

分类号: U469.72
研究生学号: 2011421009

单位代码: 10183
密 级: 公开

吉 林 大 学
博 士 学 位 论 文

李 书 华

2014年6月

未经本论文作者的书面授权，依法收存和保管本论文书面版本、电子版本的任何单位和个人，均不得对本论文的全部或部分内容进行任何形式的复制、修改、发行、出租、改编等有碍作者著作权的商业性使用（但纯学术性使用不在此限）。否则，应承担侵权的法律责任。

吉林大学博士学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交学位论文，是本人在指导教师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名：李书华

日期：2014年6月4日



电动汽车全生命周期分析及环境效益评价

**Life Cycle Assessment and Environmental Benefits
Analysis of Electric Vehicles**

作者姓名：李书华

专业名称：动力机械及工程

研究方向：能源多元化与新型动力总成

指导教师：李 君 教授

学位类别：工学博士

培养单位：汽车工程学院

论文答辩日期： 2014 年 5 月 31 日

授予学位日期： 年 月 日

答辩委员会主席：刘忠长 教授

论文评阅人：李理光 教授 张欣 教授 高莹 教授

盲审专家 A 盲审专家 B

摘要

电动汽车全生命周期分析及环境效益评价

随着石油价格的不断上涨和低碳经济的要求，新能源汽车因其污染低、效率高而成为汽车产业发展的一个重要方向。《节能与新能源汽车产业发展规划》明确提出：我国将以纯电动汽车为主要战略方向，同时重视油电混合动力汽车的发展，以此实现我国汽车业的跨越式发展。因此，电动汽车将成为未来汽车市场的主力。然而，在我国以煤电为主的电网能源结构背景下，推广使用电动汽车能否实现真正的节能减排效益是我国政府和民众共同关心的焦点。

本文选取动力系统电气化程度不同的三款电动乘用车为研究对象，分别是混合动力汽车（HEV）、插电式混合动力汽车（PHEV）和纯电动汽车（BEV）；采用从“摇篮”到“坟墓”（“Cradle-to-Grave”）的生命周期评价（LCA）方法，建立基于我国国情的电动汽车全生命周期模型。以每辆电动汽车行驶 1km（记作，/vkm）为功能单位，通过基于过程的生命周期评价（PLCA）与基于经济投入产出的生命周期评价（EIO-LCA）相结合的混合生命周期评价（HLCA）方法获取模型关键输入参数，通过汽车全生命周期评价软件 GREET 仿真计算得到我国电动汽车全生命周期的一次能源消耗、温室气体（GHG）排放和常规气体排放情况。同时与传统汽油内燃机汽车（GICEV）全生命周期的相应指标进行对比分析，以评价电动汽车全生命周期的环境效益。最后将环境影响进一步引申为对自然界的影响效应，并分析电动汽车全生命周期环境影响的敏感性因素以及电动汽车规模推广对我国能源结构的影响，为我国电动汽车产业的健康发展和决策提供技术依据。

本文主要结论如下：

- 1、 在当前中国环境下，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期的一次能源消耗总量分别为：2.621MJ/vkm、2.617MJ/vkm 和 3.113MJ/vkm；与 GICEV 全生命周期一次能源消耗 3.637MJ/vkm 相比，能源节约分别为 27.9%、28.0%和 14.4%；石油消耗的节能效益分别为 32.7%、45.9%和 95.0%。
- 2、 当电力来源于水电、风电和太阳能电等清洁电能时，随着动力系统电气化程度提

高,汽车全生命周期的节能减排效益逐渐提高。此时, BEV 相对 GICEV 全生命周期的节能效益约为 57.1%; BEV 相对 GICEV 生命周期 GHG 的减排效益为 86.5%; BEV 相对 GICEV 的全生命周期 VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5 和 SO₂ 的减排效益分别为 55.3%、94.9%、82.0%、34.6%、42.0%和 26.9%。BEV 相对 GICEV 全生命周期的人体毒害潜势 (HTP)、全球变暖潜势 (GWP)、酸化潜势 (AP)、气溶胶潜势 (AQP)、光化学烟雾潜势 (POCP) 的环境效益分别为 55.9%、86.5%、54.5%、34.6%和 80.9%。

- 3、当电力全部来自煤炭发电时,电动汽车全生命周期的环境效益不明显并且出现负效益。此时, BEV 相对 GICEV 全生命周期的节能效益仅为 4.1%; BEV 相对 GICEV 生命周期 GHG 减排效益为-15.5%; BEV 相对 GICEV 全生命周期的 VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5 和 SO₂ 的减排效益分别为 47.3%、93.2%、-74.1%、-99.7%、-65.9%和-208.7%。BEV 相对 GICEV 全生命周期的 HTP、GWP、AP、AQP、POCP 的环境效益分别为-138.0%、-15.5%、-143.0%、-99.7%和-43.8%。
- 4、汽车所含钢材质量越高,其对再生钢使用率的敏感度越高。PHEV 全生命周期能源使用 (EU) 对再生钢使用率的敏感度最高为 5.8%,其后依次是 HEV (5.6%)、BEV (4.5%) 和 GICEV (3.8%)。
- 5、在我国当前电网能源结构下,当 BEV 对 GICEV 的替代率为 50%时,每年可以节约 1.99×10^8 GJ 的一次能源 (折合为 9423.4 万吨标准煤),其中节约原油 1971.8 万吨。

综上所述,电动汽车全生命周期分析表明,纯电动汽车具有明显的节能减排潜力,并且能够显著降低交通运输业对石油的依赖,但是需要政府大力发展清洁电能,以真正实现电动汽车的节能减排效益。

关键词:

电动汽车, 生命周期评价, 环境影响, 环境效益, 敏感性分析

ABSTRACT

Life Cycle Assessment and Environmental Benefits Analysis of Electric Vehicles

As the requirements of the oil prices and low-carbon economy, environmentally friendly vehicles become an important direction of the development of automobile industry. The China State Council has approved the “Energy Saving and New Energy Vehicle Industry Development Plan” to achieve leapfrog development of China’s automobile industry. The Plan states that Battery Electric Vehicle (BEV) will be the main strategic direction in China, while focusing on the development of plug-in hybrid vehicles (PHEV), and non-plug-in hybrid vehicles (HEV). Therefore, Electric Vehicles (EVs) will achieve a dominant position in China’s automobile market. However, China’s electricity generation mix is dominated by coal-fired power. The common interest of our government and people is whether electric vehicles can achieve real energy-saving and emission reduction benefits in China.

