



中国矿业大学 (北京)

China University of Mining & Technology, Beijing

博士学位论文

基于 HLCA 的电动汽车规模化发展对能耗及
环境影响研究

作者: 冯超

学院: 化学与环境工程学院

学号: TBP120301011

学科专业: 洁净能源技术与工程

导师: 戴彦德 研究员

徐志强 教授

2017年1月

中图分类号: X24

单位代码: 11413

密 级: 公开

博 士 学 位 论 文

中文题目: 基于 HLCA 的电动汽车规模化发展对能耗及环境影响研究

英文题目: Research on energy and environmental impact of electric
vehicle based on HLCA

作 者: 冯 超

学 号: TBP120301011

学科专业: 洁净能源技术与工程

研究方向: 能源经济

导 师: 戴彦德、徐志强

职 称: 研究员、教授

论文提交日期: 2016 年 11 月 4 日 论文答辩日期: 2016 年 12 月 18 日

学位授予日期: 2017 年 1 月 9 日

中国矿业大学 (北京)

摘 要

改革开放以来,我国经济的持续快速增长使得人民生活水平不断提升,对出行质量的要求不断提高,私人汽车保有量持续快速增长。这带动着交通部门的能源消费也在快速增长,给经济社会带来了诸如石油安全形势严峻,温室气体排放持续增高,环境污染日益严重等一系列问题和挑战。未来随着经济社会的进一步发展,对私人汽车需求快速增长的趋势难以改变,由此带来的能源、环境问题将更加严峻。为了应对区域环境污染、减少温室气体排放、提升石油安全,推动交通部门的能源清洁、低碳利用势在必行。

电动汽车在行驶过程中相比燃油车燃料消耗少,尾气排放少,既降低了燃料消耗,又保护了人类赖以生存的生态环境,因此越来越受到世界各国的关注。众多国家纷纷推出各自的电动汽车发展战略,以期借此推动交通部门的清洁、低碳发展。我国也将发展电动汽车作为应对区域环境污染、减少温室气体排放以及实现石油替代提升能源供应安全的重要举措予以高度重视,通过示范推广、财政补贴、税收减免、推进基础设施建设等一系列政策措施大力推动电动汽车的发展。

但是,由于电力属于二次能源,其上游电力生产阶段的能源消费是否清洁将对其减排效果产生重要影响。考虑到目前我国绝大部分电力源于煤炭,且在2050年前,可再生能源的利用仍难以完全对化石能源进行替代,煤炭在电源结构中仍将占据较大比例。未来电动汽车的大规模利用,是否能够真正有益于减排还有待进一步验证。目前国内外专家对此做出了一些研究,但研究结果并不一致,差异较大,且对中长期电动汽车规模化发展下的能源消费、环境影响的研究较少。因此,本文拟对未来中长期电动汽车规模化发展的能源、环境影响进行更加深入的研究。

未来中长期电动汽车规模化发展对能源、环境的影响,是一个复杂的系统问题,要对这一问题进行深入研究,必须重点考虑三大问题,一是未来中长期电动汽车发展的趋势;二是在当前情况下,相比于传统汽油车,一辆电动汽车对能源消费及环境的影响;三是未来中长期电动汽车规模化发展情况下,与传统汽油车相比对能源消费及环境的影响。

首先,本文对电动汽车未来的发展趋势进行了研究。鉴于电动汽车发展历程较短,缺乏相关历史保有量数据,传统的汽车保有量预测方法并不适用,本文结合收入分布曲线和情景分析法,构建了电动汽车发展及电力需求预测模型,对未来中长期私人电动汽车发展趋势进行了研究,并对各情景下的电力需求进行了测算。

其次,分别对单辆传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车的能源消

费、温室气体排放及常规污染物排放进行了研究。考虑到传统的过程生命周期评价方法存在截断误差,会因系统边界设定的差异而对研究结果产生较大影响,导致研究结果差别较大。因此本文基于混合生命周期方法构建了乘用车全生命周期能源消耗、温室气体排放及污染物排放计算模型,对传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车全生命周期能源消费、温室气体排放和常规污染物排放进行了计算和比较研究。在其中构建电动汽车全生命周期能源消费和环境影响评价模型过程中,将相关配套充电设施建设生命周期纳入到了电动汽车的全生命周期系统边界内,以使对电动汽车全生命周期的研究结果更加完整、精确。

最后,着眼中长期远景,基于情景分析法和混合生命周期模型,对传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车中长期能源消费和环境影响趋势进行了研究和评价,并提出了未来中长期我国电动汽车发展的政策建议。为未来国家制定电动汽车发展路线提供了一定的理论依据。

在上述相关研究工作的基础上,本文得出了如下主要结论:

(1) 未来中长期私人电动汽车有可能出现三种规模化的发展趋势,私人电动汽车保有量有可能超过 4 亿辆。

(2) 相比于传统汽油车,当前电动汽车在包含燃料周期、车辆周期、充电桩周期的全生命周期能耗仍略高,但其化石能源消费量较少,且对石油的消费明显减少,有利于保障石油安全。

(3) 在当前的电源结构下,纯电动汽车的全生命周期温室气体总排放强度是传统汽油车的 1.18 倍。

(4) 目前从全生命周期过程来看,传统汽油车和纯电动汽车对不同常规污染物的排放各有优劣。纯电动汽车的 VOCs 和 CO 排放量低于传统汽油车,而其他五种污染物 HC、NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的排放量则要高于传统汽油车。

(5) 未来电动汽车对能源的需求受电源结构的影响较大,不同电源结构将极大的影响电动汽车对煤炭的需求。

(6) 未来随着非化石能源利用的不断提高,电动汽车对温室气体排放的影响将逐步优于传统汽油车。

(7) 未来在以煤电为主的发展情景下,电动汽车的规模化发展将在减少 VOCs、CO 和 HC 排放的同时,增加 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 排放,但在高比例可再生能源电源结构的情景下,将在 2035 年后全面减少对环境的影响。

(8) 未来需结合国家电力发展趋势建立起近期、中长期有所区别的电动汽车发展战略,出台切实可行的发展政策,确保电动汽车的发展真正实现节能减排。

关键词: 电动汽车, 能源消费, 混合生命周期评价, 温室气体排放, 污染物排放

Abstract

Since the reform and opening up, With the sustained and rapid economic growth, the continuous improvement of people's living standards and the requirement of people for trip quality, China's private car ownership continues to grow rapidly. The transportation sector energy consumption was also growing rapidly, which brought a series of problems and challenges to the economy and society, such as petroleum security became worse, greenhouse gases emissions continue to rise, environmental pollution increased rapidly. In the future, with the further development of economy and society, rapid growth in demand for private cars is difficult to change. In order to reduce regional environmental pollution emissions and greenhouse gas emissions, promote low-carbon development of transportation sector must be enforced.

Compared with the gasoline internal combustion engine vehicle, the electric vehicle consumed less fuel and emitted less pollution emissions. It draws more and more attention in the world. In order to promote the low-carbon development of transportation sector, many countries have launched their own electric vehicle development strategy. China has also payed much attention to the development of electric vehicles, and carry out a series of policy measures to promote the development of electric vehicles.

However, due to the electric power is the secondary energy source, the emission reduction effect of electric vehicle is depended on the energy consumption of upstream production process of electric power. Because of coal is the major energy in China's electric power structure and it is difficult to change before 2050, the emission reduction effect of electric vehicle in China must be calculated by the Life Cycle Assessment method. At present, some experts and scholars have done some research on energy consumption and greenhouse gas emission of electric vehicle based on the Process-based Life Cycle Assessment, but there were many differences between these results, and there were less studies on the energy and environmental impact of electric vehicle in the medium and long term. Therefore, this paper intends to make a further study on the energy and environmental impact of the large-scale development of electric vehicles in the future.

The energy and environmental impact of the large-scale development in the medium and long term issue is a complex system problem. There are three major problems must be considered. First, the development trend of electric vehicles in the future. Secondly, the energy and environmental impact of an electric vehicle compared with the gasoline internal combustion engine vehicle. In the last, the energy and environmental impact of a large-scale electric electric vehicle compared with the gasoline internal combustion engine vehicle in the future.

First of all, this paper studies the development trend of electric vehicle in the future. Because of electric vehicle development history is very short and has few historical data, the traditional car ownership forecast method is not suitable for the electric vehicle. This paper constructs an electric vehicle development and power demand forecasting model based on combine with the income distribution curve method and scenario analysis method. Using this model, the trend of the development of electric vehicles and the requirements of electric power in the future have been calculated.

Secondly, the energy consumption, greenhouse gas emissions and conventional pollutants emissions of a single gasoline internal combustion engine vehicle, plug-in hybrid electric vehicle and pure electric vehicle were studied. Considering that the Process-based Life Cycle Assessment method has truncation error, it will have a great impact on the research results. The Hybrid Life Cycle Assessment method has been used to construct a life cycle energy consumption, greenhouse gas emissions and pollutant emission calculation model of passenger car. Using this model, the energy consumption, greenhouse gas emissions and conventional pollutants emissions of a single gasoline internal combustion engine vehicle, plug-in hybrid electric vehicle and pure electric vehicle has been calculated. In the process of constructe the electric vehicle life cycle energy consumption and environmental impact assessment model, the life cycle of charging facilities for electric vehicles has been contained.

Finally, the future trend of the energy and environment impact of the gasoline internal combustion engine vehicle, plug-in hybrid electric vehicle and pure electric vehicle has been calculated based on the Hybrid Life Cycle Assessment method and scenario analysis method. Based on the calculation results, China's long-term policies recommendations for the development of electric vehicles have been put forward.

Based on the above research work, the main conclusions as follow:

(1) The private electric vehicles will have three kinds development trend in the future. The number of private electric vehicles may be more than 400 million in 2050.

(2) Compared to the gasoline internal combustion engine vehicle, the energy consumption of electric vehicle in the life cycle is still more higher, but the fossil energy consumption is less, and the oil consumption was significantly reduced. It is good for the safety of oil.

(3) Under the current power structure, the total life cycle greenhouse gas emissions of pure electric vehicles are about 1.18 times higher than the gasoline internal combustion engine vehicle.

(4) In the whole life cycle, gasoline internal combustion engine vehicle and pure electric vehicles have different advantages and disadvantages. The VOCs and CO emissions of pure electric vehicles are lower than the gasoline internal combustion engine vehicles, while the emissions of HC, NO_x, SO₂, PM₁₀ and PM_{2.5} are higher than

the gasoline internal combustion engine vehicle.

(5) The demand for the electric vehicles in the future will be greatly affected by the power supply structure.

(6) With the increasing use of non fossil energy in the future, the greenhouse gas emissions of electric vehicles will less than the gasoline internal combustion engine vehicle.

(7) In the future, the large-scale development of electric vehicles will reduce the VOCs, CO and HC emissions, and increase the NO_x, PM_{2.5}, PM₁₀ and SO₂ emissions.

(8) In the future, the long-term development strategy of electric vehicles should be established combined with the development trend of national power.

Key Words: electric vehicle, energy consumption, hybrid life cycle assessment method, green house gas emission, pollutant emission

目 录

1 引言	1
1.1 研究背景	1
1.1.1 私人汽车的持续增加带动着交通部门的能源消费快速增长	1
1.1.2 交通部门能源消费的快速增长带来了一系列问题和挑战	1
1.1.3 推动交通部门清洁、低碳发展势在必行	3
1.1.4 电动汽车被世界各国视为推动清洁、低碳交通的重要途径	3
1.2 研究意义	4
1.2.1 当前电动汽车是否有益于减排仍存在一些异议	4
1.2.2 本文的研究意义	4
1.3 文献综述	6
1.3.1 全生命周期评价（LCA）方法及其国内外研究进展	6
1.3.2 LCA 目标定义和范围界定方法文献综述	9
1.3.3 LCA 清单分析方法文献综述	10
1.3.4 LCA 在交通领域中的应用研究综述	16
1.3.5 本文的研究方法	18
1.4 研究目的和内容	19
1.4.1 研究目的	19
1.4.2 研究内容	19
1.4.3 论文结构	20
2 电动汽车中长期规模化发展趋势及对电力的需求	21
2.1 我国电动汽车发展现状	21
2.2 电动汽车中长期规模化发展及电力需求计算模型	22
2.2.1 计算模型	22
2.2.2 车辆技术边界	23
2.2.3 电动汽车技术发展路线	23
2.3 计算结果与分析	24

2.3.1 电动汽车规模化发展情景	24
2.3.2 电动汽车的百公里电耗、行驶里程变化趋势	24
2.3.3 中长期电源结构发展情景	26
2.3.4 电动汽车规模化发展的电力需求情景分析	27
2.4 本章小结	27
3 基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型	29
3.1 HLCA 方法与文献综述	29
3.1.1 过程生命周期评价 (PLCA) 方法及文献综述	29
3.1.2 经济投入产出生命周期评价 (EIO LCA) 方法及文献综述	30
3.1.3 混合生命周期评价方法 (HLCA) 方法及文献综述	31
3.1.4 小结	33
3.2 HLCA 方法的主要原理	34
3.2.1 EIO LCA 方法原理	34
3.2.2 HLCA 方法原理	37
3.3 基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型的构建	38
3.3.1 模型的目标定义和范围界定	38
3.3.2 能源消费和环境影响清单计算方法	43
3.4 本章小结	51
4 基于 HLCA 的电动汽车能源消费清单研究	53
4.1 基于 HLCA 方法的燃料周期能源消费清单分析	53
4.1.1 模型基础参数	53
4.1.2 燃料周期 WTP 阶段能源消费清单计算结果与分析	59
4.1.3 燃料周期 WTW 全生命周期能源消费清单计算结果与分析	62
4.2 基于 HLCA 方法的车辆周期能源消费清单分析	64
4.2.1 模型基础参数	64
4.2.2 车辆主体材料能源消费清单计算与分析	65
4.2.3 电池制造能源消费清单计算与分析	69
4.2.4 车辆主体零部件生产与整车装配能源消费清单计算与分析	72

4.2.5 车辆配送能源消费清单计算与分析	72
4.2.6 车辆报废能源消费清单计算与分析	73
4.2.7 车辆周期能源消费清单计算结果与分析	74
4.3 基于 HLCA 方法的充电桩全生命周期能源消费清单分析	75
4.3.1 充电桩基础参数	75
4.3.2 充电桩能源消费清单计算结果与分析	76
4.4 基于 HLCA 方法的汽车全生命周期能源消费清单计算结果与分析	77
4.5 本章小结	78
5 基于 HLCA 的电动汽车环境影响评价研究	79
5.1 环境影响评价模型基础数据	79
5.1.1 数据来源	79
5.1.2 各终端能源温室气体排放因子	80
5.1.3 常规污染物排放因子	81
5.2 汽车燃料周期环境影响评价计算结果与分析	83
5.2.1 汽车燃料周期温室气体排放强度计算结果与分析	83
5.2.2 汽车燃料周期常规污染物排放强度计算结果与分析	91
5.3 车辆周期环境影响评价计算结果与分析	99
5.3.1 车辆周期温室气体排放强度计算结果与分析	99
5.3.2 车辆周期常规污染物排放强度计算结果与分析	99
5.4 充电桩全生命周期环境影响评价计算结果与分析	99
5.4.1 充电桩全生命周期温室气体排放强度计算结果与分析	99
5.4.2 充电桩全生命周期常规污染物排放强度计算结果与分析	100
5.5 车辆全生命周期环境影响评价计算结果与分析	101
5.5.1 车辆全生命周期温室气体排放强度计算结果与分析	101
5.5.2 车辆全生命周期常规污染物排放强度计算结果与分析	101
5.6 本章小结	102
6 电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价研究	105
6.1 中长期电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价模型	105

6.1.1 中长期电动汽车规模化发展情景下的能源计算方法.....	105
6.1.2 中长期电动汽车规模化发展情景下的温室气体排放计算方法.....	105
6.1.3 中长期电动汽车规模化发展情景下的常规污染物排放计算方法....	106
6.2 计算结果与分析.....	106
6.2.1 中长期电动汽车规模化发展的能源需求及影响.....	106
6.2.2 中长期电动汽车规模化发展对温室气体排放的影响.....	109
6.2.3 中长期电动汽车规模化发展对常规污染物气体排放的影响.....	112
6.3 本章小结.....	115
7 中长期电动汽车发展对能耗及环境的影响与政策建议.....	119
7.1 中长期电动汽车规模化发展对能耗及环境的总体影响.....	119
7.1.1 基准电源结构情景.....	119
7.1.2 高比例可再生能源电源结构情景.....	120
7.2 未来中长期电动汽车发展的政策建议.....	121
7.3 本章小结.....	122
8 结论与展望.....	123
8.1 主要研究工作与结论.....	123
8.2 本文的主要创新点.....	127
8.3 下一步的研究展望.....	128
参 考 文 献.....	129
致 谢.....	145
作者简介.....	147
附录 A 主要符号对照表.....	149
附录 B 能源计量单位换算表.....	150

1 引言

1.1 研究背景

1.1.1 私人汽车的持续增加带动着交通部门的能源消费快速增长

近年来,我国经济快速发展,国内生产总值(Gross Domestic Product, GDP)由1980年的4546亿元^[1]迅速增长到2015年的67.7万亿元^[2],年均GDP增长率接近10%。即使近年来经济发展在三期叠加的影响下进入了中高速增长期,经济增速仍远高于同期的世界平均水平。经济的繁荣发展带动着人民生活水平快速提高,私人汽车保有量持续增长,已由2005年的2365万辆^[1]迅速增长到2015年的1.4亿辆^[2];每千人私人汽车保有量也由2005年的18辆/千人增长到2015年的105辆/千人,十年间增长了近5倍。

私人汽车保有量的快速增加带动着整个交通部门的能源消费快速增长。交通部门终端能源消费量已由1980年的3500万吨标准煤迅速增长到2013年的4.24亿吨标准煤^[3],33年间增长了11倍,年均增速7.9%,是我国能源消费增速最快的部门,分别比农业、工业和建筑部门年均增速高4.4、2.0和3.4个百分点。交通部门在全国终端能源消费总量中所占比例也在快速提升,已由1980年的8%提升到2013年的15.2%。

1.1.2 交通部门能源消费的快速增长带来了一系列问题和挑战

(1) 石油需求与日剧增

交通部门涉及大量的石油消费,由美国福特汽车公司发布的相关报告的研究结果显示,在我国的能源消费中,交通部门的石油消费量占到35%左右^[4]。国家发改委发布的相关数据显示,我国交通部门消耗了柴油的52.1%以及汽油的97.5%,且柴油及汽油的消费量仍在持续上升,到2020年民用汽车的汽油消费量将达到1.12亿吨,柴油达到1.26亿吨。

交通部门能源消费的快速增长导致对石油的需求与日剧增,给石油安全带来了严重影响。2015年我国石油消费量已达到5.43亿吨^[5],约占一次能源消费总量的20%左右,仅次于美国位居世界第2位。由于我国能源资源“富煤、少油、缺气”,石油资源有限,大部分石油消费依赖进口,2015年石油净进口量已达到3.26亿吨^[5],石油对外依存度超过60%。专家普遍预测2020年之前我国原油年产量基本稳定在2亿吨^[6]左右,未来如果不能有效地减缓原油消费的增长速度,原油进口依存度仍要持续上升。石油作为重要的战略物资,世界各国均对石油资源十分

关注，全球各大石油产地（如中东地区等）的政治及安全局势复杂多变，过高的石油对外依存度将对我国的石油安全带来很大挑战。

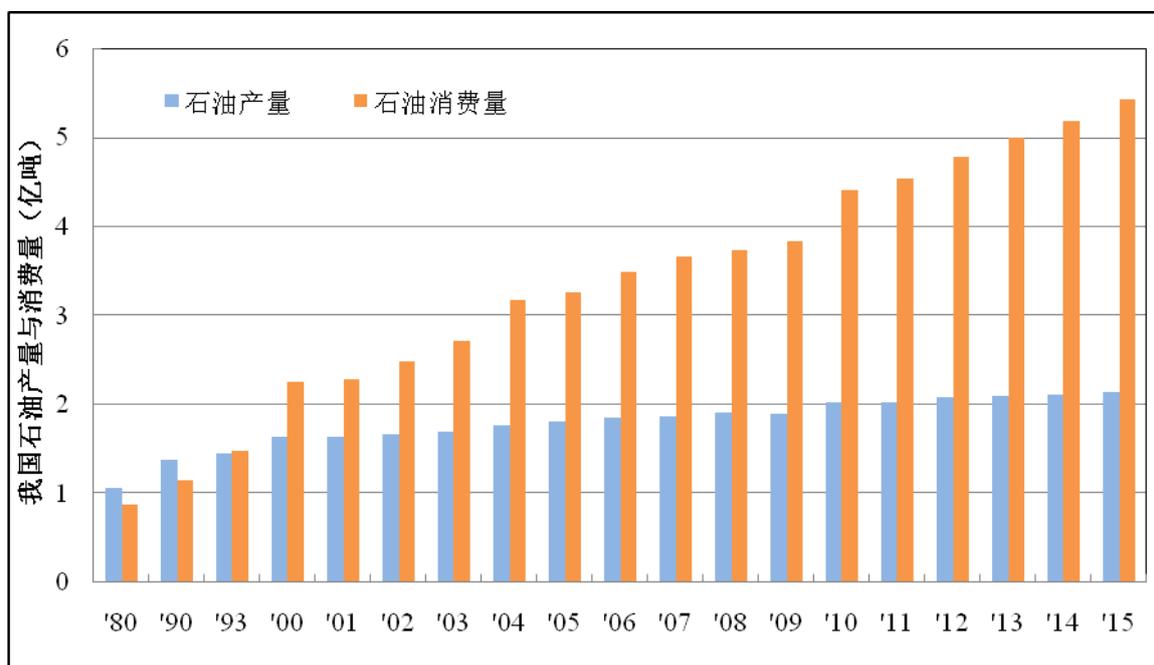


图1.1 1980-2015年石油产量和消费量

Fig. 1.1 The production and consumption of Oil in 1980-2015

(2) 道路源环境污染物排放快速增长

汽车有害排放是空气污染的重要来源，如汽车尾气中，一氧化碳（CO）与碳氢化合物（HC）排放量分别约占全球总排放量的 50%，氮氧化物（NO_x）排放量约占全球总排放量的 30%，可吸入颗粒物（PM₁₀）排放量约占全球总排放量的 10~20%。国家环保部公布的数据显示，2014 年我国机动车排放的 NO_x 达到 627.8 万吨^[7]，占到全国总排放量的 30.2%。同时，机动车排放还是雾霾天气的重要源头之一，据北京市环保监测中心联合北京大学和中国环科院等机构联合开展的 PM_{2.5} 来源解析研究的结果显示，机动车排放占到北京本地污染源的 31.1%^[8]。

(3) 温室气体排放持续增加

当前气候变化问题正成为深刻影响 21 世纪全球发展的一个重大国际问题，越来越受到世界各国的重视，而以汽油、柴油为燃料的传统汽车，是温室气体排放的重要来源。据 BP 的统计数据显示，2014 年我国 CO₂ 排放已达到 97.6 亿吨^[9]，是世界第一排放大国。2015 年底，《巴黎协定》再次强调了将全球温升控制在 2℃ 以内的减排目标，未来温室气体的排放空间有限^[10]。目前，我国的 CO₂ 排放量已接近全球的 30%^[9]，人均 CO₂ 排放量也已超过了世界的平均水平，巨额的温室气体排放给我国在国际上的气候谈判带来了巨大的压力。

1.1.3 推动交通部门清洁、低碳发展势在必行

虽然近年来我国私人汽车保有量的增速较快，并带来了一系列的问题和挑战，但与发达国家相比，我国私人汽车的消费水平还很低，2015年私人汽车的每千人汽车保有量仅为105辆/千人^[2]，美国作为生活在“车轮”上的国家，是我国的近8倍；OECD国家平均水平是我国的5倍；世界平均水平是我国的1.4倍。未来要实现我国到2050年达到中等发达国家水平的既定经济发展目标，经济仍要持续发展，私人汽车增长的态势难以改变。目前1.4亿辆私人汽车保有量已造成严重的环境污染，给能源安全、国际气候谈判带来较大压力，未来私人汽车继续持续增加，将使上述问题更加严重，因此，交通部门实现能源的清洁、低碳利用势在必行。

1.1.4 电动汽车被世界各国视为推动清洁、低碳交通的重要途径

近年来，电动汽车的发展越来越受到世界各国的重视，由于电动汽车的动力来源为电力，其在行驶过程中能够实现近零排放，相比于传统内燃机汽车，有着替代石油消费、减少常规污染物排放及减少温室气体排放三大优势。因此，世界各国纷纷将推动电动汽车发展作为实现低碳交通战略的重点。

(1) 美国电动汽车发展战略

美国汽车数量众多，美国政府一直希望通过发展电动汽车来减少石油需求、推动能源安全及交通领域的低碳发展，并将电动汽车作为其制定汽车工业发展战略的重要组成部分。早在克林顿政府时期就制定了新一代汽车伙伴计划（Partnership for a New Generation of Vehicle, PNGV）^[11]，提出要重点发展混合动力电动汽车；在布什政府时期，又提出了自由车计划（Freedom CAR）^[12]，提出推动燃料电池汽车的发展；奥巴马政府也十分重视电动汽车的发展。美国电动汽车联盟提出，到2040年美国将拥有2.5亿辆电动汽车^[13, 14]。

(2) 欧盟电动汽车发展战略

2009年6月，欧盟通过了由欧盟道路交通研究咨询委员会（ERTRAC）、欧盟智能系统一体化联盟（EPoSS）、欧盟智能电网（Smart Grids）联合编制的《欧盟道路交通电动化路线图》。在该路线图中规定到2020年混合动力汽车和电动汽车将在整个欧洲得到全面的使用。2011年5月，德国出台《德国联邦政府国家电动汽车发展规划》，规划指出2020年、2030年的电动汽车（包括纯电动及混合动力）数量将分别达到100万辆和600万辆^[15]。

(3) 日本电动汽车发展战略

日本政府在其于2006年5月发布的“新国家能源战略”中，提出要大力发展电动汽车和燃料电池汽车。2007年5月，日本发布了“下一代汽车及燃料计划”，

提出在 2030 年左右实现纯电动汽车和燃料电池汽车的商业化。2009 年 4 月日本在提出的“低碳革命”计划中,将发展电动汽车列为核心内容之一。

1.2 研究意义

1.2.1 当前电动汽车是否有益于减排仍存在一些异议

虽然世界各国纷纷启动了各自的电动汽车发展战略,以期减少常规污染物及温室气体排放,推动交通部门的清洁、低碳发展,但学术界对电动汽车是否能够实现常规污染物和温室气体减排的意见却并不一致。由于电力属于二次能源,其在上游电力生产过程中会产生大量的常规污染物和温室气体排放,因此在考虑全生命周期的情况下,电动汽车是否减排还存在疑问。

一些研究认为,在当前我国以煤为主的电力结构下,与传统汽车相比,电动汽车在全生命周期的温室气体排放和污染物排放并不占优,如苏利阳^[16]等认为,在 2010 年的技术水平以及能源结构下,纯电动汽车在整个燃料全生命周期的能耗和二氧化碳排放比燃油汽车低,但氮氧化物及二氧化硫排放要高出 50%以上。康利平^[17]等认为,在东北、华北区域电网下,电动汽车将增加温室气体排放,而在其他电网可实现温室气体减排。孔维政^[18]等认为,电动汽车相比于汽油车而言,二氧化碳排放及一氧化碳、碳氢化合物排放有所下降,但氮氧化物、颗粒物和二氧化硫排放有所上升;相比于柴油车,二氧化碳和二氧化硫排放有所上升,其他常规污染物排放有所下降。日本汽车技术专家、马自达创驰蓝天技术的创始人,人见光夫^[19]认为,按照目前的发电方式进行计算,只要将内燃机的实际油耗提升 25%左右,其二氧化碳排放即可与电动汽车相当。而另一些研究认为,电动汽车即使在当前的条件下,仍能实现良好的减排效果,如欧训民^[20]等认为,相比于汽油车,电动汽车在全生命周期内节能减排优势明显,可以实现节能 35%以上,实现温室气体排放减排 20%左右。施晓清^[21]等认为,纯电动汽车可以实现有制约性的碳减排,根据不同的电源情景,可以实现减排 57%~81.2%。

1.2.2 本文的研究意义

当前,我国将发展电动汽车作为应对区域环境污染、减少温室气体排放以及实现石油替代提升能源供应安全的重要举措予以高度重视,通过示范推广、财政补贴、税收减免、推进基础设施建设等一系列政策措施大力推动电动汽车的发展。2009 年初,我国实施了“十城千辆节能与新能源汽车示范推广应用工程”^[22],通过提供财政补贴的方式,在试点城市的公交、出租、公务、市政、邮政等领域推行新能源汽车的发展,第一批确定的试点包括北京、上海、重庆等 13 个城市。2013

年第一批示范推广工程到期后,我国又发布了《关于继续开展新能源汽车推广应用工作的通知》^[23],分别于2013年11月和2014年1月^[24]确定了两批试点城市,共包括39个城市和城市群(如表1.1所示)。中央财政将对购买符合要求的纯电动汽车、插电式混合动力汽车和燃料电池汽车的用户进行补贴,对于纯电动乘用车,2013年补助标准为纯电续航里程80~150公里以内3.5万元/辆;150~250公里以内5万元/辆;250公里以上6万元/辆;对于插电式混合动力汽车纯电续航里程50公里以上每辆补贴3.5万元。2014年的补贴标准在2013年的基础上下降5%,2015年在2013年的基础上下降10%。除了中央财政补贴外,各地方政府还在此基础上基本按照与国家1:1比例对购买新能源汽车进行配套补贴,如北京2015年的补贴标准为,纯电动乘用车纯电续航里程80~150公里以内3.15万元/辆;150~250公里以内4.5万元/辆;250公里以上5.4万元/辆^[25]。不仅如此,我国于2010年将新能源汽车列入七大战略性新兴产业(其中纯电动汽车和插电式混合动力汽车是重点发展方向),在“十二五”、“十三五”规划^[26, 27]、历年政府工作报告^[28, 29]、各类涉及节能减排^[30]、战略性新兴产业^[31]、大气污染防治^[32]等相关文件中,均将电动汽车发展作为重要的举措予以提及。

表 1.1 新能源汽车试点城市及城市群名单^[33]

Table 1.1 List of new energy vehicle pilot cities

城市	北京、天津、太原、晋城、大连、上海、宁波、合肥、芜湖、青岛、郑州、新乡、武汉、襄阳、广州、深圳、海口、成都、重庆、西安、兰州、沈阳、长春、哈尔滨、淄博、临沂、潍坊、聊城、泸州
湖南省城市群	长株潭地区(长沙、湘潭、株洲)
河北省城市群	石家庄(含辛集)、唐山、邯郸、保定(含定州)、邢台、廊坊、衡水、沧州、承德、张家口
浙江省城市群	杭州、金华、绍兴、湖州
福建省城市群	福州、厦门、漳州、泉州、三明、莆田、南平、龙岩、宁德、平潭
江西省城市群	南昌、九江、抚州、宜春、萍乡、上饶、赣州
广东省城市群	佛山、东莞、中山、珠海、惠州、江门、肇庆
内蒙古城市群	呼和浩特、包头
江苏城市群	南京、常州、苏州、南通、盐城、扬州
贵州城市群	贵阳、遵义、毕节、安顺、六盘水、黔东南州
云南城市群	昆明、丽江、玉溪、大理

在一系列政策措施的推动下,电动汽车产业也步入了发展的快车道,虽然目前整体规模还较小,但发展速度不容小觑,纯电动汽车及插电式混合动力汽车年销量逐年翻番,2015年已分别达到24.78万辆和8.36万辆。但从目前来看,电动汽车市场的繁荣来自于政府以节能减排为目标的各类优惠政策与高额的财政补

贴，其本身的生产技术与配套设施仍不足以支撑电动汽车的市场化发展。在此情况下，政府大规模推动电动汽车的发展必须理清如下几个问题，电动汽车在替代石油的同时，对其他一次能源，尤其是煤炭的消费情况如何？在当前的电源结构下，是否真正能够减少温室气体排放和常规污染物排放？未来在各时间节点上，电源结构的变化又将对电动汽车的减排效果产生什么样的影响？未来电动汽车大规模发展的情况下，温室气体和常规污染物减排效果如何？

要回答上述问题，必须对当前及未来中长期电动汽车全生命周期能源消费的状况、温室气体排放的状况、常规污染物排放的状况做出较为深入的分析和研究。因此，本研究拟利用全生命周期评价方法（Life Cycle Assessment, LCA），对电动汽车在全生命周期过程中的能耗、污染物排放、温室气体排放情况进行分析，并对未来私人电动汽车大规模发展的情况下，基于不同的电动汽车发展情景、电源结构情景对能源消费、环境污染、温室气体减排的影响进行研究，以期对国家制定电动汽车发展战略、布局产业发展规划等方面进行较好的科学支撑，这对未来电动汽车的发展有着重要的现实意义。

1.3 文献综述

1.3.1 全生命周期评价（LCA）方法及其国内外研究进展

1.3.1.1 LCA 方法概述

LCA 是一种在国际上得到较为普遍认同的环境负荷量化评价方法^[34]。利用 LCA 方法，能够较好的分析和评价产品全生命历程的能源消费、环境影响等问题，在对产品的能源定量分析、环境影响评价等方面有着较为广泛的应用^[35]。

根据侧重点的差异，国际上不同的研究机构对 LCA 方法的定义也有所不同。早在上世纪九十年代，国际环境毒理学与化学学会（Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC）即对 LCA 方法做出了相关定义^[36]，SETAC 认为，LCA 方法是针对某一种产品或者某一种行为的整个生命周期进行环境负荷量化评价的过程，包括从产品所需原材料的开采、加工，产品的生产制造、运输、销售，到产品的使用、相关材料的回收循环利用以及最终的报废处理。评价过程中首先会对产品整个生命过程所消耗的资源、能源和排放进行量化计算，然后会对相关的环境影响情况进行评价。此外，国际上较为通用的是国际标准化组织（International Organization for Standards, ISO）做出的定义^[37]，ISO 在 1997 年发布的 ISO 14040 中，将 LCA 方法描述为：是对某一产品在全部的生命周期内，对其所有的输入、输出，以及环境的潜在影响进行清单编制和影响评价。联合国环境规划署（United Nations Environment Programme, UNEP）也对 LCA 方法进行了

定义^[38], UNEP 认为 LCA 是对某产品整个生命周期各个阶段进行环境影响评价的工具。

在对 LCA 方法进行定义的过程中, 虽然各个机构的描述有所不同, 但是对 LCA 主要思想的理解具有较好的一致性。即对某一产品在全部生命周期内的能源消耗情况、排放情况进行清单编制, 并对其影响进行评价。ISO 14040 将 LCA 的主要评价步骤划分为四大部分, 即目标的定义以及范围的界定、清单分析、影响评价和结果解释^[37], 如图 1.2 所示。

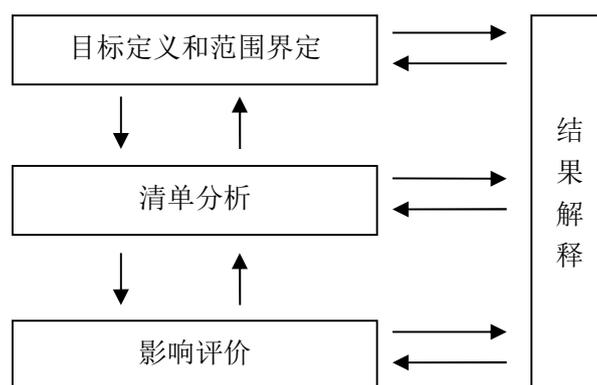


图1.2 LCA的技术框架图

Fig. 1.2 The technology framework of LCA

第一步是进行目标的定义以及范围的界定, 这一过程是对所要研究的对象或系统的功能单位进行定义, 并对系统边界做出清晰的界定。同时对研究目标、数据来源情况、条件假设情况、应用的方向等进行说明。

第二步是进行清单的编制, 这一过程通常叫做全生命周期清单分析 (Life Cycle Inventory, LCI), 主要的研究内容为对所要研究的对象或系统, 在全部生命周期内的输入、输出情况进行量化计算, 并编制相关清单。

第三步是进行环境影响评价, 此过程通常叫做全生命周期影响评价 (Life Cycle Impact Assessment, LCIA), 相关研究内容是在第二步的基础上, 进一步对环境的影响进行评价和分析。

第四步是对评价和分析结果进行解释, 这一过程是对之前所做的工作进行判断、检验、解释, 并给出最终的结论。

1.3.1.2 国内外 LCA 的发展历程

国际上采用 LCA 方法对环境影响进行评价始于上世纪 60 年代末、70 年代初, 公认的标志性研究是 1969 年美国中西部资源研究所 (Midwest Research Institute, MRI) 开展的对于饮料瓶的资源消耗和环境影响研究^[39]。此后, 美国伊利诺伊州立大学 (Illinois State University, ISU)、富兰克林研究会、斯坦福大学 (Stanford

University) 以及欧洲、日本的一些研究机构也相继开展了一系列针对包装品的评价研究^[40]。20 世纪 70 年代末至 80 年代中期, 随着全球性固体废弃物问题的日益加深, 欧美的一些研究和咨询机构又逐渐开始将 LCA 作为一种资源分析工具, 开展了相关环境排放和废弃物管理的方法论研究^[40], 英国的 BOUSTEAD 公司在对 LCA 方法进行了大量研究后, 开发了 Boustead 模型^[41]。20 世纪 90 年代以来, 对 LCA 进行研究的相关体系逐步开始向标准化和规范化迈进, SETAC 于 1990 年首次正式提出了“LCA”的概念, 并对 LCA 的技术框架进行了初步定义。随后的几年里, SETAC 又多次主持和召开了 LCA 国际研讨会, 并根据 1993 年在葡萄牙的学术研讨会上的研究内容和相关结论, 出版了《生命周期评价纲要: 实用指南》^[36], 这一报告为 LCA 方法提供了一个基本的技术研究框架, 是 LCA 研究领域的一份纲领性报告。同年, ISO 正式起草了 ISO14000 系列环境管理标准。1997 年, ISO 颁布了“环境管理——生命周期评价原则和框架”国际标准, 即 ISO14040 标准, 相应的 ISO14041-ISO14043 标准(清单分析、影响评价、结果解释)在后续几年内陆续发布。为了更好的界定和规范 LCA 方法, ISO 又于 2006 年对 ISO14040-ISO14043 系列标准进行了修订, 发布了新版的 ISO14040^[42]以及 ISO14044^[43]标准, 这两个标准也是目前国际上通用的 LCA 方法应用标准。

国内的 LCA 研究起步较晚, 大约开始于上世纪 90 年代中期, 1995 年肖定全等^[44]对 LCA 方法的应用及展望进行了介绍; 席德立^[45]等对 LCA 清单数据的获得方法进行了研究。此后, 国内利用 LCA 方法进行研究的文献开始逐步增多。1999-2002 年期间, 国家标准化委员会等相关机构陆续颁布了“环境管理——生命周期评价——原则与框架”标准(GB/T 24040-1999)^[46]、“环境管理——生命周期评价——目的与范围的确定和清单分析”标准(GB/T 24041-2000)^[47]、“环境管理——生命周期评价——生命周期影响评价”标准(GB/T 24042)^[48]和“环境管理——生命周期评价——生命周期解释”标准(GB/T 24043)^[49]等。

1.3.1.3 国内外 LCA 方法研究概述

经过半个多世纪的发展, 目前国内外的 LCA 研究已经形成了众多研究成果, 其应用范围不断拓展, 研究对象日趋复杂^[50, 51], 涉及的领域也囊括了环境领域、能源领域、经济领域和社会领域等^[52, 53]。同时, LCA 的方法也在持续改进, 根据 LCA 系统边界界定方法的不同, 发展出了归因 LCA (Attributional Life Cycle Assessment, ALCA) 和归果 LCA (Consequential Life Cycle Assessment, CLCA) 方法; 根据清单编制方法的不同, 发展出了传统的过程生命周期评价 (Process-based Life Cycle Assessment, PLCA)、经济投入产出生命周期评价 (Economic Input-output Life Cycle Assessment, EIO LCA) 以及混合生命周期评

价 (Hybrid Life Cycle Assessment, HLCA) 三类方法; 根据生命周期影响评价范围的不同, 发展出了针对能源、环境评价的传统 LCA 方法、针对成本进行评价的全生命周期成本分析 (Life Cycle Costing, LCC)、针对社会性影响评价的生命周期社会性评价 (Social Life Cycle Assessment, SLCA)、包含环境、经济、社会等各方面的生命周期可持续评价 (Life Cycle Sustainability Assessment) 等。为了尽可能的将 LCA 的方法体系阐述清楚, 本文将分别对 LCA 系统边界界定、清单分析、影响评价的方法及研究现状进行分析。

1.3.2 LCA 目标定义和范围界定方法文献综述

LCA 目标定义和范围界定部分主要是为所研究的对象设定出较为清晰的系统边界, 并对研究目标等进行说明。这一部分界定范围的不同, 将会对后续步骤中方法和数据的选择产生较大的影响, 对整个 LCA 的研究体系十分重要。

Heintz^[54]和 Weidema^[55]等人的研究指出, 目前有两种 LCA 的定义和范围界定方法。其中一种主要是用来对所研究产品的系统与相关环境之间的交互与影响进行研究; 另外一种主要是用来研究外部的一些特定的政策或决策因素对产品系统所产生的影响。他们将这两类 LCA 分别称为回顾的 LCA 和展望 LCA, 到 2001 年 Curran^[56]等人将其分别正式称为归因 LCA (Attributional Life Cycle Assessment, ALCA) 和归果 LCA (Consequential Life Cycle Assessment, CLCA) 方法, 二者的区别见表 1.2。

表 1.2 ALCA 和 CLCA 方法的区别
Table 1.2 The difference of ALCA and CLCA

	CLCA	ALCA
数据来源	涉及用于影响环境的相关边际数据。	主要使用平均数据。
研究对象	主要研究产品以及所涉及的技术因素会对能源消费、环境影响等方面的直接、间接影响, 可视为动态模型。	主要研究产品全生命周期的输入、输出的物质资料、能源消耗、排放的变化, 可视为静态模型。
系统边界	会涉及系统边界外对产品生命周期产生较大的影响的决策。	主要考虑系统边界内的主要过程。

其后, ALCA 和 CLCA 之间的差异越来越引起 LCA 研究者的广泛关注。2008 年, Thomassen^[57]等人对牛奶生产的全生命周期研究中, 分别运用了 ALCA 和 CLCA 方法进行了分析和评价, 其研究结果显示, 两种方法的研究结果存在较大差异, 他们认为在今后的研究中应进一步对 ALCA 和 CLCA 方法进行区分。Zamagni^[58]等人在其研究过程中建议使用情景分析法来对 CLCA 方法进行支撑, 通过对市场、技术等各相关因素设置不同的情景, 能够使 CLCA 的研究结果对外

部环境更加适应。目前国内关于 ALCA 和 CLCA 的相关研究还很少。

1.3.3 LCA 清单分析方法文献综述

LCI 主要是对全生命周期过程中，所要研究对象的能源、排放等输入、输出情况进行定量计算，并编制相关清单，这是 LCA 研究中最耗时耗力的环节。目前国际上对 LCI 的研究已经比较成熟，这一阶段的关键是数据质量以及 LCI 分析方法的选择等问题^[59]，数据质量越高，产品生命周期的能源、环境清单越精确，则 LCA 最终评价的结果也将越接近于实际情况。国内外众多研究者在追求 LCA 评价精度的过程中，根据清单编制方法的不同，逐步发展出了 PLCA、EIO LCA 以及 HLCA 三类 LCI 编制和分析方法。

1.3.3.1 过程生命周期评价（PLCA）方法

过程生命周期评价（PLCA）方法主要是自下而上对研究对象的能源、环境清单进行编制和分析，这也是最传统的 LCA 方法。在 SETAC 及 ISO 的支持下，PLCA 方法应用较为广泛，是目前国际上较为通用的 LCA 方法。

表 1.3 国际上的主要 LCA 软件及其开发机构^[41]

Table 1.3 The Major LCA software and it's development organization

开发机构	名称
National Institute of Standards and Technology	BEES
Boustead Consulting	Boustead Model
Swiss Centre for Life Cycle Inventories	Ecoinvent
IVAM	Eco-Quantum
Danish LCA Center	EDIP PC-Tool
ATHENA™ Sustainable Materials Institute	Environmental Impact Indicator
Assess Ecostrategy Scandinavia AB	EPS 2000 Design System
PE Europe GmbH and IKP University of Stuttgart	GaBi
DOE's Office of Transportation	REET
Delft University of Technology	IDEMAT
Centre of Environmental Science	MIET
PRé Consultants	SimaPro
Chalmers	SPINE@CPM
The Society for Promotion of Life-Cycle Assessment	SPOLD
Ecobalance	TEAM™
National Renewable Energy	US LCI Data Lab

国际上，有很多基于 PLCA 方法的数据库，其中欧洲地区在很早就开始利用 PLCA 方法进行数据库的开发，如英国目前有 Boustead 数据库；瑞士拥有 BUWAL

250、ETH-ESU 96、Ecoinvent 2000 等；荷兰拥有 Input-Output 95 和 IDEMAT 2000；瑞典有 SPINE@CPM；丹麦有 LCA Food Database^[60]等。LCA 相关数据库在北美的发展也非常迅速，例如美国已发展有 Input-Output 98 和 Franklin US LCI 98；加拿大开发了 CRMD。亚太地区各国也在发展自己的 LCA 数据库，如澳大利亚开发了 Australian LCI Database 和 National LCI Databas；日本已有 Input-Output 等^[61]。为使应用上更加便捷，目前很多的 LCA 数据库被开发成软件的形式，将各个数据库的数据集成在里面，如表 1.3 所示。

PLCA 方法的优势在于可以有效的针对产品的各个生命周期过程，对所研究对象的各详细过程进行能源、环境影响分析和评价^[62, 63]，但 PLCA 方法存在一定的截断误差^[64, 65]。利用 PLCA 方法进行 LCI 编制过程中，理论上应将所研究对象的全部投入纳入到系统边界内，并进一步对其上游的相关过程进行核算，直至最初的原材料的开采、加工过程。然而，产品的生产过程是一个非常复杂的系统，需要种类繁多的上游产品及相关资源、能源输入，而这些输入又存在相关的上游生产过程，同样需要相关资源、能源的输入，而且，某些过程中还存在计算上的迭代过程（如煤炭的开采需要电力，而电力的生产也需要燃烧煤炭）。面对繁杂的系统过程，限于人力、物力条件，几乎不可能完成全部过程的 LCI 编制。通常情况下，PLCA 在应用过程中均基于系统边界定义将清单溯源终止于某个节点，从而尽可能的包含对研究对象评价的关键投入数据，忽略部分影响较小的数据，但是这属于存在主观性的人为“截断”过程，会使 PLCA 的计算结果产生的一定的误差，即“截断”误差。截断误差的存在有时会使部分研究结果产生很大的差异，甚至得出相反的结论^[66]。如 Hocking^[67]等人在 1991 年对一次性纸杯和塑料杯的环境影响进行了研究，并将其结果发表在《科学》上，而同一时期 Camo^[68]等人做的类似研究的研究结果与 Hocking 等人完全相反。

国内对 LCA 的应用研究主要采用的也是 PLCA 方法，鉴于不同国家的环境、人文、政策、地理、技术等情况有着很大的差异，导致 PLCA 方法的数据选择具有很强的地域性，国外的技术数据并不能直接应用于国内的相关研究。为此，一些国内学者进行了许多数据指标的本地化研究，即结合国内的实际情况，将 PLCA 的具体参数指标修订为国内的相关数据，再行对国内的产品进行研究。杨建新等对几种常规能源的全生命周期生产清单进行了研究^[69]。马晓茜等人对天然气发电^[70]、水电^[71]、风电^[72]等各类发电的 LCI 进行了分析和研究。周和敏对我国的钢铁行业进行了全生命周期分析和研究^[73]。刘江龙对钢铁冶炼的各个环节进行了全生命周期分析^[74]。刘顺妮等人对硅酸盐水泥的 LCA 清单进行了研究^[75]。龚志起等人对水泥、平板玻璃等建筑材料的 LCA 清单进行了研究^[76]。陈文娟等人对我国平板玻璃的生命周期清单及特征化进行了研究^[77]。陈文庆等人对建筑陶瓷的 LCA

清单进行了分析和研究^[78]。陈红等人对几种典型高分子材料的 LCA 进行了评价和分析^[79]。目前国内也已开发了一些 LCA 的数据库,如四川大学和亿科环境科技联合开发的中国生命周期基础数据库(Chinese Life Cycle Database, CLCD)、宝钢开发的 Baosteel LCA^[80]等。

1.3.3.2 经济投入产出生命周期评价(EIO LCA)方法

为了克服 PLCA 在系统边界确定和清单数据收集上的弊端, Lave^[81, 82]等人在 20 世纪 90 年代将经济投入产出法引入到了 LCA 中,并创建了经济投入产出生命周期评价模型(Economic input-output LCA, EIO LCA)。投入产出法是在上世纪 30 年代左右由 Leontief 建立的,主要是用于分析各经济部门间的投入与产出之间的对应关系^[83]。目前投入产出法的应用已由经济领域拓展到资源、能源、环境等众多领域^[83, 84]。

EIO LCA 与 PLCA 的不同之处在于, EIO LCA 将投入产出方法引入到 LCA 之中,自上而下的对所研究对象的能源、资源 LCI 进行分析和研究。EIO LCA 方法首先基于投入产出表计算出国民经济中各部门的能源消费、污染物排放的平均水平,在此基础上利用所研究对象与其对应部门之间的关系,来评价所研究对象的能源消费、环境影响。通常意义上,投入产出表由国家统计部门发布,其数据的边界是整个的国民经济系统,因此, EIO LCA 方法的系统边界也是基于整个国民经济系统,其计算范围更加完整,可有效的减少截断误差的产生。此外, EIO LCA 方法还囊括了整个国民经济系统内其他各行业对所研究对象产生的间接能源消费和排放。

EIO LCA 方法首先计算出各个经济部门的能源消费强度矩阵(即单位货币的产品产出所要消耗的能源)^[50],然后将所研究对象的价格与其所对应经济部门的能源消费强度相乘,即可得出其全生命周期的能源消费量。

目前, EIO LCA 方法主要有直接部门对应、划分研究对象生产过程以及划分投入产出表三种主要的评价形式^[82](如图 1.3 所示)。对于计算过程中评价形式的选择,主要依据研究对象与投入产出表中各部门之间的契合度。

(1) 当投入产出表中有部门与研究对象相关性较好时,可以采用直接部门对应方法,即直接将价格与部门能耗强度相乘。

(2) 当投入产出表中的相关部门研究对象相关性不明显时,则需采用划分研究对象生产过程法或划分投入产出表法。其中划分研究对象生产过程法是指对研究对象的上游各部门进行分析,从而将各部门的投入与经济部门对应,并最终进行加和。划分投入产出表法是指对投入产出表中的部门重新划分,使之与研究对象相匹配。

在国际上 EIO LCA 方法最初较多的应用于部门的 LCI 研究^[85]。此后, EIO LCA 方法的应用领域不断拓展, 目前已在建筑、能源等各个领域有所应用^[86]。

近年来, 国内也利用 EIO LCA 方法开展了一些研究, Zhou 等人利用 EIO LCA 方法对北京的资源利用和温室气体排放进行了研究^[87]; 计军平等人基于 EIO LCA 模型对中国的部门温室气体排放结构进行了相关研究^[88]; Zhang 等人利用 EIO LCA 方法对中国的两个水电工程项目进行了全生命周期研究^[89]; 陈国谦等人利用 EIO LCA 方法, 对我国各经济部门的资源及温室气体排放进行了分析和研究^[90-93]。

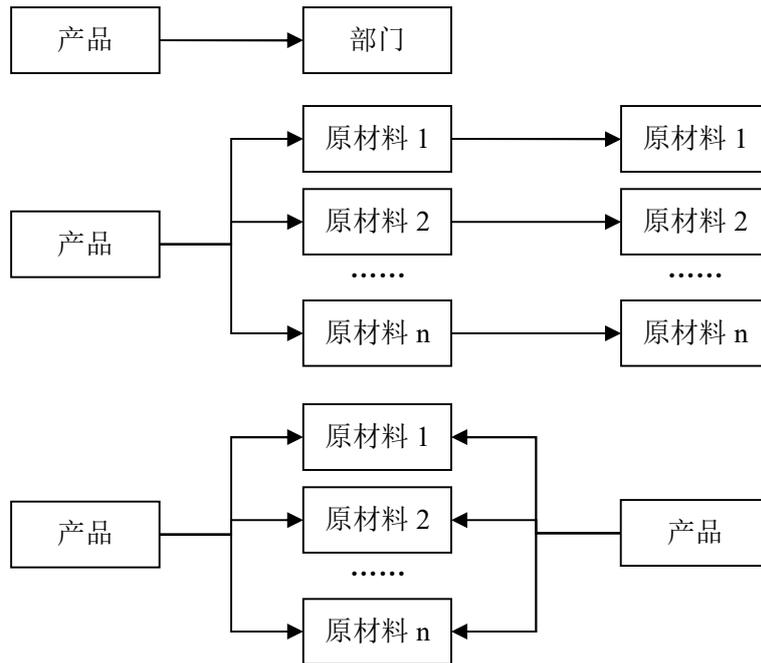


图 1.3 EIO LCA 方法分析框架示意图

Fig. 1.3 The schematic diagram of EIO LCA

1.3.3.3 混合生命周期评价方法（HLCA）方法

EIO LCA 方法虽然在一定程度上避免了利用 PLCA 方法时所产生的截断误差, 并以数学模型表示经济部门间的相互关系, 能够快速评价研究对象的环境影响, 但也存在着一些局限性:

(1) 采用 EIO LCA 方法进行清单编制时, 其计算精度劣于 PLCA。利用 EIO LCA 方法计算出的是部门的平均值, 无法得出部门内部不同产品因技术、效率等因素而产生的差异。

(2) 相比于 PLCA 方法, EIO LCA 在清单编制的时间上具有一定的滞后性, 这是由于各国的投入产出表并非每年实时发布, 而是每隔几年发布一次, 如中国最近的投入产出表公布于 2012 年。因此, 在实际利用 EIO LCA 方法时, 需要进

行价格折算。

(3) EIO LCA 方法只能应用与产品的上游阶段,而对产品的使用阶段、后期废弃回收阶段无法计算。

(4) 由于投入产出表是基于各国的经济数据进行发布,而对于进口产品,EIO LCA 方法并不完全适用。

考虑到 PLCA 方法和 EIO LCA 方法在优缺点上的互补性,一些研究者将 PLCA 和 EIO LCA 整合在同一个框架内对产品或服务进行分析和评价,亦即混合生命周期评价方法(HLCA)。1993年,Moriguchi 等将 PLCA 与 EIO LCA 方法相结合,在主要的过程中采用 PLCA 方法,在上游生产过程中采用了 EIO LCA 方法,对汽车的 CO₂ 排放进行了分析^[94]。此后,HLCA 开始逐步在资源、环境影响和评价领域开展了一些应用研究^[95-100],并逐步演化出三种类型的 HLCA 方法^[101]:

(1) 分层混合生命周期评价(Tiered Hybrid LCA, THLCA)

THLCA 方法是在对产品的直接和下游的原料、能源投入进行分析时采用 PLCA 方法,而对于上游的自然资源开采、设备制造等则采用 EIO LCA 方法。

(2) 基于投入产出的混合生命周期评价(Input-Output based Hybrid LCA, IOHLCA)

Joshi^[102]于 1999 年构建了 IOHLCA 方法,并对汽车油箱的环境影响进行了全生命周期评价和分析。

(3) 集成混合生命周期评价(Integrated Hybrid LCA, IHLCA)

IHLCA 方法是 2002 年由 Heijungs 和 Suh^[103]提出的,该方法将 PLCA 方法的部分表示为技术矩阵,与 EIO LCA 方法的矩阵相结合,通过矩阵边界的物质交换及能量交换进行计算,该方法对矩阵运算的要求较高^[104]。

近年来,国内也有一些学者开始尝试利用 HLCA 方法对资源、能源领域的一些产品进行评价研究。李小环等采用混合生命周期评价方法对木薯乙醇进行了全生命周期评价和分析^[105]。Wang^[106,107]等和 Zhang^[108]等采用 HLCA 方法分析和评价了生物质能源生产过程中的全生命周期能耗和温室气体排放。HLCA 方法同样适用于其他能源类型的全生命周期评价^[109]。此外,国内的学者还结合 THLCA 方法和系统思想,提出了系统的 THLCA 方法^[110],利用该方法分析和评价一个系统的环境影响。目前该方法已在建筑、可再生能源发电领域进行了应用^[104,111]。Chang^[112]等人利用 IOHLCA 方法分析和评价了建筑在施工过程中全生命周期能源消费和温室气体排放。

1.3.3.4 LCA 清单分析方法小结

当前,常规利用 PLCA 方法对产品进行全生命周期清单分析的优势在于,其

对产品某一纳入系统边界的细节分析时的精确度较高，但对整个产品系统而言，仍存在很多问题需要进一步研究。

(1) 如要提高 PLCA 方法的计算精度，通常需要进行大量的细节数据统计，而在实际过程中，则只能对系统的主要部分进行估算、统计，因此不可避免的会存在相应的截断误差^[113]。

(2) 利用 PLCA 方法进行完整的能源、环境清单编制，通常需要耗费大量的时间和资金，目前国际上对某一产品进行全套的生命周期评价需要花费一年半以上的时间，所需资金约 10~30 万美元^[114]。

(3) 实际过程中很多能耗、环境数据难以获得，尤其是我国统计数据基础薄弱，缺乏较为权威的基础统计数据，大量的细节能耗、环境数据需要通过调研、估算等途径获得，评价过程中的可操作性较差^[69, 102]。

EIO LCA 方法起源于国际上的相关学者对消除 PLCA 方法截断误差的考虑，其相较于 PLCA 方法的优势也在于此。EIO LCA 方法可以大幅减少 PLCA 方法的截断误差。Lenzen 和 Treloar 在对澳大利亚的各部门进行 LCA 分析时，发现 31% 的工业部门在采用 PLCA 方法时的截断误差超过 50%，而能源投入为主的部门一般截断误差较小^[64, 115]。但是，相比于 PLCA 方法，EIO LCA 方法也存在一些劣势。

(1) 采用 EIO LCA 方法进行清单编制时，其计算精度劣于 PLCA。利用 EIO LCA 方法计算出的是部门的平均值，无法得出部门内部不同产品因技术、效率等因素而产生的差异。

(2) 相比于 PLCA 方法，EIO LCA 在清单编制的时间上具有一定的滞后性，这是由于各国的投入产出表并非每年实时发布，而是每隔几年发布一次，如中国最近的投入产出表公布于 2012 年。因此，在实际利用 EIO LCA 方法时，需要进行价格折算。

(3) EIO LCA 方法只能应用于产品的上游阶段，而对产品的使用阶段、后期废弃回收阶段无法计算。

(4) 由于投入产出表是基于各国的经济数据进行发布，而对于进口产品，EIO LCA 方法并不完全适用。

EIO LCA 方法和 PLCA 方法的优缺点在一定程度上具有互补性，HLCA 方法则是结合二者的优势产生的一种新的建模方法。其即结合了 PLCA 方法对产品的针对性，又囊括了 EIO LCA 方法的完整性。利用 HLCA 方法，可以在保证评价边界完整性的同时，不断提高其评价结果的精准性，因此也成为了未来 LCA 方法学的重要发展方向之一。

1.3.4 LCA 在交通领域中的应用研究综述

1.3.4.1 国外研究进展

LCA 在交通领域中的应用研究开始于上世纪 90 年代。Delucchi 于 1991-1993 年间,对多种燃料进行了全生命周期分析^[116],其后于 2003 年创建了 LEM 模型(Life Cycle Emission Model)^[117]。

1994 年, Russell S. Cohn^[118]利用 LCA 方法对美国电动汽车的成本、能源消费、排放进行了分析和评价,其分析结果认为,相比于传统内燃机车,电动汽车的成本、能耗、PM 和 SO₂ 排放较高,但 CO、HC、NO_x 和 CO₂ 排放较低。

1996 年, Elin^[119]等人对瑞典的公路交通部门进行了全生命周期分析,其结果显示,车辆生产等环节是公路交通部门环境影响的主要来源。

1996 年,德国大众利用全生命周期方法对其旗下的品牌汽车——Golf 进行了评价和分析^[120-122]。此后,大众汽车公司每年均会对其生产的新车进行 LCA 评价,并发布相应的评价报告^[122-125]。

2001 年,通用汽车公司^[126-128]也对其旗下基于不同技术和燃料路线的汽车进行了全生命周期评价和分析。

以王全录博士为首的美国阿贡国家实验室(Argonne National Laboratory, ANL)对汽车全生命周期分析开展了大量的研究,并创建了 GREET 模型。2001 年王全录等在 GREET 1.6 中提出了从“油井”到“车轮”(Well to Wheels, WTW)的方法^[129]。此后,WTW 方法在交通领域得到了广泛应用,并逐渐走向成熟^[130]。2002 年,BP、ExxonMobil、Shell 以及通用联合支持 ANL 利用 WTW 方法对北美各类车用替代燃料的温室气体排放进行了研究^[131]。2004 年,欧洲石油公司炼制和运输过程环境、健康和安全的联合会(CONCAWE)等机构利用 WTW 方法对欧洲地区的车用替代燃料进行了研究^[132]。

近年来,国际上对电动汽车的 LCA 也开展了一些研究。2009 年,Campanari^[133]等人利用 WTW 方法研究了电动汽车在 ECE-EUDC (Economic Commission for Europe - Extra Urban Driving Cycle) 工况循环下的全生命周期能源消费和环境影响。Silva^[134]等人对插电式电动汽车的全生命周期能源消费和环境影响进行了研究。2010 年 Bossche^[135]使用 LCA 方法对电动汽车的动力电池进行了全生命周期研究,认为动力电池的回收将决定其环境影响的大小。

2013 年,Sharma^[136]等人利用 LCA 方法对澳大利亚的传统汽车、混合动力汽车以及纯电动汽车的 CO₂ 排放进行了对比,并得出结论,认为混合动力汽车在当前的澳大利亚驾驶条件下的温室气体排放量最低。

此外,很多大型跨国汽车公司纷纷发布其车辆 LCA 报告,并将之作为一种

宣传手段。如戴姆勒公司^[137-139]自 2009 年开始为其所有车型发布环保证书。瑞典沃尔沃、德国宝马、日本丰田^[140]等也纷纷发布相关车型的 LCA 报告。

1.3.4.2 国内研究进展

国内在交通领域的 LCA 研究主要采用的是国际上通用的 WTW 方法, 相关研究起步于 1998 年, 清华大学等利用 WTW 方法对煤基甲醇燃料及基于煤电的纯电动汽车路线进行了研究^[141]。其研究结果认为: 相比于传统汽油车, 煤基路线下的纯电动汽车在全生命周期的排放高的多。

此后, 清华大学车用能源研究中心的欧训民、张希良等开发了 Tinghua-CA3EM 模型, 并基于该模型对电动汽车、生物燃料、混合动力汽车等多种车用替代燃料进行了全生命周期分析和评价^[142-145]。同济大学胡志远^[146, 147]等自 2002 年开始对生物柴油及其他的柴油替代燃料进行了全生命周期评价和分析。重庆大学的吴锐、任玉陇(2004)^[148]等人对天然气基的车用替代燃料进行了全生命周期能源消费、环境影响评价和分析。刘宏等^[149]于 2007 年对以燃煤发电为基础的电动汽车与传统汽油汽车进行了比较, 计算结果表明, 在能效、排放、经济性方面, 普通电动汽车和超微电动车比常规汽油汽车和微型汽车都相对具有优势。黄颖等^[150]于 2012 年基于 EIO LCA 模型核算了普通级纯电动轿车和汽油轿车燃料周期的温室气体排放情况, 计算结果表明纯电动轿车与汽油轿车相比, 减排温室气体 53%。J Shuguang 等^[151]于 2012 年对我国 34 个城市的电动汽车和传统汽油车的全生命周期 CO₂、PM_{2.5}、NO_x、HC 进行了比较和分析。

此外, 国内科研人员利用 GREET 软件对车用燃料进行全生命周期评价的研究较多, 如 2005 年易红宏^[152]等人利用 GREET 软件研究了 4 种气体生物质燃料的全生命周期能耗及排放情况; 李飞龙等^[153](2013) 基于 GREET 模型对汽车材料轻量化能耗进行了评价研究; 宋宁^[154](2013) 等利用 GREET 模型对城市机动车能源结构优化进行了研究; 徐树杰等^[155](2014) 基于 GREET 模型对汽车全生命周期的能耗排放进行了研究; 王恩慈等(2016)^[156]基于 GREET 模型对美国、巴西、中国、法国四个能源结构差异明显的国家的电动汽车能耗和排放进行了环境分析, 分析结果表明以新能源为主的国家比较适合发展纯电动汽车, 其排放量明显少于以化石能源为主的国家。

1.3.4.3 WTW 方法简介

Well-to-Wheels (简称 WTW), 是 ANL 创建的一种应用于交通领域的 LCA 方法, 主要对车用燃料、汽车生产等全生命周期的能源消费、环境污染情况进行分析和评价。WTW 是指自燃料从最初的原材料开采, 一直到汽车使用过程中燃

烧消耗的整个过程，主要可以分为三个阶段，如图 1.4 所示：

- (1) 原材料开采阶段（包括原油开采、运输）；
- (2) 燃料制备阶段（包括燃料生产、运输、储存、配送）；
- (3) 燃料使用阶段（包括燃料燃烧、蒸发等）。

其中原材料开采阶段和燃料制备阶段可以统称为“从油井到油箱（Well to Pump, WTP）”的过程；燃料使用阶段又可称为“从油箱到车轮（Pump to Wheels, PTW）”的过程，从而燃料的整个生命周期又可称为“从油井到车轮（Well to Wheels, WTW）”的过程。

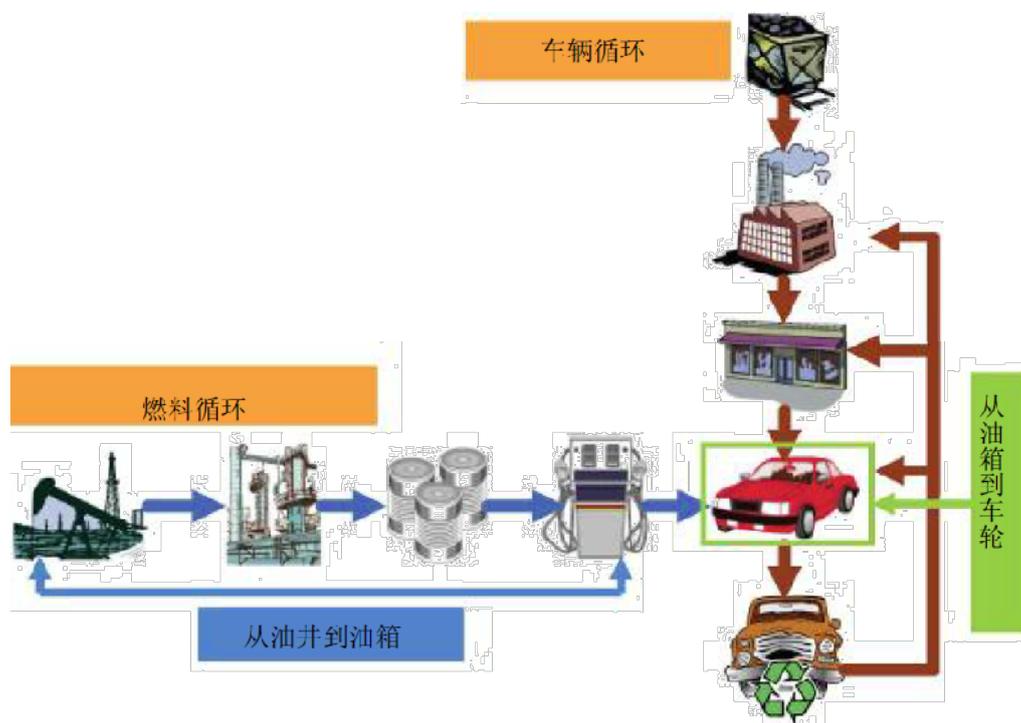


图1.4 WTW方法主要过程示意图

Fig. 1.4 The main process of WTW

1.3.5 本文的研究方法

通过前述文献综述可知，目前国内虽然对电动汽车的能源消费、环境影响等进行了一些研究，但均基于传统的 PLCA 方法。而利用 PLCA 方法进行全生命周期研究过程中，还存在以下一些问题。

- (1) 存在较大的截断误差；
- (2) 评价时间长，评价花费大；
- (3) 环境影响数据难于获得。

HLCA 方法结合了 PLCA 方法以及 EIO LCA 方法的优势，在对产品针对性和完整性上具有较大的优势，是未来 LCA 方法学的重要发展方向之一。

同时，目前国内在对电动汽车的能源消费和环境影响清单进行分析时，均只包含了电动汽车的燃料周期和车辆制造周期的研究和分析，没有将电动汽车的配套设施（如充电桩）纳入到全生命周期的研究体系内。

因此，基于本文的研究目标，为使电动汽车在与传统汽油车对环境可持续发展影响的比较过程中，数据计算更具针对性和完整性，提高评价结果的精确性，本文拟采用 HLCA 方法对我国的纯电动汽车、插电式混合动力汽车以及传统汽油车的全生命周期能源消费、环境影响进行分析。并将充电桩纳入到电动汽车全生命周期评价研究体系内，使得整个全生命周期评价体系更加完整、科学。

此外，目前国内在中长期电动汽车规模化发展情景下对我国能源、环境以及温室气体排放影响方面的研究较少，利用针对我国国情的模型进行该方面的研究能够对政府层面制定未来电动汽车的发展战略提供一定的理论支撑。

1.4 研究目的和内容

1.4.1 研究目的

本文将私人电动汽车作为主要研究对象，基于 HLCA 方法，对未来中长期不同电源结构下，电动汽车的规模化发展对我国能源消费、环境污染、温室气体排放产生的影响进行系统、深入的研究，为国家及地方政府制定电动汽车发展政策、布局产业发展规划提供科学的理论支撑。

1.4.2 研究内容

本文主要包括以下四部分内容：

（1）中长期私人电动汽车保有量及对电力需求的研究。

构建中长期私人电动汽车保有量预测模型，对中长期私人电动汽车保有量进行预测，摸清未来中长期我国私人电动汽车的发展趋势。并对中长期不同电源结构下电动汽车发展对电力的需求进行研究。

（2）基于 HLCA 方法构建乘用车的全生命周期能源消费清单计算模型。

基于 HLCA 方法构建乘用车能源消耗计算模型，并利用该模型对传统汽油内燃机车（Gasoline internal combustion engine vehicle, GICEV）、纯电动汽车（Pure electric vehicle, PEV）、插电式混合动力汽车（Plug-in hybrid electric vehicle, PHEV）三种不同驱动车型的燃料周期、车辆制造周期及充电桩制造周期的能源消费强度进行计算。

（3）基于 HLCA 方法构建乘用车的全生命周期环境影响清单计算模型。

基于 HLCA 方法构建乘用车的温室气体、常规污染物排放清单计算模型，并

对 GICEV、PEV、PHEV 三种车型的全生命周期温室气体、常规污染物排放强度进行计算。

(4) 构建中长期电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价计算模型。

构建中长期电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价计算模型，并对未来中长期电动汽车规模化发展下的宏观能源消费、温室气体排放、常规污染物排放量进行计算。

1.4.3 论文结构

本论文的逻辑结构以及所安排的主要章节如下：

第一章：引言，本章主要介绍了论文的研究背景、国内外全生命周期评价方法的研究综述，论文的研究目的、研究内容、框架、技术路线等。

第二章：电动汽车发展现状、中长期规模化发展及对电力的需求情景，本章将对我国当前电动汽车的发展进行分析，并结合收入分布曲线方法及情景分析法，构建未来中长期电动汽车预测计算模型。在此基础上，对未来电动汽车规模化的发展情景及各情景下对电力的需求进行计算和分析。

第三章：基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型。本章将介绍 HLCA 方法的起源及计算原理，并在此基础上构建基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型。

第四章：基于 HLCA 的电动汽车能源消费清单研究。本章将利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型，对传统汽油车和电动汽车的燃料周期、车辆周期及充电桩的能源消费清单进行研究和对比分析。

第五章：基于 HLCA 的电动汽车环境影响评价研究。本章将利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型，对传统汽油车和电动汽车的燃料周期、车辆周期及充电桩的温室气体排放、常规污染物排放清单进行研究和对比分析。

第六章：中长期电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价研究。本章将对未来中长期我国电动汽车规模化发展的情况下，对能源需求及环境的影响进行评价研究。

第七章：总结中长期电动汽车规模化发展下的能源消费及环境影响，并在此基础上提出未来中长期我国发展电动汽车的政策建议。

第八章：结论与展望，本章对论文进行全文总结，列出主要的研究工作及结论，并对主要的创新性工作及下一步的研究展望进行归纳和总结。

2 电动汽车中长期规模化发展趋势及对电力的需求

本章将对我国电动汽车的发展现状和政策进行分析，并结合收入分布曲线方法及情景分析法，构建未来中长期电动汽车保有量预测计算模型。在此基础上，对未来电动汽车规模化发展趋势及各情景下对电力的需求进行计算和分析。

2.1 我国电动汽车发展现状

近年来，电动汽车越来越受到人们的关注，市场化进程越来越快，产销量均呈现爆发式的增长，根据中国汽车工业协会的统计数据显示，2015年我国电动汽车产量34万辆，同比增长3.3倍，其中纯电动汽车产量25.5万辆，同比增长了4.2倍；插电式混合动力汽车产量8.6万辆，同比增长1.9倍。2015年电动汽车销量达到33.1万辆，同比增长3.4倍，其中纯电动汽车销售量24.78万辆，同比增长4.5倍。插电式混合动力汽车销售量8.36万辆，同比增长1.8倍^[157]。

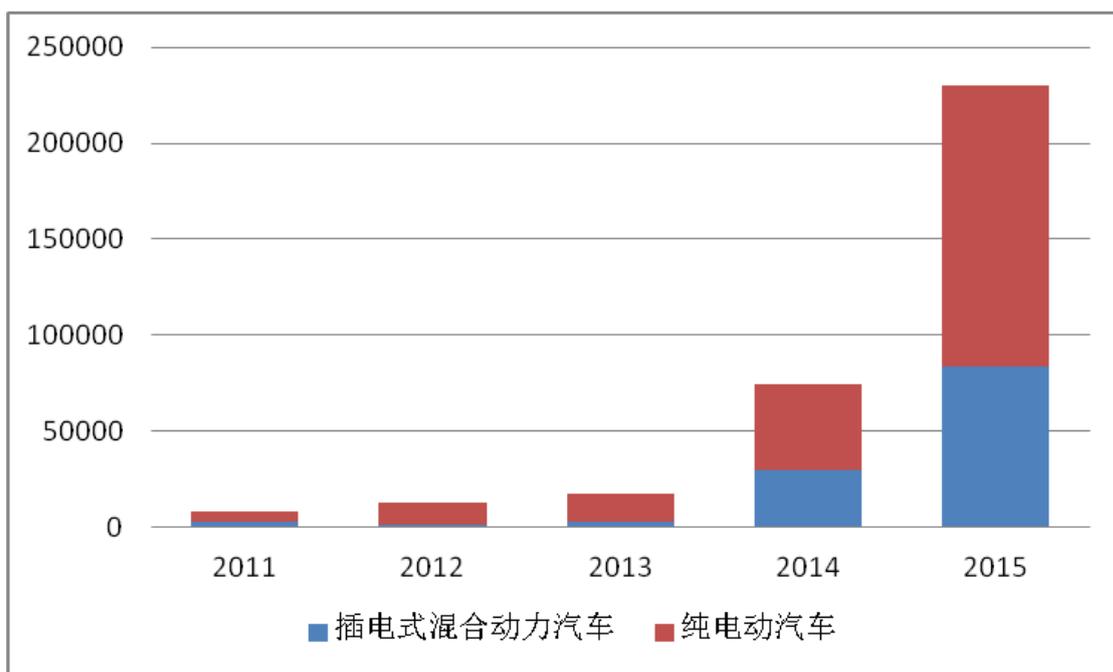


图2.1 2011~2015年我国电动汽车的销售量（单位：辆）

Fig 2.1 Electric car sales of China in 2011-2015 (Car)

分车型来看，电动汽车中乘用车产量和销售量分别达到21.5万辆和20.7万辆，其中纯电动乘用车的产量和销售量分别为15.2万辆和14.7万辆，分别同比增长了2.8和3倍；插电式混合动力乘用车的产量以及销售量分别达到6.3万辆和6.1万辆，两者均同比增长了约2.5倍^[157]。

在 2016 年 3 月份公布的 2016 年政府工作报告^[29]中明确提出: 未来将“大力发展和推广以电动汽车为主的新能源汽车, 加快建设城市停车场和充电设施”, 这也意味着我国推动电动汽车的决心不变, 未来随着电动汽车技术的不断成熟, 基础设施的不断完善, 以及国家各项政策的大力推动, 电动汽车将进入发展的快车道。

2.2 电动汽车中长期规模化发展及电力需求计算模型

2.2.1 计算模型

由于电动汽车发展历程较短, 直接采用常规汽车保有量预测方法对其预测, 如时间序列法、弹性系数法、回归分析法、路网容量法、灰色模型法、人工神经网络法、支持向量机法以及组合预测法等, 均缺乏历史保有量数据予以支撑。而利用新产品市场扩散模型, 如 Bass^[158, 159]、Gompertz 和 Logistic 模型等, 也面临类比系数难以确定的问题。家庭收入水平的提高和收入差距是影响私人汽车保有量的主要因素^[160], 沈中元^[160]利用收入分布曲线对我国 2020、2030 年的汽车保有量进行了预测, 预测结果精度较高, 且相关模型操作性和扩展性较强。本文在沈中元提出的收入分布曲线模型的基础上, 结合情景分析法, 构建了基于收入分布曲线和情景分析法的私人电动汽车中长期发展预测模型, 对未来 2050 年前我国私人电动汽车的发展情景进行了预测。

沈中元利用收入分布曲线构建的私人汽车预测模型如式 2.1^[160]所示,

$$Q = P \int_0^{\infty} y(x) P(x) / h(x) dx \quad (2.1)$$

其中, x 表示人均年收入 (元); $y(x)$ 表示收入分布曲线, 由居民人均收入和基尼系数来确定; $P(x)$ 表示户均家用汽车的普及曲线 (辆/户); $h(x)$ 表示户均人口曲线 (人/户); P 表示总人口 (万人)。

私人电动汽车的保有量还与电动汽车的市场占有率有关, 假设未来某一年份的电动汽车市场占有率为 ε (%), 则电动汽车的保有量 Q_{ELC} 为,

$$Q_{ELC} = \varepsilon P \int_0^{\infty} y(x) P(x) / h(x) dx \quad (2.2)$$

假设 t 代表未来的某一年份, 则电动汽车的发展对电力的需求 $ELC(t)$ 可以由式 2.3 进行计算。

$$ELC(t) = Q_{ELC}(t) \times EE_b(t) \times L(t) \quad (2.3)$$

其中, $Q_{ELC}(t)$ 表示在第 t 年的私人电动汽车保有量, $EE_b(t)$ 表示电动汽车的燃

油效率， $L(t)$ 表示年均行驶里程。

2.2.2 车辆技术边界

近年来，随着人民生活水平的提高，私人汽车保有量越来越高，截止 2015 年，全国民用汽车保有量约 1.63 亿辆，小型载客汽车 1.36 亿辆，其中 91% 的小型载客汽车均是以个人名义登记的（即私人汽车），总量已达 1.24 亿辆^[161]，未来私人小型载客汽车也将是购买电动汽车的主力，因此，本文将私人小型载客汽车（以下简称私人汽车）作为主要的研究车型。

2.2.3 电动汽车技术发展路线

电动汽车主要分为 PEV、混合动力汽车（Hybrid electric vehicle, HEV）、燃料电池汽车(Fuel cell vehicle, FCV)三种, HEV 又分为普通混合动力汽车和 PHEV, 如图 2.2 所示。

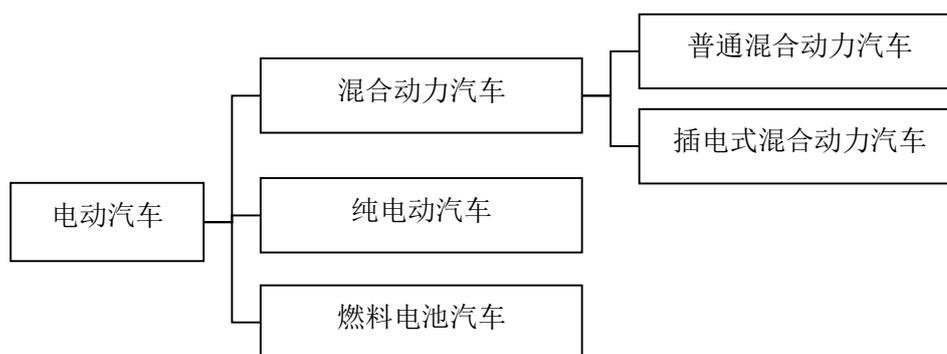


图2.2 电动汽车分类示意图

Fig. 2.2 Electric vehicle classification

未来电动汽车的发展趋势，全球较为一致的看法是，近期石油基车辆仍将占据主要地位，未来中长期纯电动汽车及混合动力汽车将逐步迈入规模化的商业发展阶段，燃料电池汽车（部分认为纯电动汽车）将是远期汽车清洁动力发展的最终解决方案^[162]。在我国政府的节能与新能源汽车的发展规划^[163]中，纯电动汽车也是主要的电动汽车发展方式，插电式混合动力汽车则作为纯电动汽车的过渡发展类型。

本文将纯电动汽车和插电式混合动力汽车作为主要研究对象，而普通混合动力汽车对节能减排的贡献较小，一般更倾向于作为一种车辆节能技术来研究；燃料电池汽车虽然被视作是汽车清洁动力发展的未来，但从目前来看氢燃料电池系统、储氢装置的技术和成本、寿命、加氢站建设成本等问题在短时期内难以攻克，相比于目前已经初具规模的动力电池技术而言，氢燃料电池汽车更属于长远未来，因此普通混合动力汽车和燃料电池汽车不在本文进行研究。此外，本文还将对

GICEV 进行研究，用于与 PEV、PHEV 在能源消耗、环境效益等方面进行对比。

2.3 计算结果与分析

2.3.1 电动汽车规模化发展情景

将各年份的基础数据（见表 2.1）带入式 2.1 可计算出未来私人汽车保有量的数据，具体计算结果如表 2.1 所示。

表 2.1 私人汽车保有量相关基础数据及预测结果

Tab. 2.1 The basic data and prediction results of private vehicle ownership

	2014	2020	2030	2040	2050
城市基尼系数	0.47	0.43	0.35	0.32	0.28
乡村基尼系数	0.5	0.46	0.38	0.35	0.3
人口（万人）	136782	141500	143500	141700	136700
城镇居民人均可支配收入(元)	28844	47001	94246	152991	217328
农村居民人均纯收入(元)	9892	16933	36440	62172	91584
城市化率	54.80%	60%	68%	74%	78%
保有量（万辆）	14598	17049	36745	48407	51133

目前，电动汽车推向市场的时间较短，在电池技术、充电技术、配套设施建设等方面还不成熟，未来发展仍存在很多的不确定性，根据咨询相关专家以及已有内部研究报告的结果，本文对未来私人汽车的发展设定了三种情景，第一种是在电动汽车相关技术持续进步，政府支持政策力度不变情况下的电动汽车发展基准情景，在此情景下，未来电动汽车的市场渗透率将不断提高，到 2050 年将占据私人汽车一半的市场。第二种是在电动汽车相关技术发展缓慢，政府支持政策力度降低，民众对电动汽车期望值不高的情况下，电动汽车发展较为缓慢的情景，在此情景下，未来私人汽车仍以传统汽油车为主，并且民众即使在选择电动汽车的情况下，对电量的焦虑也将减少对 PEV 的购买欲望，PHEV 的市场渗透率将不断上升。第三种是在电动汽车技术有着突破性进展，民众对电动汽车的期望值不断提高，电动汽车实现快速发展的情景，在此情景下，未来电动汽车，尤其是 PEV 将取代 GICEV 成为私人购买汽车的首选，到 2050 年电动汽车的市场占有率将达到 80%。具体情景设置及电动汽车保有量如表 2.2 所示：

2.3.2 电动汽车的百公里电耗、行驶里程变化趋势

各类汽车年均行驶里程差别较大，相关调研显示，微型、小型载客车的年均行驶里程约为 1.8 万公里（如表 2.3 所示），私家车中多以此类汽车为主，因此本文将私家车的年均行驶里程设定为 1.8 万公里。

2 电动汽车中长期规模化发展趋势及对电力的需求

表 2.2 电动汽车保有量预测情景

Tab. 2.2 The forecast scenario of Electric Vehicle ownership

情景	2014	2020	2030	2040	2050	
民用汽车保有量	14598	17049	36745	48407	51133	
电动汽车发展受阻情景	插电式混合动力汽车占比	0.03%	1.5%	3%	3%	2%
	插电式混合动力汽车保有量	3.7	255.7	1102.4	1452.2	1022.7
	纯电动汽车占比	0.03%	3.5%	7.0%	12.0%	18.0%
	纯电动汽车保有量	7.7	596.7	2572.2	5808.8	9203.9
	电动汽车合计占比	0.08%	5%	10%	15%	20%
	电动汽车合计保有量	11.3	852.5	3674.5	7261.1	10226.6
电动汽车发展基准情景	插电式混合动力汽车占比	0.03%	3%	5%	4%	3%
	插电式混合动力汽车保有量	3.7	511.5	1837.3	1936.3	1534.0
	纯电动汽车占比	0.03%	5.0%	10.0%	21.0%	47.0%
	纯电动汽车保有量	7.7	852.5	3674.5	10165.5	24032.5
	电动汽车合计占比	0.08%	8%	15%	25%	50%
	电动汽车合计保有量	11.3	1363.9	5511.8	12101.8	25566.5
电动汽车快速发展情景	插电式混合动力汽车占比	0.03%	4%	12%	8%	4%
	插电式混合动力汽车保有量	3.7	682.0	4409.4	3872.6	2045.3
	纯电动汽车占比	0.03%	6.0%	18.0%	42.0%	76.0%
	纯电动汽车保有量	7.7	1022.9	6614.1	20330.9	38861.1
	电动汽车合计占比	0.08%	10%	30%	50%	80%
	电动汽车合计保有量	11.3	1704.9	11023.5	24203.5	40906.4

表 2.3 各类汽车年均行驶距离

Tab. 2.3 Vehicle average driving distance

机动车类型	年均行驶里程 (km)
微型、小型载客车	18000
出租车	120000
中型载客车	31300
大型载客车	58000
公交车	60000
微、轻型载货车	30000
中型载货车	35000
重型载货车	75000
摩托车	6000
低速货车	30000
三轮汽车	23000

目前，私人 GICEV 的百公里油耗约为 10L，PEV 的百公里电耗约为 15kWh。PHEV 在行驶过程中有两个阶段，电量维持阶段（Charge Sustaining, CS）和电量下降阶段（Charge Depletion, CD）。当 PHEV 蓄电池的荷电状态（State of Charge, SOC）处于设定限额以上时（如图 2.3 所示），将在 CD 模式下行驶并采用电机驱动车辆，动力来源于电力，当 SOC 达到设定限额下限时，将转换为 CS 模式行驶，此时相当于传统内燃机汽车的工作状态，动力来源于汽油。目前市场上的 PHEV 纯电续航里程约在 40km 左右，一次出行平均 60% 行驶在 CD 模式下，40% 行驶在 CS 模式下^[164, 165]。

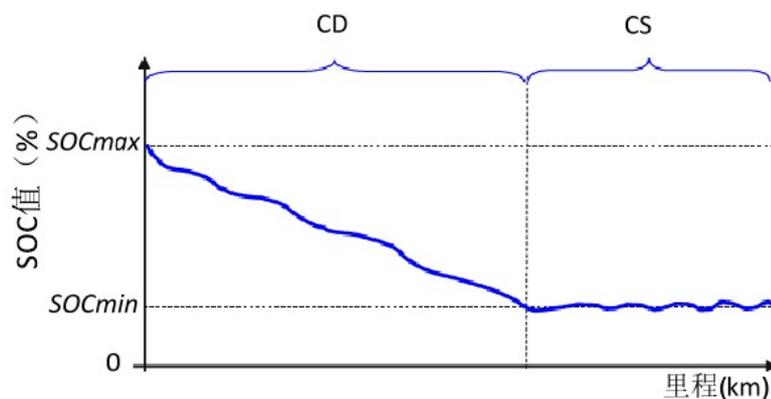
图2.3 PHEV 工作模式^[166]

Fig. 2.3 Working mode of PHEV

未来随着技术的不断提高，各技术路线发展下的汽车燃油效率还将不断下降，具体情景见表 2.4。

表 2.4 各类型汽车燃油效率情景

Tab. 2.4 Fuel efficiency scenario of Vehicles

	GICEV	PHEV		PEV
	(L/100km)	CD (kWh/100km)	CS (L/100km)	(kWh/100km)
2014	10.0	9.0	4.0	15.0
2020	9.0	8.1	3.6	13.5
2030	8.5	7.7	3.4	12.8
2040	8.0	7.2	3.2	12.0
2050	7.5	6.8	3.0	11.3

2.3.3 中长期电源结构发展情景

综合考虑国内对未来中长期电源结构发展的预测结果，对未来电源结构设定两个发展情景，基准情景为未来可再生能源缓步发展，到 2050 年仍以煤电为主的情景，高比例可再生能源发电情景则为未来可再生能源快速发展，到 2050 年可再

生能源发电将占到总发电量的 86%，具体情景设置见表 2.5。

表 2.5 我国中长期电源结构发展情景

Fig. 2.5 Mid-long term supply structure development scenarios in China

	参考情景				高比例可再生能源发电情景			
	煤电	气电	核电	可再生能源发电	煤电	气电	核电	可再生能源发电
2014	71.7%	2.2%	2.3%	23.8%	71.7%	2.2%	2.3%	23.8%
2020	67%	3%	6%	24%	67%	3%	6%	24%
2030	63%	3%	7%	27%	38%	5%	4%	53%
2040	60%	4%	8%	28%	14%	4%	4%	78%
2050	55%	5%	10%	30%	7%	3%	4%	86%

2.3.4 电动汽车规模化发展的电力需求情景分析

按照公式 2.3 可计算出各情景下对电力的需求，具体计算结果见图 2.4。在电动汽车的基准发展情景下，到 2050 电动汽车保有量将占到私人汽车保有量的一半左右，则年所需电量为 4185 亿 kWh，其中 PEV 需电量 4031 亿 kWh，PHEV 需电量 154.4 亿 kWh。在电动汽车发展较缓的情景下，未来到 2050 年仍以传统汽车为主，电动汽车保有量仅占 20%，年需电量为 1475 亿 kWh，其中 PEV 需电量 1115 亿 kWh，PHEV 需电量 360 亿 kWh。在电动汽车快速发展的情景下，到 2050 年电动汽车保有量占到 80%，则年所需电量将达到 6792 亿 kWh，其中 PEV 需电量 6689 亿 kWh，PHEV 需电量 103 亿 kWh。

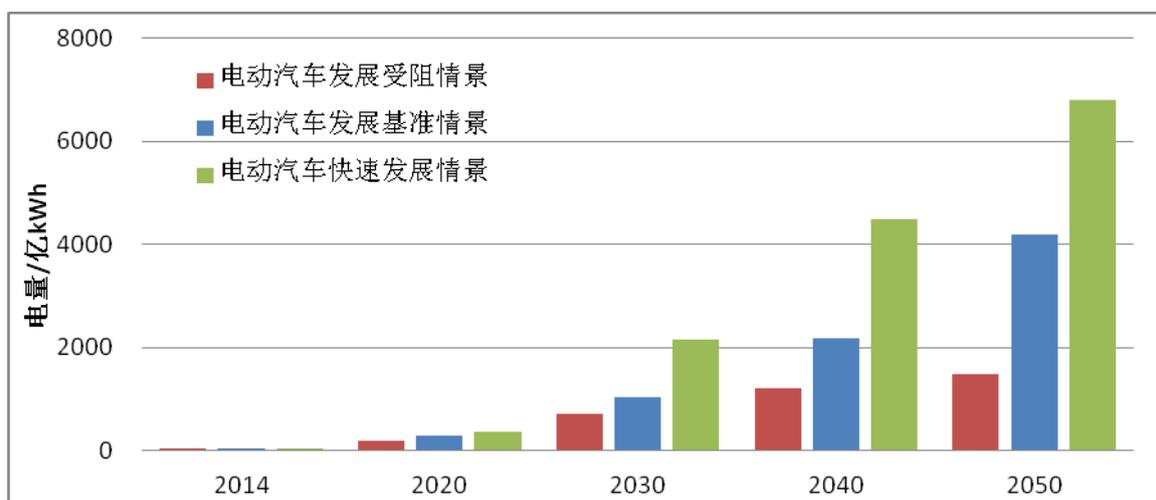


图2.4 电动汽车规模化发展的电力需求量

Tab. 2.4 The electric consumption of Electric Vehicles

2.4 本章小结

本章对我国当前电动汽车的发展现状和推动电动汽车发展的政策进行了分

析, 并利用收入分布曲线法及情景分析法, 构建了未来中长期电动汽车预测计算模型。在此基础上, 对未来电动汽车规模化发展趋势及各情景下对电力的需求进行了计算, 具体结论如下:

(1) 本文对未来私人汽车的发展设定了三种情景, 第一种是在电动汽车相关技术持续进步, 政府支持政策力度不变情况下的电动汽车发展基准情景, 在此情景下, 未来电动汽车的市场渗透率将不断提高, 到 2050 年将占据私人汽车一半的市场, 电动汽车保有量达到 2.6 亿辆, 其中 PEV 2.4 亿辆, PHEV 1534 万辆。第二种是在电动汽车相关技术发展缓慢, 政府支持政策力度降低, 民众对电动汽车期望值不高的情况下, 电动汽车发展较为缓慢的情景, 在此情景下, 未来私人汽车仍以传统汽油车为主, 并且民众即使在选择电动汽车的情况下, 对电量的焦虑也将减少对 PEV 的购买欲望, PHEV 的市场渗透率将不断上升, 届时到 2050 年电动汽车保有量达到 1.02 亿辆, 其中 PEV 9204 万辆, PHEV 1023 万辆。第三种是在电动汽车技术有着突破性进展, 民众对电动汽车的期望值不断提高, 电动汽车实现快速发展的情景, 在此情景下, 未来电动汽车, 尤其是 PEV 将取代 GICEV 成为私人购买汽车的首选, 到 2050 年电动汽车的市场占有率将达到 80%, 保有量达到 4.09 亿辆, 其中 PEV 3.9 亿辆, PHEV 2045 万辆。

(2) 在电动汽车的基准发展情景下, 到 2050 年电动汽车年需电量为 4185 亿 kWh, 其中 PEV 需电量 4031 亿 kWh, PHEV 需电量 154.4 亿 kWh。在电动汽车发展较缓的情景下年需电量为 1475 亿 kWh, 其中 PEV 需电量 1115 亿 kWh, PHEV 需电量 360 亿 kWh。在电动汽车快速发展的情景下, 年所需电量将达到 6792 亿 kWh, 其中 PEV 需电量 6689 亿 kWh, PHEV 需电量 103 亿 kWh。

3 基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型

本章介绍了 HLCA 方法的起源及计算原理,并在此基础上构建了基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型。

3.1 HLCA 方法与文献综述

HLCA 是一种全生命周期清单分析 (Life Cycle Inventory, LCI) 方法。目前国际上对 LCI 的研究已经比较成熟,这一阶段的关键是数据质量以及 LCI 分析方法的选择等问题^[59],数据质量越高,产品生命周期的能源、环境清单越精确,则 LCA 最终评价的结果也将越接近于实际情况。国内外众多研究者在追求 LCA 评价精度的过程中,根据清单编制方法的不同,逐步发展出了 PLCA、EIO LCA 以及 HLCA 三类 LCI 编制和分析方法。

3.1.1 过程生命周期评价 (PLCA) 方法及文献综述

过程生命周期评价 (PLCA) 方法主要是自下而上对研究对象的能源、环境清单进行编制和分析,这也是最传统的 LCA 方法。在 SETAC 及 ISO 的推动下,PLCA 在国际范围内迅速发展,目前仍是主流的生命周期评价方法。

国际上,有很多基于 PLCA 方法的数据库,其中欧洲地区在很早就开始利用 PLCA 方法进行数据库的开发,如英国的 Boustead 数据库,这是目前世界上最大的 LCA 数据库之一;此外还有瑞士的 BUWAL 250、ETH-ESU 96、Ecoinvent 2000、荷兰的 Input-Output 95、IDEMAT 2000、瑞典的 SPINE@CPM、丹麦的 LCA Food Database^[60]等。欧洲生命周期评价发展促进会 (Society for Promotion of Life-cycle Assessment Development, SPOLD) 还提出了 SPOLD 格式,使得 LCI 更加统一和规范化,目前很多数据库都采用了这一格式。北美地区也有很多 LCA 数据库,如美国的 Input-Output 98、Franklin US LCI 98,加拿大的 CRMD 等。澳大利亚则拥有 Australian LCI Database、National LCI Database 等。亚洲地区中,日本已有 Input-Output 数据库,此外韩国、泰国、印度等国也在致力于开发各自的 LCI 数据库^[61]。为使应用上更加便捷,许多研究机构还开发出了各类 LCA 的应用软件,将相关的 LCI 数据库整合在里面。

PLCA 方法的优势在于可以有效的针对产品的各个生命周期过程,对所研究对象的各详细过程进行能源、环境影响分析和评价^[62, 63],但 PLCA 方法存在一定的截断误差^[64, 65]。利用 PLCA 方法进行 LCI 编制过程中,理论上应将所研究对象的全部投入纳入到系统边界内,并进一步对相关投入的上游生产过程进行研究,

直到理清最开始的化石能源开采过程。但是,产品的生产过程是一个非常复杂的系统,需要种类繁多的上游产品及相关资源、能源输入,而这些输入又存在相关的上游生产过程,同样需要相关资源、能源的输入,而且,某些过程中还存在计算上的迭代过程(如煤炭的开采需要电力,而电力的生产也需要燃烧煤炭)。面对繁杂的系统过程,限于人力、物力条件,几乎不可能完成全部过程的 LCI 编制。通常情况下,PLCA 在应用过程中均基于系统边界定义将清单溯源终止于某个节点,从而尽可能的包含对研究对象评价的关键投入数据,忽略部分影响较小的数据,但是这属于存在主观性的人为“截断”过程,会使 PLCA 的计算结果产生一定的误差,即“截断”误差。截断误差的存在有时会使部分研究结果产生很大的差异,甚至得出相反的结论^[66]。如 Hocking^[67]等人在 1991 年对一次性纸杯和塑料杯的环境影响进行了研究,并将其结果发表在《科学》上,而同一时期 Camo^[68]等人做的类似研究的研究结果与 Hocking 等人完全相反。

国内对 LCA 的应用研究主要采用的也是 PLCA 方法,鉴于不同国家的环境、人文、政策、地理、技术等情况有着很大的差异,导致 PLCA 方法的数据选择具有很强的地域性,国外的技术数据并不能直接应用于国内的相关研究。为此,一些国内学者进行了许多数据指标的本地化研究,即结合国内的实际情况,将 PLCA 的具体参数指标修订为国内的相关数据,再行对国内的产品进行研究。杨建新等对几种常规能源的全生命周期生产清单进行了研究^[69]。马晓茜等人对天然气发电^[70]、水电^[71]、风电^[72]等各类发电的 LCI 进行了分析和研究。周和敏对我国的钢铁行业进行了全生命周期分析和研究^[73]。刘江龙对钢铁冶炼的各个环节进行了全生命周期分析^[74]。刘顺妮等人对硅酸盐水泥的 LCA 清单进行了研究^[75]。龚志起等人对水泥、平板玻璃等建筑材料的 LCA 清单进行了研究^[76]。陈文娟等人对我国平板玻璃的生命周期清单及特征化进行了研究^[77]。陈文庆等人对建筑陶瓷的 LCA 清单进行了分析和研究^[78]。陈红等人对几种典型高分子材料的 LCA 进行了评价和分析^[79]。目前国内也已开发了一些 LCA 的数据库,如四川大学和亿科环境科技联合开发的中国生命周期基础数据库(Chinese Life Cycle Database, CLCD)、宝钢开发的 Baosteel LCA^[80]等。

3.1.2 经济投入产出生命周期评价(EIO LCA)方法及文献综述

为了克服 PLCA 在系统边界确定和清单数据收集上的弊端,Lave^[81, 82]等人在 20 世纪 90 年代将经济投入产出法引入到了 LCA 中,并创建了经济投入产出生命周期评价模型(Economic input-output LCA, EIO LCA)。投入产出法是在上世纪 30 年代左右由 Leontief 建立的,主要是用于分析各经济部门间的投入与产出之间的对应关系^[83]。目前投入产出法的应用已由经济领域拓展到资源、能源、环境等

众多领域^[83, 84]。

EIO LCA 与 PLCA 的不同之处在于, EIO LCA 将投入产出方法引入到 LCA 之中, 自上而下的对所研究对象的能源、资源 LCI 进行分析和研究。EIO LCA 方法首先基于投入产出表计算出国民经济中各部门的能源消费、污染物排放的平均水平, 在此基础上利用所研究对象与其对应部门之间的关系, 来评价所研究对象的能源消费、环境影响。通常意义上, 投入产出表由国家统计部门发布, 其数据的边界是整个的国民经济系统, 因此, EIO LCA 方法的系统边界也是基于整个国民经济系统, 其计算范围更加完整, 可有效的减少截断误差的产生。此外, EIO LCA 方法还囊括了整个国民经济系统内其他各行业对所研究对象产生的间接能源消费和排放。

EIO LCA 方法首先计算出各个经济部门的能源消费强度矩阵(即单位货币的产品产出所要消耗的能源)^[50], 然后将所研究对象的价格与其所对应经济部门的能源消费强度相乘, 即可得出其全生命周期的能源消费量。

目前, EIO LCA 方法主要有直接部门对应、划分研究对象生产过程以及划分投入产出表三种主要的评价形式^[82]。对于计算过程中评价形式的选择, 主要依据研究对象与投入产出表中各部门之间的契合度。

(1) 当投入产出表中有部门与研究对象相关性较好时, 可以采用直接部门对应方法, 即直接将价格与部门能耗强度相乘。

(2) 当投入产出表中的相关部门与研究对象相关性不明显时, 则需采用划分研究对象生产过程法或划分投入产出表法。其中划分研究对象生产过程法是指对研究对象的上游各部门进行分析, 从而将各部门的投入与经济部门对应, 并最终进行加和。划分投入产出表法是指对投入产出表中的部门重新划分, 使之与研究对象相匹配。

在国际上 EIO LCA 方法最初较多的应用于部门的 LCI 研究^[85]。此后, EIO LCA 方法的应用领域不断拓展, 目前已在建筑、能源等各个领域有所应用^[86]。

近年来, 国内也利用 EIO LCA 方法开展了一些研究, Zhou 等人利用 EIO LCA 方法对北京的资源利用和温室气体排放进行了研究^[87]; 计军平等人基于 EIO LCA 模型对中国的部门温室气体排放结构进行了相关研究^[88]; Zhang 等人利用 EIO LCA 方法对中国的两个水电工程项目进行了全生命周期研究^[89]; 陈国谦等人利用 EIO LCA 方法, 对我国各经济部门的资源及温室气体排放进行了分析和研究^[90-93]。

3.1.3 混合生命周期评价方法 (HLCA) 方法及文献综述

EIO LCA 方法虽然在一定程度上避免了利用 PLCA 方法时所产生的截断误

差,并以数学模型表示经济部门间的相互关系,能够快速评价研究对象的环境影响,但也存在着一些局限性:

(1) 采用 EIO LCA 方法进行清单编制时,其计算精度劣于 PLCA。利用 EIO LCA 方法计算出的是部门的平均值,无法得出部门内部不同产品因技术、效率等因素而产生的差异。

(2) 相比于 PLCA 方法, EIO LCA 在清单编制的时间上具有一定的滞后性,这是由于各国的投入产出表并非每年实时发布,而是每隔几年发布一次,如中国最近的投入产出表公布于 2012 年。因此,在实际利用 EIO LCA 方法时,需要进行价格折算。

(3) EIO LCA 方法只能应用与产品的上游阶段,而对产品的使用阶段、后期废弃回收阶段无法计算。

(4) 由于投入产出表是基于各国的经济数据进行发布,而对于进口产品, EIO LCA 方法并不完全适用。

考虑到 PLCA 方法和 EIO LCA 方法在优缺点上的互补性,一些研究者将 PLCA 和 EIO LCA 整合在同一个框架内对产品或服务进行分析和评价,亦即混合生命周期评价方法(HLCA)。1993 年, Moriguchi 等将 PLCA 与 EIO LCA 方法相结合,在主要的过程中采用 PLCA 方法,在上游生产过程中采用了 EIO LCA 方法,对汽车的 CO₂ 排放进行了分析^[94]。此后, HLCA 开始逐步在资源、环境影响和评价领域开展了一些应用研究^[95-100],并逐步演化出三种类型的 HLCA 方法^[101]:

(1) 分层混合生命周期评价(Tiered Hybrid LCA, THLCA)

THLCA 方法是在对产品的直接和下游的原料、能源投入进行分析时采用 PLCA 方法,而对于上游的自然资源开采、设备制造等则采用 EIO LCA 方法。

(2) 基于投入产出的混合生命周期评价(Input-Output based Hybrid LCA, IOHLCA)

Joshi^[102]于 1999 年构建了 IOHLCA 方法,并对汽车油箱的环境影响进行了全生命周期评价和分析。

(3) 集成混合生命周期评价(Integrated Hybrid LCA, IHLCA)

IHLCA 方法是 2002 年由 Heijungs 和 Suh^[103]提出的,该方法将 PLCA 方法的部分表示为技术矩阵,与 EIO LCA 方法的矩阵相结合,通过矩阵边界的物质交换及能量交换进行计算,该方法对矩阵运算的要求较高^[104]。

近年来,国内也有一些学者开始尝试利用 HLCA 方法对资源、能源领域的一些产品进行评价研究。李小环等采用混合生命周期评价方法对木薯乙醇进行了全生命周期评价和分析^[105]。Wang^[106, 107]等和 Zhang^[108]等采用 HLCA 方法分析和评价了生物质能源生产过程中的全生命周期能耗和温室气体排放。HLCA 方法同样

