布
美元兑人民币汇率 ^[2]	CNY/USD	6.14	6.48	6.75	均匀分布

说明: 部分参数的分布可借助已有数据判断, 在缺乏统计数据的情况下, 假设参数满足均匀或离散分布^[31]; 由于缺乏一次 PM_{2.5} 排放生成 PM_{2.5} 的 iF 估计值, 用 PM₃ 的 iF 数据替代; 中国本地化移动源污染物 iF 的研究有限, 用中国东部移动源 iF 估值替代; 输配成本中包含线损成本, 线损因子越小, 输配成本越低, 借助 Pearson 相关性分析, 设置二者的相关系数为 0.574; 换电设施数量占比较小, 因此未纳入基础设施成本的讨论范围。a. 加油站均服务量估算所需的全国加油站数量在百度地图(<https://map.baidu.com>)平台检索关键词“加油站”获取。

2 估算结果

2.1 基于能源周期的单车替代社会净效益

图 1 显示,在现有燃煤发电技术和电厂超低排放改造背景下,单车纯电动汽车的年碳排放成本为汽油车的一半,大气污染排放的健康影响为汽油车的 1/5,电力成本为汽油成本的 1/4,意味着用一辆纯电动汽车替换一辆汽油车,可以实现正的气候效益(约 324 元/年)、健康效益(约 343 元/年)以及可观的能源节约(约 4315 元/年),最终在能源周期获得显

著的社会净效益(约 5025 元/年)。这一结果表明,电动汽车替代传统燃油车带来的从汽油到电力的能源类型变化,能够显著地降低资源获取、能源生产储运及使用等环节的社会资源消耗成本,其量级远远高于能源使用过程中温室气体和大气污染物减排获得的环境与健康效益。

通过单因素敏感性分析,识别对净效益结果不确定性的贡献排名前十的参数,结果如图 2 所示。可以发现,汽油成本的影响最显著,其从低到高的

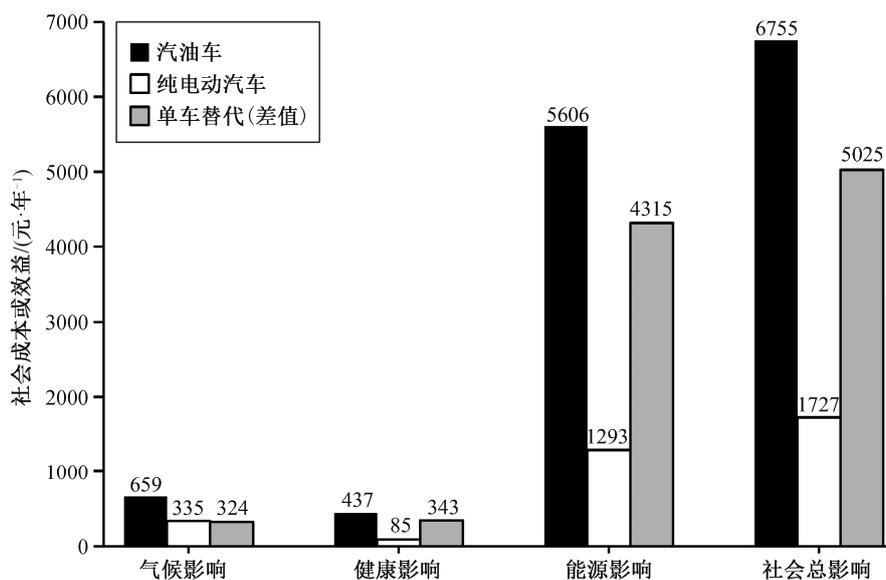
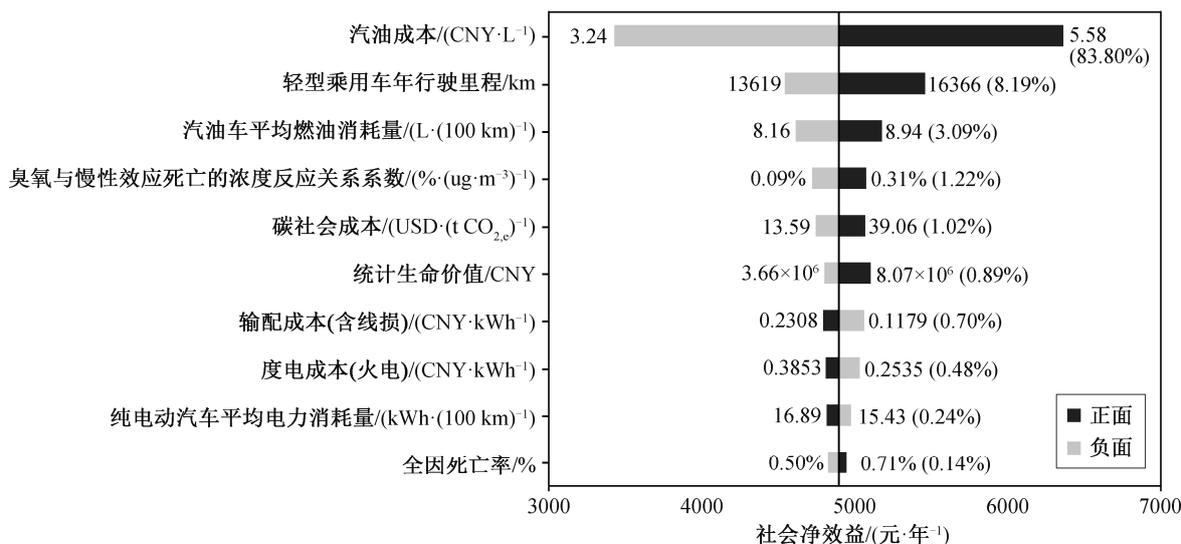