In this thesis, three electric passenger cars with different electrification systems are studied. They are non-plug-in hybrid electric vehicle (HEV), plug-in hybrid electric vehicle (PHEV), and battery electric vehicle (BEV). By the adopting of “Cradle-to-Grave” life cycle assessment (LCA) method, this study built the full electric vehicle life cycle model on context of China. The functional unit is per vehicle travelled one kilometer. The Hybrid Life Cycle Assessment (HLCA) method which is the combination of Process based Life Cycle Assessment (PLCA) and Economic Input-Output based Life Cycle Assessment (EIO-LCA) is adopted to acquire key input parameters of the LCA model. The primary energy use, green house gas (GHG) and regulated gas emissions of the full EVs life cycle are calculated with the GREET software. In order to evaluate the environmental benefits of EVs, we compared the life cycle impacts of EVs with conventional Gasoline Internal Combustion Engine Vehicle (GICEV). The effects of environmental impacts on the natural world were also studied. Finally, the sensitivity analysis of the full EVs life cycle as well as the effect of EVs promotion on China’s energy structure are performed, which provide the technical basis for the healthy development and decision-making of China’s EVs industry.

The main conclusions drawn by this research are as following:

- 1、 Under current Chinese context, the full life cycle total primary energy use of HEV, PHEV and BEV are 2.621MJ/vkm, 2.617MJ/vkm and 3.113MJ/vkm respectively.

Compared with 3.63 MJ/vkm of GICEV, the life cycle total energy saving rates of HEV, PHEV and BEV are 27.9%, 28.0% and 14.4% respectively. Among the total primary energy use, the life cycle petroleum saving benefits for the three vehicles are 32.7%, 45.9% and 95.0% respectively.

- 2、 Using electricity entirely from clean energy such as hydro, wind, solar and geothermal etc., the whole automobile life cycle energy saving benefit improves as the the powertrain electrification increases. In this case, the full life cycle energy saving benefit of BEV is 57.1% compared with the ICEV. Meanwhile, the full life cycle GHG reduction benefit of BEV is 86.5% compared with the ICEV. The full life cycle emission reduction benefits of VOC, CO, NO_x, PM10, PM2.5 and SO₂ of BEV are 55.3%, 94.9%, 82.0%, 34.6%, 42.0% and 26.9% respectively compared with the ICEV. The environmental benefits of Health Toxic Potential (HTP), Global Warming Potential (GWP), Acid Potential (AP), Air Quality Potential (AQP) and Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) of BEV are 55.9%, 86.5%, 54.5%, 34.6% and 80.9% respectively, compared with ICEV.
- 3、 Using entirely coal-based electricity, the environmental benefits of EVs are not obvious and even negative. In this case, the life cycle energy saving benefit of BEV is only about 4.1% compared with the ICEV. Meanwhile, the full life cycle GHG reduction benefit of BEV is -15.5% compared with the ICEV. The full life cycle emission reduction benefits of VOC, CO, NO_x, PM10, PM2.5 and SO₂ of BEV are 47.3%, 93.2%, -74.1%, -99.7%, -65.9% and -208.7% respectively compared with the ICEV. The environmental benefits of HTP, GWP, AP, AQP and POCP of BEV are -138.0%, -15.5%, -143.0%, -99.7% and -43.8% respectively, compared with ICEV.
- 4、 The higher of steel contained in vehicle by mass, the more sensitive to the usage of recycled steel. The full life cycle energy use of PHEV have the highest sensitivity to the usage of recycled steel, which is 5.8%, followed by 5.6% for HEV, 4.5% for BEV, and 3.8% for GICEV.
- 5、 Under China's current electricity mix, the amount of primary energy saving is $1.99 \times$

10^8 GJ (equivalent to 9.42 million tons of standard coal) per year; and the amount of petroleum saving is 1971.8 tons per year.

In summary, the full life cycle assessment of EVs shows that BEV has obviously potential for energy saving and emissions reduction, and can reduce the oil dependence of transportation sector. However, in order to truly realize energy saving and emission reduction benefits of EVs, the development of clean electricity need to be encouraged and supported by Chinese government.

Keywords:

Electric Vehicle, Life Cycle Assessment, Environmental Impacts, Environmental Benefits, Sensitivity Analysis

目 录

第 1 章 绪论.....	1
1.1 引言.....	1
1.2 我国电动汽车发展现状与前景.....	3
1.3 汽车领域生命周期评价的相关研究现状.....	4
1.3.1 国外研究现状.....	4
1.3.2 国内研究现状.....	6
1.4 本文研究目的.....	7
1.5 论文研究方法和技术路线.....	7
1.6 本文主要研究内容及结构.....	8
第 2 章 生命周期评价理论.....	11
2.1 生命周期评价的概念.....	11
2.2 生命周期评价详述.....	12
2.2.1 目的与范围的确定.....	13
2.2.2 生命周期清单分析.....	14
2.2.3 生命周期影响评价.....	14
2.2.4 生命周期结果解释.....	14
2.3 生命周期评价方法.....	15
2.3.1 基于过程的生命周期评价 (PLCA).....	15
2.3.2 基于经济投入产出的生命周期评价 (EIO-LCA).....	17
2.3.3 混合生命周期评价 (HLCA).....	21
2.4 本章小结.....	23
第 3 章 电动汽车全生命周期建模方法.....	25
3.1 汽车全生命周期概述.....	25
3.2 电动汽车 LCA 目标与范围确定.....	26
3.2.1 研究目标.....	26
3.2.2 环境影响.....	26
3.2.3 范围确定.....	27
3.3 电动汽车全生命周期模型.....	29
3.3.1 电动汽车全生命周期评价模型.....	29
3.3.2 电动汽车全生命周期清单模型.....	31
3.3.3 电动汽车全生命周期算法分析.....	31
3.4 原始数据获取方法.....	44
3.5 本章小结.....	45