适用于其他能源类型的全生命周期评价^[109]。此外,国内的学者还结合 THLCA 方法和系统思想,提出了系统的 THLCA 方法^[110],利用该方法分析和评价一个系统的环境影响。目前该方法已在建筑、可再生能源发电领域进行了应用^[104, 111]。

Chang^[112]等人利用 IOHLCA 方法分析和评价了建筑在施工过程中全生命周期能源消费和温室气体排放。

3.1.4 小结

当前,常规利用 PLCA 方法对产品进行全生命周期清单分析的优势在于,其对产品某一纳入系统边界的细节分析时的精确度较高,但对整个产品系统而言,仍存在很多问题需要进一步研究。

(1) 如要提高 PLCA 方法的计算精度,通常需要进行大量的细节数据统计,而在实际过程中,则只能对系统的主要部分进行估算、统计,因此不可避免的会存在相应的截断误差^[113]。

(2) 利用 PLCA 方法进行完整的能源、环境清单编制,通常需要耗费大量的时间和资金,目前国际上对某一产品进行全套的生命周期评价需要花费一年半以上的时间,所需资金约 10~30 万美元^[114]。

(3) 实际过程中很多能耗、环境数据难以获得,尤其是我国统计数据基础薄弱,缺乏较为权威的基础统计数据,大量的细节能耗、环境数据需要通过调研、估算等途径获得,评价过程中的可操作性较差^[69, 102]。

EIO LCA 方法起源于国际上的相关学者对消除 PLCA 方法截断误差的考虑,其相较于 PLCA 方法的优势也在于此。EIO LCA 方法可以大幅减少 PLCA 方法的截断误差。Lenzen 和 Treloar 在对澳大利亚的各部门进行 LCA 分析时,发现 31% 的工业部门在采用 PLCA 方法时的截断误差超过 50%,而能源投入为主的部门一般截断误差较小^[64, 115]。但是,相比于 PLCA 方法,EIO LCA 方法也存在一些劣势。

(1) 采用 EIO LCA 方法进行清单编制时,其计算精度劣于 PLCA。利用 EIO LCA 方法计算出的是部门的平均值,无法得出部门内部不同产品因技术、效率等因素而产生的差异。

(2) 相比于 PLCA 方法,EIO LCA 在清单编制的时间上具有一定的滞后性,这是由于各国的投入产出表并非每年实时发布,而是每隔几年发布一次,如中国最近的投入产出表公布于 2012 年。因此,在实际利用 EIO LCA 方法时,需要进行价格折算。

(3) EIO LCA 方法只能应用于产品的上游阶段,而对产品的使用阶段、后期废弃回收阶段无法计算。

(4) 由于投入产出表是基于各国的经济数据进行发布，而对于进口产品，EIO LCA 方法并不完全适用。

EIO LCA 方法和 PLCA 方法的优缺点在一定程度上具有互补性，HLCA 方法则是结合二者的优势产生的一种新的建模方法。其即结合了 PLCA 方法对产品的针对性，又囊括了 EIO LCA 方法的完整性。利用 HLCA 方法，可以在保证评价边界完整性的同时，不断提高其评价结果的精准性，因此也成为了未来 LCA 方法学的重要发展方向之一。

3.2 HLCA 方法的主要原理

3.2.1 EIO LCA 方法原理

3.2.1.1 投入产出方法基本原理

投入产出分析 (Input-Output Analysis, IOA) 是一种宏观经济学分析方法，主要用于对国民经济中各部门间的互相依赖与影响关系进行分析^[167]，其最主要的组成部分是经济投入产出表 (Input-output table)，最早起源于法国经济学家魁奈 (Quesnay, 1694-1774) 提出的“经济表”，其后美国经济学家列昂惕夫^[168] (W. Leontief) 于 1936 年正式提出了投入产出表的概念。1968 年联合国将投入产出分析纳入到新的国民经济会计制度内，建议各国实行^[169]。

表 3.1 产品部门×产品部门表的基本结构

Tab. 3.1 Sector×sector table structure

投入 \ 产出		中间使用					最终使用	总产出
		部门 1	部门 2	……	部门 n	合计		
中间投入	部门 1	X_{11}	X_{12}	……	X_{1n}	O_1	F_1	X_1
	部门 2	X_{21}	X_{22}	……	X_{2n}	O_2	F_2	X_2
	……	……	……	……	……	……	……	……
	部门 n	X_{n1}	X_{n2}	……	X_{nn}	O_n	F_n	X_n
	合计	Y_1	Y_2	……	Y_n	O	F	X
增加值		V_1	V_2	……	V_n	V		
总投入		X_1	X_2	……	X_n	X		

投入产出理论认为一个经济系统内的各部门之间通过提供原材料、零部件、产品、服务的厂家、供应商、零售商等组成一个供应链 (Supply Chain) 系统。投入产出表则是用来直观的展示经济系统内各部门在一定的时期 (如一年) 中生产的投入和产出去向，从而对各经济部门之间的相互依存、相互制约关系进行描述。

投入产出表由供给表、使用表和产品部门×产品部门表组成，本文主要用到

产品部门×产品部门表。产品部门×产品部门表的基本结构如表 3.1 所示。其中横列代表的是经济系统的产出分配，主要包括中间使用、最终使用和总产出；纵列代表的则是经济系统的投入组合，主要包括中间投入、增加值和总投入。 $n \times n$ 阶矩阵 X_{ij} 称为技术交易矩阵， $1 \times n$ 阶矩阵 F_i 称为最终需求（或最终使用）矩阵， X_i 称为总投入矩阵， X_j 称为总产出矩阵。

(1) 直接消耗系数

直接消耗系数（Direct input coefficients），又称为投入系数或技术系数，一般记为 a_{ij} ($i, j=1, 2, \dots, n$)，是指第 j 部门单位产出值所需要的第 i 部门的投入额，具体计算公式为：

$$a_{ij} = X_{ij} / X_j \quad (i, j = 1, 2, \dots, n) \quad (3.1)$$

用矩阵的形式表示各直接消耗系数，即直接消耗系数矩阵，又称为技术矩阵，通常用 A 表示。

$$A = \{a_{ij}\} = \{X_{ij} / X_j\} \quad (i, j = 1, 2, \dots, n) \quad (3.2)$$

(2) 完全消耗系数

完全消耗系数（Cumulative input coefficients）是指产品部门 j 在提供一单位的最终使用时，对第 i 产品部门的直接和间接消耗之和，一般记为 b_{ij} ($i, j=1, 2, \dots, n$)。利用矩阵的形式表示完全消耗系数，即完全消耗系数矩阵，通常用 B 表示。利用直接消耗系数矩阵 A 可计算得出完全消耗系数矩阵 B ：

$$B = (I - A)^{-1} - I \quad (3.3)$$

式中， I 为 $n \times n$ 阶的单位矩阵。

各国编制的本国国民经济投入产出表中部门的数量和各部门的定义各不相同，我国于 1982 年开始编制国民经济的价值型投入产出表和实物型投入产出表（26 个部门），其后国内编制的投入产出表中包含的部门逐渐增多，最新的投入产出表编制于 2012 年，共 139 个部门。

3.2.1.2 EIO LCA 计算方法

EIO LCA 方法利用政府发布的各经济部门之间的经济投入产出数据，以及各部门的环境排放数据，对产品全生命周期的能耗和环境清单进行核算。EIO LCA 方法主要基于比例性和同质性两个假设：

(1) 在部门内部，对属于同一种类的产品，其能源消费、环境影响和产品的生产者价格成正比例关系。如同价格的卡车和轿车，由于同属于“汽车制造业”部门，其环境影响相同。

(2) 在部门内部, 产品的输入和输出成正比例关系。如将 10 万元汽车的环境影响记为 x , 则 20 万元汽车的环境影响为 $2x$ 。

结合投入产出表中的横向平衡关系, 可以得出:

$$O + F = X \quad (3.4)$$

$$\sum_{j=1}^n X_{ij} + F_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} X_j + F_i = X_i \quad (3.5)$$

$$X_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} X_j + F_i \quad (3.6)$$

将上式以矩阵的形式表示出来, 即为:

$$X = AX + F \quad (3.7)$$

$$X = (I - A)^{-1} F = \bar{B}F \quad (3.8)$$

式中, X 表示总产出向量 ($n \times 1$ 阶); I 为 $n \times n$ 阶的单位矩阵; A 表示技术矩阵 ($n \times n$ 阶); F 表示最终需求向量 ($n \times 1$ 阶); $(I - A)^{-1}$ 记为 \bar{B} , 叫做列昂惕夫逆矩阵, 又叫完全需要系数矩阵。

\bar{B} 中的元素 \bar{b}_{ij} 表示部门的最终需求变化 1 单位时, 该产业部门对各部门直接与间接影响的单位数。由式 3.3 和式 3.8 可以得出完全需要系数矩阵 \bar{B} 与国家统计局公布的完全消耗系数矩阵 B 的关系。

$$\bar{B} = (I - A)^{-1} = B + I \quad (3.9)$$

将部门的投入产出应用于其他社会影响, 可以对产品部门产生的社会影响进行核算, 之间的相关性一般用乘数 (multipliers) 或系数来表示, 传统乘数计有产出乘数、收入乘数与就业乘数等^[170]。将投入产出应用于能源、环境领域, 引入直接能源消费系数^[115, 171], 定义为每单位货币商品所需一次能源投入的数量, 第 j 产品部门的 k 种能源的直接能源消费系数记为 R_{kj} ($k=1, 2 \dots m; j=1, 2 \dots n$)。将经济系统内各部门的直接能源消耗系数用矩阵的形式表示, 即为直接能源消费系数矩阵, 用 R 表示。

根据式 3.8, 可以计算得出各产品部门的各种能源类型的一次能源消费量:

$$E = RX = R(I - A)^{-1} F \quad (3.10)$$

式中, E 为各产品的对各类能源的消费总量 ($m \times n$ 阶), 其内部的元素 E_{kj} ($k=1, 2 \dots m; j=1, 2 \dots n$) 表示第 j 个产品部门的第 k 种能源的直接和间接消费总量; R 为产品部门活动所消耗的直接能源消费系数矩阵 ($m \times n$ 阶); F 表示最终需求向量 ($n \times 1$ 阶)。

$R(I - A)^{-1}$ 称为产品部门的完全能源消费系数 ($m \times n$ 阶), 记为 S , 其内部的

元素 S_{kj} 表示第 j 个产品部门的最终需求增加 1 个单位时, 直接和间接的第 k 种能源的消费之和。

利用 EIO LCA 方法计算某产品能源消费清单的具体计算步骤如下:

- (1) 计算某产品最终需求的改变对产出的变化 F ;
- (2) 计算直接能源消费系数 R ;
- (3) 计算完全能源消费系数 S ;
- (4) 计算能源消费总量 E 。

3.2.2 HLCA 方法原理

3.2.2.1 HLCA 计算方法

PLCA 方法和 EIOLCA 方法, 均在尽可能的满足 ISO 对 LCA 定义的同时, 追求计算的完整性和精确性, 但两种方法都有各自的优点和缺点。PLCA 方法不可避免的存在计算截断误差, 而 EIO LCA 则是使用产品部门的平均水平来近似的代表产品生产水平。HLCA 方法则是结合二者的优势产生的一种新的建模方法。其即结合了 PLCA 方法对产品的针对性, 又囊括了 EIO LCA 方法的完整性。

本文采用的 HLCA 方法为现阶段在 HLCA 方法应用中较为流行的分层混合生命周期评价 (THLCA) 方法, 对产品的直接和下游的原料、能源投入进行分析时采用 PLCA 方法, 而对于上游的自然资源开采、设备制造等则采用 EIO LCA 方法。具体计算公式可以表示为:

$$E^H = E^P + E^{IO} = E^P + R(I - A)^{-1} F \quad (3.11)$$

式中, E^H 表示 HLCA 模型计算的最终能源消费结果, E^P , E^{IO} 分别表示 PLCA 方法和 EIO LCA 方法计算的能源消费结果。 R 为产品部门活动所消耗的直接能源消费系数 ($1 \times n$ 阶); F 表示最终需求向量 ($n \times 1$ 阶)。

3.2.2.2 HLCA 模型中 PLCA 与 EIO LCA 的边界划分

PLCA 与 EIO LCA 的边界划分在一定程度上将影响 HLCA 模型的计算精度和完备性。Lenzen 和 Treloar 在对澳大利亚的各产品部门进行 LCA 分析时, 发现 31% 的工业部门在采用 PLCA 方法时的截断误差超过 50%, 而能源投入为主的部门一般截断误差较小^[64, 115]。戴杜^[172]等推导了 PLCA 方法和 EIO LCA 方法之间的相容性, 并认为当该产品所属的产品部门是环境影响集中型时, 采用 PLCA 和 EIO LCA 均能够达到比较高的精度, 例如评价石油、煤炭、电力等能源产品时; 而对于产业链比较长, 间接影响比较多的产品, 直接利用 PLCA 方法进行计算会导致较大的截断误差, 此时就要引入 EIO LCA 方法。根据国际上已有的研究结果, 本文采用

的 HLCA 方法,将在对燃料的能源消费和环境影响研究过程中直接采用 PLCA 方法,而对于车辆生产及充电设备生产采用结合 EIO LCA 和 PLCA 的 HLCA 方法,具体设定如下。

(1) 电动汽车燃料全生命周期研究中,直接采用 PLCA 方法。

(2) 电动汽车车辆全生命周期研究中,对车辆的生产工艺过程进行分解,其上游自原材料开采至零部件生产过程采用 EIO LCA 方法,自车辆装配、生产、运送直至最终报废阶段采用 PLCA 方法。

(3) 电动汽车充电桩全生命周期研究过程中,对充电桩的各部件进行分解,其上游自原材料开采至零部件生产过程采用 EIO LCA 方法,自充电桩装配、生产、运送、安装直至最终报废阶段采用 PLCA 方法。

3.3 基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型的构建

3.3.1 模型的目标定义和范围界定

按照国际标准 ISO 14040 的规定,首先对乘用车全生命周期模型的研究目标和范围进行界定。本文在目标定义和范围界定过程中采用的归果 LCA (CLCA) 方法,侧重于比对电动汽车与传统汽车对能源消费、环境的影响,并最终对电动汽车的发展是否更具有可持续性进行评价。在确定系统边界时,重点考虑电动汽车与传统汽车在生产、利用过程中存在较大差异性的部分,增加传统 WTW 方法中没有涉及的充换电设施全生命周期评价部分,并忽略传统汽车与电动汽车差别较小的汽车主体报废、车辆维修等。

3.3.1.1 模型的研究目标

本模型以我国私人轿车为研究对象,利用 HLCA 方法分别对以传统汽油驱动和以电力驱动两种动力模式的汽车全生命周期能耗、温室气体排放以及常规污染物排放进行研究,构建相应的能耗、排放数据清单,并对二者进行对比。具体目标包括:

(1) 基于 HLCA 方法构建传统汽油车和电动汽车的全生命周期能耗计算模型,对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的全生命周期能源消费清单进行计算,进而对二者进行对比分析。

(2) 基于 HLCA 方法构建传统汽油车和电动汽车的全生命周期温室气体分析与评价模型,建立基于国内实际情况的主要温室气体 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放因子库,并对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的全生命周期温室气体排放清单进行计算,进而对二者进行对比分析。

(3) 基于 HLCA 方法构建传统汽油车和电动汽车的全生命周期常规大气污

染物分析与评价模型，建立基于国内实际情况的挥发性有机化合物（VOCs）、一氧化碳（CO）、氮氧化物（NO_x）、二氧化硫（SO₂）、细颗粒物（PM_{2.5}）、可吸入颗粒物（PM₁₀）等常规污染物排放因子数据库，并对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的常规大气污染物排放清单进行计算，进而对二者进行对比分析。

3.3.1.2 模型的系统边界

（1）车辆技术及动力源边界

本文将私人小型载客汽车（以下简称私人汽车）作为主要的研究车型（见 2.2.2 节），按汽车的动力来源分，主要是对 PEV、PHEV 和 GICEV 进行研究（见 2.2.3 节）。

（2）全生命周期评价系统边界

目前国际上对汽车 LCA 研究过程中采用较多的 WTW 方法主要包括燃料周期和车辆周期两部分，即对汽车所用燃料从开采一直到汽车消耗燃烧的过程，以及车体的生产制造从原材料的开采、汽车生产、运送到最终报废的过程，而对汽车利用过程中必不可少的配套设施考虑较少。

本文的研究重点侧重于比对电动汽车与传统汽车对能源消费、环境的影响，并最终对电动汽车的发展是否更具有可持续性进行评价，因此在确定系统边界时，也重点考虑电动汽车与传统汽车在生产、利用过程中存在较大差异性的部分。

电动汽车的利用离不开充换电配套设施，相比于目前已经相对成熟的加油站体系，未来电动汽车的规模化发展必须要新建大量的充换电配套设施，这同样会对电动汽车全生命周期过程中的可持续评价产生重要影响，也应纳入到电动汽车的全生命周期的评价系统边界内。

因此，本文在界定电动汽车全生命周期评价的系统边界时，除包括传统 WTW 方法的燃料周期和车辆周期外，还将配套设施周期也纳入进来（如图 3.1 所示）。

①燃料周期：传统汽油车的燃料——汽油，以及电动汽车的燃料——电力的全生命周期过程较为清晰，本文对燃料周期的系统边界包括汽油、电力从原材料（原煤、原油、天然气）开采、运输至石化厂（电厂）、燃料加工（汽油、电力生产）、运输至加油站（充电桩）、汽车行驶过程中的消耗等全生命周期过程。

②车辆周期：传统汽油车与电动汽车在生产过程、使用过程中的维修、零部件更换、以及最终报废的全生命过程中，有较多的相似过程，本文在在设定系统边界时，忽略了对整个生命周期而言能耗和排放较小的车辆维修部分，考虑车辆及动力电池从原材料开采、车辆生产到最终报废的生命周期过程。

③基础配套设施周期：传统汽油车与电动汽车的基础配套设施中，差异性最

为明显的是燃料供应设施，传统汽油车需要配备加油站，而电动汽车则需要配备充换电设施。

电动汽车的充换电设施是指电动汽车提供电能的相关设施的总称，一般包括充电站、电池更换站、电池配送中心、集中或分散布置的交流充电桩等^[173]。对于私人汽车而言，常规充电桩占据了供能主导地位^[174]，因此本文将常规充电桩从最初的原材料开采到最终产品生产纳入到电动汽车全生命周期系统边界内。此外，考虑到目前我国加油站体系已较为成熟，加油站站均服务车辆率较低，不到发达国家的三分之一^[175, 176]，现存加油站在未来中长期服务更多汽车的潜力巨大，因此不再考虑传统汽车加油站的配套设施。

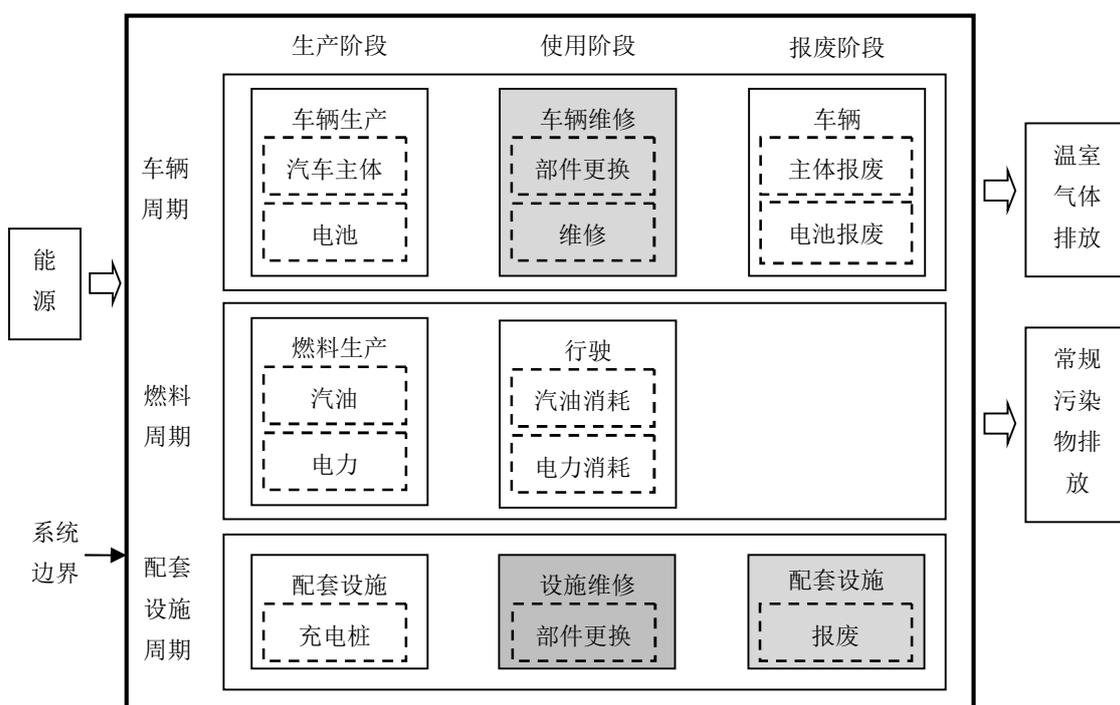


图3.1 电动汽车全生命周期评价系统边界

Fig. 3.1 Life cycle calculation system of EVs

(3) 能源类型边界及单位

本文将对汽油和电力两种终端能源从原料/燃料生产、运输到最终使用的全生命周期过程进行研究，在计算过程中所涉及的主要终端能源种类包括原煤、原油、天然气、汽油、柴油、燃料油及电力（如表 3.2 所示），这些能源类型占到国家统计数据中可区分（除去“其他”字样的综合类型能源）且不含热力、焦炭和煤气（在汽车能源动力研究过程中应用很少）的终端能源消费总量中占到 90%以上^[177]。

为便于核算和比较，本文将汽油和电力的全生命周期能源最终统一为对一次能源的消耗量，涉及的一次能源消费包括原煤、原油、天然气和非化石能源四种。

(4) 地域边界

本文所涉及数据的地域范围主要是中国大陆，其中原油和天然气近年来进口依存度不断提高，其运输数据涉及国外进口路线。

(5) 温室气体边界

本文对电动汽车温室气体排放影响研究中所涉及的主要温室气体 (Greenhouse Gas, GHG) 排放包括二氧化碳 (Carbon Dioxide, CO₂)，甲烷 (Methane, CH₄) 和一氧化二氮 (Dinitrogen Oxide, N₂O) 等导致全球气候变暖的气体。

表 3.2 研究过程中涉及的能源类型

Tab. 3.2 The Energy types

	能源种类	代表符号
一次能源	煤炭	$i=1$
	石油	$i=2$
	天然气	$i=3$
	非化石能源 (一次电力)	$i=4$
终端能源	原煤	$j=1$
	原油	$j=2$
	天然气	$j=3$
	汽油	$j=4$
	燃料油	$j=5$
	柴油	$j=6$
	电力	$j=7$

(6) 常规污染物边界

本文研究电动汽车全生命周期对常规大气污染物排放的影响，主要包括挥发性有机化合物 (Volatile Organic Compounds, VOCs)、一氧化碳 (Carbon Monoxide, CO)、氮氧化物 (Nitrogen Oxides, NO_x)、二氧化硫 (Sulfur Dioxide, SO₂)、颗粒物 (Particulate Matter, PM)、碳氢化合物 (Hydrocarbon, HC)，其中 PM 通常按分级考虑细颗粒物 (PM_{2.5})、可吸入颗粒物 (PM₁₀) 两种。

① VOCs——是指在标准状态下饱和蒸气压较高(标准状态下大于 13.33Pa)、沸点较低、分子量小、常温状态下易挥发的有机化合物^[178]。VOCs 包括烷烃、烯烃、芳香烃、炔烃、卤代烃、含氮有机化合物、含硫有机化合物等，目前已鉴别出 300 余种，在美国环保部 (EPA) 中所列的优先控制污染物名单中有 50 多种是 VOCs，我国目前纳入《大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南》中的有 152 种化合物^[178]。

VOCs 的污染源主要为生物质燃烧源、化石燃料燃烧源、工艺过程排放源、溶剂使用源、道路和非道路移动源。本文中 VOCs 的污染源主要包括原料开采、产品生产过程中的化石燃料(煤、汽油、柴油、燃料油、天然气等)的燃烧;汽油、柴油、燃料油等生产工艺过程排放;原料运输、车辆行驶过程的燃料燃烧排放等。

② CO——是碳基燃料在不完全燃烧时产物的一种无色、无味、无臭的有毒性气体。其在进入人体内后,与血液中的血红蛋白相结合,从而形成碳氧血红蛋白,排挤氧气与血红蛋白之间的结合,出现缺氧的现象,即通常所说的 CO 中毒。低浓度的 CO 将会导致缺氧、心绞痛、视力障碍等,并使得大脑功能下降,接触高浓度的 CO 会使人体窒息。

③ NO_x——是指只有由 N 和 O 两种元素组成的化合物,NO_x 包含的种类非常多,其中作为环境污染物的通常是指 NO 和 NO₂^[179]。在阳光下 NO_x 会与 VOCs 发生光化学反应,并产生臭氧(O₃)。NO_x 还会引起酸沉降,增加水体中的氮负荷,对生态系统中的化学以及营养平衡产生扰乱。会在紫外线的照射下与 NO_x 产生化学反应,从而产生光化学烟雾。

④ SO₂——是一种最为常见的硫氧化物,也是最主要的大气污染物之一。SO₂ 会对呼吸产生很大影响,降低肺部的防御机制,从而引发呼吸系统的疾病。在大气中的 SO₂ 会被氧化为硫酸盐气溶胶或者硫酸雾等,是环境酸化的重要前驱物。

⑤ PM_{2.5}、PM₁₀——PM,是指存在于大气中的固体或者液体的颗粒状物质,通常情况下引起人们关注的 PM 可分为两类,可吸入颗粒物 PM₁₀(空气动力学粒径小于等于 10μm 且大于 2.5μm)以及细颗粒 PM_{2.5}(空气动力学粒径小于等于 2.5μm)。PM 会加重呼吸系统疾病,如哮喘等,人体如果长期暴露在 PM 浓度较高的环境中会感觉呼吸困难,PM 还会引发支气管炎、心律不齐等,并导致过早死亡。

⑥ HC——是大气污染中各种烃类物质的总称,直接在《大气污染物排放标准》中列出的 HC 有苯、甲苯、二甲苯以及多种其他含氧烃(如甲醛、酚类、乙醛、甲醇、丙烯醛等)。HC 一般对人体没有直接性的危害,但是它在大气中积累到一定浓度时,会在紫外线的照射下与 NO_x 产生化学反应,从而产生光化学烟雾。光化学烟雾超过一定浓度后会对人体的呼吸系统、眼睛等有明显的刺激性,还会大幅降低大气能见度、损害植物、损坏橡胶制品等。大气污染中的 HC 主要来源于化工生产、汽车尾气排放等,本文主要对汽车行驶过程中燃料蒸发、尾气排放,以及工业生产过程中的汽油、柴油、燃料油的燃烧、蒸发等进行研究。

3.3.2 能源消费和环境影响清单计算方法

本文在对燃料的能源消费和环境影响研究过程中直接采用 PLCA 方法，而对于车辆生产及充电设备生产采用结合 EIO LCA 和 PLCA 的 HLCA 方法。其中 EIO LCA 及最终的 HLCA 方法的计算公式见式 3.1-3.11。而燃料的 PLCA 计算方法较为繁琐，具体计算过程如下。

3.3.2.1 PLCA 能耗计算模型中的计量单位

由于本文重在最终对电动汽车的中长期宏观能源消费状况进行研究，因此为了便于与国家统计局的相关能源消费单位相匹配，各阶段的能源消耗研究均采用标准煤等价计量单位（gce），相关热值与等价标准煤的单位换算见附件。

3.3.2.2 PLCA 能耗清单模型计算方法

（1）模型的构成与简介

WTW 方法是国际上利用 PLCA 对汽车燃料进行全生命周期清单分析的一种常规方法，本文在进行能耗和环境影响清单分析过程中，采用了 WTW 对燃料全生命周期各阶段的划分方法，对作为汽车动力来源的汽油和电力两种终端能源的全生命周期能源消费和环境影响清单进行计算和分析。汽油和电力的 WTW 过程包括上游（WTP）的原料开采、原料运输、燃料生产、燃料运输四个阶段，以及最后汽车行驶过程中燃料的直接利用（PTW）阶段，在计算过程中，涉及到 4 种一次能源及 7 种终端能源的利用时，将对其进行进一步的全生命周期循环计算。

按照 WTW 过程中的计算阶段和计算内容，能源计算模型可分为 WTP 能源强度计算，PTW 能源强度计算，WTW 能源强度计算 3 个部分。

在 WTP 阶段，主要对最终获取单位产品的全生命周期能源消费量进行研究，亦即对单位产品的全生命周期能源消费强度进行计算，本文做出如下定义：单位产品（所研究的终端能源产品汽油或电力）全生命周期能源消费强度为获取 1gce 产品所需要投入的一次能源消费总量，单位为 gce/gce。

PTW 阶段，主要是对汽车行驶过程中行驶单位里程的能源消费强度进行研究，本文为汽车行驶 1km 所消耗的终端燃料产品（汽油或电力）总量，亦即汽车的单位里程燃油效率，单位为 gce/km。

WTW 阶段主要是对汽车行驶单位里程的全生命周期能源消费强度进行研究，本文定义汽车燃料全生命周期能源消费强度为汽车行驶 1km 所消耗的终端燃料产品（汽油或电力）全生命周期所需要消费的一次能源消费总量，单位为 gce/km。

目前国内对汽车燃料全生命周期能源消费进行计算时,大多直接采用 GREET 模型^[152-156],但是 GREET 模型基于美国的技术进行计算和评价,对我国的情况并不适用。其他部分直接构建模型的学者,在模型的构建时,一般采用能源效率法对单元过程的能源输入量进行计算^[177],即直接估算(或直接获取 GREET 内部数据)此单元过程的能源效率,能源效率的倒数即为能源输入量,此方法无论直接估算或直接获取 GREET 内部数据(以美国情况为蓝本)得出的单元过程能源效率与我国的实际平均情况均有一定的偏差。

本文在构建汽车燃料全生命周期能源消费的过程中,采用单位产品综合能耗法对相关模型进行构架,单元过程中获取单位产品所需综合能耗由各行业协会统计资料或国家能源统计年鉴中的数据计算得出。此外,由于全生命周期评价模型对数据的时效性、地域性要求较高,为使模型结果更加贴近国内最新的实际情况,本模型中的基础数据均采用国内各行业的最新本地化数据。

(2) WTP 阶段全生命周期能源强度计算方法

为便于计算,将 WTP 阶段分为原料生产、原料运输、燃料生产和燃料运输四个阶段,各阶段用下标 k 表示,本模型所涉及的能源品种及标记符号见 3.3.1.2。具体计算方法如式 3.12-3.23 所示。

将获取单位产品全生命周期的总能源消费强度记为 E_{WTP} , 则

$$E_{WTP} = \sum_{i=1}^4 E_{WTP,i} \quad (3.12)$$

其中 i 表示一次能源消费种类, $E_{WTP,i}$ 表示第 i 种一次能源的全生命周期能源消费强度,可由所研究能源品种整个生产链各个阶段的能源开采综合能耗、产品生产单耗、以及工艺能耗结构等相关参数计算得出。由于研究对象(汽油或电力)本身是一种二次能源,在计算其全生命周期过程中的能源消费强度的过程中,会涉及其他的一次能源及终端能源品种,并需对涉及的其他能源品种进行进一步的全生命周期计算,将处于同一个周期过程中的能源消费记为一次循环(n),则 $E_{WTP,i}$ 等于各循环过程中第 i 种一次能源消费的和。

$$E_{WTP,i} = E_i(1) + E_i(2) + \dots + E_i(n) + \delta_i \quad (3.13)$$

其中 $E_i(n)$ 表示第 n 个循环过程中第 i 种一次能源的总能源消费强度; δ_i 表示在最后一个循环计算过程中,汽油、燃料油、柴油和电力(其值非常小,已小于下文中的判断阈值 σ) 将其原料来源计入相应的一次能源消费品种内。

$$\begin{cases} \delta_1 = E_{feed,3,7,1}(n) \\ \delta_2 = \sum_{j=4}^6 E_{feed,3,j,2}(n) \\ \delta_3 = 0 \\ \delta_4 = E_{feed,3,7,4}(n) \end{cases} \quad (3.14)$$

其中, $E_{feed,3,7,1}(n)$ 、 $E_{feed,3,j,2}(n)$ 、 $E_{feed,3,7,4}(n)$ 分别表示在最终的第 n 个循环过程中相应的作为原料的能源消费量 ($E_{feed,k,j,i}(n)$, 详情见式 3.15)。

对于第 n 个循环过程中第 i 种一次能源的总能源消费强度 $E_i(n)$ 可由式 3.15 计算得出。

$$E_i(n) = \sum_{k=1}^4 \sum_{j=1}^7 (ET_{k,j}(n) \times \varphi_{k,j,i} + E_{feed,k,j,i}(n)) \quad (3.15)$$

其中, $k(k=1,2,3,4)$ 表示 WTP 过程的各个阶段; $j(j=1,2,\dots,7)$ 表示终端能源消费品种; $ET_{k,j}(n)$ 表示在第 n 个循环计算过程中, 最终获取终端能源 j 的第 k 阶段所有工艺过程能源消费量; $\varphi_{k,j,i}$ 表示第 i 种终端能源在获取终端能源 j 的第 k 阶段所有工艺过程能源消耗中所占比例; $E_{feed,k,j,i}(n)$ 表示在获取终端能源 j 时, 第 i 种能源作为原料投入到第 k 阶段的消费量, 如在此阶段不作为原料投入, 其值为 0。

对于非电力终端能源 (即 $j(j=1,2,\dots,6)$), 各阶段工艺过程能源投入 $ET_{k,j}(n)$ 可由式 3.16-3.19 得出。

$$ET_{1,j}(n) = \frac{E_{f,j}(n)}{\mu_j} \times e_{1,f,j}, \quad j=1,2,\dots,6 \quad (3.16)$$

其中, $E_{f,j}(n)$ 表示在第 n 个循环计算过程中需要获取的终端能源 j 的值; μ_j 表示要获取终端能源 j 所需原料的转化系数; $e_{1,f,j}$ 表示要获取终端能源 j 所需原料的开采和加工综合能耗, 其中 $e_{1,f,1}$ 为原煤开采与洗选综合能耗; $e_{1,f,2}$ 、 $e_{1,f,4}$ 、 $e_{1,f,5}$ 、 $e_{1,f,6}$ 为原油开采综合能耗; $e_{1,f,3}$ 为天然气开采综合能耗。

$$ET_{2,j}(n) = \frac{E_{f,j}(n)}{\mu_j} \times \sum_{m=1}^{\phi_{j,m}} \phi_{j,m} \times l_{j,m} \times e_{2,f,j,m}, \quad j=1,2,\dots,6 \quad (3.17)$$

其中 $\phi_{j,m}$ 、 $l_{j,m}$ 、 $e_{2,f,j,m}$ 分别表示运输获取终端能源 j 所需原料过程中, 第 m 种运输方式所占比例、平均运输距离和综合能源强度。

$$ET_{3,j}(n) = E_{f,j}(n) \times e_{3,f,j}, \quad j=4,5,6 \quad (3.18)$$

其中, $e_{3,f,j}$ 表示要获取终端能源 j 的产品加工综合能耗, $e_{3,f,4}$ 、 $e_{3,f,5}$ 、 $e_{3,f,6}$ 分别为原油、燃料油和柴油的加工综合能耗。

$$ET_{4,j}(n) = E_{f,j}(n) \times \sum_{m=1} \phi_{j,m} \times l_{j,m} \times e_{2,f,j,m}, \quad j = 4,5,6 \quad (3.19)$$

对于电力终端能源 (即 $j=7$), 其原料开采和运输的第 1、2 阶段计算过程与非电力终端能源相同, 但在产品生产和输送的第 3、4 阶段, 主要由发电比例、发电效率及电网线损率来进行计算。

$$ET_{3,7}(n) = \sum_{i=1}^4 \frac{E_{f,7}(n) \times \phi_{3,7,i}}{\mu_{7,i}} \quad (3.20)$$

其中, $E_{f,7}(n)$ 表示在第 n 个循环计算过程中需要获取的终端电力的值; $\phi_{3,7,i}$ 表示发电结构, $\phi_{3,7,1}$ 、 $\phi_{3,7,2}$ 、 $\phi_{3,7,3}$ 、 $\phi_{3,7,4}$ 分别为煤电、油电、气电和非化石能源发电; $\mu_{7,i}$ 表示各发电路线的发电效率。

$$ET_{4,7}(n) = E_{f,7}(n) \times \tau \quad (3.21)$$

其中, τ 表示输电过程中的线损率。

作为原料投入的过程主要包括汽油、燃料油和柴油的产品生产, 原料为原油, $E_{feed,k,j,i}(n)$ 可由式 3.22 得出,

$$E_{feed,k,j,i}(n) = \begin{cases} \frac{E_{f,j}(n)}{\mu_j}, & \text{当 } (k,j,i) \in \{(3,4,2), (3,5,2), (3,6,2)\} \text{ 时} \\ 0, & \text{其他} \end{cases} \quad (3.22)$$

设定阈值 $\sigma = 1 \times 10^{-6}$, 当由式 3.4~3.11 计算得出的 $E_i(n) \geq \sigma$ 时, 则将 $E_i(n)$ 赋值给 $E_i(n+1)$ 继续带入式 3.15 进行下一个循环计算, 直到 $E_i(n) < \sigma$ 时计算终止, 全部 $E_i(n)$ 带入式 3.13 进行计算。

$$E_i(n+1) = E_i(n) \quad (3.23)$$

(3) WTW 总能耗计算方法

假设 EE_b (gce/km) 为汽车的燃油效率, 则 WTW 阶段整个生命周期阶段的总能耗强度 E_{WTW} 的计算公式为

$$E_{WTW} = E_{WTP} \times EE_b \quad (3.24)$$

3.3.2.3 PLCA 温室气体排放分析和评价模型计算方法

(1) 模型的构成与简介

温室气体排放模型主要是对 GICEV、PEV、PHEV 的 WTW 全生命周期温室气体排放的影响进行计算。主要研究的温室气体排放类型包括二氧化碳 (CO₂)、甲烷 (CH₄) 和一氧化二氮 (N₂O)，并根据全球增温潜势因子 (Global Warming Potential, GWP) 统一折算为 CO₂ 当量。研究的系统边界包括上游 (WTP) 的原料开采、原料运输、燃料生产、燃料运输四个阶段，以及最后汽车行驶过程中燃料的直接利用 (PTW) 阶段，其中，对于电力生产全生命周期过程中的电力输送阶段，虽然不直接产生温室气体排放，但其所损失的电力的上游生产阶段会产生排放。

温室气体排放模型分为 3 个部分：

a) WTP 温室气体排放强度计算，定义单位产品（所研究的终端能源产品汽油或电力）全生命周期温室气体排放强度为获取 1gce 终端燃料产品所排放的温室气体量，单位为 g/gce。

b) PTW 温室气体排放强度计算，本文为汽车行驶 1km 所排放的温室气体排放总量，单位为 g/km。

c) WTW 温室气体排放强度计算，本文定义汽车燃料全生命周期温室气体排放强度为汽车行驶 1km 全生命周期所排放的温室气体总量，单位为 g/km。

为对相关温室气体排放的来源进行更细致的分析，本文在其他相关温室气体评价模型的基础上（直接对各个大阶段最终值进行数据处理），对汽车上游各个阶段、过程中所有单元过程均进行温室气体排放统计，并对各阶段、过程的温室气体排放来源进行了较为详细的分析。

(2) WTP 阶段全生命周期温室气体排放强度计算方法

本计算模型将在分别对各个过程中的 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的排放进行计算的基础上，根据 GWP 统一折算为 CO₂ 当量。根据联合国政府间气候变化专门委员会 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 第五次评估报告的研究结果显示，CH₄ 和 N₂O 的 GWP 分别为 34 和 298^[180]，将第 j 种能源的温室气体排放总量记为 $G_{WTP,j}$ ，第 j 种能源的 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放量分别记为 $CO_{2,WTP,j}$ 、 $CH_{4,WTP,j}$ 、 $N_{2O,WTP,j}$ ，则有，

$$G_{WTP,j} = CO_{2,WTP,j} + 34 \times CH_{4,WTP,j} + 298 \times N_{2O,WTP,j} \quad (3.25)$$

为对汽油和电力全生命周期中各个过程的排放进行详细分析，本文将温室气体排放强度计算模型与能源消耗模型进行对接，并对能耗计算过程中所有循环(n)工艺燃料燃烧（作为原料的部分默认不产生温室气体排放）的温室气体排放进行计算并储存输出计算结果，具体 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的排放量可由式 3.26~3.34 计算得出。

a) CO₂ 排放量计算方法:

WTP 阶段, 对于第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的温室气体排放量 $CO_{2,k,j}(n)$ 可由式 3.26 计算得出。

$$CO_{2,k,j}(n) = ET_{k,j}(n) \times EF_{CO_2,j} \quad (3.26)$$

$$EF_{CO_2,j} = CC_j \times OF_j \times \frac{44}{12} \quad (3.27)$$

其中, $ET_{k,j}(n)$ 表示第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的消费量, $EF_{CO_2,j}$ 表示第 j 种化石燃料的 CO₂ 排放因子, CC_j 表示第 j 种化石燃料的单位热值含碳量, OF_j 表示第 j 种化石燃料的碳氧化率, 44/12 为二氧化碳与碳的分子量之比。将全部的 $CO_{2,k,j}(n)$ 合计计算, 即为第 j 种能源的 CO₂ 总排放量。

$$CO_{2,WTP,j} = \sum_{n=1}^{\infty} \sum_{k=1}^4 CO_{2,k,j}(n) \quad (3.28)$$

b) CH₄ 排放量计算方法

CH₄ 排放包括直接燃烧排放以及非燃烧间接排放 (原煤、原油、天然气开采阶段的泄露, 以及天然气在运输阶段的泄露等) 两部分。

$$CH_{4,WTP,j} = \sum_{n=1}^{\infty} \sum_{k=1}^4 (CH_{4,k,j,d}(n) + CH_{4,k,j,n}(n)) \quad (3.29)$$

其中, $CH_{4,k,j,d}(n)$ 、 $CH_{4,k,j,n}(n)$ 分别表示第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的直接和间接 CH₄ 排放量。

$$CH_{4,k,j,d}(n) = ET_{k,j}(n) \times EF_{CH_4,j,d} \quad (3.30)$$

$$CH_{4,k,j,n}(n) = ET_{k,j}(n) \times EF_{CH_4,j,n} \quad (3.31)$$

其中, $EF_{CH_4,j,d}$ 、 $EF_{CH_4,j,n}$ 分别表示第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的直接和间接 CH₄ 排放因子。

b) N₂O 排放量计算方法

第 j 种能源的 N₂O 总排放量 $N_2O_{WTP,j}$ 等于全部第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的 N₂O 排放量 $N_2O_{k,j}(n)$ 之和。

$$N_2O_{WTP,j} = \sum_{n=1}^{\infty} \sum_{k=1}^4 N_2O_{k,j}(n) \quad (3.32)$$

$$N_2O_{k,j}(n) = ET_{k,j}(n) \times EF_{N_2O,j} \quad (3.33)$$

其中, $EF_{N_2O,j}$ 为第 j 种化石燃料的 N₂O 排放因子。

(3) PTW 和 WTW 温室气体排放强度计算方法

PTW 汽车行驶阶段, PEV 及 PHEV 的 CD 阶段温室气体排放为零, 而传统汽油车及 PHEV 的 CS 阶段的 PTW 为行驶过程中汽油的温室气体排放。

$$G_{PTW,j} = CO_{2,PTW,j} + 34 \times CH_{4,PTW,j} + 298 \times N_2O_{PTW,j} \quad (3.34)$$

其中 $G_{PTW,j}$ 表示 PTW 阶段第 j 种能源的 GHG 总排放当量, $CO_{2,PTW,j}$ 、 $CH_{4,PTW,j}$ 、 $N_2O_{PTW,j}$ 分别表示 PTW 阶段第 j 种能源的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放量。

$$CO_{2,PTW,j} = E_{PTW} \times EF_{CO_2,4} \quad (3.35)$$

$$CH_{4,PTW,j} = E_{PTW} \times EF_{CH_4,4} \quad (3.36)$$

$$N_2O_{PTW,j} = E_{PTW} \times EF_{N_2O,4} \quad (3.37)$$

其中, E_{PTW} 为 PTW 阶段汽油的能源消费强度。

假设 EE_b (gce/km) 为汽车的燃油效率, 则 WTW 阶段第 j 种能源的整个生命周期阶段的温室气体排放总量 $G_{WTW,j}$ 的计算公式为:

$$G_{WTW,j} = CO_{2,WTW,j} + 34 \times CH_{4,WTW,j} + 298 \times N_2O_{WTW,j} \quad (3.38)$$

$$CO_{2,WTW,j} = EE_b \times CO_{2,WTP,j} + CO_{2,PTW,j} \quad (3.39)$$

$$CH_{4,WTW} = EE_b \times CH_{4,WTP,j} + CH_{4,PTW,j} \quad (3.40)$$

$$N_2O_{WTW,j} = EE_b \times N_2O_{WTP,j} + N_2O_{PTW,j} \quad (3.41)$$

WTW 阶段全生命周期温室气体排放总当量 G_{WTW} , 及 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放总量 $CO_{2,WTW}$ 、 $CH_{4,WTW}$ 、 N_2O_{WTW} 分别为:

$$G_{WTW} = \sum_{j=1}^6 G_{WTW,j} \quad (3.42)$$

$$CO_{2,WTW} = \sum_{j=1}^6 CO_{2,WTW,j} \quad (3.43)$$

$$CH_{4,WTW} = \sum_{j=1}^6 CH_{4,WTW} \quad (3.44)$$

$$N_2O_{WTW} = \sum_{j=1}^6 N_2O_{WTW,j} \quad (3.45)$$

3.3.2.4 常规污染物排放分析和评价模型计算方法

(1) 模型的构成与简介

常规污染物排放模型主要对汽车全生命周期过程中 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 等 7 种常规大气污染物进行研究，研究的系统边界包括上游（WTP）的原料开采、原料运输、燃料生产、燃料运输四个阶段，以及最后汽车行驶过程中燃料的直接利用（PTW）阶段，其中，对于电力生产全生命周期过程中的电力输送阶段，虽然不直接产生常规污染物排放，但其所损失的电力的上游生产阶段会产生排放。汽油、电力的主要常规污染物排放源和研究边界如图 3.7、3.8 所示。常规污染物排放模型分为 3 个部分：

a) WTP 常规污染物排放强度计算，定义单位产品（所研究的终端能源产品汽油或电力）全生命周期常规污染物排放强度为获取 1gce 终端燃料产品所排放的常规污染物总量，单位为 g/gce。

b) PTW 常规污染物排放强度计算，本文为汽车行驶 1km 所排放的常规污染物总量，单位为 g/km。

c) WTW 常规污染物排放强度计算，本文定义汽车燃料全生命周期常规污染物排放强度为汽车行驶 1km 全生命周期所排放的常规污染物总量，单位为 g/km。

为对相关常规污染物排放的来源进行更细致的分析，同温室气体排放模型一样，本模型对汽车上游各个阶段、过程中所有单元过程均进行常规污染物排放统计，并对各阶段、过程的常规污染物排放来源进行了较为详细的分析。

(2) WTP 阶段全生命周期常规污染物排放强度计算方法

本计算模型将对 WTP 阶段各过程的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 等 7 种常规大气污染物的排放情况进行计算。类似于温室气体排放计算模型，为对各过程中的排放细节进行详细的分析，常规污染物排放计算模型也与能源消耗模型进行对接，并对能耗计算过程中所有循环（ n ）工艺燃料燃烧（作为原料的部分默认不产生排放）的常规污染物排放进行计算并储存输出计算结果。

用 s ($s=1, 2, \dots, 7$) 代表常规污染物种类，则第 s 种常规污染物的 WTP 阶段的排放总量 $P_{s,WTP}$ 为所有类型 (j) 的能源在各循环过程 (n)、各阶段 (k) 的排放之和。

$$P_{s,WTP} = \sum_{j=1}^6 \sum_{n=1}^{\infty} \sum_{k=1}^4 P_{s,WTP,k,j}(n) \quad (3.46)$$

其中， $P_{s,WTP,k,j}(n)$ 表示第 j 种能源在第 n 个循环过程中的第 k 个阶段所排放的第 s 种常规污染物的排放量。

$$P_{s,WTP,k,j}(n) = ET_{k,j}(n) \times EF_{s,j} \quad (3.47)$$

其中, $ET_{k,j}(n)$ 表示第 n 个循环过程中第 k 阶段, 第 j 种能源的消费量, $EF_{s,j}$ 表示第 j 种化石燃料的第 s 种常规污染物排放因子。

(3) PTW 和 WTW 阶段常规污染物排放强度计算方法

在 PTW 汽车行驶阶段, PEV 及 PHEV 的 CD 阶段常规污染物排放为零, 传统汽油车及 PHEV 的 CS 阶段的 PTW 为行驶过程中汽油的常规污染物排放量。

$$P_{s,PTW} = \sum_{j=1}^6 P_{s,PTW,j} \quad (3.48)$$

其中, $P_{s,PTW}$ 表示第 s 种常规污染物的 PTW 阶段的排放总量, $P_{s,PTW,j}$ 表示第 j 种能源在 PTW 阶段的第 s 种常规污染物排放量。

$$P_{s,PTW,j} = E_{PTW} \times EF_{s,4} \quad (3.49)$$

其中, E_{PTW} 为 PTW 阶段汽油的能源消费强度。

假设 EE_b (gce/km) 为汽车的燃油效率, 则 WTW 阶段的第 s 种常规污染物排放总量 $P_{s,WTW}$ 的计算公式为:

$$P_{s,WTW} = \sum_{j=1}^6 P_{s,WTW,j} \quad (3.50)$$

其中, $P_{s,WTW,j}$ 表示 WTW 阶段第 j 种能源的整个生命周期的第 s 种常规污染物排放总量。

$$P_{s,WTW,j} = EE_b \times P_{s,WTP,j} + P_{s,PTW,j} \quad (3.51)$$

3.4 本章小结

本章在对 HLCA 方法的研究文献进行综述的基础上, 对 HLCA 方法的计算原理进行了阐述, 并构建了基于 HLCA 方法的乘用车全生命周期评价模型。模型的主要用途如下:

(1) 对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的全生命周期能源消费清单进行计算, 并对二者进行对比分析。

(2) 对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的全生命周期温室气体排放清单进行计算, 并对二者进行对比分析。

(3) 对传统汽油车和电动汽车的燃料、车辆及辅助设施的全生命周期常规污染物排放清单进行计算, 并对二者进行对比分析。

4 基于 HLCA 的电动汽车能源消费清单研究

本章将利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型,对传统汽油车和电动汽车的燃料周期、车辆周期及基础配套设施周期的能源消费清单进行研究和分析。

4.1 基于 HLCA 方法的燃料周期能源消费清单分析

4.1.1 模型基础参数

本模型的基础参数主要来源于国家统计局、交通运输、煤炭、石油石化、电力等各部门的统计资料、专业内部报告、文献及专家咨询等。

4.1.1.1 煤炭开采和洗选

煤炭开采和洗选过程中的能源消耗主要包括煤炭的生产系统、辅助系统两大部分,其中生产系统的能耗包括采煤、掘进、通风、排水、压风、井下运输、提升、瓦斯抽放、安全监测,以及洗选过程中的储存、破碎、筛分、分选、脱水、干燥等。辅助生产系统能耗主要包括矿机修、坑木加工、运输(井口至原煤仓或储煤点)、井口选矸及排矸、矿灯充电、生产照明、生产供水、洗衣房、矿井保温、井口浴室、井口食堂、开水炉灶、锅炉房、生产指挥部门、化验室、灭火灌浆、水砂充填、矿建、土建、通讯等^[181]。

吨原煤开采和洗选综合能耗可由式 4.1 计算得出。

$$e_{1,f,1} = \frac{E_{mc}}{E_{mp}} \quad (4.1)$$

式中, E_{mc} 为统计期(在本文中为 1 年)内原煤开采和洗选的能源消耗量,单位为 kgce; E_{mp} 为统计期内的原煤产量,单位为 kg。

$$E_{mc} = \sum_{i=1}^n (E_i \times \varepsilon_i) \quad (4.2)$$

式中, E_i 为统计期内原煤开采和洗选过程中消耗的第 i 种能源的实物量,单位为实物单位; ε_i 为原煤开采和洗选过程中消耗的第 i 种能源的折算标准煤系数,单位为 kgce/实物单位。

根据《中国能源统计年鉴 2015》^[182],可计算出我国 2014 年的煤炭开采和洗选综合能耗为 21.2 kgce/kg,能源消费结构如图 4.1 所示。

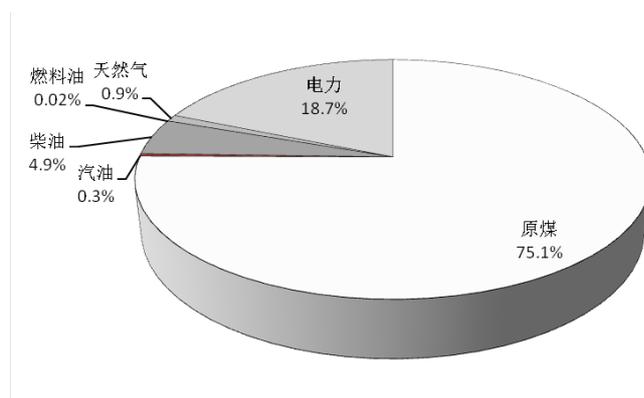


图4.1 煤炭开采与洗选能源消费结构

Fig. 4.1 The energy consumption structure of Coal mining and washing

4.1.1.2 煤炭运输

由于我国煤炭资源北多南少，西富东贫，绝大部分煤炭资源分布在东北、华北、蒙东、西北东部、西南、新疆等地，而煤炭消费则主要在东部沿海经济发达地区，煤炭产地与消费地偏离，大部分煤炭需由生产地经远距离输送到消费地，因此形成了北煤南运、西煤东运的格局。我国煤炭的运输主要依靠铁路、公路、沿海和内河水运四种方式。