图 1 单车替代能源周期的气候、健康、能源影响估计结果

Fig. 1 Energy-cycle climate, health and energy impacts for a GV-to-EV substitution



两侧数字表示纵轴各因素的取值区间,右侧括号中为该因素的单独贡献率

图 2 单车替代能源周期社会净效益的单因素敏感性分析(排名前十的参数)

Fig. 2 Top 10 parameters contributing to the uncertainty of the net social benefits

变化使社会净效益由 3431 元/(辆·年)增长至 6362 元/(辆·年), 对社会净效益变动的单独贡献率高达 84%; 贡献最大的 3 个因素与能源及其使用行为和效率相关, 表明在现有研究普遍关注气候和健康效应的背景下, 能源成本估算对于电动汽车替代传统燃油车的社会总体影响讨论是非常必要的。

2.2 基于全生命周期的单车替代社会净效益

对两种车辆全生命周期各类效益和成本进行比较, 能够清楚地识别单车替代各阶段的影响及其对社会净效益的贡献。图 3 表明, 在整个生命周期, 单车替代社会影响最大的环节在于两种车辆在制造过程中能源与其他社会资源消耗成本的巨大差异(约 1.6 万元/年), 该差异决定了社会净效益的量级和正负方向; 其次为车辆运行对应的能源成本差异(约为 -4315 元/年), 即电动汽车以成本更低的电力为能源载体, 比汽油车具有显著的能源与社会资源节约潜力; 相比之下, 汽油车的基础设施成本更低, 纯电动汽车的气候和健康损害更小, 车辆维护成本更低, 并且动力电池回收具有一定的成本抵消作用, 但这些环节成本效益的数量级较小(约 300 元/年)。

2.3 2015—2025 年全生命周期社会净效益预测

囿于昂贵的制造成本, 现阶段中国电动汽车替代传统燃油车的社会成本高昂, 难以获得可观的社会净效益。但有研究认为, 随着技术水平提升和电池系统全行业成本降低, 预期纯电动汽车的生产成本将逐年下降, 并缩小与汽油车的成本差距^[25,51]。为了探究电动汽车推广未来能否在该技术发展趋势

下获得社会净效益, 本文借助 Hao 等^[25]对未来汽油车和纯电动汽车制造成本的预测, 对 2020 和 2025 年单车替代全生命周期的社会净效益进行预判。