第 4 章 电动汽车燃料周期环境清单分析	47
4.1 燃料上游阶段 (WTP)	47
4.1.1 基础参数	47
4.1.2 原料获取和运输	48
4.1.3 汽油加工和配送	49
4.1.4 发电和电力输配	50
4.1.5 WTP 结果分析	51
4.2 燃料周期下游阶段 (PTW) 分析	59
4.2.1 基础参数设定	59
4.2.2 电动汽车行驶特性分析	59
4.2.3 PTW 结果分析	61
4.3 电动汽车燃料周期分析	63
4.3.1 电动汽车 WTW 环境清单	63
4.3.2 电动汽车 WTW 环境效益	65
4.4 本章小结	67
第 5 章 电动汽车车辆周期环境清单分析	69
5.1 电动汽车规格	69
5.2 电动汽车质量和材料分布	71
5.3 材料生产的环境清单	73
5.4 电动汽车零部件生产	77
5.4.1 车辆主体	77
5.4.2 电池	78
5.4.3 流体	81
5.5 装配	84
5.6 配送	86
5.7 维修	87
5.8 报废回收	90
5.9 电动汽车车辆周期分析	90
5.9.1 电动汽车车辆周期环境清单	90
5.9.2 电动汽车车辆周期环境效益	93
5.10 本章小结	94
第 6 章 电动汽车全生命周期环境影响评价	95
6.1 全生命周期能源消耗分析	95
6.2 全生命周期排放分析	96
6.2.1 温室气体排放	96
6.2.2 常规气体排放	97
6.3 全生命周期环境效益	99
6.4 全生命周期环境影响评价	99

6.4.1 特征化.....	100
6.4.2 环境影响评价量化.....	102
6.5 本章小结.....	104
第 7 章 电动汽车全生命周期敏感性分析	105
7.1 电力结构.....	105
7.2 再生材料.....	111
7.3 车辆寿命.....	113
7.4 电动汽车推广对能源结构的影响.....	116
7.5 本章小结.....	118
第 8 章 全文总结与展望.....	121
8.1 全文总结.....	121
8.2 创新点说明.....	122
8.3 研究展望.....	123
参考文献.....	125
附录一 LCI 结果.....	137
作者简介及攻读学位期间取得的科研成果	145
作者简介.....	145
发表的学术论文（第一作者）.....	145
参加的科研工作.....	145
致 谢.....	147

插图目录

图 1.1	2002-2012 年中国民用汽车保有量及其增长速度	1
图 1.2	2005-2012 年中国原油情况 ^[5, 6]	2
图 1.3	我国电动汽车相关政策	3
图 1.4	论文结构	9
图 2.1	产品生命周期阶段 ^[51]	12
图 2.2	LCA 的阶段 ^[43, 48, 53, 54]	13
图 2.3	PLCA 模型结构	15
图 2.4	PLCA 的截断误差	16
图 2.5	某工业产品的直接需求和其它所有部门的投入的相关间接需求 ^[68, 79]	20
图 2.6	HLCA 模型	23
图 3.1	汽车全生命周期示意图	25
图 3.2	电动汽车全生命周期评价系统	28
图 3.3	电动汽车全生命周期简化流程图	30
图 3.4	电动汽车全生命周期清单 HLCA 模型	31
图 3.5	电动汽车燃料链	32
图 3.6	单元过程示意图	33
图 3.7	燃料周期上游阶段任一单元过程 α 框图 ^[36, 95]	34
图 3.8	车辆周期模型结构	40
图 3.9	车辆周期评价的仿真逻辑	43
图 4.1	2010 年全球石油贸易流向 (百万吨) ^[112]	49
图 4.2	汽油 WTP 一次能源消耗情况 (MJ/MJ 汽油输出)	52
图 4.3	汽油 WTP 温室气体排放情况 (g/MJ 汽油输出)	53
图 4.4	汽油 WTP 常规气体排放 (g/MJ 汽油输出)	54
图 4.5	电力 WTP 一次能源消耗 (MJ/MJ 电力输出)	55
图 4.6	电力 WTP 温室气体排放 (g/MJ 电力产品)	55
图 4.7	电力 WTP 常规气体排放 (g/MJ 电力产品)	56
图 4.8	汽油和电力 WTP 能源消耗对比	57
图 4.9	汽油和电力 WTP 温室气体排放对比	57
图 4.10	汽油和电力 WTP 常规气体排放对比	58
图 4.11	BEV、PHEV 和 HEV 放电循环示例 ^[134]	60
图 4.12	BEV、PHEV 和 HEV 行驶阶段能耗影响因素 ^[134]	60
图 4.13	北京和美国车辆日常行驶里程对比 ^[135, 137]	61
图 4.14	EVs WTP 一次能源消耗情况对比	62
图 4.15	EVs WTP 温室气体排放对比	62
图 4.16	EVs WTP 常规气体排放对比	63
图 4.17	EVs WTW 一次能源消耗情况对比	64
图 4.18	EVs WTW 温室气体排放情况对比	64
图 4.19	EVs WTW 常规气体排放情况对比	65
图 4.20	EVs WTW 相对 GICEV 各环境指标的变化率	66
图 4.21	EVs WTW 各阶段的贡献对比	67
图 5.1	电动汽车车辆链	69
图 5.2	钢材生产流程	74