表 4.1 我国主要铁路运煤线路

Tab. 4.1 The main coal railway line in China

运煤 专线	线路	长度（公里） ^[3]	途径省市
西煤 东运	大秦线	653	山西、河北、北京、天津
	朔黄线	600	山西、河北
	石太线	231	石家庄、太原
	侯月线	252	山西、河南
	陇海线	1759	江苏、安徽、河南、陕西、甘肃
	京西线	1030.2	陕西、河南、湖北、安徽、江苏
	京沪线	1463	北京、天津、河北、山东、安徽、江苏、上海
北煤 南运	京九线	2553	北京、河北、山东、河南、安徽、湖北、江西、广东、香港
	京广线	2284	北京、河北、河南、湖北、湖南、广东
	焦柳线	1639	河南、湖北、湖南、广西

（1）铁路运输

铁路是我国对煤炭进行运输的主要方式之一，承担了全国绝大部分的煤炭长途运输任务，我国的主要铁路运煤线路如表 4.1 所示。相关数据显示，铁路的煤

炭运量一直占全国煤炭运输量的 70%以上, 煤炭的运输量占到全部铁路货运总量的一半以上, 2014 年铁路煤运量 16.4 亿吨, 平均运距 646 公里^[1]。

(2) 水路运输

我国水路煤炭运输的格局是“北煤南运”、“西煤东运”, 主要有两种方式, 即沿海海运和内河运输。其中, 沿海海上运输主要是利用海轮将北方沿海中转港口的煤炭运向渤海湾、华东和中南地区, 其中天津港和秦皇岛港的煤炭主要来源于山西和内蒙古; 天津港和黄骅港的煤炭主要来源于陕西; 日照港的煤炭主要来源于山东。内河的两大运煤通道主要是长江和京杭运河, 主要用轮驳船将晋、冀、豫、皖、鲁、苏及海进江(河)的煤炭经中转港或主要支流港中转后, 运往华东和沿江(河)用户。从而形成了我国水上煤炭运输“北煤南运”、“西煤东运”的水上运输格局。水路运输占全国煤炭总运量的 20%左右, 平均运距约 1255 公里^[1]。

(3) 公路运输

公路煤炭运输是铁路、水路运输的重要补充, 主要承担产地到铁路站点、港口再到消费用户的中、短距离运输任务, 跨地区的公路煤炭运输主要集结在山西、内蒙古等地区。中、长途公路运煤量约占煤炭总运量的 10%左右, 平均运距约 310 公里, 短途公路即煤炭中转运输等, 平均运距约 50 公里^[183, 184]。

表 4.2 我国煤炭运输状况

Tab. 4.2 Coal transportation in China

	铁路	中、长途公路	水运	短途公路
煤炭运输	70.6%	10.3%	19.1%	100%
平均运距(公里)	646	310	1255	50

注 1) 因同一来源的煤炭存在接力现象, 所以运输模式比例之和会超过 100%。

4.1.1.3 石油和天然气开采

石油和天然气开采的能源消耗主要是指油气田采油(气)生产所消耗的各种能源, 包括采油(气)和为采油(气)生产服务的辅助生产设施用能以及管理部门用能。

根据中国化工节能技术协会的统计^[185], 2013 年我国 107 家原油生产企业原油产量 20812.9 万吨, 原油开采能源消耗 3528.4 万吨标准煤, 吨原油开采综合能耗 169.53kgce/t; 31 家天然气开采企业开采天然气产量 1129.4 亿立方米, 天然气开采能源消耗量 149.1 万吨标准煤, 每千立方米天然气综合能耗 13.2kgce/1000m³。

石油和天然气开采过程的能耗构成可由《中国能源统计年鉴 2015》统计数据^[182]计算得出。由于我国天然气产量较少, 在一次能源生产总量中仅占 3%左右, 因此, 能源统计数据中将天然气开采的能耗与石油合在一起。在本文的计算过程

中，则需要对石油与天然气开采业的数据进行分解，分别得出原油与天然气开采过程的工艺燃料消耗。因此在计算过程中进行如下假设，原油的消耗全部用于原油的开采过程，其他能源的消耗则按照 2014 年我国石油和天然气的开采能耗比例^[185]进行分配。

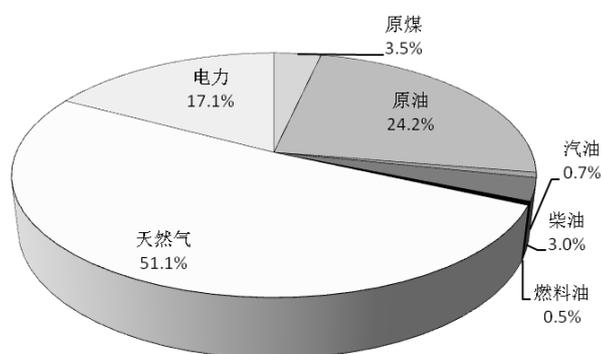


图4.2 原油开采能源消费结构

Fig. 4.2 The energy consumption structure of crude oil exploitation

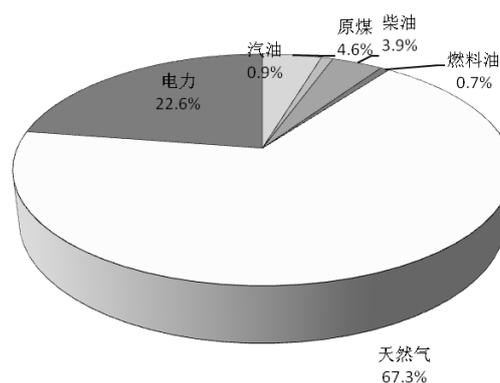


图4.3 天然气开采能源消费结构

Fig. 4.3 The energy consumption structure of natural gas exploitation

4.1.1.4 石油和天然气运输

近年来，我国原油进口量不断增加，2014 年进口石油 3.08 亿吨，对外依存度达到 59.4%^[186]，2015 年进口石油量更是达到 3.26 亿吨^[5]，对外依存度超过 60%。根据 BP 统计数据显示，我国进口原油主要来自中东和非洲地区，90%以上为远洋运输，平均运距约为 11000km^[164]。国内原油运输方式主要包括管道、铁路和水运运输，其中管道运输为主要运输方式，目前我国石油管道总里程已达 1.3 万公里^[186]，80%左右的原油通过管道进行运输，平均运距约 500km，原油运输的具体方式如表 4.3 所示。

天然气进口量近年来也在不断增长，2014 年天然气进口量 584 亿立方米，对

外依存度已达到 32.2%^[186]。根据 BP 统计数据显示，进口天然气中通过中亚、中缅天然气管道进口量约 313 亿立方米^[4]，中亚天然气管道土库曼斯坦境内长 188 公里，乌兹别克斯坦境内长 530 公里，哈萨克斯坦境内长 1300 公里^[187]，中缅天然气管道缅甸境内全长 771 公里^[188]；通过远洋运输 LNG 进口天然气 271 亿立方米^[9]，其中一半以上来源于卡塔尔，其他主要进口国为澳大利亚、马来西亚和印度尼西亚等，平均运距约 8000km。国内天然气运输主要方式为天然气管道，平均运距约 625km^[177]。天然气运输的具体方式如表 4.4 所示

表 4.3 我国原油运输状况

Tab. 4.3 Crude oil transportation in China

	远洋	管道	铁路	水运
原油运输	59.4%	80%	45%	10%
平均运距（公里）	11000	500	950	250

注 1) 因同一来源的原油存在接力现象，所以运输模式比例之和会超过 100%。

表 4.4 我国天然气运输状况

Tab. 4.4 Natural gas transportation in China

	远洋	中亚管道	中缅管道	国内管道
天然气运输	14.9%	15.6%	1.7%	100%
平均运距（公里）	8000	2500	771	625

注 1) 因同一来源的天然气存在接力现象，所以运输模式比例之和会超过 100%。

4.1.1.5 成品油燃料加工与运输

表 4.5 我国成品油运输状况

Tab. 4.5 Oil products transportation in China

	远洋	铁路	水运	管道	短途公路
成品油运输	25%	50%	15%	11%	100%
平均运距（公里）	7000	900	1200	160	50

注 1) 因同一来源的成品油存在接力现象，所以运输模式比例之和会超过 100%。

成品油燃料加工过程的能源消耗主要包括石油炼制的生产系统、辅助生产系统和附属生产系统用能，以及能源及耗能工质在企业内部进行贮存、转换及分配供应中的损耗。生产系统主要为生产成品、半成品或为生产准备主要原料，按工艺流程完成一个完整的生产过程的组合体，如常减压装置、催化装置、延迟焦化装置等。辅助生产系统主要是为配合主体工艺装置完成其生产过程而必须的生产设施，如储运系统、污水处理厂、公用工程设施、火炬、中心化验室、系统管网等。附属生产系统主要是指石油炼制企业中的生产管理、调度、营销、仓储、消

防、设计等相关系统。

根据中国化工节能技术协会的统计^[185]，2013 年我国 170 多家原油加工企业的原油加工及石油制品制造能源消耗 12293.43 万吨标准煤，原油加工单位综合能耗为 65.0kgce/t。成品油加工的能源消费结构由《中国能源统计年鉴 2015》^[182]中的石油加工、炼焦和核燃料加工业终端能源消费计算得出。其中，炼厂干气由于不在本文的能源计量范围内，在计算过程中，认为炼厂干气作为炼油的副产品不再额外消耗一次化石能源，但有温室气体及常规污染物排放。成品油运输模式如表 4.5 所示，成品油加工能源消费结构如图 4.4 所示。

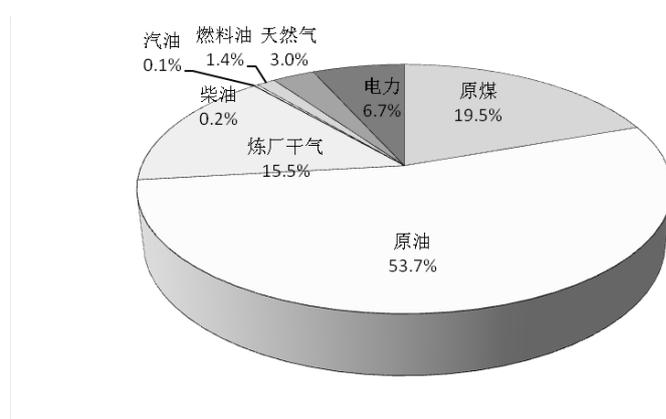


图4.4 成品油加工能源消费结构

Fig. 4.4 The energy consumption structure of oil products processing

4.1.1.6 各运输方式的能耗数据

各种运输方式的能耗数据采用清华大学^[177]对我国交通运输能源强度及燃料结构的计算结果。

表 4.6 我国交通运输能源强度及燃料结构

Tab. 4.6 The energy intensity and fuel structure of transportation in China

	能源强度 (kJ/(t*km))	天然气	汽油	燃料油	柴油	电力
远洋	23			100%		
铁路	240				55%	45%
短途公路	1362		32%		68%	
长途公路	1200		32%		68%	
水运	148			100%		
国内原油管道	300			50%		50%
国外原油管道	300	0	0	50%	0	50%
国内天然气管道	372	99%				1%
国外天然气管道	372	99%	0%	0%	0%	1%

4.1.1.7 发电和输配基本参数

2014 年我国发电总量 5.6 万亿 kWh^[182]，煤电是最主要的发电方式，占到总发电量的 71.7%，其他天然气发电、核电、水电、风电、太阳能发电及其他可再生能源发电（生物质发电、地热等）分别占 2.2%、2.3%、18.8%、2.8%、0.4%和 1.7%^[182]，各发电类型的发电效率见表 4.7。2014 年全国供电煤耗为 318gce/kWh，全国电网的线损率为 6.34%^[182]。

表 4.7 我国发电结构及发电效率

Tab. 4.7 The structure and efficiency of power generation in China

发电类型	所占比例	发电效率 ^[189]
煤电	71.7%	34.5%
天然气发电	2.2%	45%
核电	2.3%	35%
水电	18.8%	80%
风电	2.8%	34%
太阳能发电	0.4%	40%
其他可再生能源发电	1.7%	

4.1.2 燃料周期 WTP 阶段能源消费清单计算结果与分析

4.1.2.1 汽油 WTP 阶段能源消费强度

根据式 3.12-3.24，可对汽油和电力 WTP 阶段的能源消费强度进行计算，汽油计算结果见表 4.8。WTP 阶段生产 1gce 汽油所需的一次能源消费总量约为 1.3086gce，能源转化效率 76.4%。从各阶段来看，汽油加工阶段能源消费量最高，约占整个 WTP 阶段的 81.7%，其中作为原料消耗占 77.2%，工艺过程能耗占 8.4%；原油开采、运输和汽油运输过程能耗分别占整个 WTP 阶段的 12.6%、1.1%和 0.7%。

表 4.8 汽油 WTP 阶段能源消费强度计算结果

Tab 4.8 The calculation results of gasoline energy consumption intensity in WTP

	原油	原油	汽油加工		汽油	WTP	占比
	开采	运输	原料	工艺过程	运输	合计	
煤炭	0.0544	0.0060	-	0.0847	0.0033	0.1484	11.3%
石油	0.0363	0.0069	1.0101	0.0107	0.0049	1.0689	81.7%
天然气	0.0649	0.0006	-	0.0043	0.0004	0.0701	5.4%
非化石能源	0.0094	0.0011	-	0.0100	0.0006	0.0211	1.6%
总能源消费强度	0.1650	0.0146	1.0101	0.1097	0.0092	1.3086	100%
占比	12.6%	1.1%	77.2%	8.4%	0.7%	100.0%	-

从一次能源消费品种来看，WTP 阶段汽油生产过程中石油的消耗量最高，占到总能耗的 81.7%，煤炭、天然气和非化石能源分别占到 11.3%、5.4%和 1.6%。如图 4.5 所示，石油主要消耗在汽油加工生产阶段，其中 94.5%用作原料，仅 1%用于汽油加工工艺过程消耗，其他原油开采、运输及汽油运输过程分别占 3.4%、0.6%和 0.5%。煤炭主要消耗在汽油加工生产阶段，占总煤炭用量的 57.1%，其次用于原油开采阶段，占 36.6%，原油及汽油运输阶段用量较少，仅占 4.1%和 2.2%。天然气主要消耗于原油开采阶段，占总天然气用量的 92.5%，其次汽油加工阶段占 6.1%，原油及汽油运输阶段分别占 0.8%和 0.5%。非化石能源主要消耗在汽油加工和原油开采阶段，分别占到 47.3%和 44.6%，其他原油运输和汽油运输阶段分别占 5.2%和 2.8%。

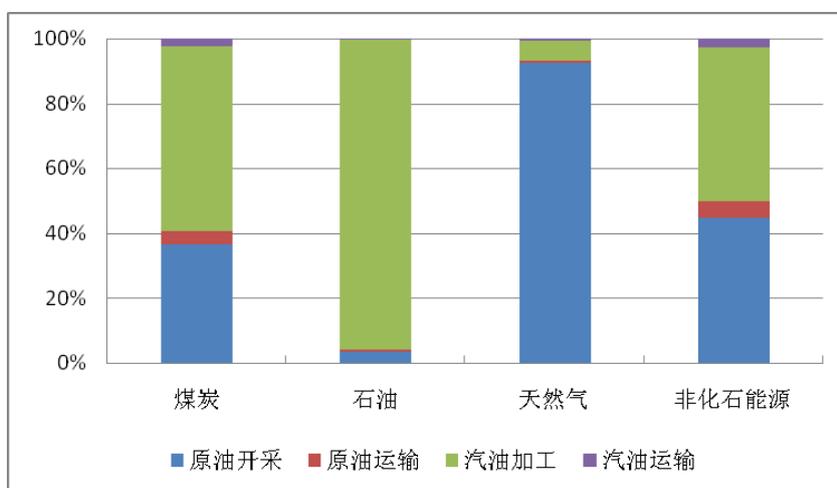


图4.5 汽油WTP阶段分能源品种消费情况

Fig. 4.5 The gasoline energy consumption structure in WTP

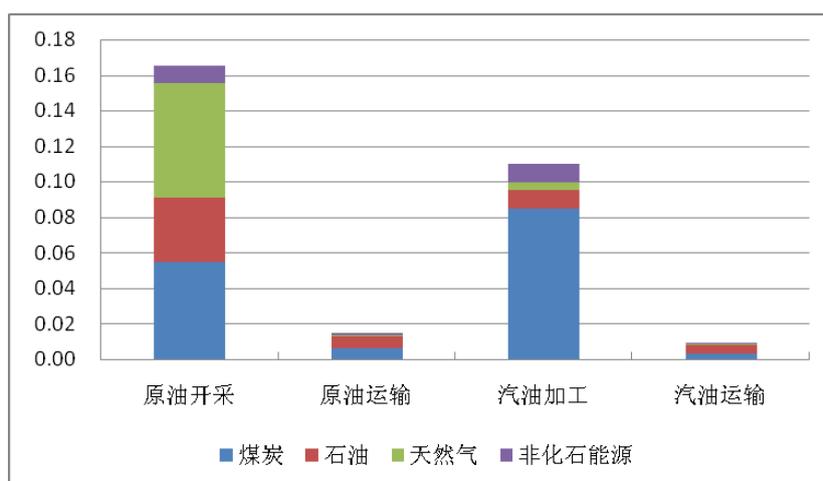


图4.6 汽油WTP各阶段分品种能源消费情况（仅考虑工艺燃料消耗）

Fig. 4.6 The gasoline energy consumption structure in WTP (the consumption of fuel only)

需要注意的是，在 WTP 阶段所消耗的能源中大部分（占 77.2%）的能源消耗是作为生产汽油的原料，这些消耗是由原油转化为汽油的能源转化过程，在此过程中，作为原料所消耗的能源是不产生温室气体和常规污染物排放的。如果去掉作为原料的石油消费部分，仅考虑 WTP 各阶段作为工艺燃料消耗的部分（如图 4.6 所示），则原油开采阶段的能源消耗量最高，占到工艺燃料总能源消耗的 55.3%，其中天然气、煤炭和石油分别占到原油开采阶段总能耗的 39.3%、33.0% 和 22.0%；其次为汽油加工阶段，其能源消耗占到工艺燃料总能源消耗的 36.7%，其中绝大部分为加工汽油过程中的燃煤消耗，占到汽油加工阶段总能耗的 77.2%。

4.1.2.2 电力 WTP 阶段能源消费强度

电力 WTP 阶段能源消费强度计算结果见表 4.9。WTP 阶段生产 1gce 电力所需的一次能源消费总量约为 2.8174 gce，能源转化效率 35.5%。从各阶段来看，发电阶段能源消费量最高，约占整个 WTP 阶段的 89.5%，其次是电力输送过程，约占 6.3%，其他煤炭、天然气等原料的开采、运输过程分别占 3.2%、1.0%。

表 4.9 电力 WTP 阶段能源消费强度计算结果

Tab. 4.9 The calculation results of electric energy consumption intensity in WTP

	原料开采	原料运输	电力生产	电力输送	WTP 合计	占比
煤炭	0.0786	0.0115	2.0773	0.1467	2.3141	82.1%
石油	0.0043	0.0128		0.0012	0.0182	0.6%
天然气	0.0019	0.0010	0.0489	0.0035	0.0553	2.0%
非化石能源	0.0055	0.0021	0.3950	0.0273	0.4298	15.3%
总能源消费强度	0.0903	0.0274	2.5211	0.1786	2.8174	100%
占比	3.2%	1.0%	89.5%	6.3%	100%	

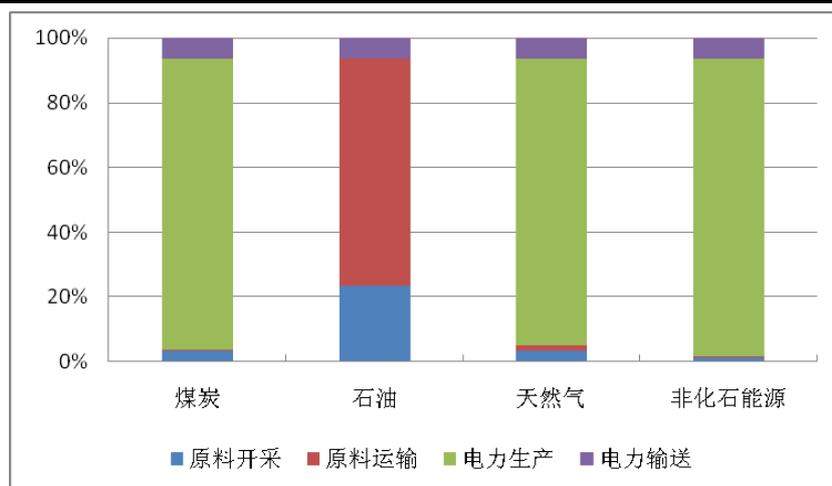


图4.7 电力WTP阶段分能源品种消费情况

Fig. 4.7 The electric energy consumption structure in WTP

在当前的电力结构下，电力生产过程中在 WTP 阶段消耗最多的一次能源是煤炭，占到总能耗的 82.1%，石油、天然气和非化石能源分别占到 0.6%、2.0%和 15.3%。煤炭、天然气和非化石能源均主要消耗于电力生产阶段，分别占到各一次能源品种总消耗量的 89.8%、88.4%和 91.9%（如图 4.7 所示）。石油主要用于原料开采和运输阶段，分别占到总石油用量的 23.6%和 70.1%。

4.1.2.3 汽油和电力 WTP 阶段能耗情况对比

在 WTP 阶段，电力的能源转化效率仅为 35.5%，远低于汽油的 76.4%，同样获取 1gce 的电力所需一次能源是汽油的 2.15 倍。在当前我国的电力结构下，发电和汽油生产过程的能源消耗均主要来自于化石能源（如图 4.8 所示），分别占到总能耗的 84.7%和 98.4%，其中发电过程的主要化石能源消费来源于煤炭，占其总能耗的 82.1%，石油消费仅占 0.6%，而汽油生产过程的主要化石能源消费来源于石油，占其总能耗的 81.7%，煤炭消费仅占 11.3%。

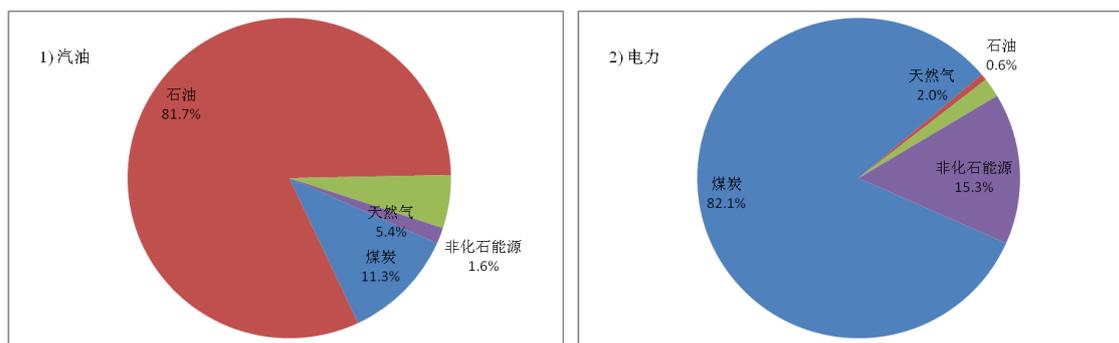


图4.8 电力与汽油WTP阶段分能源品种消费情况比较

Fig. 4.8 The comparison of electric and gasoline energy consumption structure in WTP

4.1.3 燃料周期 WTW 全生命周期能源消费清单计算结果与分析

PTW 阶段 GICEV、PEV、PHEV 的每公里能源消费强度见表 4.10。在 PTW 汽车行驶阶段，GICEV 每公里能源消耗强度最高，约为 109.6gce/km，分别是 PEV 和 PHEV 的 2.27 倍和 1.51 倍。

GICEV、PEV、PHEV 三种车型燃料 WTW 全生命周期能源消费强度可由公式 3.13 计算得出，具体结果见表 4.10 和图 4.9，与 GICEV 相比，PEV 虽然在 PTW 汽车行驶阶段具有较高的效率，每公里能源消耗强度仅为 GICEV 的 43.9%，但由于在燃料的上游 WTP 阶段能源转换效率较低，在目前我国发电效率下，其燃料 WTW 全生命周期的一次能源消费强度略低于 GICEV，约为 GICEV 的 94.6%。从能源结构调整的角度来说，PEV 的电力部分来源于核电、水电、风电、太阳能发电等非化石能源，对化石能源的消费较少，约为 GICEV 的 81.5%，且石油消费

量仅为 GICEV 的 0.7%，PEV 的大规模利用将对降低我国日益走高的石油进口依存度有着良好的效果。同时，由于我国目前的电力仍主要来源于煤炭，PEV 的大规模利用也将进一步增加对煤炭的需求。

表 4.10 PTW 和 WTW 阶段能源消费强度计算结果

Tab. 4.10 The calculation results of energy consumption intensity in PTW and WTW

		GICEV	PEV	PHEV		合计
				CD	CS	
PTW (gce/km)		109.6	48.2	28.9	43.8	72.7
WTW (gce/km)	原煤	16.3	111.4	66.9	6.5	73.4
	原油	117.2	0.9	0.5	46.9	47.4
	天然气	7.7	2.7	1.6	3.1	4.7
	非化石能源	2.3	20.7	12.4	0.9	13.3
	化石能源合计	141.1	115.0	69.0	56.5	125.4
	一次能源总计	143.4	135.7	81.4	57.4	138.8

PHEV 的一次能源消费量介于 GICEV 和 PEV 之间，约为 GICEV 的 96.7%，PEV 的 1.02 倍。由于 PHEV 有两种行驶模式，动力来源包括电力和汽油两种，因此其 WTW 一次能源消费中煤炭和石油分别占到 52.9%和 34.2%。相比于 PEV，PHEV 行驶过程中电力消费的减少致使其对非化石能源的利用进一步降低，其非化石能源消费量仅为 PEV 的 64.5%。由于目前我国电动汽车的周边充电设施还并不完善，充电时间较长，这导致部分 PHEV 的用户可能会有更多的里程采用直接汽油驱动，这也将进一步增加其化石能源的消费量。

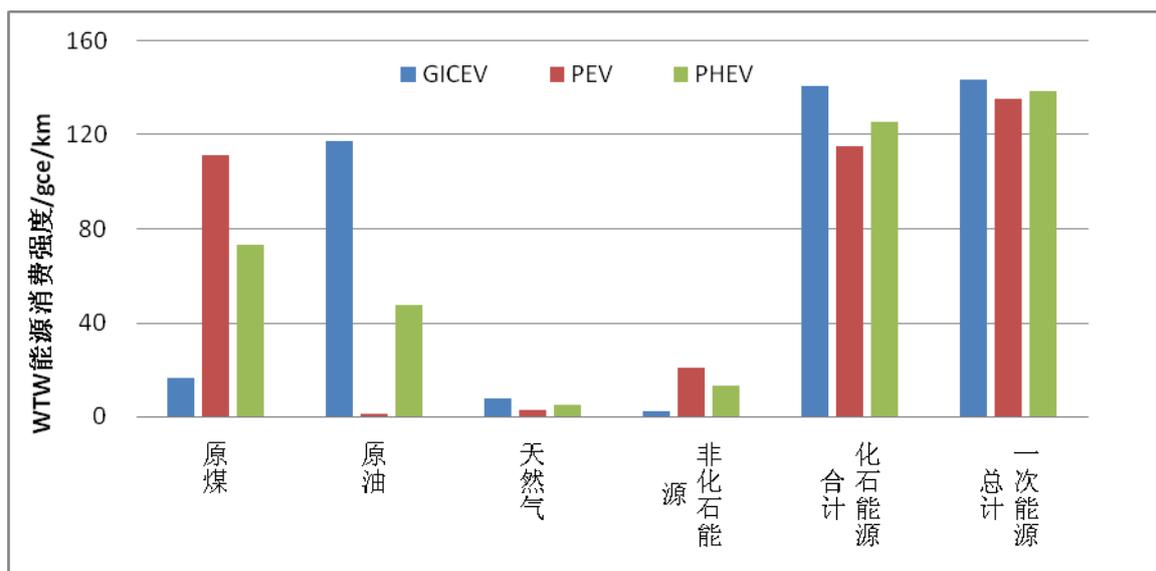


图4.9 各类型汽车燃料WTW阶段能源消费强度对比

Fig. 4.9 The comparison of energy consumption intensity for 3 types vehicles in WTW

4.2 基于 HLCA 方法的车辆周期能源消费清单分析

本文基于 HLCA 方法对车辆制造的全生命周期能源消费清单进行计算和分析。由于动力电池是电动汽车与传统汽油车区别最大的部件，因此与车辆主体分开进行计算。在整个 LCA 过程中，自原料开采直至车辆主体原材料生产过程，及动力电池制造过程采用 EIO LCA 方法进行计算，整车装配、配送、报废阶段采用 PLCA 方法进行计算，如图 4.10 所示。

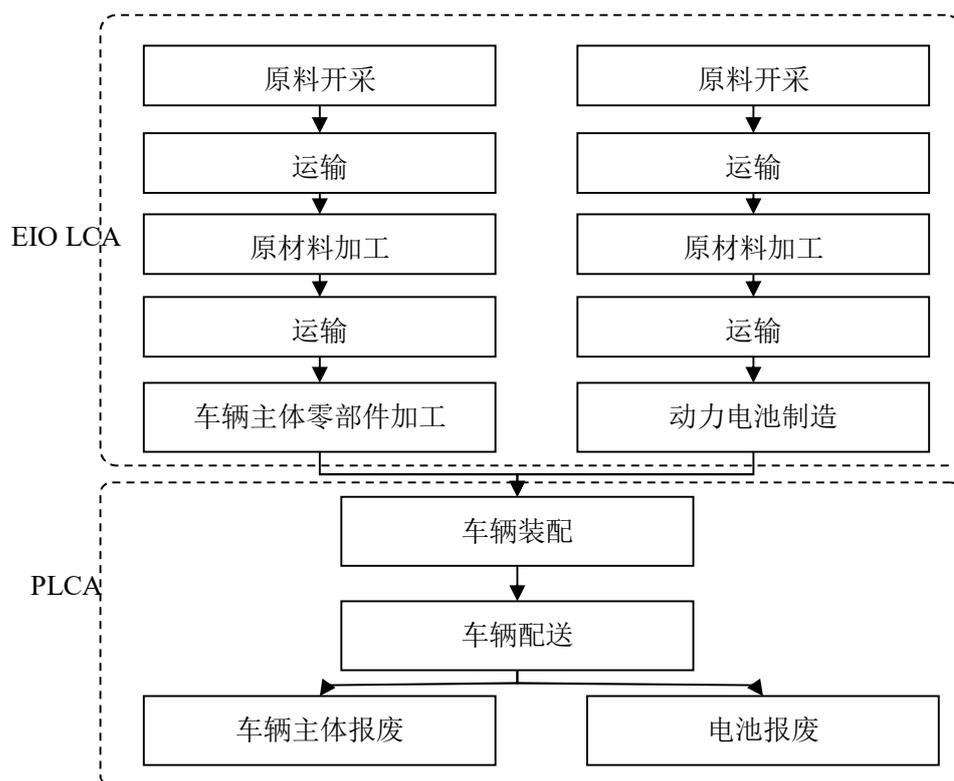


图4.10 车辆生产周期示意图

Fig. 4.10 The life cycle process of vehicle production

4.2.1 模型基础参数

对于不同型号的汽车来说，其整备质量、材质、性能等差别较大，在对 GICEV、PEV、PHEV 三种不同动力源的汽车车辆周期能源消费进行比较研究的过程中，为减少由于工艺、材料、重量等方面的差异带来的影响，需保证所研究对象的材料生产工艺、主体结构等尽可能的一致。罗晓梅^[190]等人对燃油汽车和纯电动汽车的能源足迹进行对比分析时，认为动力系统是纯电动汽车、混合动力汽车以及传统的燃油汽车之间主要的差异所在，即其中的发动机、发电机、牵引电机以及电池，并根据汽车各系统的重量比例将燃油汽车和纯电动汽车基本相同的结构进行了一致性处理，以使得所研究对象在比较研究中具有较高的相似度，较好的避

免了因原材料工艺、车辆主体构造不同所带来的影响。本文在其研究的基础上，结合朱一方^[191]等人对混合动力汽车的研究，设定了本文所研究的 GICEV、PEV、PHEV 三种车型的相关参数。

(1) GICEV: 由发动机驱动，两厢式的车体结构，不加燃油时的汽车总重量 1143.7kg。

(2) PEV: 由电力进行驱动，两厢式的车体结构，动力电池使用的是锂离子电池，不包含电池的汽车总重量 990.9 kg。

(3) PHEV: 由发动机和电力混合驱动，两厢式的车体结构，动力电池使用的是锂离子电池，不包含电池且不加燃油时的汽车总重量 1193.9 kg。

根据以往研究的结果显示，汽车的报废里程一般在 15000-300000km^[192-196]，美国阿贡实验室发布的平均的汽车报废历程约为 257440km (160000mi)，本研究将上述 3 类汽车的报废里程设定为 250000km (15 年)^[196]。

4.2.2 车辆主体材料能源消费清单计算与分析

4.2.2.1 汽车质量和材料构成

罗晓梅^[190]、朱一方^[191]等人将车辆的主体结构分为车身系统、发动机系统、传动系统、底盘系统（无电池组）、牵引电机和控制器等几个部分，4.2.1 节中 GICEV、PEV、PHEV 三种车型各部分的质量及所占比例见表 4.11。

表 4.11 车辆主体构成及质量分布

Tab. 4.11 The structure and weight of the vehicle body

子系统	GICEV		PEV		PHEV	
	质量 (kg/辆)	比例 (%)	质量 (kg/辆)	比例 (%)	质量 (kg/辆)	比例 (%)
车身系统	540.8	47.3	540.8	54.6	540.8	45.3
发动机系统	203.0	17.8	-	-	203.0	17.0
传动系统	85.9	7.5	85.9	8.7	85.9	7.2
底盘系统 (无电池组)	292.5	25.6	292.5	29.5	292.5	24.5
牵引电机	-	-	25.1	2.5	25.1	2.1
充电系统	-	-	25.1	2.5	25.1	2.1
控制器	21.5	1.9	21.5	2.2	21.5	1.8
合计	1143.7	100.0	990.9	100.0	1193.9	100.0

为对车辆周期的能源消费清单进行计算和分析，还需要对车辆的生产材料进行分析。由于车辆的材料构成是一个极为复杂的系统，进行完全统计极为复杂，

国际上通用的分析方法是对车辆的主要材料构成进行分析和估算，给出其材料组分清单。目前国际上主要有四种方法，一是直接引用德国大众生产的高尔夫汽车的材料组分清单^[120-122]；二是利用相关软件进行估算，如 ADVISOR、PSAT 等^[197]，三是利用 ASCM (Automotive System Cost Model) 模型^[198]直接对车辆各部分的材料组成进行估算；四是利用 GREET 模型对车辆的材料组分进行估算。为使所研究对象尽可能保持工艺和材料的一致性，本文基于 GREET 模型及罗晓梅^[190]、朱一方^[191]等人的研究成果，确定了 GICEV、PEV、PHEV 三种车型的材料组分清单，具体数据见表 4.12。同时，在实际生产过程中，对汽车的原材料还应考虑各材料的物料消耗情况，因此，在计算车辆主体部分的原材料消耗时还要考虑物料利用率^[199]，如表 4.12 所示。

各类材料 2014 年生产者价格见表 4.13。

表 4.12 车辆主体材料组分清单

Tab. 4.12 The list of components of vehicle body

材料	GICEV	PEV	PHEV	物料利用率 (%)
	质量 (kg/辆)	质量 (kg/辆)	质量 (kg/辆)	
钢材	760.2	680.1	780.9	50.1
铸铁	71.5	22.8	68.6	51.3
铝材	63.8	52.7	80.9	80.0
铜	37.6	46.3	50.7	76.9
玻璃	35.2	35.2	35.2	90.9
塑料	126.1	109.0	129.3	70.1
橡胶	22.9	18.4	20.7	80.0
油漆	17.6	17.6	17.6	83.3
合计	1134.9	982.1	1183.9	100

表 4.13 2014 年各类材料的生产者价格

Tab. 4.13 Producer price of materials in 2014

	生产者价格 (元/吨)
钢材	2434
铸铁	3100
铝材	12822
铜	42483
玻璃	1185
塑料	7600
橡胶	12500
油漆	24074

4.2.2.2 2014 年直接能源消费系数和完全能源消费系数计算过程

要采用 HLCA 方法进行能源消费清单分析, 首先必须计算出我国各经济部门所对应的直接能源消费系数和完全能源消费系数, 具体计算步骤如下:

(1) 由经济投入产出表和各部门的能源消费量计算出间接能源消费系数矩阵。

$$R_{kj} = D_{kj} / X_j \quad (4.3)$$

式中, R_{kj} 为产品部门活动所消耗的第 k ($k=1, 2, \dots, m$) 种能源的直接能源消费系数; D_{kj} 为第 j 个产品部门活动所消耗的第 k ($k=1, 2, \dots, m$) 种能源消费量; X_j 表示第 j 个产品部门的总产出。

(2) 由经济产出表的直接消耗系数矩阵 A , 根据式 3.10 计算完全能源消费系数矩阵。

$$S = R(I - A)^{-1} \quad (4.4)$$

式中, S 为产品部门活动所消耗的完全能源消费系数矩阵 ($m \times n$ 阶); R 为产品部门活动所消耗的直接能源消费系数矩阵 ($m \times n$ 阶); I 为单位矩阵 ($n \times n$ 阶); A 为直接消耗系数矩阵 ($n \times n$ 阶)。

表 4.14 部门对应

Tab. 4.14 Sector correspondence

《中国统计年鉴》	139 部门投入产出表
	基础化学原料
	肥料
	农药
化学原料和化学制品制造业	涂料、油墨、颜料及类似产品
	合成材料
	专用化学产品和炸药、火工、焰火产品
	日用化学产品
	水泥、石灰和石膏
	石膏、水泥制品及类似制品
	砖瓦、石材等建筑材料
非金属矿物制品业	玻璃和玻璃制品
	陶瓷制品
	耐火材料制品
	石墨及其他非金属矿物制品

本文依据国内最新的 2012 年投入产出表, 以及国家统计局公布的 2014 年各

部门能源消费量,对 2014 年各部门的直接能源消费系数表和间接能源消费系数表进行了计算。宋辉等^[200]计算了 2007 年的直接能源消费系数表和完全能源消费系数表,本文各部门的计算结果与其计算结果在趋势上有着较好的一致性。

由于国家统计局公布的 2014 年投入产出表有 139 个部门,而《中国统计年鉴》中的“按行业分能源消费量”以及按行业分各主要能源品种消费表中只涵盖 47 个部门。而这些相应的分类标准依据《国民经济部门分类与代码 GB/T4754-2011》^[201]满足从属关系,因此需要将两个表中的各部门进行对应,例如“化学原料和化学制品制造业”在投入产出表的 139 个部门中还细分为“‘基础化学原料’、‘肥料’、‘农药、涂料、油墨、颜料及类似产品’、‘合成材料’、‘专用化学产品和炸药、火工、焰火产品’、‘日用化学产品’”;“非金属矿物制品业”还细分为“‘水泥、石灰和石膏’、‘石膏、水泥制品及类似制品’、‘砖瓦、石材等建筑材料’、‘玻璃和玻璃制品’、‘陶瓷制品’、‘耐火材料制品’、‘石墨及其他非金属矿物制品’”(如表 4.14 所示)。在各相互对应的部门中,采用产值分配的原则来分配对应的能源消费量^[172]。

车辆主体原材料在投入产出表中对应的行业及相应的完全能耗系数如表 4.15 所示。

表 4.15 车辆主体材料完全能源消费系数

Tab. 4.15 The total energy consumption coefficient of vehicle body

原材料(部件)	所属部门	完全能源消费系数(tce/万元)
钢材	钢、铁及其铸件	1.94
铸铁	钢、铁及其铸件	1.94
铝材	有色金属及其合金和铸件	1.37
铜	有色金属及其合金和铸件	1.37
玻璃	玻璃和玻璃制品	1.84
塑料	塑料制品	1.39
橡胶	橡胶制品	1.22
油漆	涂料、油墨、颜料及类似产品	1.99

4.2.2.3 车辆主体材料能源消费清单计算结果与分析

由式 3.10 对 GICEV、PEV 和 PHEV 三种动力类型汽车的车辆主体材料的能源消费进行计算,具体结果如图 4.11 所示。其中 PHEV 在原材料制造阶段的能耗最高,为 1.79 tce/辆,其次是 GICEV 和 PEV,分别为 1.63 tce/辆和 1.50 tce/辆。在原材料制造阶段,煤炭仍是最主要的能源消费品种,均占到 GICEV、PEV 和 PHEV 三种汽车的 60%左右。

4.2.3 电池制造能源消费清单计算与分析

4.2.3.1 动力电池基础参数

动力电池是电动汽车的核心部件，也是电动汽车与传统汽车在生产过程中区别最大的部分。目前，已商业化使用的电动汽车动力电池主要有铅酸电池、氢镍电池和锂离子电池三种^[202]，其中锂离子电池因其高比能量和高比功率的优势，是当前电动汽车动力电池的主流，也是未来车用动力电池的首选技术^[203, 204]。

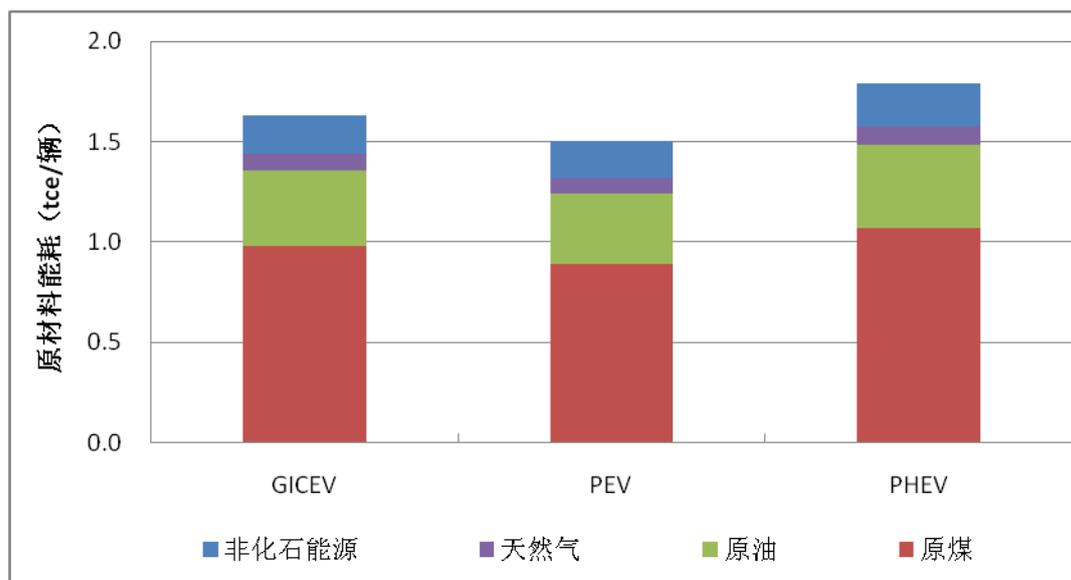


图4.11 各类型汽车车辆主体材料能源消费对比

Fig. 4.11 Comparison of energy consumption of materials of vehicle body

锂离子电池一般是使用可嵌入锂的材料作为负极，含有锂的化合物作为正极，聚丙烯/聚乙烯多孔膜作为隔离层，锂盐溶于有机溶剂作为电解液，相应的正极材料、负极材料、隔膜和电解液是锂离子电池的关键材料。目前，锂离子电池较为成熟的正极材料有钴酸锂、锰酸锂、磷酸铁锂、镍钴锰三元材料、镍钴铝三元材料、高电压尖晶石镍锰酸锂、富锂锰基正极材料等。锂离子电池的负极材料有石墨、硬/软碳、钛酸锂及合金负极材料等。各类材料的锂离子电池能量密度也有所差异，已商业化的国产动力电池能量密度在 90~136.6Wh/kg^[33, 205, 206]，Gallagher 等分析总结的当前国际上锂离子动力电池的平均能量密度水平约为 125 Wh/kg^[204]。

目前，我国已上市电动汽车的动力电池以磷酸铁锂电池（如北汽 E150、江淮 iev4、比亚迪 F3DM、比亚迪秦等）为主，部分新车型开始采用三元材料电池（如北汽 EU260、江淮 iev5 等），国产纯电动车型的电池容量在 20~47.5 kWh，纯电动续航里程 100~260km；特斯拉 Model X 电池容量达到 90kWh，纯电动续航里

程 467~489km。插电式混合动力汽车动力电池容量在 7.1~14kWh，纯电动续航里程 37~70km。本文选取 2015 年市场上两款较为代表性的纯电动汽车和混合动力汽车的动力电池作为研究对象，具体参数如表 4.16 所示，其中电池质量按照能量密度 125Wh/kg 计算得出^[204]。

表 4.16 动力电池基础参数

Tab. 4.16 The parameters of power battery

	PEV	PHEV
动力电池类型	锂离子(Li-Ion)	锂离子(Li-Ion)
电池质量	204.8	104
电池容量	25.6	13
纯电动里程	150	80

4.2.3.2 动力电池制造的完全能源消费系数

如图 4.12 所示，锂离子电池具体的工艺流程较为复杂，生产材料包括锰酸锂（根据正极材料的不同有所区别）、石墨（根据负极材料的不同有所区别）、铜、钢、铝、粘合剂、电子元件以及多种电解液、塑料等，涉及的部门较多，采用 PLCA 方法容易产生截断误差。而在投入产出表中，电池类作为单独的一个部门进行核算，部门归属较为清晰，因此本文在对汽车动力电池的计算过程直接采用 EIO LCA 方法进行计算。锂离子电池与投入产出表中的“电池”部门相对应，其完全能源消费系数为 1.14 tce/万元。

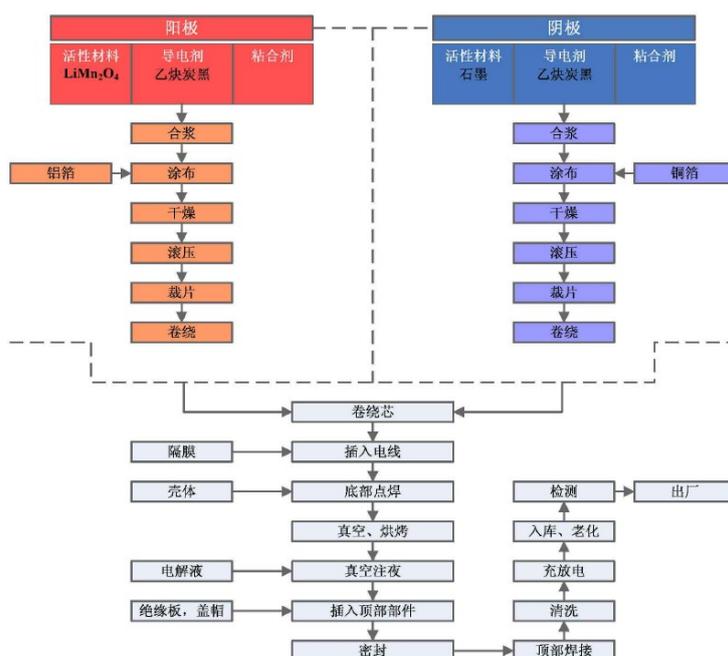
图4.12 电池生产流程^[196]

Fig. 4.12 Battery production process

4.2.3.3 动力电池成本价格

近年来，随着锂离子电池技术的日渐成熟，其成本也在不断下降，2015 年我国电动汽车市场上的动力锂离子电池成本约在 1200 元/kWh 左右^[207]，如表 4.17 所示。本文主要考虑材料的生产过程能耗和环境影响，因此刨除其中的推销成本，确定动力电池的生产成本为 915 元/kWh。

表 4.17 动力电池成本价格
Tab. 4.17 The cost price of power battery

动力电池组成部件	成本价格（元）
正极材料	360
负极材料	82
电解液	103
隔膜	88
壳体盖板	170
其他材料	112
制造成本推销	148
劳动力成本	42
其他成本推销	95
电池总成本	1200

4.2.3.4 动力电池能源消费清单计算结果与分析

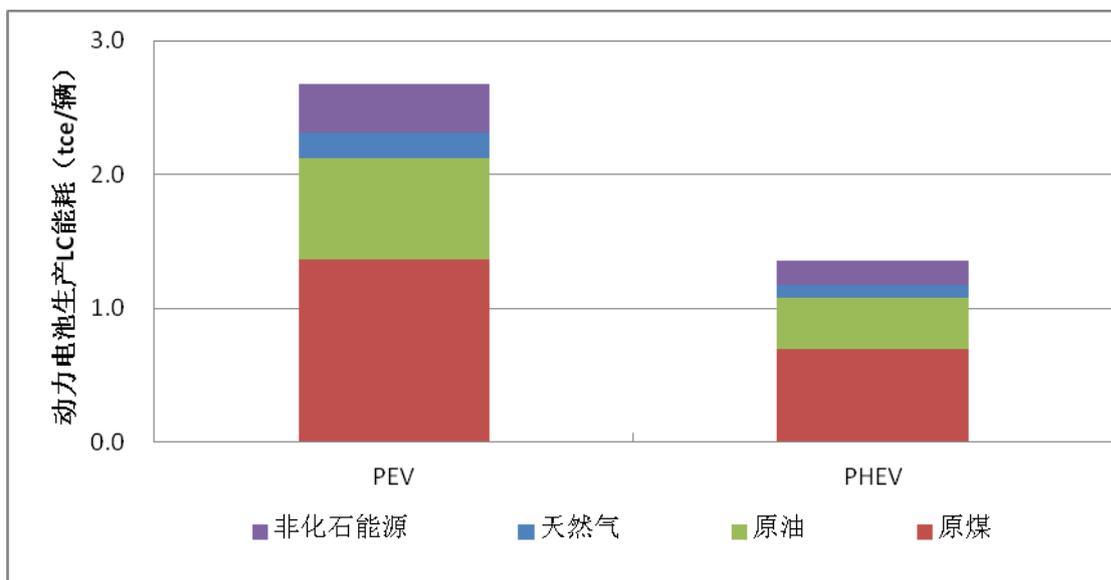


图4.13 动力电池生命周期能源消费情况

Fig. 4.13 Power battery life cycle energy consumption

PEV 和 PHEV 动力电池生产的全生命周期能源消费情况如图 4.13 所示。由

于 PEV 的动力电池较大,以北汽 E150 纯电动汽车为例,其续航里程 150km 左右,动力电池组容量约 25.6kWh,按照 4.2.3.3 节的成本计算,总成本约 23424 元,全生命周期能耗约为 2.67tce/辆。PHEV 的动力电池对续航里程要求较小,其容量也要小的多,以比亚迪秦为例,其动力电池容量约为 13 kWh,总成本约 11895 元,全生命周期能耗约为 1.36tce/辆。动力电池生产过程中化石能源消费量约占到 87%。

4.2.4 车辆主体零部件生产与整车装配能源消费清单计算与分析

车辆主体零部件的能源消耗主要发生在冲压工艺过程中,冲压工艺是使金属板料经分离或成形得到制件的加工方法,其加工工序包括冲裁、切开、切边、切舌、切断、扩口、冲孔、冲缺、冲槽、冲中心孔、精冲、连续模、单工序模、组合冲模、压凸、压花、成形等^[208]。汽车装配过程的能源消费主要在涂装、空气调节系统(HVAC)&照明、供暖、物料搬运、焊接以及车间压缩空气等工艺或设备中^[209]。

表 4.18 车辆主体零部件加工与整车装配各工序能源消费量

Tab. 4.18 The energy consumption of vehicle assembly process

	能耗 (gce/kg)
涂装	92.81
空气调节系统(HVAC)&照明	74.38
供暖	69.27
物料搬运	15.35
焊接	20.81
车间压缩空气	30.71
零部件加工	370.56

以往对汽车生产全生命周期进行评价的相关文献分析结果表明^[121, 210, 211],计算车辆主体零部件生产与整车装配阶段的能源消费清单时,通常假设装配过程中的能源消费与重量成线性相关。综合以往的文献研究结果^[121, 196, 210, 211],本文设定各工序的能源消耗量如表 4.18 所示。

GICEV、PEV 和 PHEV 三种动力类型汽车的主体零部件生产与整车装配过程能源消费情况如图 4.14 所示。其中 PHEV 的能源消费量最大,为 2.27 tce/辆,GICEV 和 PEV 的能源消费量分别为 2.17 tce/辆和 1.88 tce/辆,其中非化石能源消费量约占到 85%。

4.2.5 车辆配送能源消费清单计算与分析

车辆配送过程是指车辆从汽车生产线下线后,运输至销售店的过程,本文假

设在运输过程中采用长途公路和短途公路相结合的重型卡车运输方式，平均运输距离为 1600km^[210]，能源消耗强度见表 4.6。由此计算得到车辆配送阶段的能源消费情况如图 4.15 所示。其中 PHEV 的能源消费量最大，为 0.102 tce/辆，GICEV 和 PEV 的能源消费量分别为 0.098 tce/辆和 0.085 tce/辆，其中非化石能源消费量约占到 98%。