由于缺乏目标年份其他必要参数的预测值, 本文仅考虑未来的车辆成本变化, 将其余成本和效益固定为 2015 年的结果分布。这一预测是保守的: 首先, 移动源污染控制技术已相对成熟, 可以预测汽油车的气候和健康影响不会再大幅降低; 其次, 随着电厂清洁度的提高、节能与储能技术的革新、可再生能源比重的上升以及动力电池技术的发展, 未来电动汽车替代燃油车可能获得更高的气候和健康效益, 但不会大幅度超出已考虑各种不确定性的 2015 年估计结果的范围。

从图 4 可以看出, 在上述最保守的情况下, 由于技术进步和规模经济变化等的影响, 两种车辆的制造成本差距逐年缩小, 2020 年单车替代全生命周期的社会净效益从 -9855 元/年增长至 -2797 元/年, 并在 2025 年实现正的社会净效益(约 2041 元/年)。

3 结论与讨论

本文通过建立单辆纯电动汽车替代汽油车的能源周期和全生命周期成本效益分析框架, 估算并比较两种车辆的气候和健康影响及各类社会成本, 以期了解现阶段在全国范围内淘汰燃油车、推广电动汽车的环境影响和社会福利变化的量级及其分布范围, 从而为中国电动汽车推广政策和战略的制定提供信息。研究结果表明: 1) 目前以电动汽车替代传