图 5.3	铝材生产流程.....	75
图 5.4	电动汽车主体的能源消耗情况.....	77
图 5.5	电动汽车主体的温室气体排放情况.....	78
图 5.6	电动汽车主体的常规气体排放情况.....	78
图 5.7	电池生产流程 ^[162, 170, 171]	79
图 5.8	车载电池生产的能源需求情况.....	80
图 5.9	车载电池生产的温室气体排放情况.....	80
图 5.10	车载电池生产的常规气体排放情况.....	81
图 5.11	车载流体的能源消耗.....	82
图 5.12	车载流体的温室气体排放情况.....	83
图 5.13	车载流体的常规气体排放情况.....	83
图 5.14	装配阶段能源消耗情况.....	85
图 5.15	装配阶段温室气体排放情况.....	85
图 5.16	装配阶段常规气体排放情况.....	86
图 5.17	维修阶段一次能源需求.....	88
图 5.18	维修阶段温室气体排放.....	89
图 5.19	维修阶段常规气体排放.....	89
图 5.20	电动汽车车辆链一次能源需求.....	91
图 5.21	电动汽车车辆链温室气体排放.....	92
图 5.22	电动汽车车辆链常规气体排放.....	93
图 5.23	EVs 车辆链相对 GICEV 各环境指标的变化率.....	94
图 6.1	电动汽车全生命周期一次能源消耗.....	96
图 6.2	电动汽车全生命周期温室气体排放情况.....	97
图 6.3	电动汽车全生命周期常规气体排放.....	98
图 6.4	EVs 相对 GICEV 全生命周期环境指标变化率.....	99
图 6.5	汽车全生命周期清单分类特征化.....	100
图 6.6	电动汽车全生命周期环境影响潜势.....	103
图 7.1	煤电比例对电动汽车全生命周期一次能源消耗的影响.....	106
图 7.2	煤电比例对电动汽车全生命周期煤炭消耗量的影响.....	107
图 7.3	煤电比例对电动汽车全生命周期 GHG 排放的影响.....	108
图 7.4	煤电比例对电动汽车全生命周期常规气体排放的影响.....	109
图 7.5	煤电比例对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响.....	111
图 7.6	再生钢利用率对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响.....	113
图 7.7	寿命里程对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响.....	116
图 7.8	BEV 替代 GICEV 对我国能源结构的影响.....	118

第 1 章 绪 论

1.1 引言

中国汽车保有量持续增长，近 10 年来的年平均增速高达 17.9%^[1]，如图 1.1 所示。截止到 2009 年底，全国民用汽车保有量约为 6281 万辆^[2]，产销量突破 1300 万辆，成为全球第一大汽车产销国。2010 年末全国民用汽车保有量为 7801 万辆^[3]，成为仅次于美国的世界第二大汽车拥有国。根据《2013 年国民经济和社会发展统计公报》显示，2013 年末全国民用汽车保有量已达到 13741 万辆^[4]。

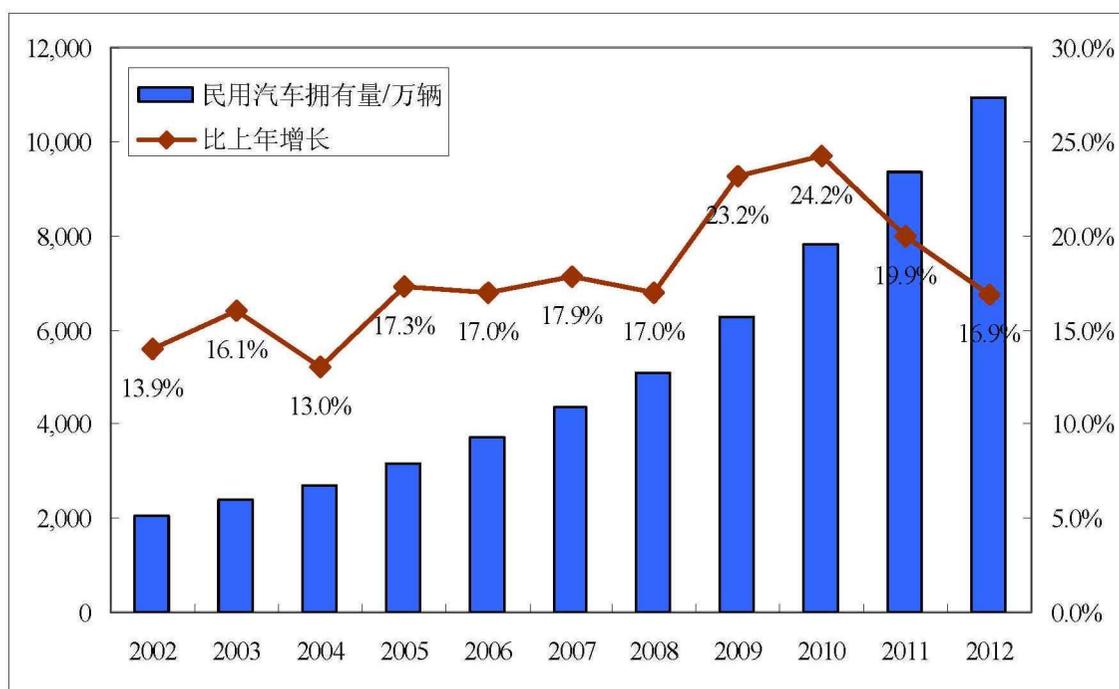


图 1.1 2002-2012 年中国民用汽车保有量及其增长速度

我国交通运输行业是能源消耗的主要行业之一，也是对石油依赖度最强的行业。从 2005 年开始，我国交通运输业的能源消耗量以平均每年 7.8% 的速度快速增长，2010 年我国交通运输业的石油制品消耗占全国终端石油制品消耗量的 34.4%^[5]，2012 年该比值增至 37.4%^[6]。汽车保有量的急剧增长，导致我国原油的对外依存度以每年约两个百分点的速度增加，如下图 1.2 所示，而随着汽车保有量的增加，我国能源安全将面临更大的挑战。