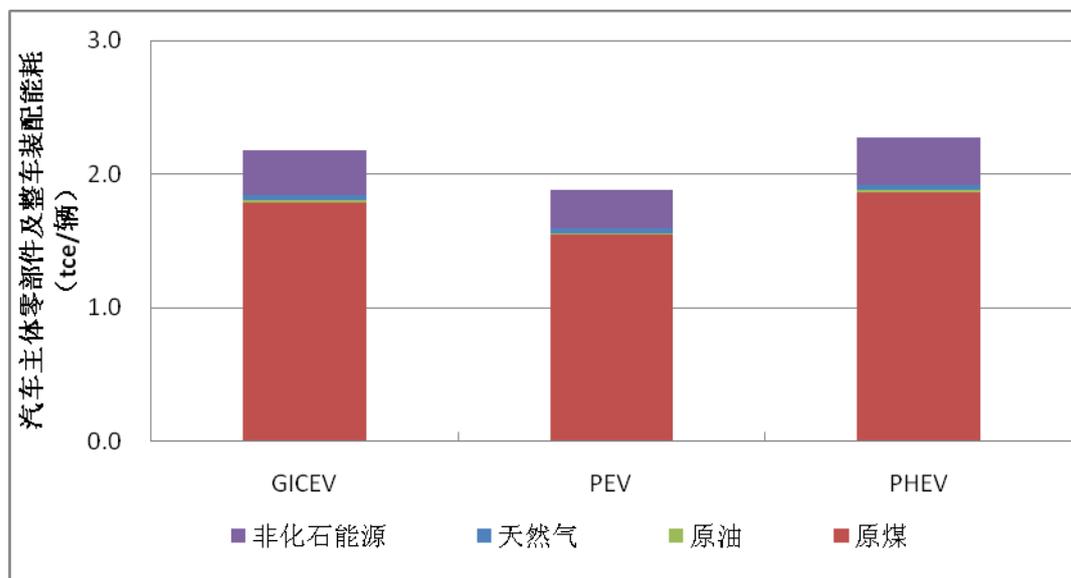


图4.14 车辆主体零部件加工与整车装配能源消费情况

Fig. 4.14 The energy consumption of vehicle assembly

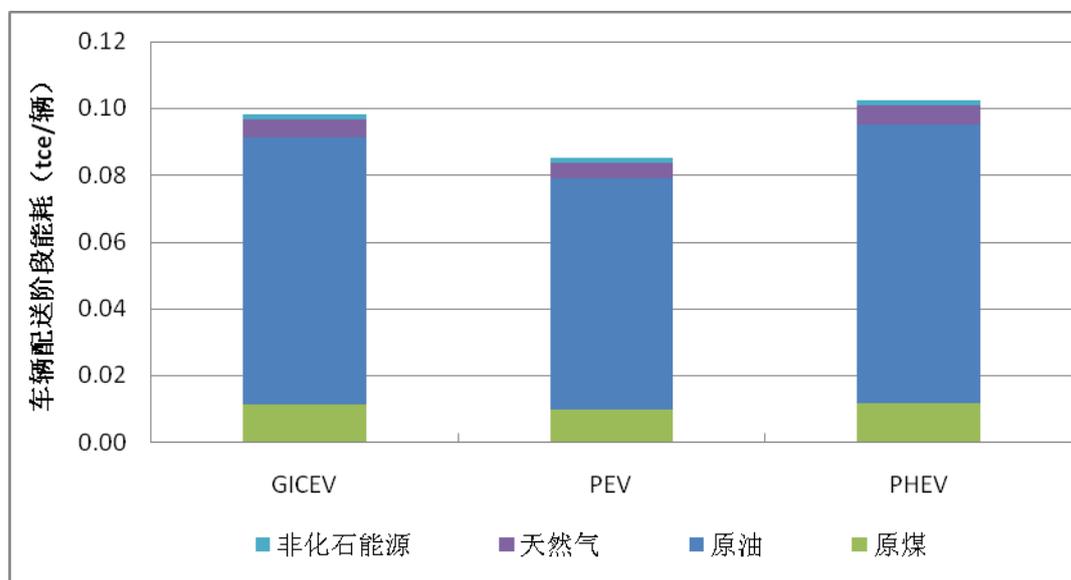


图4.15 车辆配送能源消费情况

Fig. 4.15 The transportation of vehicle energy consumption

4.2.6 车辆报废能源消费清单计算与分析

车辆报废阶段主要包括车辆主体的粉碎和电池的报废处理过程，本文综合已

有研究成果，设定其能耗强度分别为 12.6gce/kg 和 1057.8gce/kg。车辆主体的粉碎和电池的报废处理过程的能源消费计算结果如图 4.16 所示。

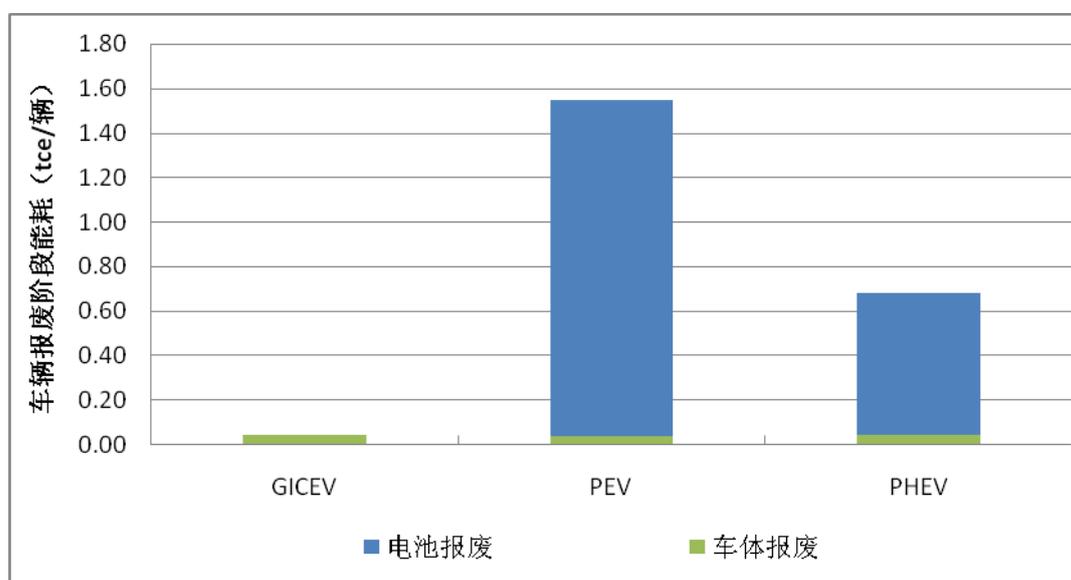


图4.16 车辆报废能源消费情况

Fig. 4.16 The energy consumption of vehicle scrapping

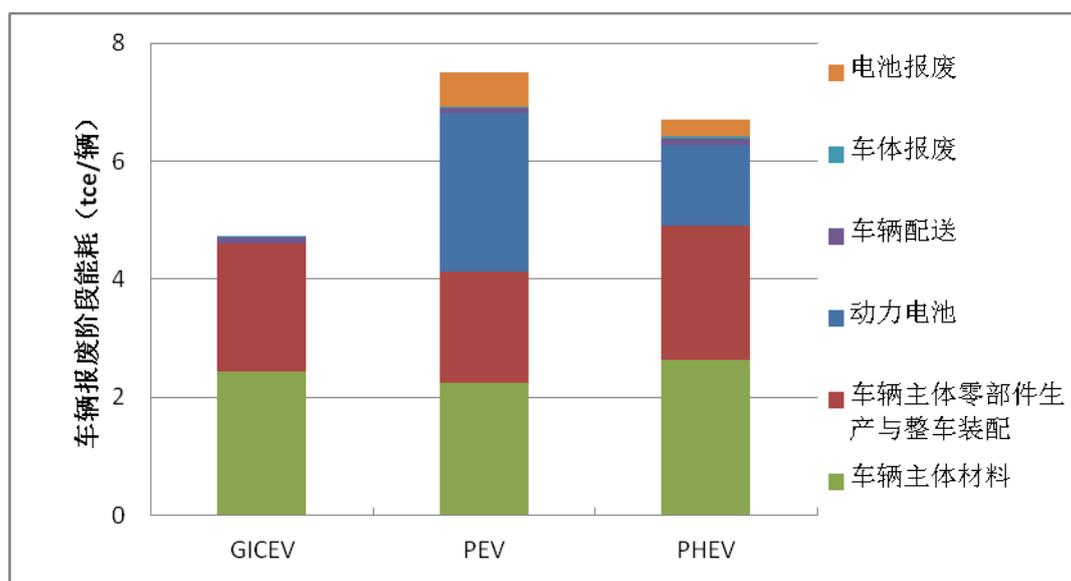


图4.17 车辆周期能源消费情况

Fig. 4.17 The energy consumption of vehicle production LCA

4.2.7 车辆周期能源消费清单计算结果与分析

GICEV、PEV 和 PHEV 三种动力类型汽车整个车辆周期的能源消费情况如图 4.17 所示。相比于 GICEV，PEV 在车辆生产过程中减少了发动机及相关组件，增加了动力电池、牵引电机和充电系统等相关组件，其在车辆周期的能源消费量要高于 GICEV，每辆电动汽车的车辆周期能源消费约为 7.54tce/辆，约为 GICEV 的

1.6 倍。PHEV 在制造过程中几乎包含了 GICEV 和 PEV 的所有部件，但其动力电池的容量要远小于 PEV，综合计算结果显示，PHEV 的车辆周期能源消费介于 PEV 和 GICEV 之间，约为 PEV 的 89.2%，是 GICEV 的 1.4 倍。

4.3 基于 HLCA 方法的充电桩全生命周期能源消费清单分析

4.3.1 充电桩基础参数

4.3.1.1 充电桩简介与分类

充电桩的功能与传统加油站中的加油机类似，可以根据电压等级的不同为各类型号的电动汽车充电，其输入端与交流电网直接相连，输出端则装有充电插头与电动汽车连接并进行充电。

充电桩按照安装方式的不同可以分为挂壁式充电桩和落地式充电桩；按安装地点的不同可以分为公共充电桩、专用充电桩和自用充电桩；按充电方式的不同可分为交流充电桩、直流充电桩和交直流一体充电桩；按充电时间不同可分为慢充充电桩和快速充电桩；按充电接口数不同可分为一桩一充和一桩多充。

表 4.19 充电桩分类

Tab. 4.19 The category of charging pile

分类方式	类别	简要描述
按充电方式分	交流充电桩	为电动汽车动力电池提供交流电源的供电装置。
	直流充电桩	为电动汽车动力电池提供小功率直流电源的供电装置。
	交直流一体充电桩	同时装备有交流电源和直流电源供电装置。
按安装地点分	公共充电桩	建设在公共停车场结合用车泊位，为社会车辆提供公共充电服务的充电性。
	专用充电桩	建设单位自由停车场，为单位内部人员使用的充电桩。
	自用充电桩	建设在个人自有车位，为私人提供充电的充电桩。
按安装方式分	落地式充电桩	适合安装在不靠近墙体的停车位、
	挂壁式充电桩	适合安装在靠近墙体的停车位
按充电时间分	快充	充电可在 20~120 分钟内完成，一般适用于急充。
	普通充电	一般需要 5~8 小时，可以满足车主在公寓或住所附近为私家车充电的需求。
按充电接口数分	一桩一充	一个充电桩只配备一个充电接口。
	一桩多充	一个充电桩配备多个充电接口。

目前，常规充电桩建设一般采用慢速充电桩，绝大部分的自用充电桩和专用充电桩，以及 70% 左右的公用充电桩均为慢速充电桩。而快速充电桩虽然可以在短时间内为电池组进行快速充电，但其建设成本高，是慢速充电桩的 10~20 倍，

成本回收周期长,一般仅建设于公共场所,为用户提供急充服务。截止2015年,全国共建设公用充电桩49468个,其中慢速充电桩34565个,占全部公用充电桩的69.9%^[206]。因此,本文主要考虑慢速充电桩为私人电动汽车提供常规充电的情况,对充电桩的研究对象为慢速充电桩,充电接口为一桩一充。

4.3.1.2 充电桩的建设成本及完全能源消费系数

美国洛基山研究所(Rocky Mountain Institute)在对汽车制造商、充电桩服务商、研究机构 and 不同城市做的一项调查中显示,家庭慢速充电桩的硬件成本一般在450~1000美元左右,国内市场上的慢速充电桩一般在3000~10000元之间,综合市场调查及专家的判断结果,本文将慢速充电桩的制造成本价格确定为5000元。

慢速充电桩的主要组成部分包括控制器引导电路,漏电保护电路,过流过压保护电路,继电器(接触器),防雷模块,外壳等,本文将充电桩归属为输配电及控制设备行业,完全能源消费系数为1.10tce/万元。

4.3.2 充电桩能源消费清单计算结果与分析

4.3.2.1 充电桩生产过程

充电桩生产过程中包含的过程较为复杂,本文采用EIO LCA方法对充电桩生产过程的生命周期能耗进行计算。慢速充电桩生产过程的能源消费量如表4.20所示。

表4.20 充电桩生产过程能源消费情况

Fig. 4.20 The energy consumption of charging pile production process

	成本价 格(元)	完全能源 消费系数 (tce/万元)	生产过程能 耗(tce/个)	原煤 (tce/个)	原油 (tce/个)	天然气 (tce/个)	非化石能 源(tce/个)
慢速充 电桩	5000	1.10	0.57	0.31	0.15	0.04	0.08

4.3.2.2 充电桩配送与报废

充电桩配送过程是指充电桩自生产厂家至安装地点的过程,本文假设在运输过程中采用长途公路和短途公路相结合的卡车运输方式,平均运输距离为1600km^[210],能源消耗强度见表4.6。本文设定充电桩报废阶段的能耗为12.6gce/kg。由此计算得到的充电桩配送阶段及报废阶段的能源消费情况如表4.21所示。

表 4.21 充电桩配送及报废阶段能源消费情况

Fig. 4.21 The energy consumption of charging pile transportation and scrapping

	能源消费总量	原煤	原油	天然气	非化石能源
配送阶段 (gce/个)	915.2	103.8	747.5	49.1	14.8
报废阶段 (gce/个)	355.7	292.2	2.3	7.0	54.3

4.3.2.3 充电桩全生命周期能源消费清单

综合上述结果,充电桩在全生命周期过程中的能源消费情况如表 4.22 所示。充电桩的全生命周期能源消费量为 573.2kgce/个,主要消费在生产阶段,占到全生命周期能源消费的 99.8%。原煤是充电桩全生命周期过程中的主要能源消费品种,约占能源消费总量的 54.9%。

4.22 充电桩全生命周期能源消费情况

Fig. 4.22 The LCA energy consumption of charging pile

	能源消费总量	原煤	原油	天然气	非化石能源
生产阶段	571.89	314.11	146.35	35.28	76.15
配送阶段	0.92	0.10	0.75	0.05	0.01
报废阶段	0.36	0.29	0.00	0.01	0.05
合计	573.16	314.50	147.10	35.34	76.22

4.4 基于 HLCA 方法的汽车全生命周期能源消费清单计算结果与分析

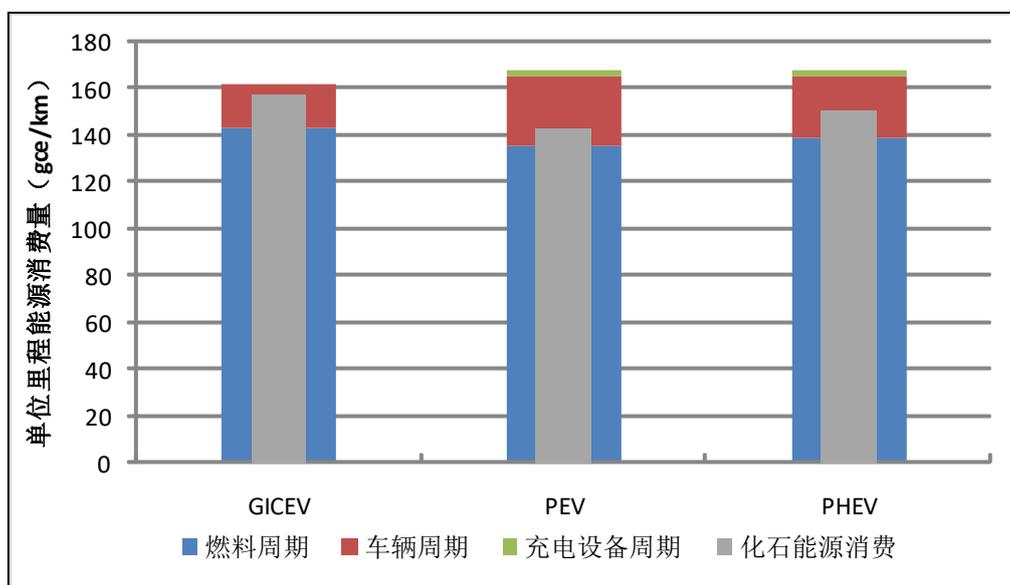


图4.18 汽车LCA单位里程能源消费强度计算结果

Fig. 4.18 The calculation results of vehicle LCA energy consumption intensity

本文设定三种汽车的报废里程为 250000km (15 年)^[196]。慢速充电桩的报废

年限为 15 年, 与电动汽车的配备比例为 1:1。由此得出电动汽车全生命周期单位里程的能源消费清单, 具体结果如图 4.18 所示。PEV 的 LC 能源消费量最高, 为 168.1gce/km, 略高于 PEV 和 PHEV。

从能源消费结构来看, 在当前的电源结构下三种汽车的能源消费仍以化石能源为主。GICEV 的化石能源消费占比最高, 约占全部能源消费的 97.1%, PEV 和 PHEV 的化石能源消费占比相对较低, 分别占到 85.1%和 89.8%。

PEV 的化石能源消费总量略低于 GICEV, 约为 GICEV 的 90.7%; 石油消费量明显减少, 仅为 GICEV 的 5.7%, 但煤炭消费量明显增加, 是 GICEV 的 4.5 倍。

4.5 本章小结

本章利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型, 对传统汽油车和电动汽车的全生命周期的能源消费清单进行研究和分析, 计算结果显示:

(1) 在燃料周期, PEV 燃料周期一次能源消费强度略低于 GICEV, 约为 GICEV 的 94.6%, PHEV 的一次能源消费量介于 GICEV 和 PEV 之间, 约为 GICEV 的 96.7%, PEV 的 1.02 倍。从能源结构调整的角度来说, PEV 的化石能源消费相对较少, 约为 GICEV 的 81.5%, 且石油消费量仅为 GICEV 的 0.7%。

(2) 在车辆周期, 相比于 GICEV, PEV 在车辆生产过程中减少了发动机及相关组件, 增加了动力电池、牵引电机和充电系统等相关组件, 其在车辆周期的能源消费量要高于 GICEV, 每辆电动汽车的车辆周期能源消费约为 7.54tce/辆, 约为 GICEV 的 1.6 倍。PHEV 在制造过程中几乎包含了 GICEV 和 PEV 的所有部件, 但其动力电池的容量要远小于 PEV, 综合计算结果显示, PHEV 的车辆周期能源消费介于 PEV 和 GICEV 之间, 约为 PEV 的 89.2%, 是 GICEV 的 1.4 倍。

(3) 在充电桩周期, 其全生命周期能源消费量为 573.2kgce/个, 主要消费在生产阶段, 占到全生命周期能源消费的 99.8%。原煤是充电桩全生命周期过程中的主要能源消费品种, 约占能源消费总量的 54.9%。

(4) 将电动汽车的燃料周期、车辆周期和充电桩周期的能源消费等效为汽车行驶 1km 所消耗的能源消费强度, 由此得出电动汽车全生命周期单位里程能源消费强度。计算结果显示, PEV 的全生命周期能源消费量最高, 为 168.1gce/km, 略高于 GICEV 和 PHEV。

从能源消费结构来看, 在当前的电源结构下三种汽车的能源消费仍以化石能源为主。GICEV 的化石能源消费占比最高, 约占全部能源消费的 97.1%, PEV 和 PHEV 的化石能源消费占比相对较低, 分别占到 85.1%和 89.8%。

PEV 的化石能源消费总量略低于 GICEV, 约为 GICEV 的 90.7%; 石油消费量明显减小, 仅为 GICEV 的 5.7%, 但煤炭消费量明显增加, 是 GICEV 的 4.5 倍。

5 基于 HLCA 的电动汽车环境影响评价研究

本章将利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型,对传统汽油车和电动汽车的燃料周期、车辆周期及充电桩的温室气体排放、常规污染物排放清单进行研究和分析。

5.1 环境影响评价模型基础数据

5.1.1 数据来源

汽油全生命周期的温室气体及常规污染物排放源主要包括煤炭、石油、天然气开采过程、汽油加工过程中的固定源燃烧排放;汽油加工过程中的工艺过程排放;煤炭、石油、天然气、汽油、柴油、燃料油运输过程中的道路移动源排放(重型汽油、柴油货车)、非道路移动源排放(铁路、轮船(燃料油动力、柴油动力));私人汽车行驶过程中的汽油燃烧等。电力全生命周期的温室气体及常规污染物排放源主要包括煤炭、石油、天然气开采过程中的固定源燃烧排放;火电厂发电过程中的燃料燃烧排放;煤炭、石油、天然气、汽油、柴油、燃料油运输过程中的道路移动源排放(重型汽油、柴油货车)、非道路移动源排放(铁路、轮船(燃料油动力、柴油动力))等。

5.1.1.1 温室气体排放评价基础数据来源

最早的温室气体排放因子数据源于 1995 年由 IPCC 基于《联合国气候变化框架公约》编制的《1996 年 IPCC 国家温室气体清单指南》^[212],目前最新的为 2006 年版本^[213]。我国于 2011 年发布了《省级温室气体清单编制指南》,公布了部分工业过程的温室气体排放因子^[214],此外,一些专家和学者也对温室气体排放因子进行了相关研究。本文对温室气体排放进行评价的基础数据主要来自 IPCC、《省级温室气体清单编制指南》、国家统计局、专业内部报告、文献及专家咨询等。

5.1.1.2 常规污染物排放评价基础数据来源

确定各过程中的常规污染物排放因子是进行常规污染物排放评价最重要的工作之一。目前国际上,美国国家环保部(U.S. Environmental Protection Agency, EPA)依据其本土的排放特征,发布了美国主要大气污染物的排放因子手册 AP-42;欧洲环境署(European Environment Agency, EEA)建立了基于欧洲排放特征的排放因子数据库 CORINAIRI^[215]。EPA 和 EEA 公布的污染物排放因子均基于其本地的排放特征得出,对于我国的生命周期影响并不完全适用。目前我国尚

未建立统一的常规污染物排放因子数据库,但一些专家和学者对部分常规污染物排放因子进行了研究,同时,国家环保部于1996年发布了《工业污染物产生和排放系数手册》,并于2010年发布了修订版——《第一次全国污染源普查工业污染源产排污系数手册》(2010年修订版)^[216]。此后国家环保部自2014年以来分两次发布了一系列大气污染物的排放清单编制技术指南,包括《大气细颗粒物一次源排放清单编制技术指南(试行)》^[217]、《大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南(试行)》^[178]和《大气氨源排放清单编制技术指南(试行)》^[218]、《大气污染源优先控制分级技术指南(试行)》^[219]、《大气可吸入颗粒物一次源排放清单编制技术指南(试行)》^[220]、《道路机动车大气污染物排放清单编制技术指南(试行)》^[221]、《非道路移动源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)》^[222]、《生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)》^[223]和《扬尘源颗粒物排放清单编制技术指南(试行)》^[224]等,这些编制技术指南对主要大气污染物的排放源、排放因子的核算方法及参考值给出了较为详细的介绍。本文主要依据国家环保部于2014年以来发布的系列大气污染物的排放清单编制技术指南来确定各排放源的常规污染物排放因子,排放清单编制技术指南中没有给出的采用国内学者的相关研究成果。

5.1.2 各终端能源温室气体排放因子

原煤、原油、天然气、汽油、燃料油、柴油的平均低位发热值、碳氧化率、单位热值含碳量和折标煤系数如表5.1所示。

表 5.1 各终端能源特性参数

Tab. 5.1 The final energy parameters

	原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油
平均低位发热值 (kJ/kg) ^[182]	20908	41816	38931	43070	41816	42652
碳氧化率 (%) ^[213]	98%	98%	99%	98%	98%	98%
单位热值含碳量 (tC/TJ) ^[214]	24.7	20.08	15.32	18.9	21.1	20.2
折标煤系数 (kgce/kg) ^[182]	0.7143	1.4286	1.33	1.4714	1.4286	1.4571

将表5.1中的相关数据带入式3.27可计算出各终端能源的CO₂排放因子(如表5.2所示)。

表 5.2 各终端能源 CO₂ 排放因子

Tab. 5.2 CO₂ emission factor of final energy

计算值	原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油
排放因子(t-CO ₂ /TJ)	88.8	72.2	55.6	67.9	75.8	72.6

各终端能源CH₄和N₂O的排放因子采用《2006年IPCC国家温室气体清单指

南》的推荐值及相关文献的国内测算值（如表 5.3 所示）。

表 5.3 各终端能源 CH₄ 和 N₂O 排放因子Tab. 5.3 CH₄ 和 N₂O emission factor of final energy

	原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油
直接排放 CH ₄ (kgCH ₄ /TJ) [213]	1	3	1	25	3	3.9
间接排放 CH ₄ (kgCH ₄ /TJ) [225]	406	9	72			
N ₂ O (kgN ₂ O/TJ) [213]	1.5	0.6	1	8	0.6	3.9

将表 5.2 和 5.3 中的排放因子单位换算为 g/gce，计算结果见表 5.4。

表 5.4 各终端能源温室气体排放因子

Tab. 5.4 GHG emission factor of final energy

	原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油
CH ₄ 直接 (gCH ₄ /gce)	2.9×10 ⁻⁵	8.8×10 ⁻⁵	2.910 ⁻⁵	7.3×10 ⁻⁴	8.8×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁴
CH ₄ 间接 (gCH ₄ /gce)	1.2×10 ⁻²	2.6×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻³			
N ₂ O (gN ₂ O/gce)	4.4×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁵	2.9×10 ⁻⁵	2.3×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁴
CO ₂ (gCO ₂ /gce)	2.6	2.1	1.6	2.0	2.2	2.1

5.1.3 常规污染物排放因子

煤炭、石油、天然气、汽油、柴油、燃料油运输过程中的道路移动源排放（重型汽油、柴油货车）及私人汽车行驶过程中的汽油燃烧（微、小型汽油车）等道路移动源常规污染物排放因子见表 5.5，目前国内绝大多数汽车采用的是污染物排放国四标准。

表 5.5 道路移动源常规污染物排放因子

Tab. 5.5 The pollutant emission factor of mobile source

	汽油		柴油
	微型、小型客车国四标准 (g/km)	重型货车国四标准 (g/km)	重型货车国四标准 (g/km)
VOCs ^[178]	0.1692	0.1955	0.0643
CO ^[221]	0.6800	4.5000	2.2000
NO _x ^[221]	0.0320	0.9070	5.5540
PM _{2.5} ^[221]	0.0030	0.0440	0.1380
PM ₁₀ ^[221]	0.0030	0.0490	0.1530
HC ^[221]	0.0750	0.5550	0.1290
SO ₂ ^[221]	0.0100	0.3000	1.0000

HC 在行驶过程的蒸发排放系数为 11.6 g/小时，在驻车过程的蒸发排放系数为 6.5 g/天^[221]。

煤炭、石油、天然气、汽油、柴油、燃料油运输过程中的非道路移动源排放（铁路、轮船（燃料油动力、柴油动力））常规污染物排放因子见表 5.6。

表 5.6 非道路移动源常规污染物排放因子

Tab. 5.6 The pollutant emission factor of non road mobile sources

	铁路柴油 (g/kg)	轮船燃料油 (g/kg)	轮船柴油 (g/kg)
VOCs ^[178]	6.14	6.20	6.20
CO ^[222]	8.29	7.40	23.80
NO _x ^[222]	55.73	79.30	47.60
PM _{2.5} ^[222]	1.97	5.60	3.65
PM ₁₀ ^[222]	2.07	6.20	3.81
HC ^[222]	3.11	2.70	6.19
SO ₂ ^[222]	10.00	30.00	30.00

煤炭、石油、天然气开采过程以及汽油加工过程中的工业固定源燃烧常规污染物排放因子见表 5.7。

表 5.7 工业固定源燃烧常规污染物排放因子

Tab. 5.7 The pollutant emission factor of industrial fixed source

	原煤 (g/kg)	原油 (g/kg)	天然气 (g/m ³)	汽油 (g/kg)	燃料油 (g/kg)	柴油 (g/kg)
VOCs ^[226]	0.39	0.35	0.09	0.09	0.35	18.30
CO ^[226]	15.20	0.86	0.35	0.04	0.78	10.72
NO _x ^[226]	4.00	5.09	1.76	16.70	5.84	32.79
PM _{2.5} ^[217]	0.74	0.67	0.03	0.13	0.67	0.50
PM ₁₀ ^[220]	1.61	0.85	0.03	0.25	0.85	0.50
HC ^[226]				3.39	3.39	3.39
SO ₂ ^[227]	10.00	2.75	0.18	1.60	2.24	1.00

原油加工工艺过程的常规污染物排放因子见表 5.8。

表 5.8 工艺过程的常规污染物排放因子

Tab.5.8 The pollutant emission factor of processing;

	VOCs	NO _x	PM _{2.5}	PM ₁₀	SO ₂
原油加工 (g/kg 产品)	1.82	0.22	0.10	0.12	1.58

火电厂发电过程中的燃料燃烧常规污染物排放因子见表 5.9。

表 5.9 火电厂常规污染物排放因子

Tab. 5.9 The pollutant emission factor of thermal power plant

	原煤 (g/kg)	原油 (g/kg)	天然气 (g/m ³)
VOCs ^[178]	0.15	0.13	0.045
CO ^[228]	2.48	0.6	1.3
NO _x ^[226]	6.58	5.09	1.76
PM _{2.5} ^[217]	0.62	0.62	0.03
PM ₁₀ ^[220]	0.87	0.85	0.03
SO ₂ ^[227]	8.46	2.75	0.18

5.2 汽车燃料周期环境影响评价计算结果与分析

5.2.1 汽车燃料周期温室气体排放强度计算结果与分析

5.2.1.1 WTP 阶段

表 5.10 汽油 WTP 阶段温室气体排放强度 (gCO₂-eq/gce)Tab. 5.10 The intensity of GHG emissions of gasoline in WTP (gCO₂-eq/gce)

		原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油	总计
原 料 开 采	CH ₄	2.20E-02	3.73E-04	4.72E-03	2.15E-05	2.68E-06	1.48E-05	2.72E-02
	N ₂ O	7.11E-04	1.64E-04	5.66E-04	6.03E-05	4.70E-06	1.29E-04	1.64E-03
	CO ₂	1.41E-01	6.60E-02	1.06E-01	1.72E-03	1.99E-03	8.09E-03	3.25E-01
	CO ₂ 当量	1.64E-01	6.65E-02	1.11E-01	1.80E-03	2.00E-03	8.23E-03	3.53E-01
原 料 运 输	CH ₄	2.45E-03	4.10E-06	4.05E-05	2.18E-07	1.57E-05	5.50E-06	2.52E-03
	N ₂ O	7.91E-05	1.80E-06	4.86E-06	6.12E-07	2.75E-05	4.82E-05	1.62E-04
	CO ₂	1.57E-02	7.26E-04	9.07E-04	1.74E-05	1.17E-02	3.01E-03	3.20E-02
	CO ₂ 当量	1.82E-02	7.32E-04	9.52E-04	1.83E-05	1.17E-02	3.06E-03	3.47E-02
燃 料 加 工	CH ₄	3.43E-02	2.39E-05	3.12E-04	1.11E-07	2.27E-05	4.28E-06	3.47E-02
	N ₂ O	1.11E-03	1.05E-05	3.75E-05	3.11E-07	3.97E-05	3.75E-05	1.23E-03
	CO ₂	2.20E-01	4.23E-03	7.00E-03	8.86E-06	1.68E-02	2.35E-03	2.51E-01
	CO ₂ 当量	2.56E-01	4.27E-03	7.35E-03	9.28E-06	1.69E-02	2.39E-03	2.86E-01
燃 料 运 输	CH ₄	1.34E-03	3.28E-06	2.76E-05	1.26E-05	4.94E-06	9.58E-06	1.39E-03
	N ₂ O	4.32E-05	1.44E-06	3.32E-06	3.54E-05	8.66E-06	8.39E-05	1.76E-04
	CO ₂	8.57E-03	5.79E-04	6.19E-04	1.01E-03	3.67E-03	5.24E-03	1.97E-02
	CO ₂ 当量	9.95E-03	5.84E-04	6.50E-04	1.06E-03	3.68E-03	5.34E-03	2.13E-02
合 计	CH ₄	6.01E-02	4.04E-04	5.10E-03	3.44E-05	4.60E-05	3.41E-05	6.57E-02
	N ₂ O	1.94E-03	1.77E-04	6.12E-04	9.66E-05	8.06E-05	2.99E-04	3.21E-03
	CO ₂	3.86E-01	7.15E-02	1.14E-01	2.75E-03	3.42E-02	1.87E-02	6.27E-01
	CO ₂ 当量	4.48E-01	7.21E-02	1.20E-01	2.88E-03	3.43E-02	1.90E-02	6.96E-01

(1) 汽油

汽油 WTP 中各阶段的温室气体排放强度情况如表 5.10 所示。要获取 1gce 汽油在 WTP 的温室气体总排放强度为 $0.696\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ，其中最主要的温室气体是 CO_2 ，排放强度为 $0.627\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ，占总排放的 90.1%， CH_4 和 N_2O 排放强度分别为 $6.57 \times 10^{-2}\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ 和 $3.21 \times 10^{-3}\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ，分别占总排放的 9.4% 和 0.5%。

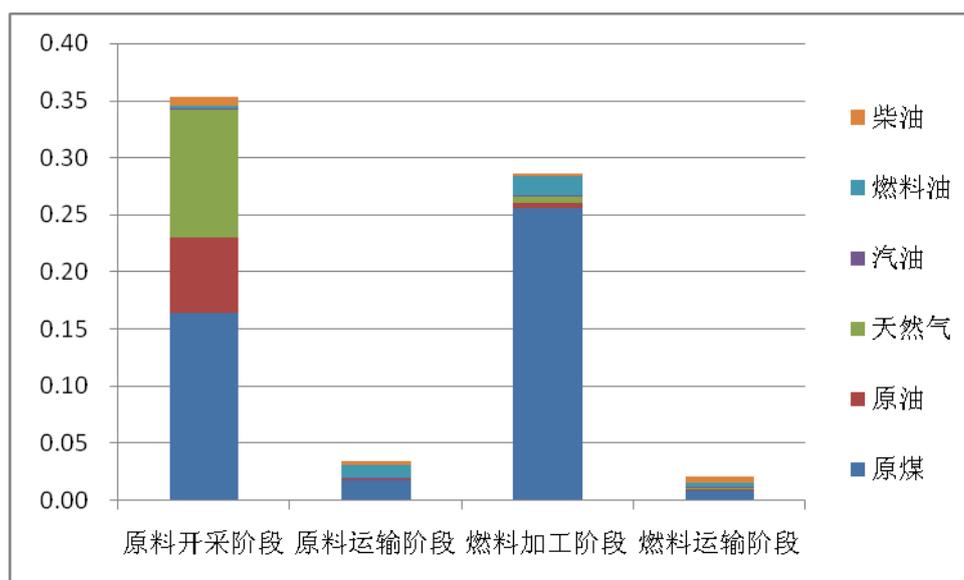
图 5.1 汽油 WTP 各阶段温室气体排放情况 (gCO₂-eq/gce)

Fig. 5.1 The GHG emissions of gasoline in WTP

分阶段看，与汽油 WTP 的能源消耗情况一致（除去作为原料的原油消耗），汽油 WTP 各阶段中原料开采阶段的温室气体排放量最高（如图 5.1 所示），占到 WTP 总排放量的 50.8%，原油开采过程中天然气和电力消耗较高，导致天然气和原煤（包括原煤直接燃烧和电力的全生命周期原煤消耗）成为主要排放源，分别占到原料开采阶段温室气体排放的 31.4% 和 46.4%。其次是燃料加工阶段，占到 WTP 总排放量的 41.2%，主要来源于汽油生产过程的原煤燃烧排放（包括汽油生产的原煤燃烧及所需电力的全生命周期原煤消耗），占燃料加工阶段的 89.2%。原料及燃料运输阶段的排放较少，分别占 WTP 总排放量的 4.5% 和 3.1%，原料运输阶段的温室气体排放主要源于原煤和燃料油，分别占到 52.5% 和 33.7%，这是由于铁路、管道运输过程中消耗的电力，及目前日益增长的原油进口量致使远洋运输过程消耗了大量燃料油，从而产生的温室气体排放；燃料运输阶段主要源于煤炭、柴油和燃料油，分别占到燃料运输阶段排放量的 46.8%、25.1% 和 17.3%，主要是来源于汽油运输过程中大量的铁路、管道运输过程中消耗的电力，以及公路运输、进口汽油的远洋运输过程等。

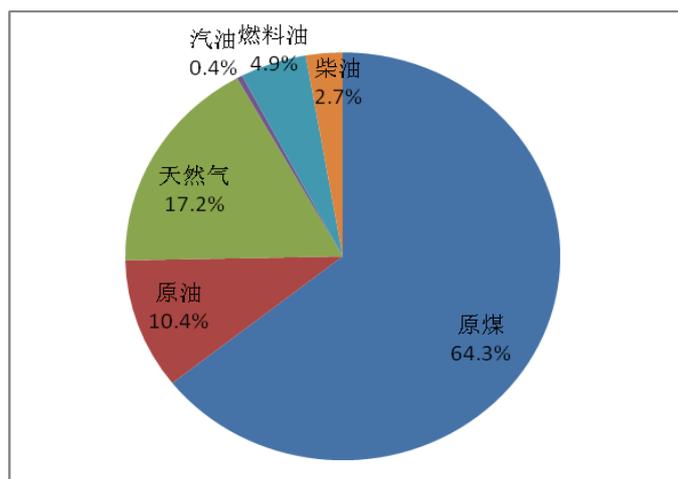


图5.2 汽油WTP主要温室气体排放源

Fig. 5.2 The main source of GHG emissions of gasoline in WTP

表 5.11 电力 WTP 阶段温室气体排放强度 (gCO₂-eq/gce)Tab. 5.11 The intensity of GHG emissions of electric in WTP (gCO₂-eq/gce)

		原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油	总计
原料开采	CH ₄	3.18E-02	1.05E-05	1.35E-04	6.18E-06	4.36E-07	1.33E-05	3.20E-02
	N ₂ O	1.03E-03	4.59E-06	1.63E-05	1.73E-05	7.65E-07	1.17E-04	1.18E-03
	CO ₂	2.04E-01	1.85E-03	3.03E-03	4.94E-04	3.24E-04	7.30E-03	2.17E-01
	CO ₂ 当量	2.37E-01	1.87E-03	3.19E-03	5.17E-04	3.26E-04	7.43E-03	2.50E-01
原料运输	CH ₄	4.67E-03	7.68E-06	7.52E-05	2.02E-05	1.11E-05	3.02E-05	4.81E-03
	N ₂ O	1.51E-04	3.37E-06	9.03E-06	5.68E-05	1.95E-05	2.64E-04	5.04E-04
	CO ₂	3.00E-02	1.36E-03	1.69E-03	1.62E-03	8.27E-03	1.65E-02	5.94E-02
	CO ₂ 当量	3.48E-02	1.37E-03	1.77E-03	1.69E-03	8.30E-03	1.68E-02	6.47E-02
燃料加工	CH ₄	8.41E-01		3.55E-03				8.45E-01
	N ₂ O	2.72E-02		4.26E-04				2.76E-02
	CO ₂	5.40E+00		7.96E-02				5.48E+00
	CO ₂ 当量	6.27E+00		8.36E-02				6.35E+00
燃料运输	CH ₄	5.94E-02	1.23E-06	2.55E-04	1.79E-06	7.82E-07	2.94E-06	5.97E-02
	N ₂ O	1.92E-03	5.39E-07	3.06E-05	5.02E-06	1.37E-06	2.58E-05	1.98E-03
	CO ₂	3.81E-01	2.17E-04	5.71E-03	1.43E-04	5.81E-04	1.61E-03	3.89E-01
	CO ₂ 当量	4.42E-01	2.19E-04	5.99E-03	1.50E-04	5.84E-04	1.64E-03	4.51E-01
合计	CH ₄	9.37E-01	1.94E-05	4.02E-03	2.82E-05	1.23E-05	4.64E-05	9.41E-01
	N ₂ O	3.03E-02	8.50E-06	4.82E-04	7.91E-05	2.16E-05	4.07E-04	3.13E-02
	CO ₂	6.01E+00	3.43E-03	9.00E-02	2.25E-03	9.17E-03	2.54E-02	6.14E+00
	CO ₂ 当量	6.98E+00	3.46E-03	9.45E-02	2.36E-03	9.21E-03	2.59E-02	7.11E+00

分能源品种来看，汽油 WTP 阶段主要温室气体的排放源为原煤，占到整个

WTP 阶段总排放的 64.3%，主要为原料开采阶段及燃料加工阶段的原煤直接燃烧和所需电力生产的上游阶段原煤燃烧。其次为天然气和原油，分别占 17.2%和 10.4%，主要为原料开采阶段的燃料燃烧。燃料油、柴油和汽油相对较少，分别占 4.9%、2.7%和 0.4%，主要为运输过程的燃料燃烧。

(2) 电力

电力 WTP 中各阶段的温室气体排放强度情况如表 5.11 所示，WTP 各阶段的温室气体总排放强度为 $7.11\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ， CO_2 仍是最主要的温室气体排放种类，排放强度为 $6.14\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ，占总排放的 86.3%， CH_4 和 N_2O 排放强度分别为 $0.941\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ 和 $0.031\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$ ，分别占总排放的 13.2%和 0.4%。

分阶段看，其温室气体排放的 89.2%集中在发电阶段（即燃料加工阶段，如图 5.2 所示），主要的排放源于原煤燃烧，占发电阶段的 98.7%，这是由于我国电力结构中煤电占据主导地位造成的。输电阶段的温室气体排放占 6.3%，这是输电阶段电力损失部分在 WTP 的温室气体排放，主要排放源同样是原煤燃烧。其他原料开采和运输阶段的排放占比较少，仅占 3.5%和 0.9%。

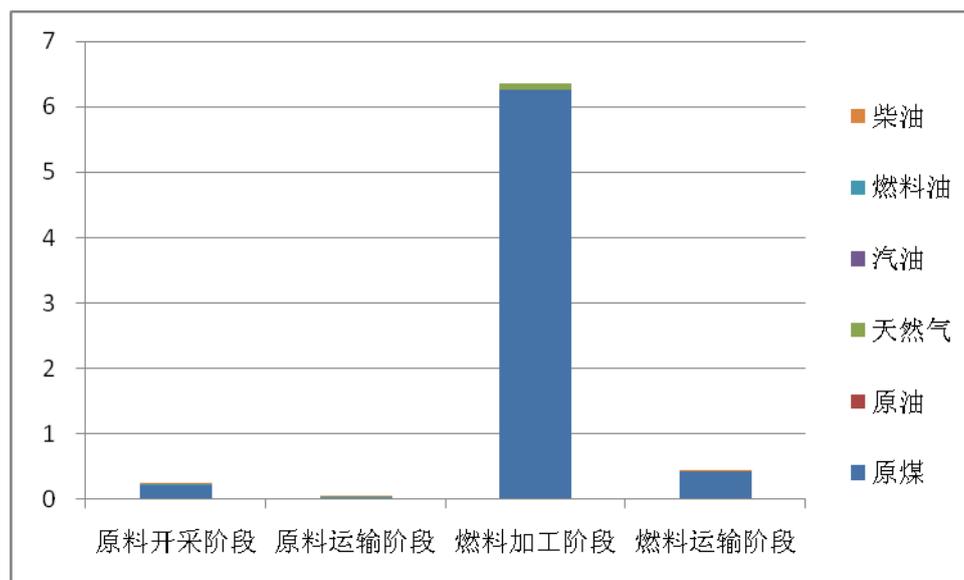


图5.2 电力WTP各阶段温室气体排放情况 (gCO₂-eq/gce)

Fig. 5.2 The GHG emissions of electric in WTP

分能源品种来看，WTP 阶段电力的温室气体排放主要源于原煤，占到 98.1%（如图 5.3 所示），其他天然气、原油、汽油、柴油和燃料油排放仅占 1.9%，这是由于我国以煤为主的电力结构决定了煤炭在其整个 WTP 阶段的能源消耗中占据主导地位（目前占到总能耗的 82.1%），再加上其中非化石能源发电部分（占总能耗的 15.3%）并不排放温室气体，因此造成了电力在 WTP 的温室气体排放源的单一化。

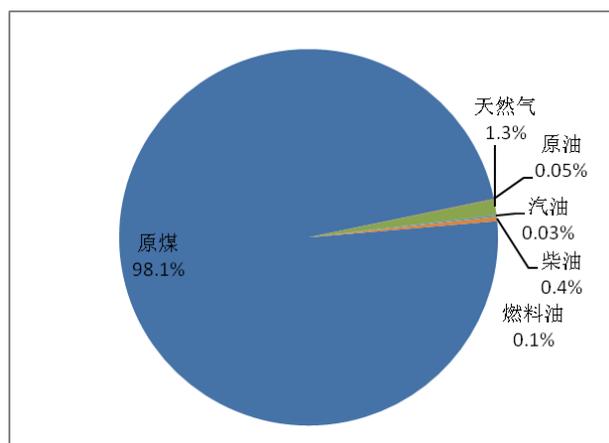


图5.3 电力WTP主要温室气体排放源

Fig. 5.3 The main source of GHG emissions of electric in WTP

(3) 汽油和电力的对比分析

对比 5.2.1.1.1 和 5.2.1.1.2 的计算结果, 在 WTP 阶段电力的温室气体总排放强度是汽油的 10 倍, CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的排放强度分别是汽油的 9.8 倍、9.8 倍和 14.3 倍, 仅从 WTP 阶段来看, 汽油生产要比发电对温室气体的排放影响低很多, 究其原因, 一方面是由于汽油 WTP 的能源转换效率要远高于电力, 是电力的 2.15 倍, 另一方面是由于汽油在能源转换过程中, 其占总能耗 77.2% 的生产原料部分是由原油转化为汽油, 期间仅有少量温室气体排放, 绝大部分能源要作为汽油在 PTW 阶段进行二次燃烧。

5.2.1.2 PTW 阶段

在 PTW 汽车行驶阶段, 以电力驱动的过程不排放温室气体, 而以汽油为燃料的驱动过程将产生大量的温室气体排放。表 5.12 列出了汽油在 PTW 阶段的温室气体排放强度, 即每行驶 1km 燃烧汽油所产生的温室气体排放量。PTW 阶段汽油燃烧的温室气体排放总量为 $228.3\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 其中 CO_2 为 $217.9\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 占总排放量的 95.5%, CH_4 和 N_2O 的排放量分别为 $2.7\text{gCO}_2\text{-eq/km}$ 和 $7.6\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 分别占总排放量的 1.2% 和 3.4%。

表 5.12 汽油 PTW 阶段温室气体排放强度 ($\text{gCO}_2\text{-eq/km}$)Tab. 5.12 The intensity of GHG emissions of gasoline in P TW ($\text{gCO}_2\text{-eq/gce}$)

	CH_4	N_2O	CO_2	CO_2 当量
汽油(g/km)	2.7	7.6	217.9	228.3

5.2.1.3 WTW 阶段

表 5.13 列出了 GICEV、PEV、PHEV 三种车型的燃料在 WTW 全生命周期内

的温室气体排放强度计算结果。

表 5.13 汽车燃料 WTW 温室气体排放强度

Tab. 5.13 The intensity of GHG emissions of vehicle fuels in WTW

		GICEV	PEV	CD	PHEV	合计
					CS	
温室气体排放 (gCO ₂ -eq/km)	CH ₄ 总计	9.93	45.33	27.20	3.97	31.17
	N ₂ O	8.00	1.51	0.90	3.20	4.10
	CO ₂	286.64	295.74	177.44	114.66	292.10
	CO ₂ 当量	304.58	342.58	205.55	121.83	327.38

如图 5.4 所示, 虽然 PEV 在 WTW 燃料全生命周期中的化石能源消耗要小于 GICEV, 在目前的电力结构下仅为 GICEV 的 81.5%, 但由于 PEV 的化石能源消耗几乎全部来源于煤炭, 而煤炭的碳含量要高于原油、天然气、汽油等其他能源品种, 这导致目前 PEV 的 WTW 燃料全生命周期 CO₂ 排放强度仍达到 295.7gCO₂-eq/km, 仍要略高于 GICEV 的 286.6gCO₂-eq/km。此外, 虽然 PEV 的 WTW 燃料全生命周期 N₂O 排放要远小于 GICEV, 但 PEV 在 WTP 阶段的煤炭在存储、运输等过程中存在大量的非燃烧 CH₄ 间接排放, 导致 PEV 的 CH₄ 排放强度达到 45.3 gCO₂-eq/km, 远高于 GICEV 的 9.9 gCO₂-eq/km。综合全部三种温室气体, PEV 的 WTW 燃料全生命周期温室气体排放总强度为 342.6 gCO₂-eq/km, 而 GICEV 为 304.6 gCO₂-eq/km, PEV 是 GICEV 的 1.12 倍。PHEV 的温室气体排放情况处于 PEV 和 GICEV 之间, 其温室气体排放总强度为 327.4 gCO₂-eq/km, 是 PEV 的 95.6%, 是 GICEV 的 1.07 倍。

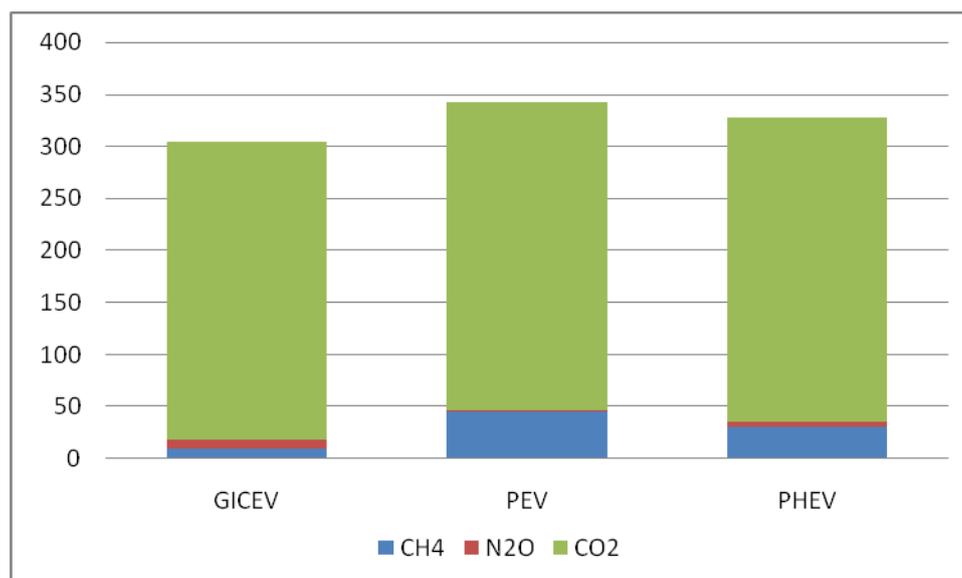


图5.4 汽车燃料WTW温室气体排放强度对比

Fig. 5.4 Comparison of the intensity of GHG emissions of vehicle fuels in WTW

5.2.1.4 电源结构清洁化对汽车燃料 WTW 温室气体排放强度的影响

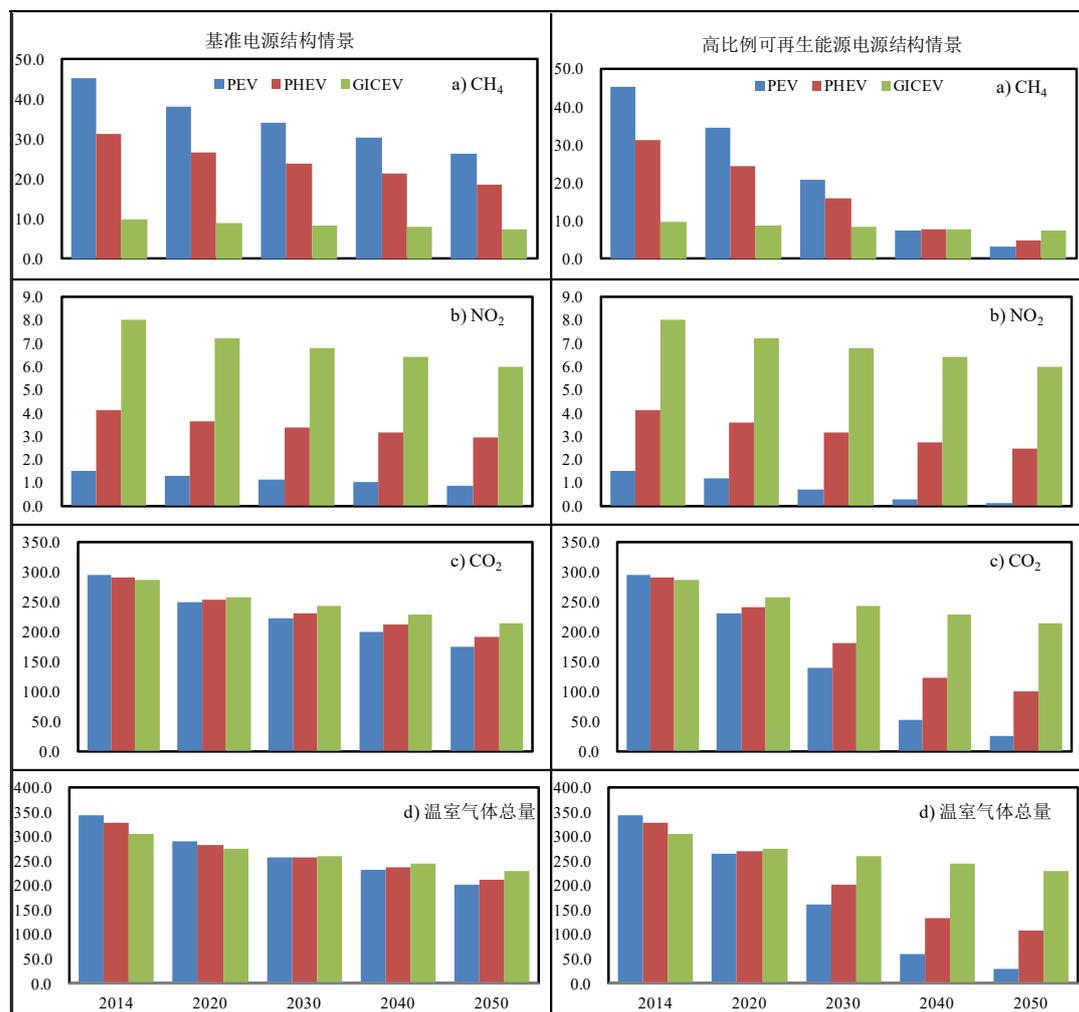


图5.5 中长期不同电源结构情景下汽车燃料WTW温室气体排放强度对比

Fig. 5.5 Comparison of the intensity of GHG emissions of vehicle fuels in WTW

电源结构的清洁化对汽车燃料 WTW 温室气体排放强度有着很大的影响，核电、水电、风电、太阳能发电、生物质发电等非化石能源的利用作为清洁能源几乎不排放温室气体，未来随着其在电源结构中所占比例的不不断提高，将使得电力的 WTW 温室气体排放强度大幅降低，汽油也将得益于 WTP 阶段中电力消耗部分的温室气体排放减少而使其 WTW 温室气体排放强度呈现下降趋势。如图 5.5 所示，在基准电源结构情景下，PEV 的燃料 WTW 全生周期 CO₂ 排放强度将很快低于 GICEV，到 2050 年 PEV 的 CO₂ 排放强度下降到 174.3 gCO₂-eq/km，是届时 GICEV 的 81% 左右。但 PEV 由于受 CH₄ 排放的影响，其总的温室气体排放当量到 2030 年以后才逐步低于 GICEV，到 2050 年 PEV 的温室气体总排放强度下降至 201.4，是届时 GICEV 的 88% 左右。在高比例可再生能源的发展情景下，PEV