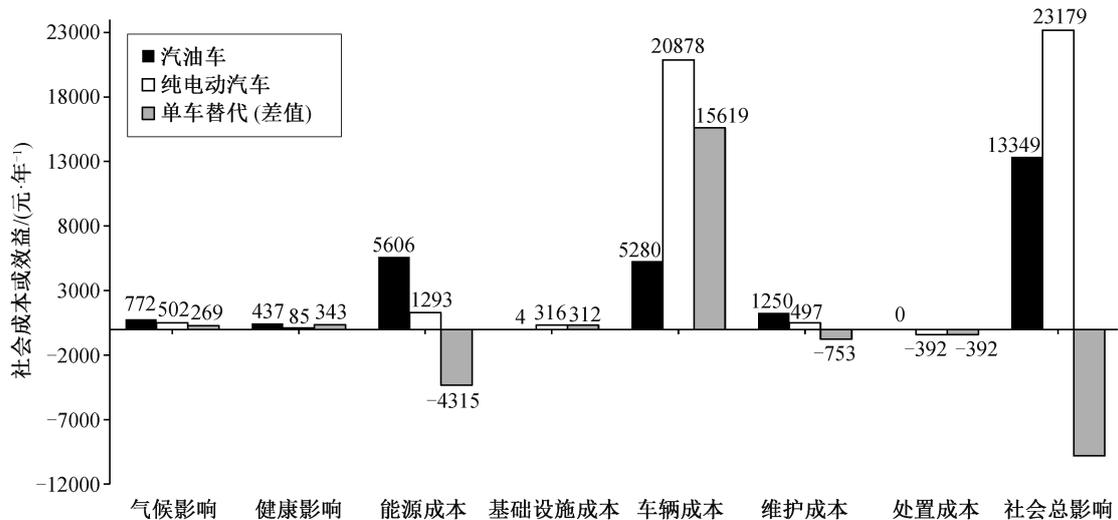


图 3 单车替代全生命周期成本和效益比较

Fig. 3 Life-cycle cost and benefit estimates for a GV-to-EV substitution

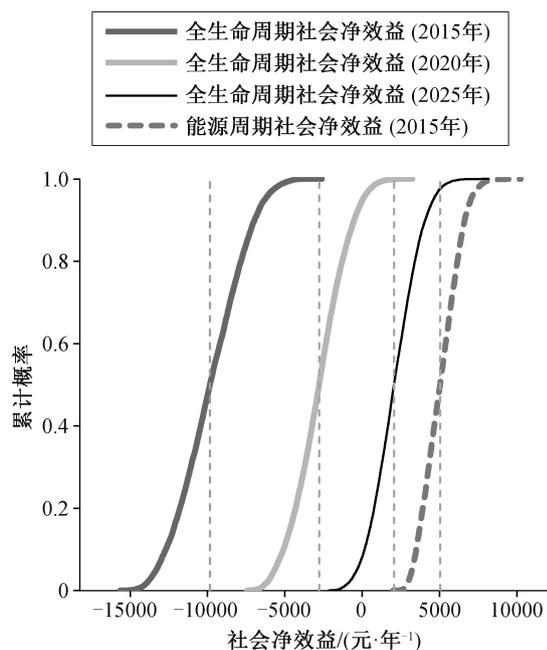


图 4 2015—2025 年单车替代社会净效益预测
Fig. 4 Net social benefits for a GV-to-EV substitution from 2015 to 2025

统燃油车能够获得正的气候和健康效益, 主要归因于电动汽车将城市道路的近源排放转移到远离人口聚居区的电厂所在地, 以及近年来燃煤电厂的超低排放改造显著地提高了电力清洁度; 2) 纯电动汽车以成本更低的电力为能源载体, 相对于汽油车的能源节约效果非常显著, 甚至远远高于气候和健康效益; 3) 从全社会和全生命周期的角度, 纯电动汽车制造成本过高导致现阶段电动汽车替代传统燃油车的综合效益并不显著, 但随着技术进步、行业成本降低、规模经济以及电网清洁度提升, 电动汽车推广将在不远的未来实现全生命周期的社会净效益。

在现有能源结构和技术条件下, 电动汽车替代传统燃油车总体上兼具碳减排、健康损害降低和能源节约三重效益, 这也是中国政府加速电动汽车推广的重要动因。然而, 高昂的车辆制造成本使得短期内电动汽车对传统燃油车的全面替代并不能实现社会总体福利的改进。这一结论为政策调整提出两点启示: 其一, 在有限的社会资源条件下, 电动汽车不能在全国统一部署, 而应识别具有较高气候和健康效益和能源节约潜力的区域优先推广, 本文从单车视角探讨电动汽车推广的环境与社会影响, 有助于结合当地实际, 快速获得不同区域或情景中电动汽车替代传统燃油车的边际效益或成本, 揭示不同自然禀赋和社会经济条件下电动汽车推广效应的

区域差异性, 为政策制定提供依据; 其二, 目前以直接购置补贴为主的激励手段通过调整车辆价格和刺激生产消费, 有效地培育了电动汽车初级市场, 但也使得企业缺乏技术和产品研发动力, 行业成本居高不下, 意味着政府在现有补贴政策下培养竞争性汽车产业、缓解能源与环境压力的背后, 隐含着长期经济效率和社会福利损失, 要想在全社会层面和全生命周期获得净效益, 补贴政策需以激励生产技术革新和成本降低为着力点。

本文最大限度地考虑了参数的不确定性, 尽可能降低由现有统计资料和研究成果的敏感性参数取值给模拟结果带来的偏差。根据估算结果, 车辆成本和能源成本在社会净效益中占据绝对主导地位, 使得以往研究中着重强调的敏感性参数(如统计生命价值和碳社会成本)的影响变得非常有限。因此, 参数选取的局限只会影响结果的精确度, 但不会改变结论的方向性。此外, 因篇幅所限, 本文未对电动汽车推广如何进行区域优先级选择做进一步的阐述, 将在后续研究中探讨。

参考文献

- [1] International Energy Agency. Global EV outlook 2018 [EB/OL]. (2018) [2019-09-01]. <https://www.iea.org/reports/global-ev-outlook-2018>
- [2] 国家统计局. 中国统计年鉴(2014-2019). 北京: 中国统计出版社, 2015-2021
- [3] Shen W, Han W, Wallington T J, et al. China electricity generation greenhouse gas emission intensity in 2030: implications for electric vehicles. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(10): 6063-6072
- [4] Tamayao M A M, Michalek J J, Hendrickson C, et al. Regional variability and uncertainty of electric vehicle life cycle CO₂ emissions across the United States. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(14): 8844-8855
- [5] Tessum C W, Hill J D, Marshall J D. Life cycle air quality impacts of conventional and alternative light-duty transportation in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2014, 111(52): 18490-18495
- [6] Jin Y, Peng W, Urpelainen J. An ultra-low emission coal power fleet for cleaner but not hotter air. *Environmental Research Letters*, 2020, 15: 091002