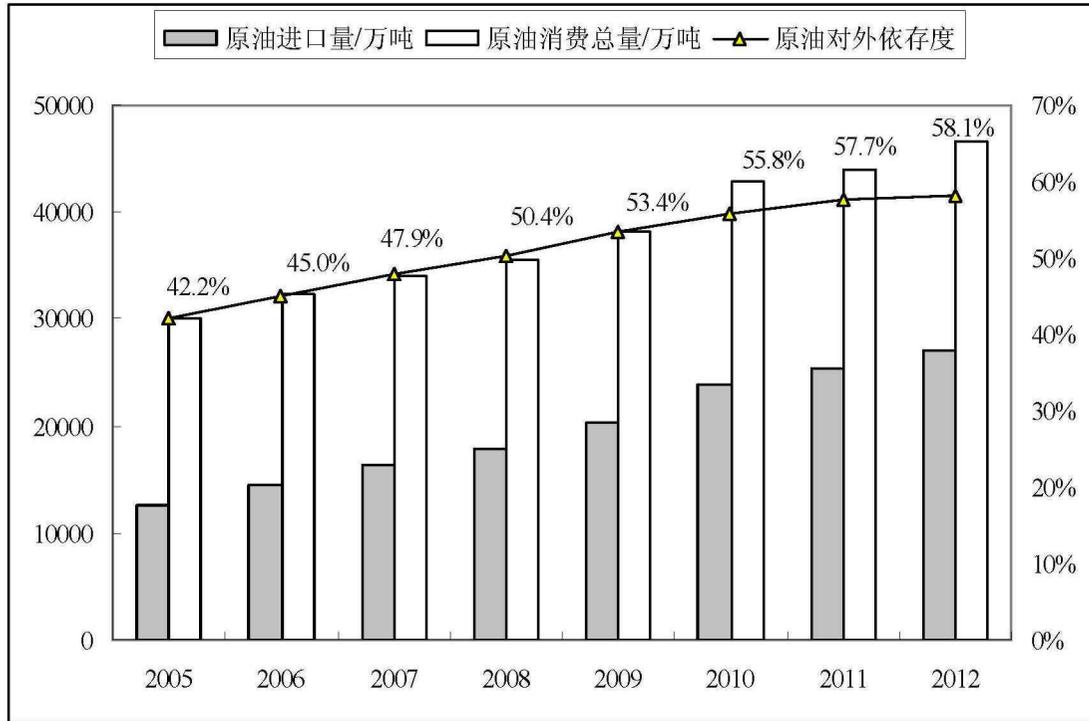


图 1.2 2005-2012 年中国原油情况^[5, 6]

传统内燃机汽车不仅消耗大量石油制品，而且其尾气排放导致空气污染并严重影响人类健康。根据《中国机动车污染防治年报（2011）》^[7]，汽车是全国机动车污染物排放的主要贡献者，在 2010 年全国机动车污染物排放中，汽车排放的一氧化碳（CO）和碳氢化合物（HC）占 70%以上，氮氧化物（NO_x）和颗粒物（PM）占 85%以上^[7]。汽车尾气中的 CO 与血液中的血红蛋白的结合速度比氧气快 250 倍，即使吸入微量的 CO，也可能造成严重的缺氧性伤害，轻者眩晕、头痛，重者脑细胞受到永久性损伤；NO_x、HC 会使易感人群患上眼病、喉炎，尾气中 HC 含有一种高散度的致癌颗粒物苯并芘，它可在空气中悬浮几昼夜，被人体吸入后不能排出，积累到临界浓度便激发形成恶性肿瘤。据中国环境监测总站和世界资源研究所测算，全球 10 个大气污染最严重的城市中，我国占 7 个。

汽车使用给我国能源安全和环境造成了巨大压力。而电动汽车与传统内燃机汽车相比^[8]：行驶阶段，零尾气排放或者较低的尾气排放，具有环保意义；排放的废热少，可以减轻城市“热岛效应”，效率高，节能性好；驱动能量的来源多样化（可再生），可以改善能源结构，解决石油燃料的替代问题。电动汽车被认为是解决交通能源消耗和环境污染问题的有效途径。

1.2 我国电动汽车发展现状与前景

我国政府相继出台了一系列政策大力扶持电动汽车的发展,如图 1.3 所示。早在“十五”期间,就启动了国家 863 计划电动汽车重大专题,使得我国在电动汽车动力电池、电机和电子控制技术方面取得了较大进展。在此基础上,国家在“十一五”期间进一步加大了对电动汽车产业化研究的扶持力度,通过电动汽车和混合动力汽车等的示范运行,为我国电动汽车商品化提供了有效的数据积累,进一步推动了我国电动汽车的产业化。