表 5.14 汽油 WTP 阶段常规污染物排放强度 (g/gce)

Tab. 5.14 The pollutants emission intensity of gasoline in WTP (g/gce)

		原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油	总计
原料 开采 阶段	VOCs	1.35E-05	2.12E-03	6.00E-05	5.09E-08	6.24E-07	4.69E-05	2.25E-03
	CO	2.71E-04	1.86E-05	1.79E-05	2.82E-08	9.23E-07	2.75E-05	3.36E-04
	NO _x	4.84E-04	1.13E-04	8.59E-05	9.75E-06	8.65E-06	8.45E-05	7.86E-04
	PM _{2.5}	4.80E-05	1.53E-05	1.46E-06	7.30E-08	7.38E-07	1.30E-06	6.69E-05
	PM ₁₀	7.10E-05	1.95E-05	1.46E-06	1.46E-07	8.71E-07	1.30E-06	9.42E-05
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.98E-06	1.87E-06	8.71E-06	1.26E-05
	SO ₂	6.54E-04	7.16E-05	8.78E-06	9.35E-07	3.29E-06	2.65E-06	7.41E-04
原料 运输 阶段	VOCs	1.35E-06	1.72E-05	3.23E-08	4.95E-10	9.45E-06	1.26E-06	2.93E-05
	CO	2.51E-05	1.79E-07	2.48E-07	4.22E-09	1.15E-05	1.43E-06	3.84E-05
	NO _x	5.49E-05	3.30E-06	7.37E-07	6.19E-08	1.22E-04	8.73E-06	1.89E-04
	PM _{2.5}	5.29E-06	1.10E-06	1.26E-08	4.97E-10	8.75E-06	2.94E-07	1.54E-05
	PM ₁₀	7.60E-06	1.33E-06	1.26E-08	9.59E-10	9.76E-06	3.09E-07	1.90E-05
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.29E-08	6.11E-06	5.18E-07	6.64E-06
	SO ₂	7.21E-05	1.55E-05	7.54E-08	6.13E-09	4.61E-05	1.47E-06	1.35E-04
燃料 加工 阶段	VOCs	3.31E-05	2.65E-03	2.43E-06	2.33E-10	1.87E-06	1.36E-05	2.70E-03
	CO	8.77E-04	8.05E-07	2.03E-06	5.35E-09	4.16E-06	8.01E-06	8.92E-04
	NO _x	6.60E-04	3.26E-04	5.66E-06	1.08E-09	3.12E-05	2.46E-05	1.05E-03
	PM _{2.5}	7.88E-05	1.46E-04	9.65E-08	5.23E-11	3.57E-06	3.80E-07	2.29E-04
	PM ₁₀	1.37E-04	1.76E-04	9.65E-08	5.83E-11	4.52E-06	3.80E-07	3.18E-04
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.60E-10	1.80E-05	2.53E-06	2.05E-05
	SO ₂	1.07E-03	2.30E-03	5.79E-07	3.57E-10	1.20E-05	7.89E-07	3.39E-03
燃料 运输 阶段	VOCs	8.18E-07	1.20E-05	2.27E-08	2.65E-08	1.91E-06	2.63E-06	1.74E-05
	CO	1.83E-05	1.32E-07	1.50E-07	6.10E-07	2.29E-06	6.15E-06	2.76E-05
	NO _x	2.87E-05	2.31E-06	5.00E-07	1.23E-07	2.44E-05	2.96E-05	8.57E-05
	PM _{2.5}	2.90E-06	7.70E-07	8.53E-09	5.96E-09	1.73E-06	9.72E-07	6.40E-06
	PM ₁₀	4.39E-06	9.36E-07	8.53E-09	6.64E-09	1.92E-06	1.03E-06	8.29E-06
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.52E-08	9.47E-07	1.43E-06	2.45E-06
	SO ₂	3.96E-05	1.09E-05	5.12E-08	4.07E-08	9.25E-06	5.30E-06	6.51E-05
合计	VOCs	4.88E-05	4.80E-03	6.25E-05	7.82E-08	1.39E-05	6.44E-05	4.99E-03
	CO	1.19E-03	1.97E-05	2.04E-05	6.48E-07	1.89E-05	4.31E-05	1.29E-03
	NO _x	1.23E-03	4.45E-04	9.28E-05	9.94E-06	1.86E-04	1.47E-04	2.11E-03
	PM _{2.5}	1.35E-04	1.64E-04	1.58E-06	7.95E-08	1.48E-05	2.94E-06	3.18E-04
	PM ₁₀	2.20E-04	1.97E-04	1.58E-06	1.54E-07	1.71E-05	3.02E-06	4.39E-04
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.07E-06	2.69E-05	1.32E-05	4.22E-05
	SO ₂	1.84E-03	2.40E-03	9.49E-06	9.82E-07	7.06E-05	1.02E-05	4.33E-03

的 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放强度均呈现出快速下降的趋势，其温室气体排放总量将在 2020 年前即开始低于 GICEV，其 CH₄ 排在 2040 年左右也将低于 GICEV。到 2050 年 PEV 的温室气体总排放强度仅为 28.7 gCO₂-eq/km，远低于届时 GICEV 的 228 gCO₂-eq/km。

5.2.2 汽车燃料周期常规污染物排放强度计算结果与分析

5.2.2.1 WTP 阶段

(1) 汽油

汽油在 WTP 各阶段的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度见表 5.14。其中 WTP 过程中排放强度最大的是 VOCs，排放强度为 4.99×10^{-3} g/gce，其次为 SO₂，排放强度为 4.33×10^{-3} g/gce，其后为 NO_x、CO、PM₁₀、PM_{2.5} 和 HC，排放强度分别为 2.11×10^{-3} g/gce、 1.29×10^{-3} g/gce、 4.39×10^{-4} g/gce、 3.18×10^{-4} g/gce、 4.22×10^{-5} g/gce。

如图 5.6 所示，各种常规污染物的排放主要源于燃料加工阶段和原料开采阶段。VOCs 主要来源于燃料加工阶段的汽油生产工艺过程排放及原料开采阶段的原油开采工艺过程排放，其中燃料加工阶段占 54.1%，原料开采阶段占 45%，其他阶段的燃料燃烧排放较少。

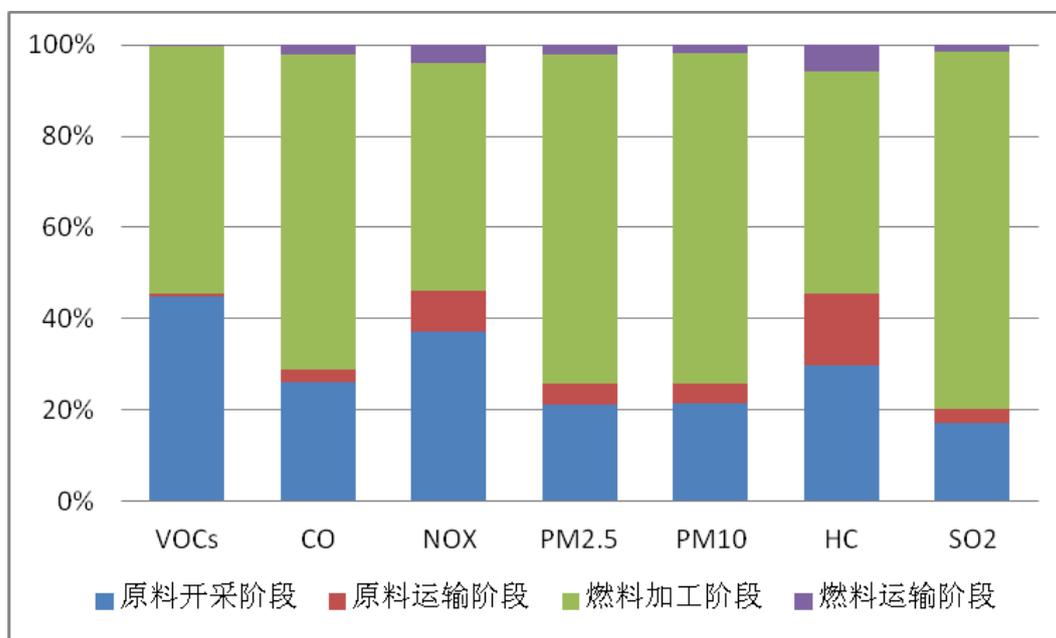


图 5.6 汽油 WTP 常规污染物在各阶段的排放情况

Fig. 5.6 The pollutants emissions of gasoline in WTP

CO 主要来源于燃料加工阶段和原料开采阶段的原煤燃烧排放，其中燃料加

工阶段占 69%，原料开采阶段占 25.9%。

NO_x 主要来源于燃料加工阶段和原料开采阶段的原煤、原油及天然气的燃烧排放，其中燃料加工阶段占 49.7%，原料开采阶段占 37.3%，原料和燃料运输阶段的电力上游燃煤排放、运输过程中的燃料油、柴油也是较为重要的排放源头，原料和燃料运输两个阶段排放共占 13.1%。

$\text{PM}_{2.5}$ 主要来源于燃料加工阶段汽油生产工艺过程排放、原煤等燃料排放，及原料开采阶段的原煤、原油等燃料排放，其中燃料加工阶段占 72.1%，原料开采阶段占 21%，此外原料和燃料运输两个阶段占 6.9%，主要源于电力上游燃煤排放和运输过程中的燃料油、柴油燃烧排放。

PM_{10} 的排放结构与 $\text{PM}_{2.5}$ 相类似，燃料加工阶段占 72.3%，原料开采阶段占 21.5%，原料和燃料运输两个阶段占 6.2%。

HC 主要源于各阶段的汽油、柴油和燃料油燃烧排放，其中燃料加工阶段占 48.6%，原料开采阶段占 29.8%，原料运输阶段占 15.8%，燃料运输阶段占 5.8%。

SO_2 主要来源于燃料加工阶段的汽油生产工艺过程排放、原煤燃烧排放及原料开采阶段的原煤燃烧排放，其中燃料加工阶段占 78.3%，原料开采阶段占 17.1%。

从能源品种来看（如图 5.7 所示），WTP 阶段原油消耗排放了全部污染物的 59.4%，其中包括全部 VOCs 排放的 96.2%、 SO_2 的 55.5%、 $\text{PM}_{2.5}$ 的 51.4%、 PM_{10} 的 45%、 NO_x 的 21.1%和 CO 的 1.5%。原煤消耗排放了全部污染物的 34.5%，其中 92.1%的 CO、58.2%的 NO_x 、50.1%的 PM_{10} 、42.5% 的 $\text{PM}_{2.5}$ 、42.4%的 SO_2 和 1%的 VOCs 均源于原煤消耗。天然气、汽油、柴油和燃料油消耗共排放了全部污染物的剩余 6.2%。

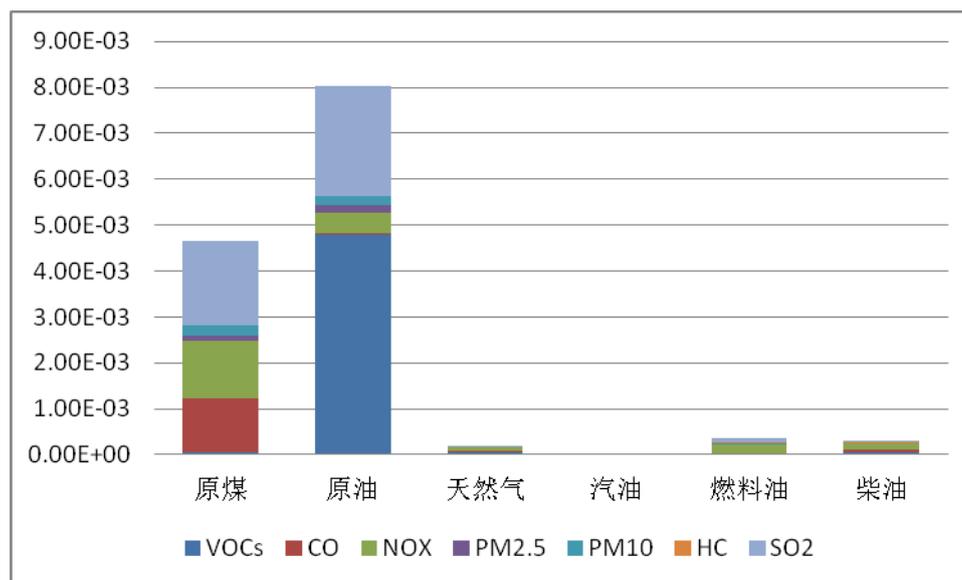


图5.7 汽油WTP常规污染物分能源品种排放分布情况

Fig. 5.7 The main source of pollutants emissions of gasoline in WTP

表 5.15 电力 WTP 阶段常规污染物排放强度 (g/gce)

Tab. 5.15 The pollutants emission intensity of electric in WTP (g/gce)

		原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油	总计
原料 开采 阶段	VOCs	3.31E-04	9.00E-06	4.58E-05	1.36E-08	1.98E-07	4.09E-05	4.26E-04
	CO	1.15E-03	3.86E-07	1.00E-06	8.74E-09	2.51E-07	2.40E-05	1.18E-03
	NO _x	5.46E-04	4.20E-06	2.47E-06	2.59E-06	2.58E-06	7.42E-05	6.32E-04
	PM _{2.5}	7.65E-05	8.73E-07	4.20E-08	1.94E-08	1.93E-07	1.15E-06	7.88E-05
	PM ₁₀	1.47E-04	1.11E-06	4.20E-08	3.88E-08	2.18E-07	1.16E-06	1.49E-04
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.26E-07	2.15E-07	7.61E-06	8.35E-06
	SO ₂	1.04E-03	9.42E-06	2.52E-07	2.48E-07	9.79E-07	2.43E-06	1.05E-03
原料 运输 阶段	VOCs	2.56E-06	3.17E-05	5.97E-08	9.08E-10	6.64E-06	5.58E-06	4.65E-05
	CO	4.75E-05	3.33E-07	4.66E-07	7.69E-09	8.09E-06	7.04E-06	6.35E-05
	NO _x	1.05E-04	6.11E-06	1.37E-06	1.14E-07	8.56E-05	4.57E-05	2.43E-04
	PM _{2.5}	1.01E-05	2.02E-06	2.34E-08	9.15E-10	6.16E-06	1.59E-06	1.99E-05
	PM ₁₀	1.45E-05	2.46E-06	2.34E-08	1.77E-09	6.87E-06	1.67E-06	2.55E-05
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.38E-08	4.41E-06	2.60E-06	7.04E-06
	SO ₂	1.37E-04	2.86E-05	1.40E-07	1.13E-08	3.24E-05	8.01E-06	2.07E-04
燃料 加工 阶段	VOCs	4.36E-04	0.00E+00	1.65E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.38E-04
	CO	7.21E-03	0.00E+00	4.78E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.26E-03
	NO _x	1.91E-02	0.00E+00	6.47E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.92E-02
	PM _{2.5}	1.80E-03	0.00E+00	1.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.80E-03
	PM ₁₀	2.53E-03	0.00E+00	1.10E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.53E-03
	HC	0.00E+00						
	SO ₂	2.46E-02	0.00E+00	6.62E-06	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.46E-02
燃料 运输 阶段	VOCs	5.21E-05	2.75E-06	3.19E-06	9.81E-10	4.63E-07	3.15E-06	6.16E-05
	CO	5.69E-04	4.87E-08	3.33E-06	1.11E-09	5.65E-07	2.10E-06	5.75E-04
	NO _x	1.34E-03	6.98E-07	4.64E-06	1.83E-07	5.97E-06	8.11E-06	1.36E-03
	PM _{2.5}	1.28E-04	1.96E-07	7.91E-08	1.38E-09	4.30E-07	1.86E-07	1.29E-04
	PM ₁₀	1.82E-04	2.42E-07	7.91E-08	2.74E-09	4.80E-07	1.91E-07	1.83E-04
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	3.72E-08	3.13E-07	6.92E-07	1.04E-06
	SO ₂	1.74E-03	2.58E-06	4.74E-07	1.76E-08	2.26E-06	7.07E-07	1.75E-03
合计	VOCs	8.21E-04	4.34E-05	5.07E-05	1.55E-08	7.30E-06	4.96E-05	9.73E-04
	CO	8.98E-03	7.69E-07	5.26E-05	1.75E-08	8.91E-06	3.32E-05	9.07E-03
	NO _x	2.11E-02	1.10E-05	7.32E-05	2.89E-06	9.41E-05	1.28E-04	2.14E-02
	PM _{2.5}	2.02E-03	3.09E-06	1.25E-06	2.17E-08	6.79E-06	2.93E-06	2.03E-03
	PM ₁₀	2.87E-03	3.81E-06	1.25E-06	4.33E-08	7.57E-06	3.01E-06	2.89E-03
	HC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.87E-07	4.93E-06	1.09E-05	1.64E-05
	SO ₂	2.75E-02	4.06E-05	7.48E-06	2.77E-07	3.56E-05	1.11E-05	2.76E-02

(2) 电力

表 5.15 列出了电力在 WTP 各阶段的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度。

电力在 WTP 过程中排放强度最大的是 SO₂，排放强度为 0.0276 g/gce，其次为 NO_x，排放强度为 0.0214 g/gce，其后为 CO、PM₁₀、PM_{2.5}、VOCs 和 HC，排放强度分别为 9.07×10^{-3} g/gce、 2.89×10^{-3} g/gce、 2.03×10^{-3} g/gce、 9.73×10^{-4} g/gce、 1.64×10^{-5} g/gce。

电力 WTP 各阶段化石能源消耗的单一结构（原煤占电力 WTP 阶段全部化石能源消耗的 97%）决定了其常规污染物排放绝大部分来源于原煤，如图 5.8 所示，原煤消耗排放了全部常规污染物的 98.9%，除 HC 外，VOCs 的 84.5%、CO 的 98.9%、NO_x 的 98.6%、PM_{2.5} 的 99.3%、PM₁₀ 的 99.5%、SO₂ 的 99.7% 均来源于原煤消耗。HC 则主要来源于柴油、燃料油和汽油，分别占 66.4%、30%和 3.6%。

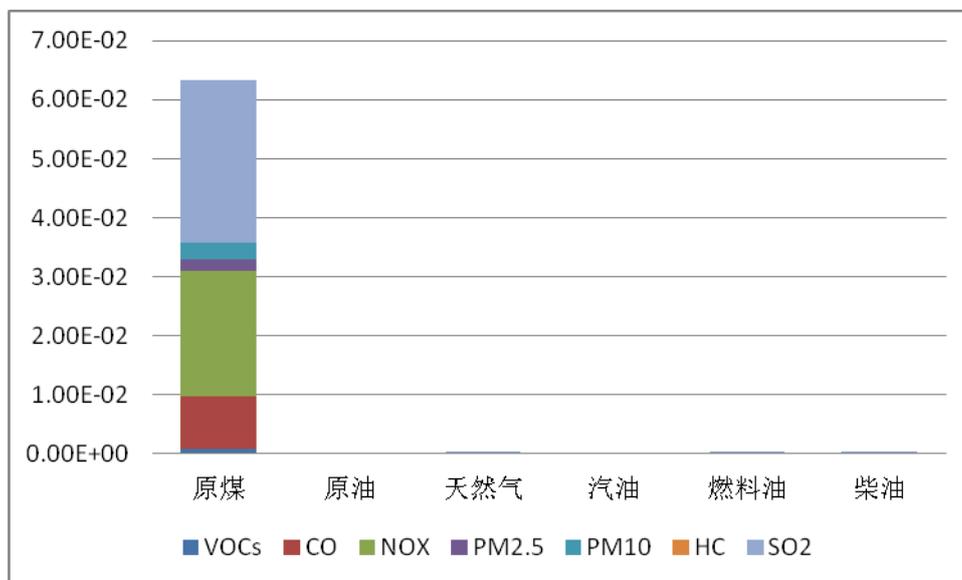


图5.8 电力WTP常规污染物分能源品种排放分布情况

Fig. 5.8 The pollutants emissions of electric in WTP

如图 5.9 所示，分阶段来看，除 HC 主要源于原料开采和运输阶段（分别占 50.8%和 42.8%）外，其他污染物主要源于发电阶段（即计算过程中的燃料加工阶段），其中 VOCs 的 45%、CO 的 80%、NO_x 的 89.6%、PM_{2.5} 的 88.8%、PM₁₀ 的 87.6%、SO₂ 的 89.1%均产生于发电阶段。此外，VOCs 在原料开采阶段的排放占比也较高，占到 VOCs 总排放的 43.9%。

(3) 汽油与电力对比分析

如图 5.10 所示，除了 VOCs 和 HC 外，电力在 WTP 阶段的常规污染物排放量要远高于汽油，电力 WTP 各阶段，尤其是电力生产阶段大量的原煤消耗导致

其 CO、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂ 排放强度分别是汽油的 7 倍、10 倍、6.4 倍、6.6 倍和 6.4 倍。由于汽油 WTP 阶段汽油加工及原油开采的工艺生产过程产生的 VOCs 排放，及汽油、燃料油和柴油消耗排放的 HC 导致其 VOCs 和 HC 排放量要高于电力，分别是电力的 5 倍和 2.6 倍。仅从 WTP 阶段来说，电力生产对环境的影响要远大于汽油。

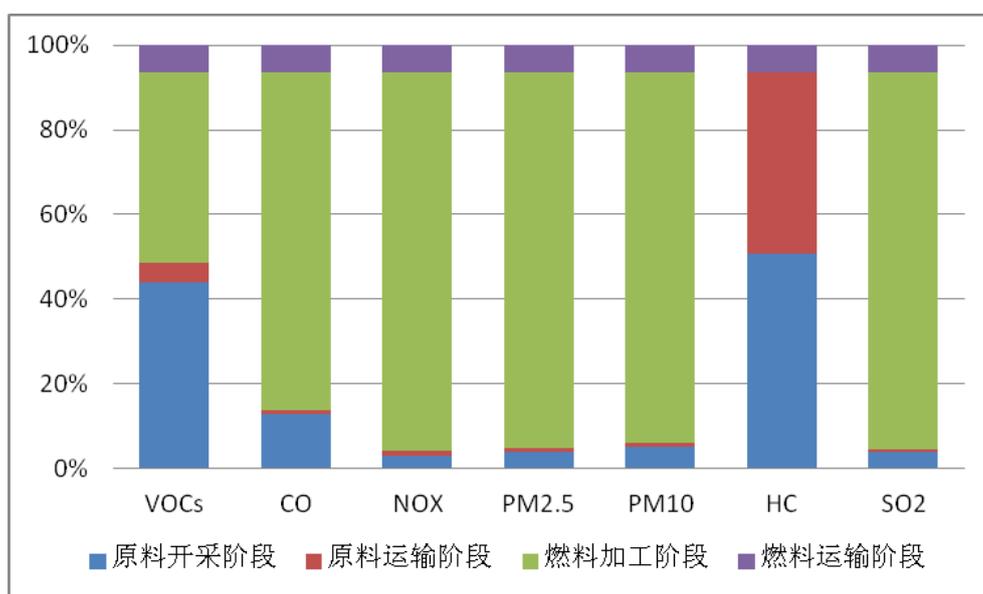


图5.9 电力WTP常规污染物分阶段排放分布情况
Fig. 5.9 The pollutants emissions of electric in WTP

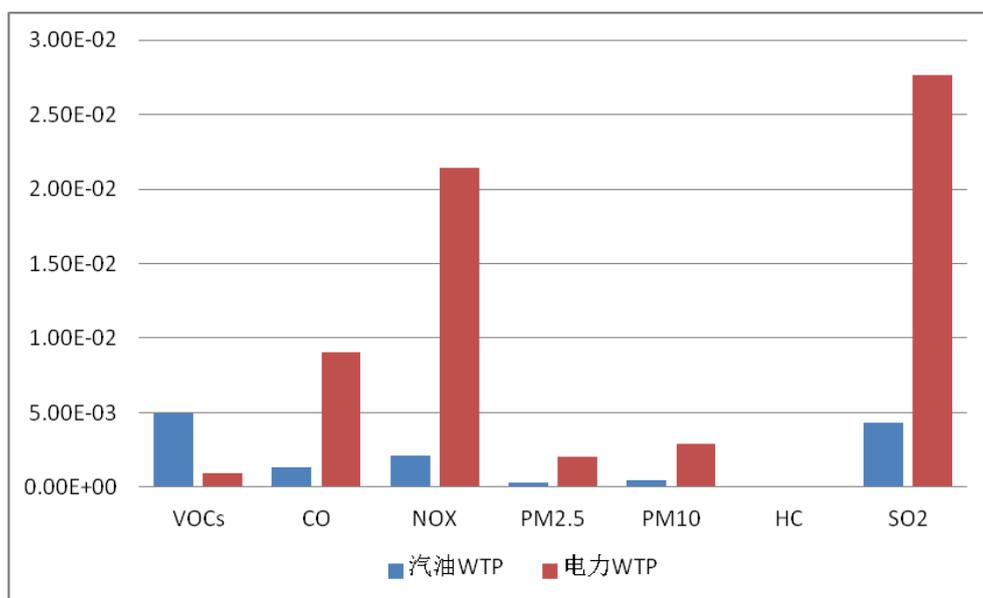


图5.10 汽油与电力WTP常规污染物排放情况对比
Fig. 5.10 The pollutants emissions comparison with gasione and electric

从污染物品种来看, 电力对环境污染影响最大的是 SO_2 、 NO_x 和 CO 排放, 汽油生产则主要是 VOCs 、 SO_2 、 NO_x 。从污染物的排放源来看, 电力的绝大部分污染物排放源于原煤, 占到 98.9%; 而汽油则主要源于原油消耗, 占到 59.4%, 原煤消耗占到 34.5%。

5.2.2.2 PTW 阶段

电力作为较为清洁的二次能源, 其在 PTW 汽车行驶阶段的利用过程中不排放常规污染物, 汽油的燃烧则会产生较多的污染物排放, 具体结果见表 5.16。

在 PTW 阶段, 排放强度最大的是 CO , 排放强度为 0.68g/km , 其次为 VOCs , 排放强度为 0.169g/km , 其后为 HC 、 NO_x 、 CO 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$, 排放强度分别为 0.075g/km 、 0.032g/km 、 0.68g/km 、 0.01g/km 、 0.003g/km 和 0.003g/km 。

表 5.16 汽油 PTW 常规污染物排放强度

Tab. 5.16 The pollutants emission intensity of gasoline in PTW

汽油 PTW 常规污染物排放强度(g/km)	
VOCs	0.169
CO	0.680
NO _x	0.032
PM _{2.5}	0.003
PM ₁₀	0.003
HC	0.075
SO ₂	0.010

5.2.2.3 WTW 阶段

表 5.17 列出了 GICEV、PEV、PHEV 三种车型的燃料在 WTW 全生命周期内的常规污染物排放强度计算结果。

表 5.17 汽车燃料 WTW 常规污染物排放强度

Tab. 5.17 The pollutants emission intensities of vehicle in WTW

	GICEV	PEV	PHEV		合计	
			CD	CS		
常规污染物排 放(g/km)	VOCs	0.72	0.05	0.03	0.29	0.31
	CO	0.82	0.44	0.26	0.33	0.59
	NO _x	0.26	1.03	0.62	0.11	0.72
	PM _{2.5}	0.04	0.10	0.06	0.02	0.07
	PM ₁₀	0.05	0.14	0.08	0.02	0.10
	HC	0.08	0.0008	0.0005	0.03	0.03
	SO ₂	0.48	1.33	0.80	0.19	0.99

如图 5.11 所示, 在整个 WTW 燃料全生命周期过程中, GICEV 和 PEV 对不同常规污染物的排放各有优劣。GICEV 的 VOCs、CO 和 HC 三种污染物的排放量高于 PEV。其中汽油在 WTP 阶段的 VOCs 和 HC 排放强度即高于 PEV, 再加上 PTW 阶段汽油燃烧的排放量, 从而使得 GICEV 这两种污染物的排放量远高于 PEV。汽油在 WTP 阶段的 CO 排放强度虽然远低于电力, 但在 PTW 阶段, CO 是汽油最主要的污染物排放气体, 在整个 WTW 阶段 GICEV 的 CO 排放量要高于 PEV。

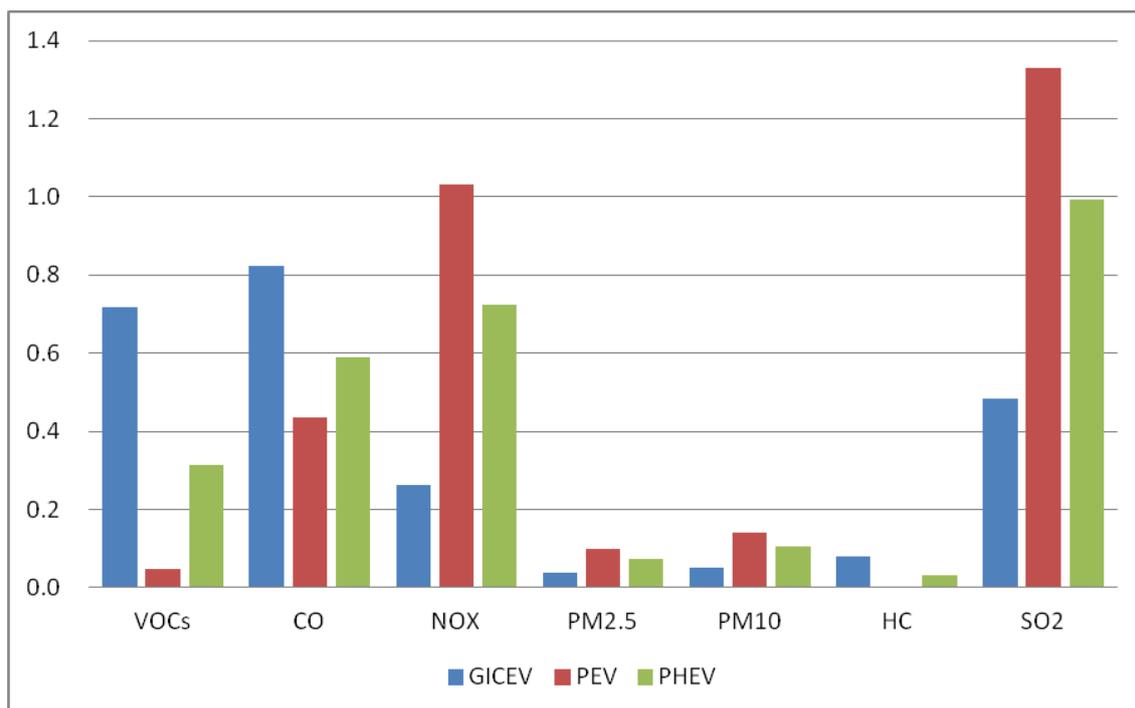


图5.11 GICEV、PEV、PHEV在WTW阶段的常规污染物排放情况

Fig. 5.11 The pollutants emissions of GICEV, PEV, PHEV in WTW

而 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 这四种污染物的排放量则是 PEV 高于 GICEV, PEV 的 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放主要源于 WTP 的发电阶段, GICEV 则主要源于 PTW 阶段的汽油燃烧, 原煤的 S 含量及 N 含量要远高于汽油, SO_2 和 NO_x 也是火电厂排放的主要大气污染物; 目前国四标准下汽油的 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量相对较少, 而火电厂在煤炭燃烧过程中会不可避免的产生大量颗粒物, 这导致从 WTW 全生命周期的角度考虑, PEV 的 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量要高于 GICEV。

PHEV 由于采用电力和汽油两种动力, 在单位行驶里程下, 其各类常规污染物的排放量介于 PEV 和 GICEV 之间, VOCs、CO 和 HC 三种污染物的排放要优于 GICEV, 劣于 PEV, 而 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 这四种污染物的排放则优于 PEV, 劣于 GICEV。

5.2.2.4 电力结构清洁化对汽车燃料 WTW 常规污染物排放强度的影响

如图 5.12 所示，未来随着核电、水电、风电、太阳能发电、生物质发电等非化石能源的利用在电源结构中所占比例的不不断提高，电力及汽油在 WTW 燃料全生命周期阶段的常规污染物排放强度呈现出持续下降的趋势，PEV、PHEV 和 GICEV 三种车型对环境的污染均有不同程度的下降。

与 GICEV 相比，PEV 的 VOCs、CO 和 HC 三种污染物排放强度将更低，在基准电源结构情景下，NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 四种污染物的排放将大幅下降，在高比例可再生能源的发展情景下，其排放量逐步接近 GICEV，并在 2035 年后低于 GICEV。

到 2050 年，在基准电源结构情景下，火电仍占主导地位，大量煤炭的利用使得 PEV 的 NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 四种污染物的排放仍远高于 GICEV，但在高比例可再生能源的发展情景下 PEV 所有常规污染物的排放均远低于 GICEV，对环境影响明显优于 GICEV。

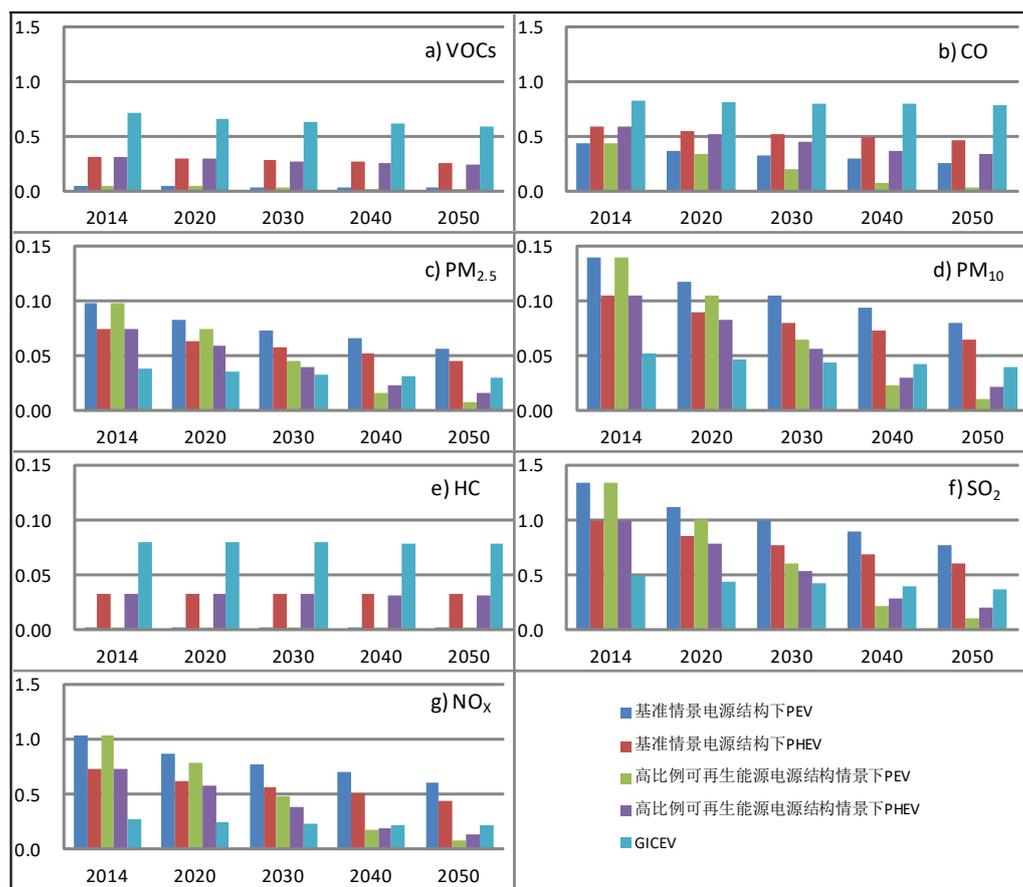


图5.12 中长期不同电源结构情景下汽车燃料WTW常规污染物排放强度对比

Fig. 5.12 Comparison of the intensity of pollutants emissions of vehicle fuels in WTW

5.3 车辆周期环境影响评价计算结果与分析

5.3.1 车辆周期温室气体排放强度计算结果与分析

车辆过程 LC 单位里程温室气体排放强度计算结果见表 5.18。其中 PEV 的温室气体排放当量最高,为 93.51gCO₂-eq/km,分别是 PHEV、GICEV 的 1.04 和 1.33 倍。这是由于 PEV 在动力电池生产过程中也要消耗大量的化石能源,从而导致了更高的温室气体排放。

表 5.18 车辆周期温室气体排放强度 (gCO₂-eq/km)

Tab. 5.18 The GHG emission intensities of vehicle production LCA ((gCO₂-eq/km)

		车辆主体材料	动力电池	零部件生产与装配	车辆配送	车体报废	电池报废	总计
GICEV	CH ₄	4.15	-	2.90	0.02	0.05	-	7.13
	N ₂ O	0.21	-	0.10	0.00	0.00	-	0.31
	CO ₂	42.23	-	18.93	0.83	0.35	-	62.34
	CO ₂ 当量	46.59	-	21.93	0.85	0.41	-	69.78
PEV	CH ₄	3.84	2.30	2.51	0.02	0.05	0.82	9.53
	N ₂ O	0.20	0.12	0.08	0.00	0.00	0.03	0.43
	CO ₂	38.97	21.83	16.40	0.72	0.31	5.32	83.54
	CO ₂ 当量	43.00	24.25	19.00	0.74	0.36	6.16	93.51
PHEV	CH ₄	4.51	1.17	3.03	0.02	0.06	0.41	9.20
	N ₂ O	0.23	0.06	0.10	0.00	0.00	0.01	0.41
	CO ₂	45.78	11.09	19.76	0.86	0.37	2.70	80.56
	CO ₂ 当量	50.52	12.31	22.89	0.89	0.43	3.13	90.17

5.3.2 车辆周期常规污染物排放强度计算结果与分析

车辆过程 LC 单位里程常规污染物排放强度计算结果见表 5.19。动力电池的生产制造导致 PEV 在车辆过程中的常规污染物排放明显大于 GICEV 和 PHEV, PEV 的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别为 0.015g/km、0.053g/km、0.32g/km、0.26g/km、0.201g/km、0.899g/km 和 0.001g/km,分别是 GICEV 的 1.6、1.7、1.6、1.5、1.5、1.5 和 1.7 倍,是 PHEV 的 1.1、1.2、1.1、1.1、1.1、1.1 和 1.2 倍。

5.4 充电桩全生命周期环境影响评价计算结果与分析

5.4.1 充电桩全生命周期温室气体排放强度计算结果与分析

如表 5.20 所示,充电桩 LC 单位里程温室气体排放总当量为 5.29gCO₂-eq/km,

其中生产阶段的排放量最大，占到总排放的 99.8%。

表 5.19 车辆周期常规污染物排放强度 (g/km)

Tab. 5.19 The pollutants emission intensities of vehicle production LCA (g/km)

	主体材料	动力电池	零部件	车辆配送	车体报废	电池报废	总计	
GICEV	VOCs	0.005	-	0.004	0.000	0.000	-	0.010
	CO	0.018	-	0.014	0.000	0.000	-	0.032
	NO _x	0.106	-	0.092	0.003	0.002	-	0.202
	PM _{2.5}	0.081	-	0.095	0.001	0.002	-	0.179
	PM ₁₀	0.063	-	0.073	0.000	0.001	-	0.138
	HC	0.283	-	0.320	0.005	0.006	-	0.614
	SO ₂	0.0004	-	0.0002	0.00003	0.000004	-	0.0006
	PEV	VOCs	0.005	0.006	0.003	0.000	0.000	0.001
CO		0.016	0.021	0.012	0.000	0.000	0.004	0.053
NO _x		0.097	0.114	0.079	0.002	0.001	0.026	0.320
PM _{2.5}		0.075	0.075	0.082	0.001	0.002	0.027	0.260
PM ₁₀		0.058	0.058	0.064	0.000	0.001	0.021	0.201
HC		0.260	0.263	0.277	0.004	0.005	0.090	0.899
SO ₂		0.0004	0.0004	0.0002	0.00003	0.000004	0.00006	0.0011
PHEV		VOCs	0.006	0.003	0.004	0.000	0.000	0.001
	CO	0.019	0.011	0.014	0.000	0.000	0.002	0.046
	NO _x	0.115	0.058	0.096	0.003	0.002	0.013	0.286
	PM _{2.5}	0.088	0.038	0.099	0.001	0.002	0.014	0.241
	PM ₁₀	0.068	0.029	0.077	0.001	0.001	0.010	0.186
	HC	0.306	0.133	0.334	0.005	0.006	0.046	0.830
	SO ₂	0.0004	0.0002	0.0002	0.00003	0.000004	0.00003	0.0009

表 5.20 充电桩生命周期温室气体排放强度 (gCO₂-eq/km)Tab. 5.20 The GHG emission intensities of charging pile LCA ((gCO₂-eq/km)

	生产阶段	配送阶段	报废阶段	总计
CH ₄	0.53	0.00004	0.00048	0.53
N ₂ O	0.027	0.00017	0.00002	0.027
CO ₂	4.73	0.008	0.003	4.74
CO ₂ 当量	5.28	0.008	0.004	5.29

5.4.2 充电桩全生命周期常规污染物排放强度计算结果与分析

如表 5.21 所示，充电桩 LC 单位里程的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别为 0.001g/km、0.005g/km、0.025g/km、0.017g/km、0.013g/km、0.06g/km 和 0.0001g/km。

表 5.21 充电桩生命周期常规污染物排放强度 (g/km)

Tab. 5.21 The pollutants emission intensities of charging pile LCA (g/km)

	生产阶段	配送阶段	报废阶段	总计
VOCs	0.001	1.13E-06	6.49E-07	0.001
CO	0.005	3.10E-05	2.24E-06	0.005
NO _x	0.025	4.10E-05	1.50E-05	0.025
PM _{2.5}	0.017	1.10E-06	1.56E-05	0.017
PM ₁₀	0.013	1.22E-06	1.20E-05	0.013
HC	0.060	2.85E-06	5.24E-05	0.060
SO ₂	0.00009	7.87E-06	3.59E-08	0.0001

5.5 车辆全生命周期环境影响评价计算结果与分析

5.5.1 车辆全生命周期温室气体排放强度计算结果与分析

GICEV、PEV 和 PHEV 三种汽车 LC 单位里程温室气体排放强度计算结果如图 5.13 所示, 其中 PEV 最高, 为 441.4gCO₂-eq/km, 分别为 GICEV 和 PHEV 的 1.18 和 1.04 倍。

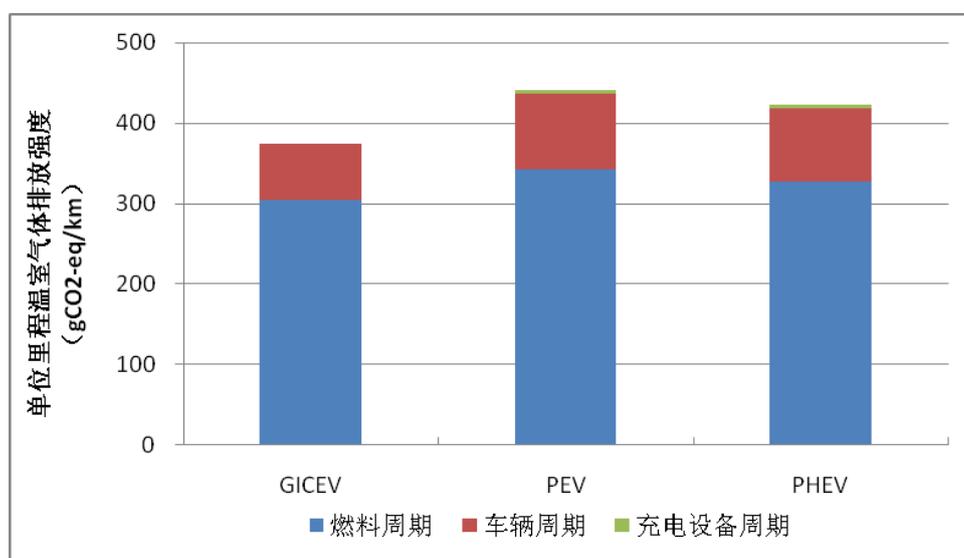


图5.13 汽车LC单位里程温室气体排放强度计算结果

Fig. 5.13 The calculation results of vehicle LCA GHG emission intensity

5.5.2 车辆全生命周期常规污染物排放强度计算结果与分析

GICEV、PEV 和 PHEV 三种汽车 LC 单位里程温室气体排放强度计算结果如图 5.14 所示。在整个车辆 LC 过程中, GICEV 和 PEV 对不同常规污染物的排放各有优劣。GICEV 只有 VOCs 和 CO 两种污染物的排放量高于 PEV, 分别是 PEV

的 11.5 倍和 1.7 倍；而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、HC 和 SO_2 排放量均低于 PEV，分别是 PEV 的 33.8%、57.7%、53.5%、72.3% 和 36.5%。PHEV 则介于两者之间。

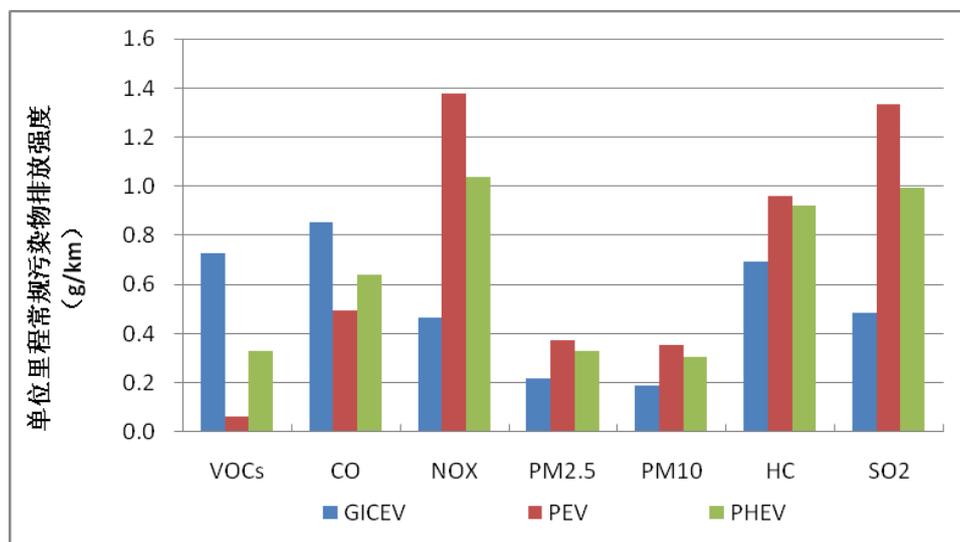


图5.14 汽车LC单位里程常规污染物排放强度计算结果

Fig. 5.14 The calculation results of vehicle LCA pollutants emission intensity

5.6 本章小结

本章利用基于 HLCA 方法构建的乘用车全生命周期评价模型，对电动汽车的燃料周期、车辆周期及充电桩的温室气体排放、常规污染物排放清单进行研究和分析，计算结果显示：

(1) 在燃料周期，虽然 PTW 汽车行驶阶段，PEV 不排放温室气体，GICEV 温室气体排放量达到 $228.3\text{gCO}_2\text{-eq/km}$ ，但在 WTP 上游阶段，电力的温室气体总排放强度是汽油的 10 倍。综合整个 WTW 燃料周期，PEV 的温室气体排放总强度为 $342.6\text{gCO}_2\text{-eq/km}$ ，是 GICEV ($304.6\text{gCO}_2\text{-eq/km}$) 的 1.12 倍。PHEV 的温室气体排放强度处于 PEV 和 GICEV 之间，是 PEV 的 95.6%，是 GICEV 的 1.07 倍。

燃料周期对不同的常规污染物的排放，GICEV 和 PEV 各有优劣。GICEV 的 VOCs、CO 和 HC 三种污染物的排放量高于 PEV，而 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 这四种污染物的排放量则是 PEV 高于 GICEV。这是由于汽油在 WTP 阶段的 VOCs 和 HC 排放强度即高于 PEV，再加上 PTW 阶段汽油燃烧的排放量，从而使得 GICEV 这两种污染物的排放量远高于 PEV；汽油在 WTP 阶段的 CO 排放强度虽然远低于电力，但在 PTW 阶段，CO 是汽油最主要的污染物排放气体，在整个 WTW 阶段 GICEV 的 CO 排放量要高于 PEV；PEV 的 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放主要源于 WTP 的发电阶段，GICEV 则主要源于 PTW 阶段的汽油燃烧，原

煤的 S 含量及 N 含量要远高于汽油, SO_2 和 NO_x 也是火电厂排放的主要大气污染物; 目前国四标准下汽油的 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量相对较少, 而火电厂在煤炭燃烧过程中会不可避免的产生大量颗粒物, 这导致从 WTW 全生命周期的角度考虑, PEV 的 NO_x 、 SO_2 、 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放量要高于 GICEV。

(2) 在车辆周期, PEV 的温室气体排放当量最高, 为 $93.51\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 分别是 PHEV、GICEV 的 1.04 和 1.33 倍。这是由于 PEV 在动力电池生产过程中消耗了大量的化石能源, 从而导致了更高的温室气体排放。

动力电池的生产制造同样导致 PEV 在车辆过程中的常规污染物排放明显大于 GICEV 和 PHEV, PEV 的 VOCs、CO、 NO_x 、 SO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别是 GICEV 的 1.6、1.7、1.6、1.5、1.5、1.5 和 1.7 倍, 是 PHEV 的 1.1、1.2、1.1、1.1、1.1、1.1 和 1.2 倍。

(3) 在充电桩周期, 充电桩全生命周期单位里程温室气体排放总当量为 $5.29\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 单位里程的 VOCs、CO、 NO_x 、 SO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别为 0.001g/km 、 0.005g/km 、 0.025g/km 、 0.017g/km 、 0.013g/km 、 0.06g/km 和 0.0001g/km 。

(4) 对整个全生命周期 (包括燃料周期、车辆周期、充电桩周期), PEV 的单位里程温室气体排放当量最高, 为 $441.4\text{gCO}_2\text{-eq/km}$, 分别为 GICEV 和 PHEV 的 1.18 和 1.04 倍。

对不同常规污染物的排放, GICEV 和 PEV 各有优劣。GICEV 只有 VOCs 和 CO 两种污染物的排放量高于 PEV, 分别是 PEV 的 11.5 倍和 1.7 倍; 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、HC 和 SO_2 排放量均低于 PEV, 分别是 PEV 的 33.8%、57.7%、53.5%、72.3% 和 36.5%。PHEV 则介于两者之间。