- [7] McIntosh E, Donaldson C, Ryan M. Recent advances in the methods of cost-benefit analysis in healthcare. *Pharmacoeconomics*, 1999, 15(4): 357–367
- [8] Xie Y, Dai H, Zhang Y, et al. Health and economic impacts of ozone pollution in China: a provincial level analysis [J/OL]. *Atmos Chem Phys Discuss*, 2017 [2019–09–01]. <https://doi.org/10.5194/acp-2017-849>
- [9] Ricke K, Drouet L, Caldeira K, et al. Country-level social cost of carbon. *Nature Climate Change*, 2018, 8(10): 895–900
- [10] 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): 147–186
- [11] Apte J S, Bombrun E, Marshall J D, et al. Global intraurban intake fractions for primary air pollutants from vehicles and other distributed sources. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(6): 3415–3423
- [12] 赵东阳. 中国燃煤污染控制的环境经济分析与评估 [D]. 北京: 北京大学, 2016
- [13] Schelling T C. The life you save may be your own. *Clinical Journal of Pain*, 1968, 3(12): 113–146
- [14] Jin Y, Andersson H, Zhang S. Do preferences to reduce health risks related to air pollution depend on illness type? Evidence from a choice experiment in Beijing, China. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2020, 103: 102355
- [15] Robinson L A, Hammitt J K, Cecchini M, et al. Reference case guidelines for benefit-cost analysis in global health and development. Boston: Center for Health Decision Science, Harvard TH Chan School of Public Health, 2019
- [16] OECD. Mortality risk valuation in environment, health and transport policies [EB/OL]. (2012) [2019–09–01]. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264130807-en>
- [17] Jin Y, Zhang S. An economic evaluation of the health effects of reducing fine particulate pollution in Chinese cities. *Asian Development Review*, 2018, 35(2): 58–84
- [18] 高岩. 带有边际效用非递减用户的智能电网实时电价定价方法. *工业工程与管理*, 2018, 23(1): 10–13
- [19] 中国电力企业联合会. 2018–2019年度全国电力供需形势分析预测报告[EB/OL]. (2019–01–29) [2019–09–01]. <https://cec.org.cn/detail/index.html?3-6973>
- [20] 韩颖. 油价连续上调 究竟孰是孰非. *产权导刊*, 2009(8): 5–7
- [21] 林伯强. 中国油价为何比美国高. *中国科学报*, 2012–04–26 (7)
- [22] 国家发展和改革委员会. 电动汽车充电基础设施发展指南(2015–2020)[EB/OL]. (2015–11–18) [2019–09–01]. https://www.ndrc.gov.cn/xwdt/ztl/xxczhjs/ghzc/201605/t20160511_971925.html?code=&state=123
- [23] 尹强. 浅析加油站的数量问题. *石油库与加油站*, 2002, 11(6): 4–6
- [24] 岳琳. 我国便利店的发展趋势分析. *商业研究*, 2005(11): 98–101
- [25] Hao H, Cheng X, Liu Z, et al. Electric vehicles for greenhouse gas reduction in China: a cost-effectiveness analysis. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2017, 56: 68–84
- [26] Hao H, Qiao Q, Liu Z, et al. Impact of recycling on energy consumption and greenhouse gas emissions from electric vehicle production: the China 2025 case. *Resources, Conservation and Recycling*, 2017, 122: 114–125
- [27] Qiao Q, Zhao F, Liu Z, et al. Electric vehicle recycling in China: Economic and environmental benefits. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 140: 45–53
- [28] Arrow K J, Cropper M L, Eads G C, et al. Benefit-cost analysis in environmental, health, and safety regulation. Washington, DC: American Enterprise Institute, 1996: 1–17
- [29] Pearce D, Atkinson G, Mourato S. Cost-benefit analysis and the environment: recent developments [M/OL]. Organisation for Economic Co-operation and Development, 2006 [2019–09–01]. <http://eprints.lse.ac.uk/id/eprint/2867>
- [30] Whittington D, Jeuland M, Barker K, et al. Setting priorities, targeting subsidies among water, sanitation, and preventive health interventions in developing countries. *World Development (Oxford)*, 2012, 40(8): 1546–1568
- [31] 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
- [32] Wu D, Ma X, Zhang S, et al. Are more economic efficient solutions ignored by current policy: cost-