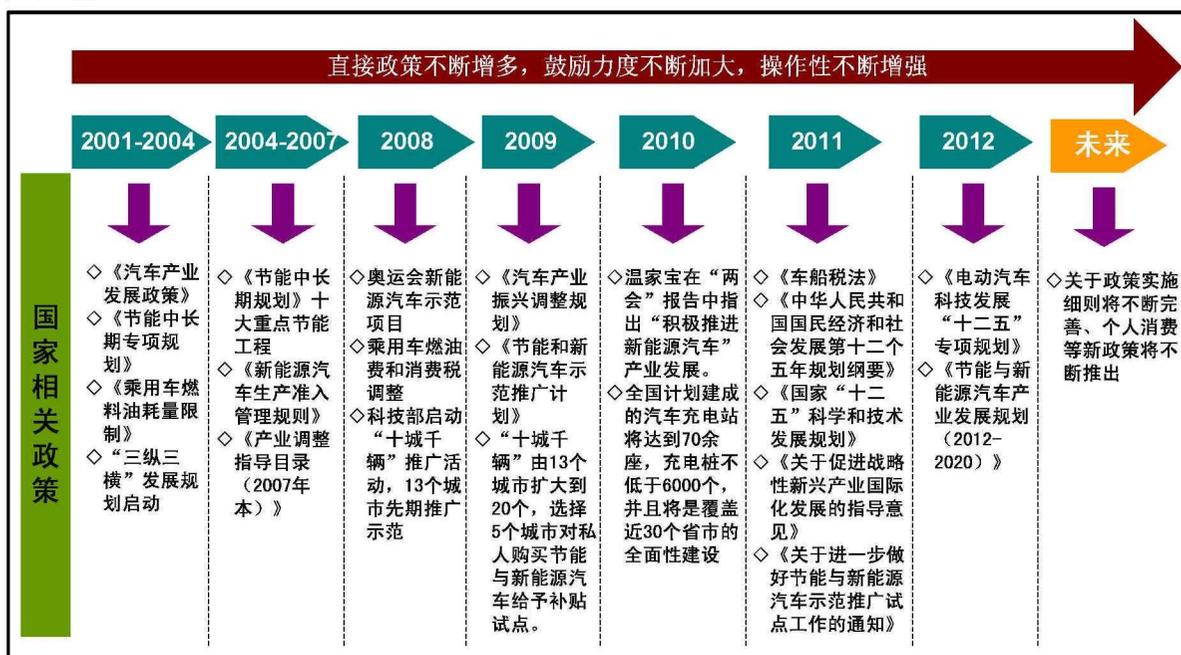


图 1.3 我国电动汽车相关政策

根据《节能与新能源汽车产业发展规划(2012-2020)》^[9],中国新能源汽车发展路线确定了以电动汽车作为主要的战略趋向,十二五期间国家将重点扶持发展纯电动汽车(BEV)、插电式混合动力汽车(PHEV),大幅提高纯电动和插电式混合动力汽车的累计产销量。混合动力汽车(不包括PHEV)仅作为中国发展电动汽车的过渡性技术。同时,提出了明确的目标:到2015年,纯电动汽车和插电式混合动力汽车市场保有量达50万辆以上;到2020年,纯电动汽车和插电式混合动力汽车生产能力达200万辆、累计产销量超过500万辆,中/重度混合动力乘用车(HEV)占乘用车年产销量的50%以上。

1.3 汽车领域生命周期评价的相关研究现状

汽车全生命周期研究作为一种评价汽车寿命期间内的能源消耗和环境污染情况的方法而得到比较系统的关注和研究。相对系统的汽车生命周期相关研究最早出现在上世纪九十年代。由于西方发达国家较早受到交通领域能耗和排放的压力,尤其是美国、欧盟等发达国家和地区对汽车生命周期的研究给予了很大支持。相应出现了大量有关汽车生命周期环境影响分析的文献。

1.3.1 国外研究现状

1991年, Mark A. Delucchi^[10]以美国为背景从原料生产和运输、燃料生产和运输到燃料在车上使用的整个燃料周期以及车辆制造(材料加工和装配)等环节分析了不同燃料和运输模式的温室气体排放。该研究发现,汽车使用以煤为原料的燃料时生命周期的温室气体排放通常会增加;纯电动汽车和燃料电池汽车的动力源来自太阳能和核能时,可以极大地降低温室气体排放。

1994年, Russell S. Cohn^[11]以美国为背景运用生命周期框架建立了电动汽车从原材料开采、车辆制造、装配到寿命末端车辆报废处理的整个车辆周期和车辆行驶阶段的成本、排放和能源消耗模型。研究发现,与传统汽油汽车和超低排放汽车相比,电动汽车产生的CO、HC、NO_x和CO₂排放量最低,但其成本、能耗以及产生的PM和硫排放是最高的。

1996年, Elin Eriksson等^[12]以瑞典为背景从生命周期角度分析公路交通部门的不可再生燃料消耗、电力消耗和气体排放三方面的环境影响,包括燃料生产、燃料在行驶过程燃烧、车辆的制造和维护以及使用后的处理等环节。该研究发现,公路运输的环境影响主要来自车辆生产、维护和报废处理环节,该结果对于乘用车尤为显著,卡车上上述环节的环境影响相对乘用车低一些。

1996年,德国大众汽车公司首次对其生产的一款Golf汽车进行了全生命周期能源消耗和排放分析^[13],包括车辆周期(包括材料生产、车辆制造、维护和车辆寿命末端粉碎)和燃料周期(包括原油开采、提炼运输、汽油/柴油燃烧以及废油处理);该研究成为之后汽车生命周期评价研究的清单来源之一^[14]。此后,德国大众汽车公司对其投入市场的每款新车均发布了生命周期环境影响评价报告^[15-20]。

2000年,麻省理工学院^[14]对美国背景下5种车辆技术和3种燃料路线的全生命周期进行了评价,包括燃料周期(包括原料开采和运输、燃料生产和配送,以及车辆行驶阶段燃料消耗)和车辆周期(包括矿石开采、材料加工、车辆制造和配送、维护,以及末端回收处理)。该研究表明,在所研究的各种技术路线中,搭载内燃机或燃料电池的混合动力汽车的全生命周期效率最高且排放最低;通常,搭载内燃机的HEV在温室气体排放、能源效率和汽车成本方面优于搭载燃料电池的HEV。另外,如果未来对汽车温室气体排放限定地非常低,则由非化石能源(核能或太阳能)或碳固存的化石能源制取的氢和电能将是最好的“燃料”选择。