6 电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价研究

本章将对未来中长期我国电动汽车规模化发展的情况下，对能源需求及环境的影响进行评价研究。

6.1 中长期电动汽车规模化发展的能源需求及环境影响评价模型

6.1.1 中长期电动汽车规模化发展情景下的能源计算方法

假设某一年份 t 中，第 p 种燃料来源的私人汽车保有量为 $Q_p(t)$ ，年均行驶里程为 $L_p(t)$ ，由式 3.12~3.24 可计算得出的行驶每公里全生命周期能耗为 E_{WTW} ，则第 t 年份中的私人汽车全生命周期能源消费量 $E_{total}(t)$ 可由式 6.1 计算得出。

$$E_{total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times E_{WTW,p}(t) \quad (6.1)$$

6.1.2 中长期电动汽车规模化发展情景下的温室气体排放计算方法

假设某一年份 t 中，第 p 种燃料来源的私人汽车保有量为 $Q_p(t)$ ，年均行驶里程为 $L_p(t)$ ，由式 3.25~3.45 可计算得出的行驶每公里全生命周期的温室气体排放总当量 $G_{WTW,p}(t)$ ，及 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放总量 $\text{CO}_{2,WTW,p}(t)$ 、 $\text{CH}_{4,WTW,p}(t)$ 、 $\text{N}_2\text{O}_{WTW,p}(t)$ ，则第 t 年份中的私人汽车全生命周期温室气体排放量可由式 6.2~6.5 计算得出。

$$G_{total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times G_{WTW,p}(t) \quad (6.2)$$

$$\text{CO}_{2,total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times \text{CO}_{2,WTW,p}(t) \quad (6.3)$$

$$\text{CH}_{4,total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times \text{CH}_{4,WTW,p}(t) \quad (6.4)$$

$$\text{N}_2\text{O}_{total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times \text{N}_2\text{O}_{WTW,p}(t) \quad (6.5)$$

其中， $G_{total}(t)$ 、 $\text{CO}_{2,total}(t)$ 、 $\text{CH}_{4,total}(t)$ 、 $\text{N}_2\text{O}_{total}(t)$ 分别为第 t 年份的私人汽车全生命周期温室气体排放总当量、 CO_2 排放量、 CH_4 排放量和 N_2O 排放量。

6.1.3 中长期电动汽车规模化发展情景下的常规污染物排放计算方法

假设某一年份 t 中，第 p 种燃料来源的私人汽车保有量为 $Q_p(t)$ ，年均行驶里程为 $L_p(t)$ ，则第 t 年份中的私人汽车全生命周期第 s 种常规污染物总排放量可由式 6.6 计算得出。

$$P_{s,total}(t) = \sum_{p=1}^3 Q_p(t) \times L_p(t) \times P_{s,WTW,p}(t) \quad (6.6)$$

其中， $P_{s,total}(t)$ 表示第 t 年份的私人汽车全生命周期第 s 种常规污染物总排放量， $P_{s,WTW,p}(t)$ 表示第 p 种燃料来源 WTW 全生命周期里的第 s 种常规污染物排放量。

6.2 计算结果与分析

6.2.1 中长期电动汽车规模化发展的能源需求及影响

6.2.1.1 电动汽车全生命周期能源消费现状

2014 年我国电动汽车（Electric Vehicle, EV）保有量约 11.4 万辆，其中 PEV 约 7.7 万辆，PHEV 约 3.7 万辆。按照年均行驶里程 18000km 来计算，则 2014 年总电动汽车的能源消费情况如表 6.1 所示，其中 GICEV 一列为若全部的电动汽车均为汽油车的能源消费情况。

表 6.1 2014 年我国电动汽车的全生命周期能源消费量（单位：万 tce）

Tab. 6.1 The energy consumption of electric vehicle in 2014 (0.01Mtce)

	PEV	PHEV		EVs 合计	GICEV
		CD	CS		
一次能源总量	18.80	5.42	3.82	28.04	29.44
煤炭	15.44	4.45	0.43	20.33	3.34
石油	0.12	0.04	3.12	3.28	24.04
天然气	0.37	0.11	0.20	0.68	1.58
非化石能源	2.87	0.83	0.06	3.76	0.47
化石能源合计	15.93	4.59	3.76	24.29	28.96

注 1) GICEV 列为与电动汽车同等数量的汽油车能源消费情况。

2014 年电动汽车一次能源消费量约 28 万 tce，主要消费的能源品种为煤炭，约占总消费量的 72.5%，其中 PEV 一次能源消费量约 15.4 万 tce，煤炭消费占到 82.1%；PHEV 一次能源消费量约 4.9 万 tce，煤炭消费占 52.9%，石油消费占 34.2%。

同等数量的汽油车一次能源消费量约为 2.94 万 tce，主要消费的能源品种为石油，约占总消费量的 81.7%。

如图 6.1 所示，电动汽车具有较好的节能效果，尤其是对化石能源的节能效果更加明显，2014 年相比于同等数量的汽油车，电动汽车节约化石能源消费约 4.67 万 tce。从对能耗的影响上看，电动汽车的利用减少石油消费 20.8 万 tce，但同时增加了 17 万 tce 的煤炭消费和 0.9 万 tce 的天然气消费。

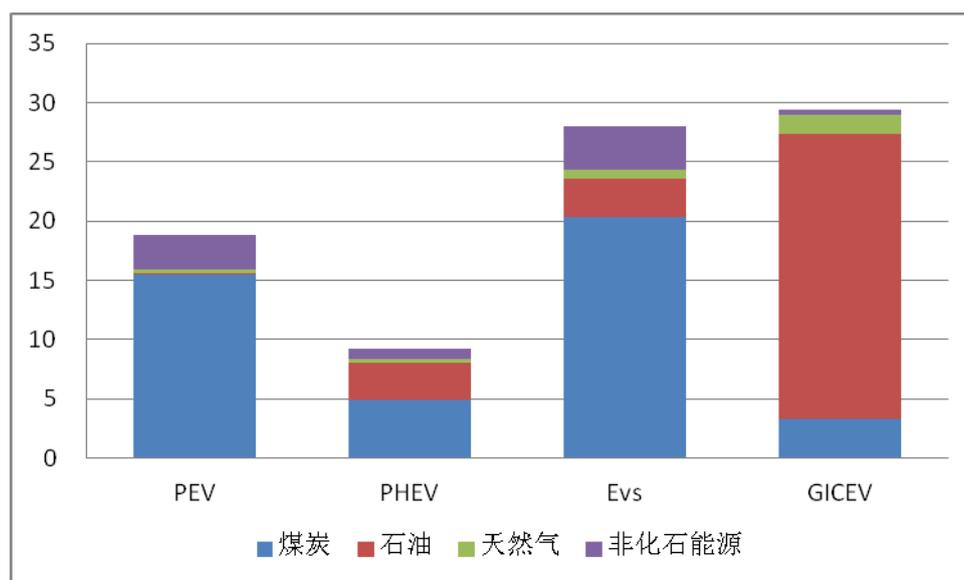


图6.1 2014年各类型汽车能源消耗情况

Fig. 6.1 The energy consumption of vehicles in 2014

6.2.1.2 电源结构基准情景下电动汽车规模化发展的能源需求及影响

在基准情景电源结构下，到 2050 年仍以煤电为主，煤电仍要占到全部发电量的 55%，届时电动汽车的规模化发展在大幅替代石油消费的情况下，仍要增加大量的煤炭及一定的天然气消费。如图 6.2 所示，在电动汽车的基准发展情景下，2050 年 EVs 一次能源需求量将达到 36566 万 tce，其中煤炭 22455 万 tce，石油仅为 932 万 tce，非化石能源 11627 万 tce；而同等数量的 GICEV 的一次能源需求量将达到 38498 万 tce，其中石油 31455 万 tce，煤炭 4360 万 tce，非化石能源 619 万 tce。电动汽车的发展将减少化石能源消费 12939 万 tce，替代石油消费 30523 万 tce，但同时要增加煤炭消费 18095 万 tce，增加天然气消费 512 万 tce。

即使未来电动汽车发展相对较缓，到 2050 年 EVs 一次能源需求量仍将达到 14718 万 tce，其中煤炭 8122 万 tce，石油仅为 645 万 tce，非化石能源 4128 万 tce；而同等数量的 GICEV 的一次能源需求量将达到 15399 万 tce，其中石油 12582 万 tce，煤炭 1744 万 tce，非化石能源 248 万 tce。电动汽车的发展将减少化石能源消费 4561 万 tce，替代石油消费 10758 万 tce，但同时要增加煤炭消费 6378 万 tce，

增加天然气消费 181 万 tce。

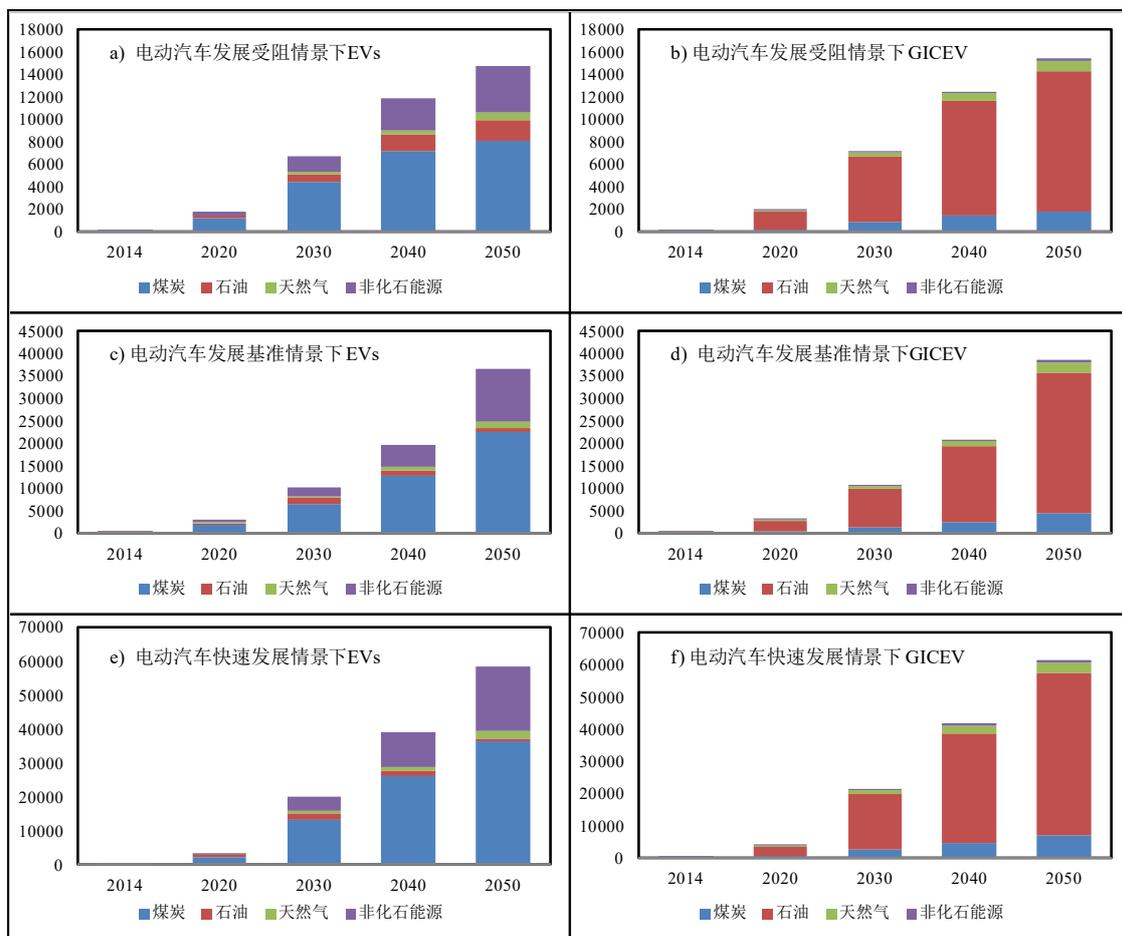


图6.2 基准情景电源结构下电动汽车与传统汽油车的中长期能源需求情景

Fig. 6.2 The Mid-long term energy demand scenarios of EV and GICEV in baseline scenario

如果未来电动汽车快速发展，则到 2050 年 EVs 一次能源需求量仍将达到 58461 万 tce，其中煤炭 36343 万 tce，石油仅为 791 万 tce，非化石能源 18857 万 tce；而同等数量的 GICEV 的一次能源需求量将达到 61597 万 tce，其中石油 50328 万 tce，煤炭 6976 万 tce，非化石能源 991 万 tce。电动汽车的发展将减少化石能源消费 17866 万 tce，替代石油消费 49537 万 tce，但同时要增加煤炭消费 29367 万 tce，增加天然气消费 831 万 tce。

6.2.1.3 高比例可再生电源结构下电动汽车规模化发展的能源需求及影响

在高比例可再生能源情景电源结构下，可再生能源将快速发展，到 2050 年可再生能源将占到全部发电量的 86%，煤电仅占到 7%左右，届时电动汽车的规模化发展将可实现利用清洁的非化石能源大幅替代石油消费。如图 6.3 所示，在电动汽车的基准发展情景下，2050 年 EVs 一次能源需求量将达到 32155 万 tce，

其中煤炭 2885 万 tce，石油 778 万 tce，非化石能源 27517 万 tce，电动汽车的发展将减少化石能源消费 26898 万 tce，替代石油消费 30677 万 tce，同时煤炭、天然气消费分别减少 1475 万 tce 和 1089 万 tce。

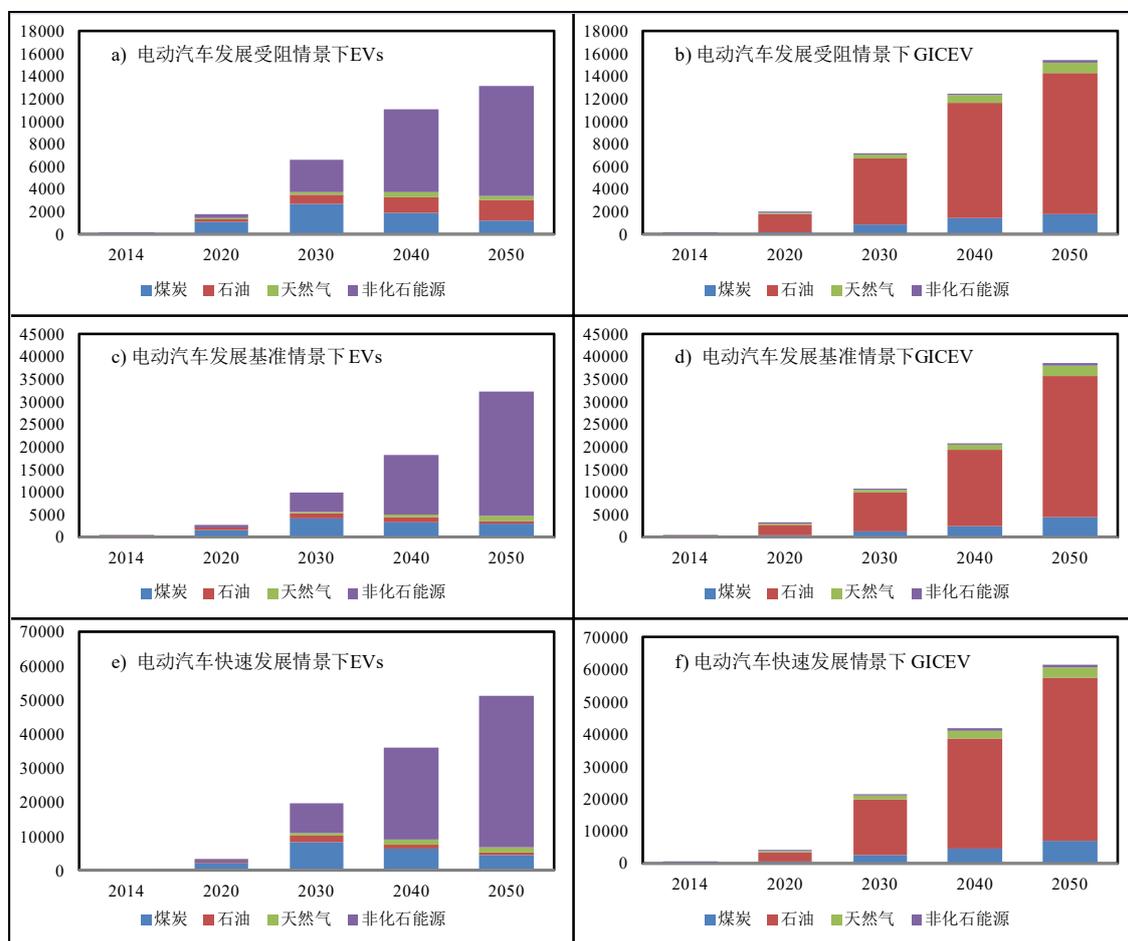


图6.3 高比例可再生能源结构下电动汽车与传统汽油车的中长期能源需求情景

Fig. 6.3 The Mid-long term energy demand scenarios of EV and GICEV

即使未来电动汽车发展相对较缓，到 2050 年电动汽车的发展仍将减少化石能源消费 11716 万 tce，替代石油消费 10812 万 tce，同时煤炭、天然气消费分别减少 520 万 tce 和 384 万 tce。

如果未来电动汽车快速发展，则到 2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 43654 万 tce，替代石油消费 49787 万 tce，同时煤炭、天然气消费分别减少 2394 万 tce 和 1768 万 tce。

6.2.2 中长期电动汽车规模化发展对温室气体排放的影响

6.2.2.1 当前电动汽车发展对温室气体排放的影响

2014 年电动汽车基于全生命周期的温室气体排放情况如表 6.2 所示，2014 年

电动汽车温室气体排放总量约 69.3 万 tCO₂-eq，主要排放的温室气体为 CO₂，约 60.4 万 tCO₂-eq，其他 CH₄ 和 N₂O 的排放量分别为 8.4 万 tCO₂-eq 和 0.5 万 tCO₂-eq。其中 PEV 的温室气体排放总量约 47.5 万 tCO₂-eq，PHEV 约 21.8 万 tCO₂-eq。同等数量的汽油车温室气体排放总量约为 62.5 万 tCO₂-eq，主要排放的温室气体同样为 CO₂，约 62.5 万 tCO₂-eq。在当前的电源结构下，电动汽车的温室气体排放总量要略高于 GICEV。

表 6.2 2014 年我国电动汽车的全生命周期温室气体情况（单位：万 tCO₂-eq）

Tab. 6.2 The life cycle GHG emissions of EVs in China (0.01 MtCO₂-eq)

	PEV	PHEV		Evs 合计	GICEV
		CD	CS		
CH ₄	6.3	1.8	0.3	8.4	2.0
N ₂ O	0.2	0.1	0.2	0.5	1.6
CO ₂	41.0	11.8	7.6	60.4	58.8
温室气体总量	47.5	13.7	8.1	69.3	62.5

注 1) GICEV 列为与电动汽车同等数量的汽油车全生命周期温室气体排放情况。

6.2.2.2 基准情景电源结构下电动汽车规模化发展对温室气体排放的影响

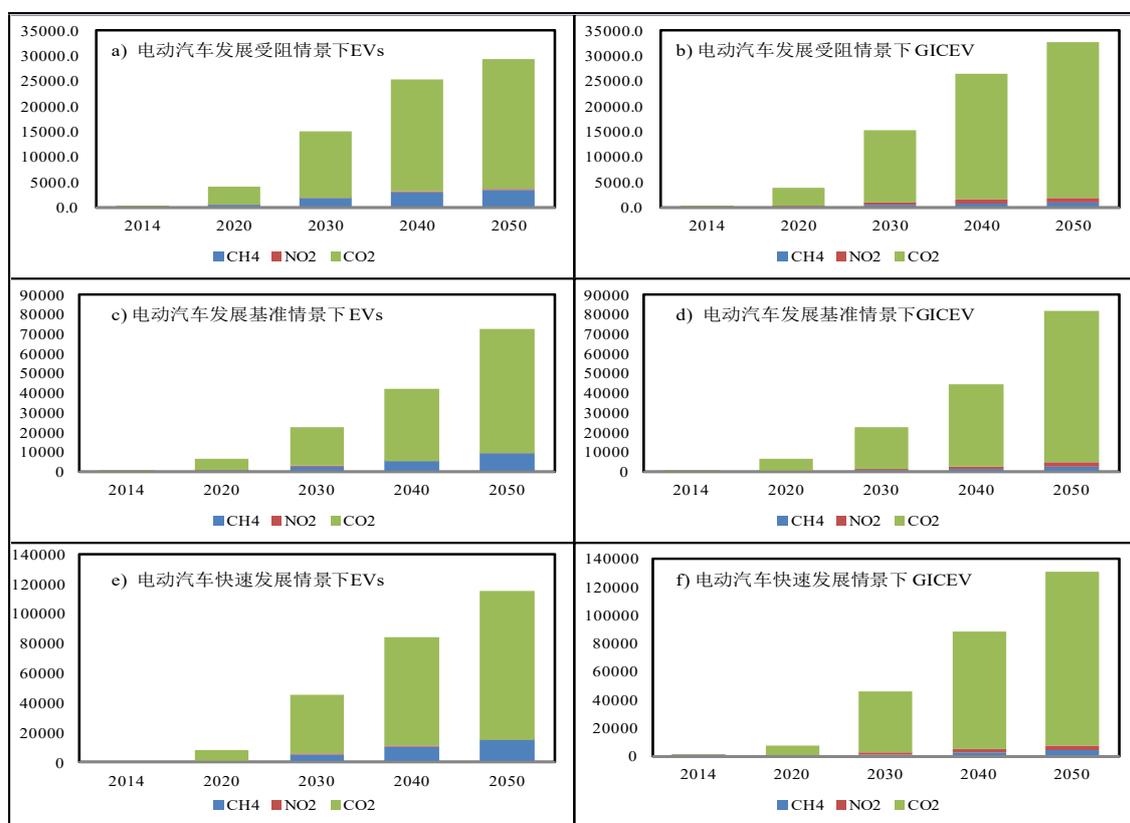


图6.4 基准情景电源结构下电动汽车与传统汽油车对温室气体排放影响比较

Fig. 6.4 Comparison of GHG emissions intensity in baseline scenario

在基准情景电源结构下，虽然非化石能源在电源结构中所占比例不断上升，但煤电仍占据主体地位，如图 6.4 所示，电动汽车的温室气体排放虽然增长幅度有所减小，但整体仍呈增长趋势，其温室气体排放量在 2030 年之前高于传统汽油车，在 2030 年之后将逐步低于传统汽油车排放。

在电动汽车的基准发展情景下，2050 年 EVs 温室气体排放总量将达到 7.2 亿 tCO₂-eq，比同等数量的 GICEV 的 8.2 亿 tCO₂-eq 低 9402 万 tCO₂-eq。若电动汽车发展相对较缓的情况下，2050 年 EVs 温室气体排放总量为 2.9 亿 tCO₂-eq，比同等数量的 GICEV 的 3.3 亿 tCO₂-eq 低 3314 万 tCO₂-eq。若未来电动汽车快速发展，则到 2050 年 EVs 温室气体排放总量将达到 11.6 亿 tCO₂-eq，比同等数量的 GICEV 的 13 亿 tCO₂-eq 低 1.53 亿 tCO₂-eq。

6.2.2.3 高比例可再生电源结构下电动汽车规模化发展对温室气体排放的影响

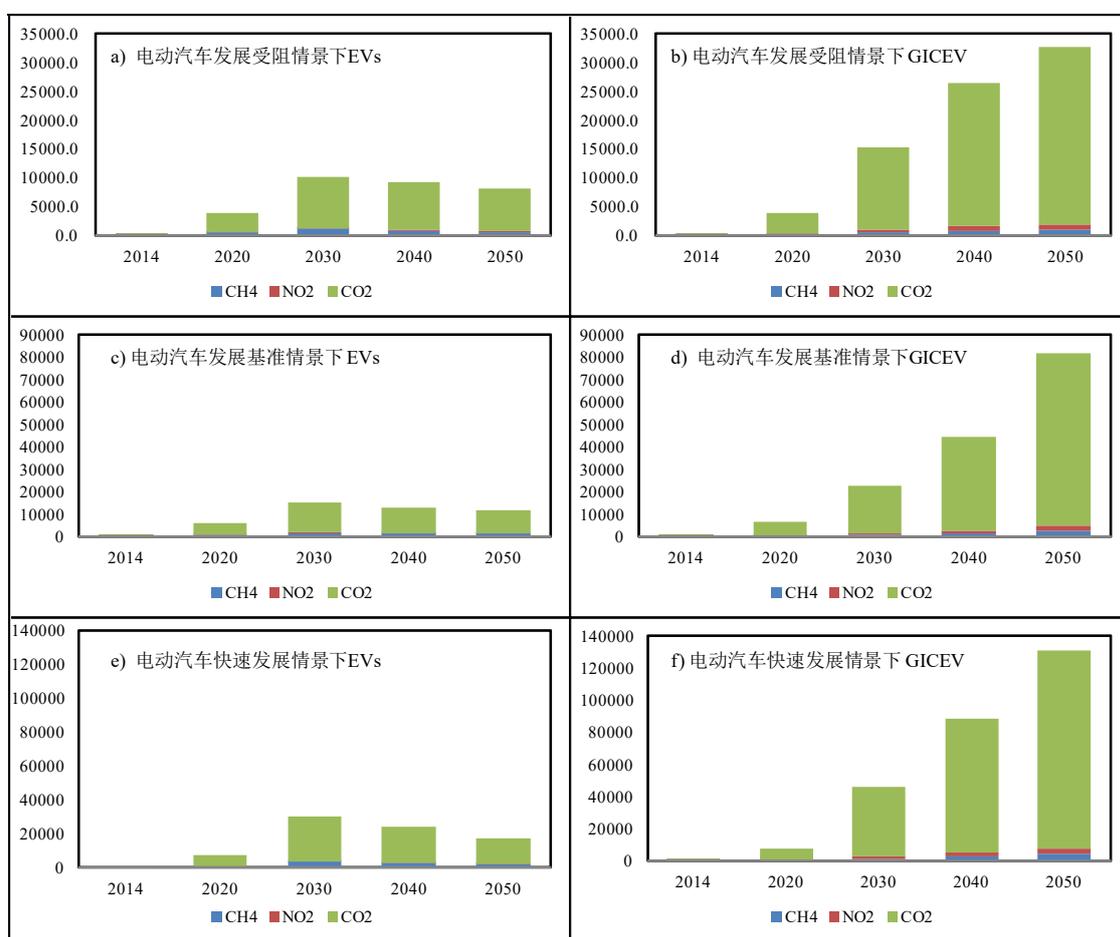


图6.5 高比例可再生电源结构下电动汽车与传统汽油车对温室气体排放影响比较

Fig. 6.5 Comparison of GHG emission intensity in high proportion of renewable energy scenario

在高比例可再生能源电源结构下，非化石能源在电源结构中的快速上升使得电力的 WTW 燃料全生命周期温室气体排放强度快速下降，如图 6.5 所示，电动

汽车的温室气体排放增幅大幅下降,并在 2030 年左右达到峰值,其后电动汽车的温室气体排放量随着非化石能源利用的不断提高开始呈现下降趋势。

在电动汽车的基准发展情景下,2050 年 EVs 温室气体排放总量仅为 1.2 亿 tCO₂-eq。

若电动汽车发展相对较缓(即 2.4.1 中电动汽车发展受阻情景),则 2050 年 EVs 温室气体排放总量将降至 1 亿 tCO₂-eq 以下,仅为 8108 万 tCO₂-eq。

即使未来电动汽车快速发展的情况下,到 2050 年 EVs 温室气体排放总量也仅为 1.8 亿 tCO₂-eq,均远低于 GICEV。

6.2.3 中长期电动汽车规模化发展对常规污染物气体排放的影响

6.2.3.1 基准情景电源结构下电动汽车规模化发展对常规污染物排放的影响

如表 6.3 所示,由于目前电动汽车保有量还很小,其对环境污染的影响还较小。相较于 GICEV,2014 年电动汽车的 SO₂、NO_x、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的全生命周期排放均大于 GICEV,分别达到 2500 吨、1910 吨、260 吨和 180 吨。其他 VOCs、CO 和 HC 排放量均小于 GICEV。

在基准情景电源结构下,未来电动汽车基于全生命周期的常规污染物排放量将逐步增大,若电动汽车处于基准发展情景,到 2050 年,电动汽车的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物排放量将分别达到 15.30 万吨、95.36 万吨、210.09 万吨、19.90 万吨、28.26 万吨、0.83 万吨、270.02 万吨,相比于同等数量的 GICEV,VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 192.18 万吨、186.07 万吨和 27.2 万吨,而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 136.66 万吨、9.47 万吨、14.28 万吨和 139.14 万吨。

若电动汽车发展较为缓慢,则电动汽车的 VOCs、CO、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀、HC、SO₂ 7 种常规大气污染物排放量将分别达到 15.26 万吨、46.99 万吨、77.54 万吨、7.51 万吨、10.63 万吨、1.63 万吨、101.39 万吨,相比于同等数量的 GICEV,VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 67.74 万吨、65.58 万吨和 9.6 万吨,而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 48.17 万吨、3.34 万吨、5.03 万吨和 49.04 万吨。

若电动汽车快速发展,则 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物排放量将分别达到 20.07 万吨、148.30 万吨、339.29 万吨、32.05 万吨、45.55 万吨、0.71 万吨和 435.22 万吨,相比于同等数量的 GICEV,VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 311.90 万吨、301.98 万吨和 44.2 万吨,而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 221.79 万吨、15.38 万吨、23.18 万吨和 225.82 万吨。

2015 年 12 月,国家环保部发布了《全面实施燃煤电厂超低排放和节能改造工作方案》,将在 2020 年前全面实施燃煤电厂超低排放,到 2020 年前,在基准氧

含量 6%条件下, NO_x 、 SO_2 排放浓度分别不高于 $50\text{mg}/\text{m}^3$ 、 $35\text{mg}/\text{m}^3$ 。在考虑燃煤电厂超低排放的情况下, NO_x 、 SO_2 排放将大幅降低, 电动汽车处于基准发展情景下 2050 年 NO_x 、 SO_2 排放量仅为 15.32 万吨和 15.43 万吨; 电动汽车发展受阻的情景下, 2050 年 NO_x 、 SO_2 排放量仅为 7.52 万吨和 9.88 万吨; 电动汽车快速发展情景下, 2050 年 NO_x 、 SO_2 排放量仅为 20.3 万吨和 22.91 万吨, 均远少于同等数量的 GICEV。

表 6.3 基准电源情景下中长期电动汽车全生命周期常规污染物排放情况 (单位: 万 t)

Tab. 6.3 The life cycle intensity of pollutant emissions of EVs in baseline scenario (0.01 Mt)

	电动汽车发展受阻情景		电动汽车发展基准情景		电动汽车快速发展情景		
	Evs	GICEV*	Evs	GICEV*	Evs	GICEV	
2014	VOCs	0.03	0.15	0.03	0.15	0.03	0.15
	CO	0.10	0.17	0.10	0.17	0.10	0.17
	NO_x	0.19	0.05	0.19	0.05	0.19	0.05
	$\text{PM}_{2.5}$	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01
	PM_{10}	0.03	0.01	0.03	0.01	0.03	0.01
	HC	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00	0.02
	SO_2	0.25	0.10	0.25	0.10	0.25	0.10
2030	VOCs	6.34	37.30	10.21	55.95	17.60	111.89
	CO	22.57	47.06	34.41	70.59	66.60	141.18
	NO_x	41.53 (3.53)	13.43	61.66 (5.4)	20.14	125.87 (10.38)	40.28
	$\text{PM}_{2.5}$	4.01	1.92	5.96	2.88	12.12	5.75
	PM_{10}	5.68	2.58	8.45	3.87	17.19	7.74
	HC	0.59	4.64	0.97	6.96	1.58	13.92
	SO_2	54.26 (4.59)	24.29	80.71 (7.2)	36.44	164.15 (13.21)	72.88
2050	VOCs	15.26	82.99	15.30	207.48	20.07	331.97
	CO	46.99	112.57	95.36	281.43	148.30	450.28
	NO_x	77.54 (7.52)	29.38	210.09 (15.32)	73.44	339.29 (20.3)	117.50
	$\text{PM}_{2.5}$	7.51	4.17	19.90	10.42	32.05	16.68
	PM_{10}	10.63	5.59	28.26	13.98	45.55	22.38
	HC	1.63	11.23	0.83	28.09	0.71	44.94
	SO_2	101.39 (9.88)	52.35	270.02 (15.43)	130.87	435.22 (22.9)	209.40

注 1) GICEV 列为与电动汽车同等数量的汽油车全生命周期温室气体排放情况。 SO_2 及 NO_x () 内为考虑火电厂超低排放后的排放结果。

6.2.3.2 高比例可再生能源结构下电动汽车规模化发展对污染物排放的影响

如表 6.4 所示，在高比例可再生能源情景下，电力的全生命周期污染物排放情况将大为好转，NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将在 2035 年左右达到峰值，其后排放总量呈下降趋势。

表 6.4 高比例可再生能源结构下电动汽车全生命周期污染物排放（单位：万吨）

Tab. 6.4 The life cycle intensity of pollutant emissions of EVs in high proportion (0.01 Mt)

		电动汽车发展受阻情景		电动汽车发展基准情景		电动汽车快速发展情景	
		Evs	GICEV*	Evs	GICEV*	Evs	GICEV*
2014	VOCs	0.03	0.15	0.03	0.15	0.03	0.15
	CO	0.10	0.17	0.10	0.17	0.10	0.17
	NO _x	0.19	0.05	0.19	0.05	0.19	0.05
	PM _{2.5}	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01
	PM ₁₀	0.03	0.01	0.03	0.01	0.03	0.01
	HC	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00	0.02
	SO ₂	0.25	0.10	0.25	0.10	0.25	0.10
2030	VOCs	5.75	37.30	9.35	55.95	15.83	111.89
	CO	16.13	47.06	24.90	70.59	46.99	141.18
	NO _x	26.20 (2.73)	13.43	39.01 (4.22)	20.14	79.19 (7.96)	40.28
	PM _{2.5}	2.54	1.92	3.80	2.88	7.65	5.75
	PM ₁₀	3.60	2.58	5.37	3.87	10.83	7.74
	HC	0.58	4.64	0.96	6.96	1.54	13.92
	SO ₂	34.31 (3.64)	24.29	51.24 (5.77)	36.44	103.39 (10.29)	72.88
2050	VOCs	12.32	82.99	6.97	207.48	6.55	331.97
	CO	19.90	112.57	18.50	281.43	23.57	450.28
	NO _x	13.60 (3.48)	29.38	28.68 (3.85)	73.44	44.86 (4.21)	117.50
	PM _{2.5}	1.45	4.17	2.71	10.42	4.16	16.68
	PM ₁₀	2.01	5.59	3.83	13.98	5.89	22.38
	HC	1.58	11.23	0.70	28.09	0.48	44.94
	SO ₂	19.07 (3.52)	52.35	36.45 (3.99)	130.87	56.15 (4.34)	209.40

注 1) GICEV 列为与电动汽车同等数量的汽油车全生命周期温室气体排放情况。SO₂ 及 NO_x () 内为考虑火电厂超低排放后的排放结果。

在电动汽车发展的基准情景下，到 2050 年，电动汽车的 VOCs、CO、NO_x、

SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物排放量仅分别为 6.97 万吨、18.50 万吨、28.68 万吨、2.71 万吨、3.83 万吨、0.70 万吨、36.45 万吨，相比于同等数量的 GICEV 分别减少 200.51 万吨、262.92 万吨、44.76 万吨、7.71 万吨、10.16 万吨、27.39 万吨、94.43 万吨。

若电动汽车发展较为缓慢，则电动汽车的 VOCs、CO、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀、HC、SO₂ 7 种常规大气污染物排放量将分别达到 12.32 万吨、19.90 万吨、13.60 万吨、1.45 万吨、2.01 万吨、1.58 万吨、19.07 万吨，相比于同等数量的 GICEV 将分别减少 70.67 万吨、92.67 万吨、15.78 万吨、2.72 万吨、3.58 万吨、9.65 万吨、33.28 万吨。

若电动汽车快速发展，则 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物排放量将分别达到 6.55 万吨、23.57 万吨、44.86 万吨、4.16 万吨、5.89 万吨、0.48 万吨、56.15 万吨，相比于同等数量的 GICEV 将分别减少 325.41 万吨、426.71 万吨、72.64 万吨、12.51 万吨、16.48 万吨、44.45 万吨、153.25 吨。

在考虑燃煤电厂超低排放的情况下，电动汽车处于基准发展情景下 2050 年 NO_x、SO₂ 排放量仅为 3.85 万吨和 3.99 万吨；电动汽车发展受阻的情景下仅为 3.48 万吨和 3.52 万吨；电动汽车快速发展情景下仅为 4.21 万吨和 4.34 万吨。

6.3 本章小结

本章结合 HLCA 及情景分析法，对我国电动汽车规模化发展情况下的能源需求及环境影响进行了评价和分析。计算结果显示：

(1) 未来在基准情景电源结构下（2050 年仍以煤电为主），到 2050 年电动汽车的规模化发展在大幅替代石油消费的情况下，仍要增加大量的煤炭及一定的天然气消费。电动汽车的基准发展情景下，2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 12939 万 tce，替代石油消费 30523 万 tce，但同时要增加煤炭消费 18095 万 tce，增加天然气消费 512 万 tce；电动汽车发展受阻情景下，将减少化石能源消费 4561 万 tce，替代石油消费 10758 万 tce，但同时要增加煤炭消费 6378 万 tce，增加天然气消费 181 万 tce；电动汽车快速发展情景下将减少化石能源消费 17866 万 tce，替代石油消费 49537 万 tce，但同时要增加煤炭消费 29367 万 tce，增加天然气消费 831 万 tce。

(2) 在高比例可再生能源情景电源结构下，电动汽车的规模化发展将可实现利用清洁的非化石能源大幅替代石油消费。电动汽车的基准发展情景下，2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 26898 万 tce，替代石油消费 30677 万 tce，同时煤炭、天然气消费分别减少 1475 万 tce 和 1089 万 tce；电动汽车发展受阻情景下将减少化石能源消费 11716 万 tce，替代石油消费 10812 万 tce，同时煤炭、

天然气消费分别减少 520 万 tce 和 384 万 tce; 电动汽车快速发展情景下将减少化石能源消费 43654 万 tce, 替代石油消费 49787 万 tce, 同时煤炭、天然气消费分别减少 2394 万 tce 和 1768 万 tce。

(3) 从汽车燃料全生命周期的温室气体排放来看, 当前的电源结构下, 电动汽车的温室气体排放总量要略高于 GICEV, 2014 年电动汽车温室气体排放总量约 69.3 万 tCO₂-eq, 主要排放的温室气体为 CO₂, 约 60.4 万 tCO₂-eq, 其他 CH₄ 和 N₂O 的排放量分别为 8.4 万 tCO₂-eq 和 0.5 万 tCO₂-eq。其中 PEV 的温室气体排放总量约 47.5 万 tCO₂-eq, PHEV 约 21.8 万 tCO₂-eq。同等数量的汽油车温室气体排放总量约为 62.5 万 tCO₂-eq, 主要排放的温室气体同样为 CO₂, 约 62.5 万 tCO₂-eq。

(4) 未来在基准情景电源结构下, 电动汽车的温室气体排放随非化石能源利用比例的提升增长幅度有所减小, 但整体仍呈增长趋势, 其总的温室气体排放量在 2030 年之前高于传统汽油车, 在 2030 年之后将逐步低于传统汽油车排放。在电动汽车的基准发展情景下, 2050 年 EVs 温室气体排放总量将达到 7.2 亿 tCO₂-eq, 比同等数量的 GICEV 低 9402 万 tCO₂-eq; 电动汽车发展受阻情景下温室气体排放总量为 2.9 亿 tCO₂-eq, 比同等数量的 GICEV 低 3314 万 tCO₂-eq; 电动汽车快速发展情景下温室气体排放总量将达到 11.6 亿 tCO₂-eq, 比同等数量的 GICEV 低 1.53 亿 tCO₂-eq。

(5) 未来在高比例可再生能源电源结构下, 非化石能源在电源结构中的快速上升使得电力的 WTW 燃料全生命周期温室气体排放强度快速下降, 电动汽车的温室气体排放增幅大幅下降, 并在 2030 年左右达到峰值, 其后电动汽车的温室气体排放量随着非化石能源利用的不断提高开始呈现下降趋势, 电动汽车各发展情景下的温室气体排放总量均远低于 GICEV。

(6) 未来在电源结构处于基准情景下, 电动汽车基于全生命周期的常规污染物排放量将逐步增大, 若电动汽车处于基准发展情景, 相比于同等数量的 GICEV, 电动汽车的 VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 192.18 万 t、186.07 万 t 和 27.2 万 t, 而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 136.66 万 t、9.47 万 t、14.28 万 t 和 139.14 万 t; 在电动汽车发展较为缓慢情景下, 电动汽车的 VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 67.74 万 t、65.58 万 t 和 9.6 万 t, 而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 48.17 万 t、3.34 万 t、5.03 万 t 和 49.04 万 t; 电动汽车快速发展情景下, 电动汽车的 VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 311.90 万 t、301.98 万 t 和 44.2 万 t, 而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将分别增加 221.79 万 t、15.38 万 t、23.18 万 t 和 225.82 万 t。在高比例可再生能源情景下, 电力的全生命周期污染物排放情况将大为好转, NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将在 2035 年左右达到峰值, 其后排

放总量呈下降趋势。2050 年电动汽车的全部常规污染物排放均低于 GICEV。若考虑煤电厂超低排放的情况(NO_x 、 SO_2 排放浓度分别不高于 50 mg/m^3 、 35 mg/m^3), NO_x 、 SO_2 排放量将更低。

7 中长期电动汽车发展对能耗及环境的影响与政策建议

7.1 中长期电动汽车规模化发展对能耗及环境的总体影响

基于第三章至第六章的相关研究结果显示,在当前以煤为主的电源结构下,从对能源消费的影响来看,电动汽车(包括纯电动汽车及插电式混合动力汽车)全生命周期能耗有所下降,且能够实现“以煤代油”减少对石油的需求,具有一定的节能和能源替代优势;但从对环境的影响来看,其温室气体排放总量会有所上升,常规污染物中虽然 VOCs、CO 和 HC 三种污染物的排放量显著下降,但 NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 这四种污染物的排放量则明显提高,相比于传统汽油车,电动汽车在当前对环境的影响并不占优。未来中长期电动汽车规模化发展对能耗及环境的影响则与电源结构息息相关。

7.1.1 基准电源结构情景

(1) 从对能源消费的影响方面来看,未来中长期有较好的节能效果,并可以煤代油的途径实现石油替代。

在基准情景电源结构下,到 2050 年仍以煤电为主,煤电仍要占到全部发电量的 55%,届时电动汽车的规模化发展在大幅替代石油消费的情况下,仍要增加大量的煤炭及一定的天然气消费。在电动汽车的基准发展情景下,2050 年相比于同等数量的传统汽油车将节约化石能源消费 34.2%,可替代石油消费 30523 万 tce,同时需增加煤炭消费 18095 万 tce,增加天然气消费 512 万 tce;在电动汽车发展较缓情景下,到 2050 年相比于同等数量的传统汽油车将节约化石能源消费 30.1%,替代石油消费 10758 万 tce,同时增加煤炭消费 6378 万 tce,增加天然气消费 181 万 tce;在电动汽车快速发展情景下,到 2050 年相比于同等数量的传统汽油车将节约化石能源消费 34.7%,替代石油消费 49537 万 tce,但同时要增加煤炭消费 29367 万 tce,增加天然气消费 831 万 tce。

(2) 从对温室气体排放的影响方面来看,2030 年后电动汽车的温室气体排放量将逐步优于传统汽油车。

在基准情景电源结构下,电动汽车的温室气体排放虽然增长幅度有所减小,但整体仍呈增长趋势,其温室气体排放总量在 2030 年之前高于传统汽油车,在 2030 年之后将逐步低于传统汽油车。相比于同等数量的传统汽油车,在电动汽车的基准发展情景下,2050 年将减少温室气体排放 9402 万 tCO₂-eq;电动汽车发展较缓情景下减少温室气体排放 3314 万 tCO₂-eq;电动汽车快速发展情景下减少温室气体排放 1.53 亿 tCO₂-eq。

(3) 从对常规污染物排放的影响方面来看, 电动汽车基于全生命周期的常规污染物排放量将逐步增大, 且 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 排放量会有所增加。

在基准情景电源结构下, 未来电动汽车基于全生命周期的常规污染物排放量将逐步增大, 相比于同等数量的汽油车, 在电动汽车基准发展情景下, 到 2050 年, VOCs 、 CO 和 HC 排放量将分别减少 192.18 万 t、186.07 万 t 和 27.2 万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 136.66 万 t、9.47 万 t、14.28 万 t 和 139.14 万 t; 电动汽车发展缓慢情景下, VOCs 、 CO 和 HC 排放量将分别减少 67.74 万 t、65.58 万 t 和 9.6 万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 48.17 万 t、3.34 万 t、5.03 万 t 和 49.04 万 t; 电动汽车快速发展情景下 VOCs 、 CO 和 HC 排放量将分别减少 311.90 万 t、301.98 万 t 和 44.2 万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 221.79 万 t、15.38 万 t、23.18 万 t 和 225.82 万 t。

在国家 2020 年前全面实施燃煤电厂超低排放政策的引导下, 火力发电厂 NO_x 、 SO_2 排放将会大幅降低, 电动汽车在 2020 年后 NO_x 、 SO_2 排放量急剧减少, 将远少于同等数量的 GICEV。

7.1.2 高比例可再生能源电源结构情景

(1) 从对能源消费的影响方面来看, 清洁能源的快速发展将大幅节约对化石能源的利用, 真正实现以清洁能源大规模替代石油消费。

在高比例可再生能源情景电源结构下, 可再生能源将快速发展, 到 2050 年可再生能源将占到全部发电量的 86%, 煤电仅占到 7% 左右, 届时电动汽车的规模化发展将可实现利用清洁的非化石能源大幅替代石油消费。相比于同等数量的传统汽油车, 在电动汽车的基准发展情景下, 2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 87.8%, 替代石油消费 30677 万 tce, 同时煤炭、天然气消费分别减少 1475 万 tce 和 1089 万 tce; 电动汽车发展相对较缓情景下 2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 77.3%, 替代石油消费 10812 万 tce, 同时煤炭、天然气消费分别减少 520 万 tce 和 384 万 tce; 电动汽车快速发展情景下 2050 年电动汽车的发展将减少化石能源消费 89%, 替代石油消费 49787 万 tce, 同时煤炭、天然气消费分别减少 2394 万 tce 和 1768 万 tce。

(2) 从对温室气体排放的影响方面来看, 电动汽车的温室气体排放量将很快低于传统汽油车, 并于 2030 年左右达到排放峰值。

在高比例可再生能源电源结构下, 电动汽车的温室气体排放增幅大幅下降, 快速低于传统汽油车, 并在 2030 年左右达到峰值, 其后电动汽车的温室气体排放量随着非化石能源利用的不断提高开始呈现下降趋势。相比于同等数量的传统汽油车, 在电动汽车的基准发展情景下 2050 年温室气体排放总量将减少 7 亿

tCO₂-eq, 电动汽车发展相对较缓情景下减少 2.5 亿 tCO₂-eq; 电动汽车快速发展情景下减少 11.3 亿 tCO₂-eq。

(3) 从对常规污染物排放的影响方面来看, NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将在 2035 年左右达到峰值, 其后排放总量成下降趋势, 7 种常规污染物排放量均低于传统汽油车。

在高比例可再生能源情景下, 电力的全生命周期污染物排放情况将大为好转, NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 将在 2035 年左右达到峰值, 其后排放总量呈下降趋势。相比于同等数量的传统汽油车, 在电动汽车发展的基准情景下, 到 2050 年 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物排放量分别减少 200.51 万 t、262.92 万 t、44.76 万 t、7.71 万 t、10.16 万 t、27.39 万 t、94.43 万 t; 电动汽车发展较缓情景下分别减少 70.67 万 t、92.67 万 t、15.78 万 t、2.72 万 t、3.58 万 t、9.65 万 t、33.28 万 t; 电动汽车快速发展情境下, 分别减少 325.41 万 t、426.71 万 t、72.64 万 t、12.51 万 t、16.48 万 t、44.45 万 t、153.25 t。在考虑国家 2020 年前全面实施燃煤电厂超低排放的政策下, 电动汽车的 NO_x、SO₂ 排放量将更低。

7.2 未来中长期电动汽车发展的政策建议

基于上述研究, 为促进交通部门能源消费的低碳、清洁发展, 未来需结合国家电力发展趋势建立起近期、中长期有所区别的电动汽车发展战略, 出台一系列切实可行的发展政策, 确保电动汽车的发展真正实现节能减排。

(1) 从我国交通发展战略上应选择和坚持电动汽车发展路线。从长期来看, 随着清洁能源利用的不断提高, 电动汽车在节约化石能源、替代石油消费、减少温室气体排放、常规污染物排放的效果将逐步体现, 即使是在可再生能源发展相对较缓的情况下, 电动汽车的温室气体排放也将在 2030 年后优于传统汽油车, 常规污染物排放在加大燃煤电厂污染物排放治理, 实施超低排放的情况下得到大幅改善, 因此坚持电动汽车发展是我国减少化石能源利用、应对气候变化、解决大气污染的重要手段。

(2) 电动汽车发展战略的制定应密切结合国家电力发展趋势, 近期、中长期发展战略应有所区别。从近期来看, 目前我国的电力结构决定了电动汽车虽然具有较好的化石能源节能和石油替代效果, 但全生命周期内对煤炭需求的增长会导致温室气体排放量上升, NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ 和 SO₂ 等常规污染物排放大量增加, 对国家应对气候变化, 减少大气污染的发展战略相悖而驰, 因此在近期电动汽车的发展战略制定上, 应相对保持冷静。从未来中长期来看, 应根据国家电力结构发展趋势的不同, 及时调整电动汽车的发展战略, 在 2020~2030 年间开始实施积极的电动汽车发展政策。

(3) 近期对电动汽车的发展应更侧重于推动电动汽车技术的进步及出台相关配套标准、法律法规等。当前，电动汽车在电池技术、续航里程、安全性能方面较传统汽油车仍具有一定差距，还远远无法满足民众出行的期望值；不仅如此，国内在电动汽车生产方面，虽然汽车制造能力和集成能力已达到国际上先进车型的水平，但在电池、电机、电控的研发设计能力上，仍与国际顶尖水平有着较大差距^[229]，国内电动汽车相关技术的研发、创新仍亟待大幅提高，这需要国家予以提供更大的支持力度。此外，电动汽车作为一种区别与传统内燃动力汽车的新车型，其在行车安全、社会管理及保险理赔等方面还存在相关法律法规的缺失，亟待进一步完善。

(4) 推动电动汽车的发展过程中应侧重于新能源及智能电网的建设相结合。电池成本是目前制约电动汽车发展的最大障碍，无独有偶，储能技术同样是制约新能源发展的重大障碍。若两者相互结合，利用电动汽车动力电池在服务于绿色交通出行的同时，为新能源的电力系统提供辅助的存储服务（在电动汽车停驶时即接入电网，作为电网的辅助存储终端之一），并从电力市场中得到相应补偿，将对电动汽车与新能源发展两大领域均有较好的促进作用。

7.3 本章小结

本章在对中长期电动汽车规模化发展的能耗及环境总体影响的基础上，提出了未来中长期我国电动汽车发展的政策建议。

8 结论与展望

8.1 主要研究工作与结论

本文基于对未来中长期电动汽车规模化发展的能源、环境影响进行测算和评价这一研究目标，对三大问题进行了深入研究。一是未来中长期电动汽车发展的趋势；二是在当前情况下，相比于传统汽油车，一辆电动汽车对能源消费及环境的影响；三是未来中长期电动汽车规模化发展情况下，与传统汽油车相比对能源消费及环境的影响。并在此基础上提出了未来中长期我国电动汽车发展的政策建议，为未来国家制定电动汽车的发展路线提供了一定的理论依据。具体研究工作如下：

首先，本文对电动汽车未来的发展趋势进行了研究。鉴于电动汽车发展历程较短，缺乏相关历史保有量数据，传统的汽车保有量预测方法并不适用，本文结合收入分布曲线和情景分析法，构建了电动汽车发展及电力需求预测模型，对未来中长期私人电动汽车发展趋势进行了研究，并对各情景下的电力需求进行了测算。

其次，分别对单辆传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车的能源消费、温室气体排放及常规污染物排放进行了研究。考虑到传统的过程生命周期评价方法存在截断误差，会因系统边界设定的差异而对研究结果产生较大影响，导致研究结果差别较大。因此本文基于混合生命周期方法构建了乘用车全生命周期能源消耗、温室气体排放及污染物排放计算模型，对传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车全生命周期能源消费、温室气体排放和常规污染物排放进行了计算和比较研究。在其中构建电动汽车全生命周期能源消费和环境影响评价模型过程中，将相关配套充电设施建设生命周期纳入到了电动汽车的全生命周期系统边界内，以使对电动汽车全生命周期的研究结果更加完整、精确。

最后，着眼中长期远景，基于情景分析法和混合生命周期模型，对传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车中长期能源消费和环境影响趋势进行了研究和评价，并提出了未来中长期我国电动汽车发展的政策建议。

在上述相关研究工作的基础上，本文得出了如下主要结论：

(1) 未来中长期私人电动汽车有可能出现三种规模化发展趋势，私人电动汽车保有量有可能超过 4 亿辆。

本文基于收入分布曲线和情景分析法分析了未来中长期私人电动汽车有可能出现的三种规模化发展情景：

一是基准情景，即在电动汽车相关技术持续进步，政府支持政策力度不变下的电动汽车发展情景。在此情景下，到 2050 年电动汽车保有量将达到 2.6 亿辆，其中纯电动汽车 2.4 亿辆，插电式混合动力汽车 1534 万辆，届时年需电量约 4185 亿 kWh。