- benefit and NPV analysis of coal-fired power plant technology schemes in China. *Ecological Indicators*, 2019, 103: 105–113
- [33] 中国汽车工程学会. 汽车生命周期温室气体及大气污染物排放评价报告(2018)[R/OL]. (2018–09) [2019–09–01] <http://www.sae-china.org>
- [34] Tang L, Qu J, Mi Z, et al. Substantial emission reductions from Chinese power plants after the introduction of ultra-low emissions standards. *Nature Energy*, 2019, 4(11): 929–938
- [35] Zhou Y, Hammitt J, Fu J S, et al. Major factors influencing the health impacts from controlling air pollutants with nonlinear chemistry: an application to China. *Risk Analysis*, 2014, 34(4): 683–697
- [36] Zhou Y, Levy J I, Evans J S, et al. The influence of geographic location on population exposure to emissions from power plants throughout China. *Environment International*, 2006, 32(3): 365–373
- [37] Zhou Y, Fu J S, Zhuang G, et al. Risk-based prioritization among air pollution control strategies in the Yangtze River Delta, China. *Environmental Health Perspectives*, 2010, 118(9): 1204–1210
- [38] 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
- [39] 能源与交通创新中心. 2018 中国乘用车实际道路行驶与油耗分析年度报告[R/OL]. (2018–08) [2019–09–01]. https://cdn.xiaoxiongyouhao.com/partner/icet/icet_xxyh_2018.pdf
- [40] 中国电力企业联合会. 电力工业统计资料汇编(2014). 北京: 中国电力联合会, 2014
- [41] 《中国电力年鉴》编辑委员会. 中国电力年鉴(2017–2018). 北京: 中国电力出版社, 2018–2019
- [42] 国家能源局. 2018 年度全国电力价格情况监管通报[EB/OL]. (2019–11–05) [2019–11–08]. http://www.nea.gov.cn/2019-11/05/c_138530255.htm
- [43] 国家卫生健康委员会. 中国卫生健康统计年鉴(2018). 北京: 中国协和医科大学出版社, 2019
- [44] 赵东阳, 靳雅娜, 张世秋. 燃煤电厂污染减排成本有效性分析及超低排放政策讨论. *中国环境科学*, 2016, 36(9): 2841–2848
- [45] 王成龙. 国有石油企业视角下的加油站布局策略. *石油库与加油站*, 2008, 17(6): 1–4+6
- [46] 曾庆国. 正常公司营销策略研究[D]. 北京: 清华大学, 2004
- [47] 耿慧丽. “电老大”还可以更开放. *经济观察报*, 2014–06–02 (015)
- [48] 吴红彩. A 加油设备公司发展战略研究[D]. 北京: 对外经济贸易大学, 2015
- [49] 王文新, 侯海冰, 吕志鑫, 等. 资产分散型企业的实物资产管理体系研究. *财经界(学术版)*, 2013(17): 141–143
- [50] 甄文媛. 解码“充电难”. *汽车纵横*, 2015(5): 48–53
- [51] 恒大研究院. 中国新能源汽车发展报告: 2019 [R/OL]. (2019–09–22) [2019–09–25]. http://pdf.dfcfw.com/pdf/H3_AP201909231365565692_1.pdf