2001年,通用汽车公司^[21-23]以美国为背景从油井-车轮对15种车辆技术和13种燃料路线的燃料周期能源消耗和温室气体排放进行了全面分析,该研究发现,在所研究的原油基燃料和天然气基燃料中,混合动力汽车(HEV)技术的燃料周期能源消耗最低,其中氢燃料电池HEV路线的温室气体排放最低,柴油HEV路线的温室气体排放最高。

西方发达国家对生命周期在汽车领域的研究,已经形成了一套完整的评价体系和方法;并且推出了20余种生命周期评价软件,使得生命周期评价过程具有更强的操作性。其中,主要生命周期评价工具有德国的Umberto、GaBi和Cumpan,英国的Boustead、LIMS和PEMS,瑞士的EcoPro,美国的Pre-LCA和GREET,荷兰的SimaPro以及韩国的Total等。英国Boustead Consulting开发的Boustead Model是最早的生命周期评价工具之一,其包括约4000组单元数据,在汽车等复杂产品行业的应用较为广泛。美国阿岗国家实验室开发的GREET系列软件,是一款专门针对交通部门车辆技术和燃料的生命周期评价软件,可以实现汽车全生命周期的能源消耗与气体排放评价,而被广泛应用于汽车领域的生命周期评价研究。

在西方发达国家,生命周期环评报告已经成为众多汽车公司宣传旗下汽车先进技术的一种途径。从2009年开始,戴姆勒公司发布其每款车型的环保证书^[24-26],主要涵盖汽车材料生产、车辆制造、车辆使用和生命末端报废回收等阶段的环境影响。除德国大众汽车、美国通用汽车和德国戴姆勒公司外,德国宝马、瑞典沃尔沃、日本本田和丰田^[27]等跨国汽车集团都对本公司的新车进行汽车生产、使用和回收等环节的生命周期研究,并且发布相关生命周期环境影响评价报告。

1.3.2 国内研究现状

我国对汽车领域的生命周期研究还处于起步阶段，且主要集中在车用燃料的生命周期研究，对车辆周期（包括车用材料生产、汽车制造、配送、维护以及报废处理环节）的研究近年来才受到关注。

1998年，由美国福特公司资助，我国各部委和清华大学等单位以我国为背景，对煤基代用燃料和传统汽油的生命周期进行了对比分析^[28]，这是我国最早对汽车领域的生命周期研究，但该研究未具体分析各环节的影响情况，只是简单列出了系统评价指标，且未给出数据的来源。该研究发现，在汽车运行周期内，没有一种煤基燃料的生命周期各方面均是最优的，即使是电力，其生命周期的排放也较高。

2003年，同济大学的黄志甲等^[29]对比分析了汽车氢燃料和汽油燃料的生命周期能耗、温室气体排放和常规气体排放。研究表明，氢燃料来源是影响燃料电池汽车燃料周期环境影响的关键，采用天然气和石脑油制氢可以使燃料电池燃料周期的环境排放低于汽油车。

2004年，同济大学的束庆^[30]研究了以柴油和压缩天然气（CNG）为燃料的上海城市公交车燃料周期的资源、能源利用和排放情况。研究表明，CNG公交车燃料周期的环境影响优于柴油公交车，汽车运行阶段的能耗和排放占燃料周期的绝大部分。

2006年，复旦大学的王寿兵等^[31]运用生命周期评价方法从汽车制造、使用和回收阶段分析了国产桑塔纳2000轿车的环境影响，并对比分析了使用90#无铅汽油、液化石油气、液化天然气和乙醇汽油对环境造成的影响。该研究发现，在所研究的汽车代用燃料中，使用液化天然气和乙醇汽油对环境的影响相对较小；且汽车回收利用过程的环境影响比汽车制造和使用阶段的低很多，但对汽车进行回收利用具有一定的能源效益。

2009年，清华大学的欧讯民等^[32]对中国背景下六种生物燃料路线作为交通燃料时其生命周期的能源消耗与温室气体排放情况进行了分析。研究表明，只有麻风果制生物柴油、木薯制生物乙醇和地沟油制生物柴油三者生命周期的净能量产出结果为正，且木薯制生物乙醇生命周期的温室气体排放最低。此后，欧讯民等^[33]对比分析了煤制液体燃料和煤电驱动电动汽车燃料周期的温室气体排放情况。

2010年，重庆大学的艾江鸿等^[34]分析了纯电动汽车全寿命周期的环境影响。该研

究简单给出了汽车生产阶段的能源消耗、SO₂、PM 和温室气体排放情况，而对于车辆使用和报废处理阶段的研究过于粗略，没有提供这两个阶段的环境影响清单。

综上所述可以看出，我国汽车领域的生命周期评价应用起步较晚，但是近年来汽车相关生命周期评价研究逐渐增多，但是研究体系的完整性与合理性较发达国家尚有一定的差距。目前，我国汽车代用燃料方面的研究取得较大进展，但是对汽车周期（包括车辆制造、配送、维护和报废处理等）的研究较少且粗浅，不能形成完整的汽车全生命周期评价体系。另外，我国汽车企业对全生命周期评价和绿色产品设计理念不够重视，尚未建立有效的能源流向、污染来源的记录系统。

1.4 本文研究目的

十二五期间，国家确定了以电动汽车为主要的战略趋向，然而电动汽车高效清洁的优势只是针对使用阶段，如果从汽车全生命周期角度出发，电动汽车是否能起到节能减排作用，与传统汽车相比是否具有更好的环境效益，环境效益是多少，均有待回答。当前国内汽车相关的生命周期评价（LCA）研究主要集中在煤基燃料等车用替代燃料领域的生命周期研究^[35-39]，忽略了对车辆生产、维修及报废阶段环境影响的研究，更缺少对我国电动汽车全生命周期环境影响的系统研究。本文将从汽车全生命周期（包括燃料周期和车辆周期），对电动汽车进行全面系统的分析。因此，本文的主要研究目的是：从车辆链、燃料链和实际应用等方面分析电动汽车的能源消耗与气体排放情况及环境效益，同时探索适合我国电动汽车的全生命周期评价体系，从而明确适合我国电动汽车的技术发展路线，科学引导电动汽车健康可持续发展。