二是在电动汽车相关技术发展较为缓慢，政府支持政策力度降低，民众对电动汽车期望值不高的情况下，电动汽车发展较为缓慢的情景。在此情景下，未来私人汽车仍以传统汽油车为主，届时到 2050 年电动汽车保有量约 1.02 亿辆，其中纯电动汽车 9204 万辆，插电式混合动力汽车 1023 万辆，年需电量 1475 亿 kWh。

三是在电动汽车技术有着突破性进展，民众期望值不断提高，电动汽车实现快速发展的情景。在此情景下未来纯电动汽车将取代传统汽油车成为私人购买汽车的首选，到 2050 年电动汽车的市场占有率将达到 80%，保有量达到 4.09 亿辆，其中纯电动汽车 3.9 亿辆，插电式混合动力汽车 2045 万辆，年需电量将达到 6792 亿 kWh。

(2) 相比于传统汽油车，当前电动汽车在包含燃料周期、车辆周期、充电桩周期的全生命周期能耗仍略高，但其化石能源消费量较少，且对石油的消费明显减少，有利于保障石油安全。

在整个生命周期内，纯电动汽车的能源消费量最高，为 168.1gce/km，略高于传统汽油车和插电式混合动力汽车。从能源消费结构来看，在当前的电源结构下三种汽车的能源消费仍以化石能源为主，其中传统汽油车的化石能源消费占比最高，约占全部能源消费的 97.1%，纯电动汽车和插电式混合动力汽车的化石能源消费占比相对较低，分别占到 85.1%和 89.8%。纯电动汽车的化石能源消费总量略低于传统汽油车，约为传统汽油车的 90.7%；石油消费量明显减小，仅为传统汽油车的 5.7%，但煤炭消费量明显增加，是传统汽油车的 4.5 倍。

(3) 在当前的电源结构下，纯电动汽车的全生命周期温室气体总排放强度是传统汽油车的 1.18 倍。

在燃料周期，虽然 PTW 汽车行驶阶段，纯电动汽车不排放温室气体，而传统汽油车的温室气体排放量达到 228.3gCO₂-eq/km，但在 WTP 上游阶段，电力的温室气体总排放强度是汽油的 10 倍。综合整个 WTW 燃料周期，纯电动汽车的温室气体排放总强度为 342.6 gCO₂-eq/km，是传统汽油车（304.6 gCO₂-eq/km）的 1.12 倍。插电式混合动力汽车的温室气体排放强度处于纯电动汽车和传统汽油车之间，是纯电动汽车的 95.6%，传统汽油车的 1.07 倍。

在车辆周期，纯电动汽车的温室气体排放当量最高，为 93.51gCO₂-eq/km，分别是插电式混合动力汽车、传统汽油车的 1.04 和 1.33 倍。这是由于纯电动汽车在动力电池生产过程中消耗了大量的化石能源，从而导致了更高的温室气体排放。

在充电桩周期，充电桩全生命周期单位里程温室气体排放总当量为 5.29gCO₂-eq/km。

综合整个全生命周期（包括燃料周期、车辆周期、充电桩周期），纯电动汽车的单位里程温室气体排放当量最高，为 441.4 gCO₂-eq/km，分别为传统汽油车和插电式混合动力汽车的 1.18 和 1.04 倍。

（4）目前从全生命周期过程来看，传统汽油车和纯电动汽车对不同常规污染物的排放各有优劣。纯电动汽车的 VOCs 和 CO 排放量低于传统汽油车，而其他五种污染物 HC、NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的排放量则要高于传统汽油车。

在燃料周期，传统汽油车的 VOCs、CO 和 HC 三种污染物的排放量高于纯电动汽车，而 NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 这四种污染物的排放量则是纯电动汽车高于传统汽油车。这是由于汽油在 WTP 阶段的 VOCs 和 HC 排放强度即高于电力，再加上 PTW 阶段汽油燃烧的排放量，从而使得传统汽油车这两种污染物的排放量远高于纯电动汽车；汽油在 WTP 阶段的 CO 排放强度虽然远低于电力，但在 PTW 阶段，CO 是汽油最主要的污染物排放气体之一，在整个 WTW 阶段传统汽油车的 CO 排放量要高于纯电动汽车；纯电动汽车的 NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 排放主要源于 WTP 的发电阶段，传统汽油车则主要源于 PTW 阶段的汽油燃烧，原煤的 S 含量及 N 含量要远高于汽油，SO₂ 和 NO_x 也是火电厂排放的主要大气污染物；目前国四标准下汽油的 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 排放量相对较少，而火电厂在煤炭燃烧过程中会不可避免的产生大量颗粒物，这导致从 WTW 全生命周期的角度考虑，纯电动汽车的 NO_x、SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 排放量要高于传统汽油车。

在车辆周期，动力电池的生产制造同样导致纯电动汽车在车辆过程中的常规污染物排放明显大于传统汽油车和插电式混合动力汽车，纯电动汽车的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别是传统汽油车的 1.6、1.7、1.6、1.5、1.5、1.5 和 1.7 倍，是插电式混合动力汽车的 1.1、1.2、1.1、1.1、1.1、1.1 和 1.2 倍。

在充电桩周期，充电桩全生命周期单位里程的 VOCs、CO、NO_x、SO₂、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 7 种常规大气污染物的排放强度分别为 0.001g/km、0.005g/km、0.025g/km、0.017g/km、0.013g/km、0.06g/km 和 0.0001g/km。

综合整个全生命周期（包括燃料周期、车辆周期、充电桩周期），传统汽油车只有 VOCs 和 CO 两种污染物的排放量高于纯电动汽车，分别是纯电动汽车的 11.5 倍和 1.7 倍；而 NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀、HC 和 SO₂ 排放量均低于纯电动汽车，分别是纯电动汽车的 33.8%、57.7%、53.5%、72.3%和 36.5%。插电式混合动力汽车则介于两者之间。

（5）未来电动汽车对能源的需求受电源结构的影响较大，不同电源结构将

极大的影响电动汽车对煤炭的需求。

如果未来电源结构仍以煤电为主,其规模化发展将在大幅替代石油消费的情况下,增加大量的煤炭及一定的天然气消费。但在高比例可再生能源情景电源结构下(2050年可再生能源占到86%),电动汽车的规模化发展将可实现利用清洁的非化石能源大幅替代石油消费,到2030年左右对煤炭、天然气的需求将达到峰值,并在其后呈下降趋势。电动汽车在基准发展情景下,2050年电动汽车的发展将减少化石能源消费26898万tce,替代石油消费30677万tce,同时煤炭、天然气消费分别减少1475万tce和1089万tce;电动汽车发展受阻情景下将减少化石能源消费11716万tce,替代石油消费10812万tce,同时煤炭、天然气消费分别减少520万tce和384万tce;电动汽车快速发展情景下将减少化石能源消费43654万tce,替代石油消费49787万tce,同时煤炭、天然气消费分别减少2394万tce和1768万tce。

(6)未来随着非化石能源利用的不断提高,电动汽车对温室气体排放的影响将逐步优于传统汽油车。

未来在基准情景电源结构下,电动汽车的温室气体排放随非化石能源利用比例的提升增长幅度有所减小,但整体仍呈增长趋势,其总的温室气体排放量在2030年之前高于传统汽油车,在2030年之后将逐步低于传统汽油车。在电动汽车的基准发展情景下,2050年电动汽车温室气体排放总量将达到7.2亿tCO₂-eq,比同等数量的传统汽油车低9402万tCO₂-eq;电动汽车发展受阻情景下温室气体排放总量为2.9亿tCO₂-eq,比同等数量的传统汽油车低3314万tCO₂-eq;电动汽车快速发展情景下温室气体排放总量将达到11.6亿tCO₂-eq,比同等数量的传统汽油车低1.53亿tCO₂-eq。

未来在高比例可再生能源电源结构下,非化石能源在电源结构中的快速上升使得电力的WTW燃料全生命周期温室气体排放强度快速下降,电动汽车的温室气体排放增幅大幅下降,并在2030年左右达到峰值,其后电动汽车的温室气体排放量随着非化石能源利用的不断提高开始呈现下降趋势,电动汽车各发展情景下的温室气体排放总量均远低于传统汽油车。

(7)未来在以煤电为主的发展情景下,电动汽车的规模化发展将在减少VOCs、CO和HC排放的同时,增加NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀和SO₂排放,但在高比例可再生能源电源结构的情景下,将在2035年后全面减少对环境的影响。

未来在电源结构处于基准情景下,电动汽车基于全生命周期的常规污染物排放量将逐步增大,若电动汽车处于基准发展情景,相比于同等数量的传统汽油车,电动汽车的VOCs、CO和HC排放量将分别减少192.18万t、186.07万t和27.2

万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 136.66 万 t、9.47 万 t、14.28 万 t 和 139.14 万 t; 在电动汽车发展较为缓慢情景下, 电动汽车的 VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 67.74 万 t、65.58 万 t 和 9.6 万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 48.17 万 t、3.34 万 t、5.03 万 t 和 49.04 万 t; 电动汽车快速发展情景下, 电动汽车的 VOCs、CO 和 HC 排放量将分别减少 311.90 万 t、301.98 万 t 和 44.2 万 t, 而 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将分别增加 221.79 万 t、15.38 万 t、23.18 万 t 和 225.82 万 t。

在高比例可再生能源情景下, 电力的全生命周期污染物排放情况将大为好转, NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 SO_2 将在 2035 年左右达到峰值, 其后排放总量成下降趋势。2050 年纯电动汽车的全部常规污染物排放均低于传统汽油车。若考虑煤电厂超低排放的情况 (NO_x 、 SO_2 排放浓度分别不高于 $50\text{mg}/\text{m}^3$ 、 $35\text{mg}/\text{m}^3$), NO_x 、 SO_2 排放量将更低。

(8) 未来需结合国家电力发展趋势建立起近期、中长期有所区别的电动汽车发展战略, 出台一系列切实可行的发展政策, 确保电动汽车的发展真正实现节能减排。

未来从交通发展大战略层面应选择和坚持电动汽车发展路线, 但电动汽车发展战略的制定应密切结合国家电力发展趋势, 近期、中长期发展战略应有所区别, 近期对直接推动电动汽车的大规模市场化发展保持相对冷静, 更加注重于推动电动汽车技术的进步及出台相关配套标准、法律政策等, 未来在 2020~2030 年间结合国家电力结构发展趋势开始实施积极的电动汽车发展政策。

8.2 本文的主要创新点

本文的创新性工作主要包括以下几个方面:

(1) 基于收入分布曲线和情景分析法构建了电动汽车发展及电力需求预测模型, 对未来中长期私人电动汽车发展进行了预测, 并对各情景下的电力需求进行了测算。

(2) 基于混合生命周期方法构建了乘用车全生命周期能源消耗、温室气体排放及污染物排放计算模型, 对传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车全生命周期能源消费、温室气体排放和常规污染物排放进行了计算, 并研究和分析了其变化规律。

(3) 结合当前实际, 构建了纳入充电桩生产、使用、报废等环节的电动汽车全生命周期能源消费和环境影响评价模型, 进一步完善了电动汽车全生命周期

评价方法,并对包含燃料、车辆及充电桩生命周期在内的电动汽车全生命周期环境效益进行了全面的分析和评价,研究和分析了电源结构变化对电动汽车全生命周期环境效益的影响。

(4)着眼中长期远景,基于情景分析法和混合生命周期模型,研究评价了传统汽油车、插电式混合动力汽车和纯电动汽车中长期能源消费和环境影响趋势,并提出了未来中长期我国电动汽车发展的政策建议。

8.3 下一步的研究展望

私人电动汽车的全生命周期计算和评价是一项极为复杂,涉及不同学科交叉的研究工作,需要调查数据繁多,工作量大,耗时长,未来还有许多工作需要进一步开展。

(1)继续搜集和整理具有时效性的我国本地化的相关燃料周期相关数据,近年来,我国发展速度快,技术更新日新月异,涉及到各领域的能源利用效率、燃料产品生产效率、电源结构等相关数据变化较快,要对私人电动汽车的环境影响评价更加准确,必须紧跟时代发展,注重数据更新的时效性。

(2)本文为方便对规模化电动汽车进行研究,在文中的数据主要采用的是基于国内实际情况的平均数据,在今后的研究中可以进行一些实际的案例研究及数据积累,使其更加接近实际情况。

(3)本文在对充电桩全生命周期进行研究的过程中,主要针对的是慢速充电桩,下一步可以将快速充电桩、充电站纳入到全生命周期的评价模型中,进一步增强评价模型的全面性。

参 考 文 献

- [1] 中国国家统计局. 中国统计年鉴2015[M]. 北京: 中国统计出版社, 2015.
- [2] 中国国家统计局. 2015年国民经济和社会发展统计公报[EB/OL]. (2016-02-29)http://www.stats.gov.cn/tjsj/zxfb/201602/t20160229_1323991.html.
- [3] 王庆一. 2015能源数据[R]. 北京: 中国可持续能源项目, 2015.
- [4] 唐杰. 基于全生命周期理论的汽车产品MEP-SC评价研究[D]. 湖南大学, 2012.
- [5] 中国石油集团经济技术研究院. 2015年国内外油气行业发展报告[M]. 北京: 石油工业出版社, 2016.
- [6] 戴彦德, 朱跃中. 重塑能源 实现可持续发展[J]. 中国科学院院刊, 2013(02):239-246.
- [7] 中国环境保护部. 中国环境状况公报(2014)[EB/OL]. (2015-06-04)http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201506/t20150604_302942.htm.
- [8] 王斌. 北京PM2.5来源解析发布, 机动车尾气排放成最主要来源[EB/OL]. (2014-10-31)http://news.xinhuanet.com/local/2014-10/31/c_127164730.htm.
- [9] BP. Statistical Review of World Energy 2015[EB/OL]. (2015-06-20)<http://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.
- [10] 戴彦德, 吕斌, 冯超. “十三五”中国能源消费总量控制与节能[J]. 北京理工大学学报(社会科学版), 2015(01):1-7.
- [11] 宫志鹏. 下世纪的美国汽车——PNGV计划实施情况简介[J]. 世界汽车, 1997(07):1-3.
- [12] 王斌. 美国燃料电池汽车FreedomCAR协作计划[J]. 全球科技经济瞭望, 2003(05):9-11.
- [13] 王晓峰, 周莎. 知己知彼 百战百胜 世界各国电动汽车国家战略及政策分析[J]. 当代汽车, 2010(02):24-29.
- [14] 徐树杰, 董长青. 基于GREET汽车全生命周期能耗排放研究[J]. 汽车工艺与材料, 2014(02):10-13.
- [15] 柴野. 欧洲迈向电动汽车时代[J]. 求知, 2014(05):60-61.
- [16] 苏利阳, 王毅, 陈茜, 等. 未来中国纯电动汽车的节能减排效益分析[J]. 气候变化研究进展, 2013(04):284-290.
- [17] 康利平, Earley Robert. 电动汽车真的节能减排吗? [J]. 新能源汽车, 2011(11):87-89.

- [18] 孔维政, 李琼慧, 汪晓露. 基于全周期能源利用效率的电动汽车节能减排分析[J]. 中国电力, 2012(09):64-67.
- [19] 本报记者王禁. 日本专家炮轰新能源汽车政策 电动汽车一点也不减少碳排放[N]. 证券日报, 2016-02-19.
- [20] 欧训民, 张希良, 覃一宁, 等. 未来煤电驱动电动汽车的全生命周期分析[J]. 煤炭学报, 2010(01):169-172.
- [21] 施晓清, 李笑诺, 杨建新. 低碳交通电动汽车碳减排潜力及其影响因素分析[J]. 环境科学, 2013,34(1):385-394.
- [22] 国家财政部, 国家科技部. 关于开展节能与新能源汽车示范推广试点工作的通知[Z]. 2009.
- [23] 国家财政部, 国家科技部, 国家工业和信息化部, 等. 关于继续开展新能源汽车推广应用工作的通知[Z]. 2013.
- [24] 国家财政部, 国家科技部, 国家工业和信息化部, 等. 关于进一步做好新能源汽车推广应用工作的通知[Z]. 2013.
- [25] 北京市科学技术委员会, 北京市发展和改革委员会, 北京市经济和信息化委员会, 等. 关于印发《北京市示范应用新能源小客车管理办法》(2015年修订)的通知[Z]. 2015.
- [26] 国务院. 国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要[Z]. 2016.
- [27] 国务院. 国民经济和社会发展第十二个五年规划纲要[Z]. 2011.
- [28] 李克强. 政府工作报告——2015年3月5日在第十二届全国人民代表大会第三次会议上[Z]. 2015.
- [29] 李克强. 政府工作报告——2016年3月5日在第十二届全国人民代表大会第四次会议上[Z]. 2016.
- [30] 国务院. 国务院关于印发节能减排“十二五”规划的通知[Z]. 2012.
- [31] 国务院. 国务院关于加快发展节能环保产业的意见[Z]. 2013.
- [32] 国务院. 国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知[Z]. 2013.
- [33] 中国汽车技术研究中心, 投资有限公司日产中国, 东风汽车有限公司. 中国新能源汽车产业发展报告(2014) [M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2014.
- [34] Gu L J, Lin B R, Gu D J, et al. An endpoint damage oriented model for life cycle environmental impact assessment of buildings in China[J]. Science Bulletin, 2008,53(23):3762-3769.
- [35] Levasseur A, Cavalett O, Fuglestvedt J S, et al. Enhancing life cycle impact assessment from climate science: Review of recent findings and recommendations for application to LCA[J]. Ecological Indicators, 2016,71(12):163-174.

- [36] SETAC. A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment [M]. Pensacola F L: SETAC Press, 1993.
- [37] ISO. ISO 14040 Life Cycle Assessment--Principles and Framework[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 1997.
- [38] 顾道金. 建筑环境负荷的生命周期评价[D]. 北京: 清华大学, 2006.
- [39] 曹华林. 产品生命周期评价(LCA)的理论及方法研究[J]. 西南民族大学学报(人文社科版), 2004(02):281-284.
- [40] 霍李江. 生命周期评价(LCA)综述[J]. 中国包装, 2003(01):19-23.
- [41] 谷立静. 基于生命周期评价的中国建筑行业环境影响研究[D]. 清华大学, 2009.
- [42] ISO. ISO 14040 Environment management-life cycle assessment: principles and framework[S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [43] ISO. ISO 14044 Environment management-life cycle assessment: requirements and guidelines [S]. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [44] 肖定全, 廖军. 材料生态循环评估体系(LCA)的应用与展望[J]. 材料导报, 1995(05):9-11.
- [45] 席德立, 彭小燕. LCA中清单分析数据的获得[J]. 环境科学, 1997(05):86-89.
- [46] 中华人民共和国质量技术监督局. GB/T 24040-1999 环境管理—生命周期评价—原则与框架[S]. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [47] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. GB/T 24041-2000 环境管理—生命周期评价—目的与范围的确定和清单分析[S]. 北京: 中国标准出版社, 2000.
- [48] 中华人民共和国国家标准化管理委员会. GB/T 24042-2002 环境管理—生命周期评价—生命周期影响评价[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [49] 中华人民共和国国家标准化管理委员会. GB/T 24043-2002 环境管理—生命周期评价—生命周期解释[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [50] Joshi S. Product environmental life cycle assessment using input-output techniques [J]. Journal of Industrial Ecology, 1999,3(2-3):95-120.
- [51] Mattila T J, Pakarinen S, Sokka L. Quantifying the total environmental impacts of an industrial symbiosis—A comparison of process, hybrid and input-output life cycle assessment[J]. Environmental Science & Technology, 2010,44(11):4309-4314.
- [52] Chen G Q, Chen Z M. Carbon emissions and resources use by Chinese economy 2007: A 135-sector inventory and in-pu t out-pu t embodiment [J].

- Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation, 2010,15(11): 3647-3732.
- [53] Hou P, Wang H T, Zhu Y G, et al. Chinese scarcity factors of resources/energy and their application in life cycle assessment[J]. Journal of Natural Resources, 2012,27(9):1572-1579.
- [54] Heintz B, BaisnEE P F. System boundaries[R]. Brussels, Belgium: SETAC, 1992.
- [55] Weidema B P. Development of a method for product life cycle assessment with special references to food products (summary)[D]. Lyngby, Denmark: Technical University of Denmark, 1993.
- [56] Curran M A, Mann M, Norris G. Report on the international workshop on electricity data for life cycle inventories[EB/OL]. (2013-04-07)<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1001NRO.pdf>.
- [57] Thomassen M A, Dalgaard R, Heijungs R, et al. Attributional and consequential LCA of milk production[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2008,13(4):339-349.
- [58] Zamagni A, Guinée J, Heijungs R, et al. Lights and shadows in consequential LCA [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2012,17(7):904-918.
- [59] 郭焱, 刘红超, 郭彬. 产品生命周期评价关键问题研究评述[J]. 计算机集成制造系统, 2014(05):1141-1148.
- [60] PRé. LCA data in SimaPro[EB/OL]. (2009-02-03)http://www.pre.nl/simapro/inventory_databases.htm.
- [61] Curran M A, Notten P. Summary of global life cycle inventory data resources[EB/OL].(2009-02-03)http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/pdfs/summary_of_global_lci_data_resources.pdf.
- [62] Bilec M M. A hybrid life cycle assessment model for construction processes[D]. Pittsburgh, United States: University of Pittsburgh, 2007.
- [63] Sharrard A L. Greening construction processes using an input-output-based hybrid life cycle assessment method[D]. Pittsburgh, United States: Carnegie Mellon University, 2007.
- [64] Lenzen M. Errors in conventional and input- output - based life- cycle inventories[J]. Journal of Industrial Ecology, 2008,4(4):127-148.
- [65] Suh S, Lenzen M, Treloar G J, et al. System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches[J]. Environmental Science & Technology,

- 2004,38(3):657-664.
- [66] Bullard C W, Penner P S, Pilati D A. Net energy analysis-handbook for combining process and input-output analysis [J]. Resource Energy, 1978,1(3):267- 313.
- [67] Hocking M B. Paper versus polystyrene: A complex choice[J]. Science, 1991,251(4993):504-505.
- [68] Camo B. Paper versus polystyrene: Environmental impact[J]. Science, 1991,252(5011):1361-1362.
- [69] 杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京: 气象出版社, 2000.
- [70] 董志强, 马晓茜, 张凌, 等. 天然气利用对环境影响的生命周期分析[J]. 天然气工业, 2003(06):126-130.
- [71] 邹治平, 马晓茜, 赵增立, 等. 水力发电工程的生命周期分析[J]. 水力发电, 2004(04):53-55.
- [72] 蒋金良, 马晓茜. 基于生命周期评价的不同电源对环境影响的比较[J]. 电站系统工程, 2004(03):26-28.
- [73] 周和敏. 钢铁材料生产过程环境协调性评价研究[D]. 北京工业大学, 2001.
- [74] 刘江龙. 可持续发展:材料的环境评价方法[J]. 国际学术动态, 1997(08):35-36.
- [75] 刘顺妮, 林宗寿, 张小伟. 硅酸盐水泥的生命周期评价方法初探[J]. 中国环境科学, 1998(04):41-45.
- [76] 龚志起. 建筑材料生命周期中物化环境状况的定量评价研究[D]. 清华大学, 2004.
- [77] 陈文娟, 聂祚仁, 王志宏. 中国平板玻璃生命周期清单与特征化[J]. 中国建材科技, 2006(03):54-58.
- [78] 陈庆文, 马晓茜. 建筑陶瓷的生命周期评价[J]. 中国陶瓷, 2008(07):36-39.
- [79] 陈红, 郝维昌, 石凤, 等. 几种典型高分子材料的生命周期评价[J]. 环境科学学报, 2004(03):545-549.
- [80] 郑秀君, 胡彬. 我国生命周期评价(LCA)文献综述及国外最新研究进展[J]. 科技进步与对策, 2013(06):155-160.
- [81] Lave L B. Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges[J]. Environmental Science Technology, 1995,29(9):420A-426A.
- [82] Hendrickson C T, Lave L B, Matthews H S. Matthews H S. Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input-Output Approach[M]. Washington D C: Resources for the Future Press, 2006.

- [83] Leontief W. Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach[J]. *Review of Economics and Statistics*, 1970,52(3):262-271.
- [84] Leontief W. *Input-Output Economics*[M]. New York: Oxford University Press, 1986.
- [85] Breuil J M. Input-output analysis and pollutants emissions in France[J]. *Energy Journal*, 1992,13(3):173-184.
- [86] Gerilla G P, Teknomo K, Hokao K. An environmental assessment of wood and steel reinforced concrete housing construction[J]. *Building and Environment*, 2007,42(7):2778-2784.
- [87] Zhou S Y, Chen H, Li S C. Resources use and greenhouse gas emissions in urban economy: Ecological input-output modeling for Beijing 2002[J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010,15(10):3201-3231.
- [88] 计军平, 刘磊, 马晓明. 基于EIO-LCA模型的中国部门温室气体排放结构研究[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2011(04):741-749.
- [89] Zhang Q, Karney B, Maclean H L, et al. Life-cycle inventory of energy use and greenhouse gas emissions for two hydropower projects in China[J]. *Journal of Infrastructure Systems*, 2007,13(4):271-279.
- [90] Chen Z M, Chen G Q, Zhou J B, et al. Ecological input-output modeling for embodied resources and emissions in Chinese economy 2005[J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2010,15(7):1942-1965.
- [91] Zhang Q, Karney B, Maclean H L, et al. Life-cycle inventory of energy use and greenhouse gas emissions for two hydropower projects in China[J]. *Journal of Infrastructure Systems*, 2007,13(4):271-279.
- [92] 周江波. 国民经济的体现生态要素核算[D]. 北京: 北京大学, 2008.
- [93] Chen G Q, Zhang B. Greenhouse gas emissions in China 2007: Inventory and input-output analysis[J]. *Energy Policy*, 2010,38(10):6180-6193.
- [94] Moriguchi Y, Kondo Y, Shimizu H. Analyzing the life cycle impact of cars: The case of CO₂ [J]. *Industry & Environment*, 1993,16(01):42-45.
- [95] Omar W M S W, Doh J, Panuwatwanich K, et al. Assessment of the embodied carbon in precast concrete wall panels using a hybrid life cycle assessment approach in Malaysia[J]. *Sustainable Cities and Society*, 2014,10:101-111.
- [96] Meylan G, Ami H, Spoerri A. Transitions of municipal solid waste management.

- Part II: Hybrid life cycle assessment of Swiss glass-packaging disposal[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2014,86:16-27.
- [97] Yue W, Cai Y, Rong Q, et al. A hybrid life-cycle and fuzzy-set-pair analyses approach for comprehensively evaluating impacts of industrial wastewater under uncertainty[J]. Journal of Cleaner Production, 2014,80:57-68.
- [98] Zhao Y, Onat N C, Kucukvar M, et al. Carbon and energy footprints of electric delivery trucks: A hybrid multi-regional input-output life cycle assessment[J]. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2016,47:195-207.
- [99] Wolfram P, Wiedmann T, Diesendorf M. Carbon footprint scenarios for renewable electricity in Australia[J]. Journal of Cleaner Production, 2016,124:236-245.
- [100] Rodríguez-Alloza A M, Malik A, Lenzen M, et al. Hybrid input - output life cycle assessment of warm mix asphalt mixtures[J]. Journal of Cleaner Production, 2015,90:171-182.
- [101] Suh S, Lenzen M, Treloar G J, et al. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches[J]. Environmental Science & Technology, 2004,38(03):657-664.
- [102] Joshi S. Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques[J]. Journal of Industrial Ecology, 1999,3(2-3):95-120.
- [103] Heijung R, Suh S. The Computational Structure of Life Cycle Assessment[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2002,7(5):314-322.
- [104] Chen G Q, Yang Q, Zhao Y H, et al. Nonrenewable energy cost and greenhouse gas emissions of a 1.5 MW solar power tower plant in China[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2011,15(4):1961-1967.
- [105] 李小环, 计军平, 马晓明, 等. 基于EIO-LCA的燃料乙醇生命周期温室气体排放研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2011(06):1081-1088.
- [106] Wang C, Zhang L, Liu J. Cost of non-renewable energy in production of wood pellets in China[J]. Frontiers of Earth Science, 2013,7(2):199-205.
- [107] Wang C B, Zhang L X, Yang S Y, et al. A Hybrid Life-Cycle Assessment of Nonrenewable Energy and Greenhouse-Gas Emissions of a Village-Level Biomass Gasification Project in China[J]. Energies, 2012,5(8):2708-2723.
- [108] Zhang L X, Wang C B, Song B. Carbon emission reduction potential of a typical household biogas system in rural China[J]. Journal of Cleaner Production, 2013,47(5):415-421.

- [109] Zhai P, Williams E D. Dynamic hybrid life cycle assessment of energy and carbon of multicrystalline silicon photovoltaic systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010,44(20):7950-7955.
- [110] Shao L, Wu Z, Zeng L. Embodied energy assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland[J]. *Ecological Modelling*, 2013,25(2):63-71.
- [111] Shao L, Chen G Q, Chen Z M, et al. Systems accounting for energy consumption and carbon emission by building[J]. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 2014,19(6):1859-1873.
- [112] Chang Yuan. Double-Tier Computation of Input-Output Life Cycle Assessment Based on Sectoral Disaggregation and Process Data Integration[D]. Graduate School of the University of Florida, 2012.
- [113] Lorenz D, Morris D. How much energy does it take to make a gallon of ethanol?[M]. Washington DC, US: Institute for Local-SelfReliance, 1995.
- [114] González B, Adenso-Dí Az B, González-Torre P L. A fuzzy logic approach for the impact assessment in LCA[J]. *Resources Conservation & Recycling*, 2002,37(1):61-79.
- [115] Treloar G J. Extracting Embodied Energy Paths from Input - Output Tables: Towards an Input - Output-based Hybrid Energy Analysis Method[J]. *Economic Systems Research*, 1997,9(4):375-391.
- [116] Deluchi M A. Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity-Volume 1: Main Text[R].Center for Transportation Research of Argonne National Laboratory, 1991.
- [117] Deluchi M A. Emissions of Greenhouse Gases from the Use of Transportation Fuels and Electricity-Volume 2: Appendixes A-S[R].Center for Transportation Research of Argonne National Laboratory, 1993.
- [118] Cohn R S. Electric Vehicle Life Cycle Analysis[M]. Cambridge, MA MIT, 1994.
- [119] Eriksson E, Blinge M, Lövgren G. Life cycle assessment of the road transport sector[J]. *The Science of the Total Environment*, 1996,189(96):69-76.
- [120] Schweimer G W, Schuckert M. Life Cycle Inventory of a Golf[R]. Germany:Volkswagen AG, Wolfsburg: 1996.
- [121] Weiss M A, Heywood J B, Drake E M, et al. On The Road In 2020 - A life-cycle analysis of new automobile technologies[R]. Energy Laboratory: 2000.
- [122] Schweimer G W, Levin M. Life Cycle Inventory for the Golf A4[R]. Germany: 2000.

- [123] Volkswagen A G. The Golf Environmental Commendation - Background Report[R]. Germany: Volkswagen A G Group Research, 2008.
- [124] Volkswagen A G. The Caddy Environmental Commendation Background Report[R]. Germany: Volkswagen A G Group Research, 2010.
- [125] GAGVA. The Golf Environmental Commendation - Background Report[R]. Germany: Volkswagen AG Group Research, 2012.
- [126] GM. Well-to-Wheel Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems - North American analysis Volume 3[R]. U.S.: General Motor Corporation, 2001.
- [127] GM. Well-to-Wheel Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems - North American analysis Volume 1[R]. U.S.: General Motor Corporation, 2001.
- [128] GM. Well-to-Wheel Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems - North American analysis Volume 2[R]. U.S.: General Motor Corporation, 2001.
- [129] Wang M Q. Development and Use of GREET 1.6 Fuel-Cycle Models for Transportation Fuels and Vehicle Technologies[R]. U.S.: Center for Transportation Research of Energy Systems Division of Argonne National Laboratory, 2001.
- [130] Wang M Q. Well-to-Wheels energy use and GHG emissions of advanced fuel/vehicles system-North American analysis[R]. U.S.: Center for Transportation Research of Energy Systems Division of Argonne National Laboratory, 2001.
- [131] Choudhury R, Wurster R, Schindler J, et al. GM Well-to-Wheel Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems-A European Study[R]. Ottobrunn: 2002.
- [132] EUCAR, CONCAWE, JRC. Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context[R]. London: 2006.
- [133] Campanari S, Manzolini G, Iglesia F G D L. Energy analysis of electric vehicles using batteries or fuel cells through well-to-wheel driving cycle simulations[J]. Journal of Power Sources, 2009,186(2):464-477.
- [134] Silva C, Ross M, Farias T. Evaluation of energy consumption, emissions and cost of plug-in hybrid vehicles [J]. Energy Conversion & Management, 2009,50(7):1635-1643.
- [135] Bossche P V D, Mierlo J V, Matheys J. Battery Environmental Analysis[J].

- Electric and Hybrid Vehicles, 2010,30(12):347-374.
- [136] Sharma R, Manzie C, Bessede M, et al. Conventional, hybrid and electric vehicles for Australian driving conditions. Part 2: Life cycle CO₂-e emissions[J]. Transportation Research Part C, 2013,28(3):63-73.
- [137] Daimler A G. Life cycle Environmental Certificate for the E-Class[R]. Germany: Daimler A G, 2009.
- [138] Daimler A G. Life cycle Environmental Certificate for the S-400 Hybrid[R]. Germany: Daimler A G, 2009.
- [139] Daimler A G. Life cycle Environmental Certificate Mercedes-Benz C-Class[R]. Germany: Daimler A G, 2013.
- [140] Toyota. Prius Environmental Declaration[R]. Europe: Toyota Motor Corporation, 2009.
- [141] Kreucher W M, Han W, Schuetzle D, et al. Economic, Environmental and Energy Life-Cycle Assessment of Coal Conversion to Automotive Fuels in China[R]. Sae Technical Papers, 1998.
- [142] Ou X, Yan X, Zhang X, et al. Life-cycle analysis on energy consumption and GHG emission intensities of alternative vehicle fuels in China[J]. Applied Energy, 2012,90(1):218-224.
- [143] Zhou G, Ou X, Zhang X. Development of electric vehicles use in China: A study from the perspective of life-cycle energy consumption and greenhouse gas emissions[J]. Energy Policy, 2013,59(3):875-884.
- [144] Ou X, Zhang X, Chang S, et al. Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People's Republic of China[J]. Applied Energy, 2009,86(9):S197-S208.
- [145] Ou X, Zhang X, Chang S. Alternative fuel buses currently in use in China: Life-cycle fossil energy use, GHG emissions and policy recommendations[J]. Energy Policy, 2010,38(1):406-418.
- [146] 胡志远, 谭丕强, 楼狄明, 等. 不同原料制备生物柴油生命周期能耗和排放评价[J]. 农业工程学报, 2006(11):141-146.
- [147] 胡志远, 谭丕强, 楼狄明. 车用汽油替代燃料生命周期能源消耗和排放评价[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2007,35(8):1099-1103.
- [148] 吴锐, 任玉珑, 雍静, 等. 4种天然气基汽车燃料的生命周期3E评价[J]. 系统工程理论与实践, 2004(09):114-120.
- [149] 刘宏, 王贺武, 罗茜, 等. 纯电动汽车生命周期3E评价及微型化发展[J]. 交通

- 科技与经济, 2007(06):45-48.
- [150] 黄颖, 计军平, 马晓明. 基于EIO-LCA模型的纯电动轿车温室气体减排分析[J]. 中国环境科学, 2012(05):947-953.
- [151] Ji S, Cherry C R, M J B, et al. Electric vehicles in China: emissions and health impacts[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012,46(4):2018-2024.
- [152] 易红宏, 朱永青, 王建昕, 等. 含氧生物质燃料的生命周期评价[J]. 环境科学, 2005(06):30-34.
- [153] 李飞龙, 郭孔辉, 杨沿平, 等. 基于GREET模型的汽车材料轻量化能耗评价研究[J]. 中国机械工程, 2013(05):681-685.
- [154] 宋宁, 张凯山. 建立在生命周期分析之上的城市机动车能源结构优化[J]. 环境科学学报, 2013(12):3391-3398.
- [155] 徐树杰, 董长青. 基于GREET汽车全生命周期能耗排放研究[J]. 汽车工艺与材料, 2014(02):10-13.
- [156] 王恩慈, 范松, 吴雪斌, 等. 基于GREET模型的新能源汽车污染排放特征分析[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2016:1-12.
- [157] 中国汽车工业协会. 2015年新能源汽车销量33万辆 [EB/OL]. (2016-01-14) <http://mt.sohu.com/20160114/n434537559.shtml>.
- [158] Becker T A, Pi I S, Tenderich B. Electric Vehicles in the United States: A New Model with Forecasts to 2030 A New Model with Forecasts to 2030[R]. Berkeley: Center for Entrepreneurship & Technology (CET), Technical Brief, University of California, 2009.
- [159] Xing Y, Zhu G. Charging Power Forecasting for Electric Vehicle Based on Statistical Model: 5th International Conference on Electricity Distribution, 2012[C].
- [160] 沈中元. 利用收入分布曲线预测中国汽车保有量[J]. 中国能源, 2006(08):11-15.
- [161] 许璐娜. 2015年底全国机动车保有量2.79亿, 平均每百户有31辆私家车 [EB/OL]. (2016-01-25) http://china.cnr.cn/gdgg/20160125/t20160125_521231828.shtml.
- [162] Pasaoglu G, Zubaryeva A, Fiorello D, et al. Analysis of European mobility surveys and their potential to support studies on the impact of electric vehicles on energy and infrastructure needs in Europe[J]. *Technological Forecasting & Social Change*, 2014,87(9):41-50.
- [163] 国务院. 国务院关于印发节能与新能源汽车产业发展规划(2012-2020年)的

- 通知[Z]. 2012.
- [164] Wei S, Han W, Chock D, et al. Well-to-wheels life-cycle analysis of alternative fuels and vehicle technologies in China[J]. 2012,49(1):296-307.
- [165] Samaras C, Meisterling K. Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Plug-in Hybrid Vehicles: Implications for Policy[J]. Environmental Science & Technology, 2008,42(9):3170- 3176.
- [166] 李楠楠. 插电式混合动力汽车燃料周期能源消耗与气体排放研究[D]. 吉林: 吉林大学, 2014.
- [167] 钟契夫. 投入产出原理及其应用[M]. 北京: 中国社会科学出版社, 1982.
- [168] Leontief W. Input-output economies[M]. NewYork: Oxford University Press, 1966.
- [169] 陈锡康. 投入产出方法[M]. 北京: 人民出版社, 1983.
- [170] Miller R E, Blair P D. Input-Output Analysis: Foundations and Extensions [M]. London: Cambridge UniversityPress, 1985.
- [171] Gowdy J M, Miller J L. Energy use in the U.S. service sector: An input-output analysis[J]. Energy, 1987,12(7):555-562.
- [172] 戴杜. 基于混合建模的生命周期评价方法[D]. 上海交通大学机械工程, 2006.
- [173] 中国国家标准化管理委员会. GB/T 29317-2012 电动汽车充换电设施术语[S]. 中国标准出版社, 2012.
- [174] 叶建红, 陈小鸿. 纯电动汽车供能策略研究[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2011(10):1531-1536.
- [175] 尹强. 中国加油站行业发展前景预测[J]. 商业研究, 2012(10):155-160.
- [176] 尹强. 我国加油站行业的国际比较及发展前景分析[J]. 石油库与加油站, 2013,22(2):31-36.
- [177] 欧训民, 张希良. 中国车用能源技术路线全生命周期分析[M]. 北京: 清华大学出版社, 2011.
- [178] 国家环保部. 大气挥发性有机物源排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [179] 熊蔚立, 黄伟. 氮氧化物(NOx)危害及其污染防治[J]. 湖南电力, 2002,22(1):61-62.
- [180] IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. London: Cambridge University Press, 2013.
- [181] 山东省质量技术监督局. DB37/832-2007 吨原煤生产综合能耗限额[S]. 2007.
- [182] 中国国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴2015[M]. 北京: 中国统计出

- 版社, 2016.
- [183] 中国煤炭工业协会. 2014中国煤炭工业发展研究报告[M]. 北京: 中国经济出版社, 2014.
- [184] 中国交通运输部. 2015中国交通运输统计年鉴[M]. 北京: 人民交通出版社, 2015.
- [185] 中国化工节能技术协会. 中国石油和化工行业节能进展报告2014[M]. 北京: 化学工业出版社, 2015.
- [186] 中国石油集团经济技术研究院. 2014年国内外油气行业发展报告[M]. 北京: 石油工业出版社, 2015.
- [187] 李由. 中亚天然气管道累计输气逾十亿方, 正兴建D线[EB/OL]. (2014-11-15)http://news.xinhuanet.com/energy/2014-11/15/c_127213464.html.
- [188] 中国石油新闻中心. 写在中缅天然气管道(缅甸段)投产通气之际[EB/OL]. (2013-07-30) <http://news.cnpc.com.cn/system/2013/07/30/001440030.shtml>.
- [189] 中国电力年鉴编委会. 2014 中国电力年鉴[M]. 北京: 中国电力出版社, 2015.
- [190] 罗晓梅, 黄鲁成. 燃油汽车与纯电动车能源足迹实证研究[J]. 中国人口.资源与环境, 2014(09):84-90.
- [191] 朱一方. 混合动力汽车制造过程的能源消耗与环境影响评价[D]. 吉林大学, 2012.
- [192] Hawkins T R, Gausen O M, Strømman A H. Environmental impacts of hybrid and electric vehicles—a review[J]. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2012,17(8):997-1014.
- [193] Hawkins T R, Singh B, Strømman G, et al. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles[J]. 2013,17(1):158-160.
- [194] Zamel N, Li X. Life cycle analysis of vehicles powered by a fuel cell and by internal combustion engine for Canada[J]. *Journal of Power Sources*, 2006,155(2):297-310.
- [195] Castro M B G, Remmerswaal J A M, Reuter M A. Life cycle impact assessment of the average passenger vehicle in the Netherlands[J]. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2003,8(5): 297-304.
- [196] 李书华. 电动汽车全生命周期分析及环境效益评价[D]. 吉林大学, 2014.
- [197] May B W. Comparing the Benefits and Impacts of Hybrid Electric Vehicle Options. Final Report. Electric Power Research Institute[R]. USA: 2001.
- [198] CTA. Automotive Systems Cost Model (ASCM)[R]. U.S.: Department of Energy,

FreedomCAR and Vehicle Technologies Program: 2005.

- [199] 史占国. 生态足迹评价与物质流分析方法在汽车产业中的应用[D]. 武汉理工大学, 2007.
- [200] 宋辉, 刘新建. 中国能源利用投入产出分析[M]. 北京: 中国市场出版社, 2013.
- [201] 国家统计局. GB/T 4754-2011 国民经济行业分类与代码[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
- [202] 丁玲. 电动汽车用动力电池发展综述[J]. 电源技术, 2015(07):1567-1569.
- [203] 丁玲. 锂离子动力电池正极材料发展综述[J]. 电源技术, 2015(08):1780-1782.
- [204] Gallagher K G, Trask S E, Bauer C, et al. Optimizing Areal Capacities through Understanding the Limitations of Lithium-Ion Electrodes[J]. Journal of the Electrochemical Society, 2016,163(2): A138-A149.
- [205] 中国汽车技术研究中心, 投资有限公司日产中国, 东风汽车有限公司. 中国新能源汽车产业发展报告(2015) [M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2015.
- [206] 中国汽车技术研究中心, 投资有限公司日产中国, 东风汽车有限公司. 中国新能源汽车产业发展报告(2016) [M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2016.
- [207] 墨柯. 2016年锂电池成本可能上升[N]. 新能源汽车报, 2016-01-27.
- [208] 周亚兰, 龚本刚, 张孝琪. 汽车生产过程中能源消耗的碳排放计算与分析[J]. 巢湖学院学报, 2014(03):92-98.
- [209] Galitsky C, Worrell E. Energy efficiency improvement and cost saving opportunities for the vehicle assembly industry[R]. U.S.: Environmental Protection Agency, 2008.
- [210] Schuckert M, Saur K, Florin H, et al. Life cycle analysis: Getting the total picture on vehicle engineering alternatives[J]. Automotive Engineering International, 1996,104(3):49-52.
- [211] Zamel N, Li X. Life cycle comparison of fuel cell vehicles and internal combustion engine vehicles for Canada and the United States[J]. Journal of Power Sources, 2006,162(2):1241-1253.
- [212] IPCC. 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory[M]. WMO: Intergovernmental Panel on Climate Change, 1996.
- [213] IPCC. 2006年IPCC国家温室气体清单指南[M]. 日本: Hayama全球环境战略研究所出版社, 2006.
- [214] 国家发展和改革委员会. 省级温室气体清单编制指南(试行)[Z]. 2011.
- [215] EEA. EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook-2006 [EB/OL].

- (2006-12-21)[http:// reports.eea.europa.eu/EMEP_CORINAIR4/en/page002.html](http://reports.eea.europa.eu/EMEP_CORINAIR4/en/page002.html).
- [216] 第一次全国污染源普查资料篡委员会. 第一次全国污染源普查工业污染源产排污系数手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [217] 国家环保部. 大气细颗粒物一次源排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [218] 国家环保部. 大气氨源排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [219] 国家环保部. 大气污染源优先控制分级技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [220] 国家环保部. 大气可吸入颗粒物一次源排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [221] 国家环保部. 道路机动车大气污染物排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [222] 国家环保部. 非道路移动源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [223] 国家环保部. 生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [224] 国家环保部. 扬尘源颗粒物排放清单编制技术指南(试行)[Z]. 2014.
- [225] Ou X, Zhang X, Chang S. Alternative fuel buses currently in use in China Life-cycle fossil energy use, GHG emissions and policy recommendations[J]. Energy Policy, 2010,38(1):406-418.
- [226] 吉奕康. 北京市大气污染物排放清单的建立及对雾霾天气的初步研究[D]. 北京交通大学, 2015.
- [227] 柯伯俊. 四川省大气污染源排放清单研究[D]. 西南交通大学, 2014.
- [228] 赵斌, 马建中. 天津市大气污染源排放清单的建立[J]. 环境科学学报, 2008(02):368-375.
- [229] 谢旭轩, 刘坚. 我国电动汽车发展面临障碍及政策建议[J]. 中国能源, 2014(08):15-18.

致 谢

时光冉冉，数年博士生涯即将结束，回首过往，历经坎坷。论文完结，提笔致谢，满腹感激，无以言表，仅以下文聊表感激之心。

首先感谢的是两位授业恩师——徐志强教授和戴彦德研究员。徐教授治学严谨，待学生温和而不失严格，与教授相处，如沐春风。感谢您自我入学伊始，选课、论文选题、开题、直至最终定稿，一步步予以跟踪指导，确保了研究质量和进度；更要感谢您秉承因材施教的培养理念，为我制定了更加灵活的学习方式，提供了更适合我的学习机会。您对学生的严格要求，将使我终生受益。

还记得刚决定赴京继续学业时的迷茫与懵懂，也正是在那时，有幸认识了您——国家发改委能源研究所所长戴彦德研究员，是您给我点亮了一盏照亮前程的灯塔，带我走上了能源经济的研究之路。你是我的授业恩师，更是人生导师，身为恩师，胜如亲人，在来京的多年里，从生活、学业，到研究工作，均给了我无微不至的关怀。您一次次细心、耐心、睿智的谆谆教导，督促学生一步步成长，也让我在北京有了一个小小的家。我的每一步成长都渗透着您的心血与关怀，教生如子亦无法形容您对学生的关爱之情，让我无法释怀的，是学生的懵懂浪费了您许多的心血。学生对您的感激、尊敬之情无以言表，唯有再次郑重鞠躬道一声，谢谢您！

还有一个人，他是我生活中的益友，学业上的导师，他是我的师兄——国家发改委能源研究所吕斌副研究员。师兄待我亦师亦友，在学业上，亲身教导我如何研究、写作、演讲；在生活中，与我无话不谈，分享喜悦，排解苦闷。感谢您对我的指导和帮助，您是我最好的榜样！

博士学习生活中，我有一大半时间是在国家发改委能源研究所做实习研究工作，衷心感谢所里各位老师对我的指导和帮助。感谢国电环保科技集团的孟辉以及我的师弟吴凡，感谢你们的支持与帮助。感谢论文评审和答辩的各位专家和老教师，感谢你们的宝贵建议。

真心的感谢我的家人和所有的亲人。感谢我的父母、妻子，是你们在背后的无私支持，让我能够在而立之年安心学业，你们为这个家付出了太多太多；感谢我的儿子，你是我们家的梦想，是开心果，带来了无限的欢乐；感谢我的岳父岳母，感谢你们的信任和支持。最后，感谢所有未能提及到的给予我支持、鼓励和帮助的亲人、老师、同学和朋友们，谢谢大家！

冯 超

2016年12月于北京

附录 A 主要符号对照表

缩写	中文名称及英文全称
ALCA	归因全生命周期评价 (Attributional Life Cycle Assessment)
ANL	美国阿贡国家实验室 (Argonne National Laboratory)
CD	电量下降阶段 (Charge Depletion)
CLCA	归果全生命周期评价 (Consequential Life Cycle Assessment)
CS	电量维持阶段 (Charge Sustaining)
EIO LCA	投入产出生命周期评价 (Economic Input-output Life Cycle Assessment)
FCV	燃料电池汽车 (Fuel cell vehicle)
GDP	国内生产总值 (Gross Domestic Product)
GICEV	传统汽油内燃机车 (Gasoline internal combustion engine vehicle)
HEV	混合动力汽车 (Hybrid electric vehicle)
HLCA	混合生命周期评价 (Hybrid Life Cycle Assessment)
IHLCA	集成混合生命周期评价 (Integrated Hybrid LCA)
IOHLCA	基于投入产出的混合生命周期评价 (Input-Output based Hybrid LCA)
LC	全生命周期 (Life Cycle)
LCA	全生命周期评价 (Life Cycle Assessment)
LCC	生命周期成本分析 ((Life Cycle Costing)
LCI	生命周期清单 (Life Cycle Inventory)
LCIA	生命周期影响评价 (Life Cycle Impact Assessment)
LCSA	全生命周期可持续性评价 (Life Cycle Sustainability Assessment)
OECD	经济合作与发展组织(Organization for Economic Co-operation and Development)
PEV	纯电动汽车 (Pure electric vehicle)
PHEV	插电式混合动力汽车 (Plug-in hybrid electric vehicle)
PLCA	过程生命周期评价 (Process-based Life Cycle Assessment)
PTW	从油箱到车轮 (Pump to Wheels)
THLCA	分层混合生命周期评价 (Tiered Hybrid LCA)
WTP	从油井到油箱 (Well to Pump)
WTW	从车轮到油井(Well to Wheels)

附录 B 能源计量单位换算表

能源名称	平均低位发热量	折标准煤系数
原 煤	20908kJ(5000kcal)/kg	0.7143 kgce/kg
洗 精 煤	26344kJ(6300kcal)/kg	0.9000 kece/kg
洗 中 煤	8363kJ/(2000kcal)/kg	0.2857 kgce/kg
煤 泥	8363~12545kJ/(2000~3000kcal)/kg	0.2857~0.4286 kgce/kg
焦 炭	28435kJ/(6800kcal)/kg	0.9714 kgce/kg
原 油	41816kJ/(10000kcal)/kg	1.4286 kgce/kg
燃 料 油	41816kJ/(10000kcal)/kg	1.4286 kgce/kg
汽 油	43070kJ/(10300kcal)/kg	1.4714 kgce/kg
煤 油	43070kJ/(10300kcal)/kg	1.4714 kgce/kg
柴 油	42652kJ/(10200kcal)/kg	1.4571 kgce/kg
液化石油气	50179kJ/(12000kcal)/kg	1.7143 kgce/kg
炼厂干气	45998kJ/(11000kcal)/kg	1.5714 kgce/kg
天 然 气	38931kJ/(9310kcal)/m ³	1.3300 kgce/m ³
焦 炉 煤 气	16726~17981kJ/(4000~4300kcal)/m ³	0.5714~0.6143 kgce/m ³
煤 焦 油	33453kJ/(8000kcal)/kg	1.1429 kgce/kg
热力(当量)		0.03412 kgce/MJ (0.14286 kgce/1000kcal)
电力(等价)	按当年火电发电标准煤耗计算	
生物质能		
人 粪	18817kJ(4500kcal)/kg	0.643 kgce/kg
牛 粪	13799kJ(3300kcal)/kg	0.471 kgce/kg
猪 粪	12545kJ(3000kcal)/kg	0.429 kgce/kg
羊、驴、马、骡粪	15472kJ(3700kcal)/kg	0.529 kgce/kg
鸡 粪	18817kJ(4500kcal)/kg	0.643 kgce/kg
大豆秆、棉花秆	15890kJ(3800kcal)/kg	0.543 kgce/kg
稻 秆	12545kJ(3000kcal)/kg	0.429 kgce/kg
麦 秆	14635kJ(3500kcal)/kg	0.500 kgce/kg
玉 米 秆	15472kJ(3700kcal)/kg	0.529 kgce/kg
杂 草	13799kJ(3300kcal)/kg	0.471 kgce/kg
树 叶	14635kJ(3500kcal)/kg	0.500 kgce/kg
薪 柴	16726kJ(4000kcal)/kg	0.571 kgce/kg
沼 气	20908kJ/(5000kcal)/kg	0.714 kgce/m ³