1.5 论文研究方法和技术路线

本文结合中国的实际生产水平，以“摇篮”到“坟墓”（“Cradle-to-Grave”）的生命周期评价方法为主导，以美国阿岗实验室（ANL, Argonne National Laboratory）开发的 GREET 软件为工具，研究电动汽车全生命周期的能源消耗和气体排放情况，为我国电动汽车产业的健康发展和决策提供科学依据。主要研究方法与技术路线如下：

- 1、通过分析电动汽车全生命周期的构成因素、与外界的关联程度，采用“Cradle-to-Grave”的方法建立电动汽车全生命周期评价模型；

- 2、采用 PLCA 和 EIOLCA 相结合的 HLCA 方法搜集、处理电动汽车全生命周期

的关键输入参数；

3、采用质量和能量守恒方法，量化电动汽车燃料链的能源消耗与气体排放情况；

4、以燃料链为基础，采用内含能源和内含排放的方法，量化汽车材料生产阶段的能耗和排放；

5、对电动汽车全生命周期进行环境影响清单分析，并与传统内燃机汽车对比，分析电动汽车的能源与排放效益；

6、评价电动汽车全生命周期环境影响清单对自然界的影晌效应，并进行敏感性因素分析。

1.6 本文主要研究内容及结构

本文以国家 863 计划（2011AA11A288）-“电动汽车能源环境效益分析与电池回收系统”以及“中德电动汽车及气候保护”项目为依托，进行中国环境下的电动汽车全生命周期分析及环境效益评价，主要研究内容如下：

1、详细分析电动汽车从“摇篮”到“坟墓”的全生命周期的主要阶段及所涉及的单元过程，并建立电动汽车全生命周期评价系统模型。

2、清单收集，建立清单分析方法（数据分类、特征化与量化的方法），对模型各单元过程涉及的输入输出数据进行收集、分类、特征化与量化，对考察指标进行量化与评价。

3、对整车全生命周期的车辆链和燃料链分别进行生命周期能源消耗和气体排放分析。

4、对比分析电动汽车与传统汽油车全生命周期各阶段的环境负荷（包括人体毒害潜势、全球变暖潜势、酸化和光化学烟雾潜势等），分析电动汽车的优势与问题，提出改进措施并评估效果。

5、分析电动汽车全生命周期的敏感性因素、分析电动汽车对我国能源结构造成的影响。

根据以上主要研究内容，论文的具体结构如图 1.4 所示。

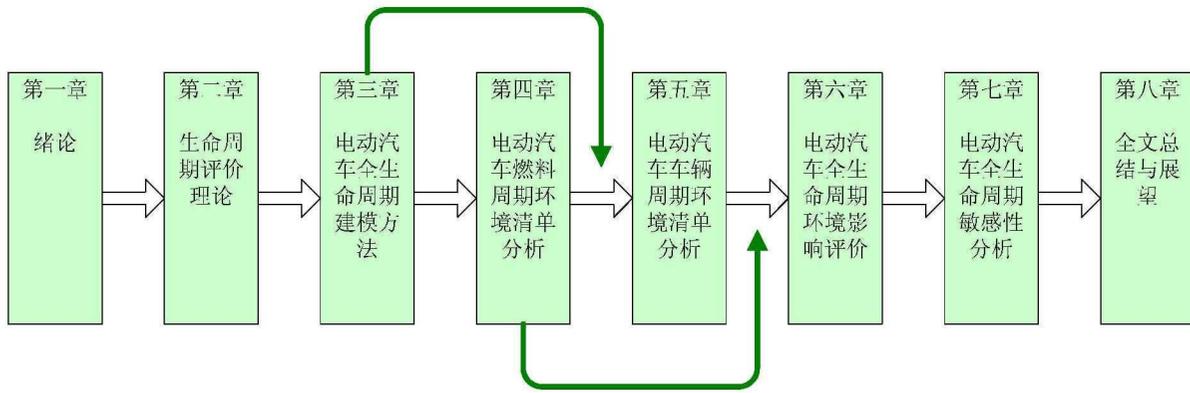


图 1.4 论文结构

第 2 章 生命周期评价理论

2.1 生命周期评价的概念

生命周期评价（LCA，Life Cycle Assessment）是对一个产品或工艺过程整个生命周期内的直接和间接环境影响的分析^[40, 41]。生命周期评价起源于 1969 年可口可乐公司委托美国中西部研究所对其饮料容器从原材料开采到最终处置的全过程进行的跟踪与定量分析。LCA 已经成为国际环境管理和产品设计的一项重要支持工具，在过去的几十年间，国际环境毒理与化学学会（SETAC，Society of Environmental Toxicology and Chemistry）、美国环保署（EPA，U.S. Environmental Protection Agency）以及国际标准组织（ISO，International Organization for Standardization）都在积极开发和推广 LCA^[42]。国际标准组织已经出台了 ISO 14040 系列标准（环境管理-生命周期评价）：

- ISO 14040：原则与框架标准^[43]
- ISO 14041：目的与范围确定以及清单分析标准^[44]
- ISO 14042：生命周期影响评价标准^[45]
- ISO 14043：生命周期解释标准^[46]
- ISO 14044：要求与指南标准^[42]
- ISO 14048：数据文件化格式标准^[47]

根据 ISO14040:1997 和 GB/T24040:1999 给出的定义：“LCA，也称作从“摇篮”到“坟墓”的分析，是一种对产品系统全生命周期有关的输入、输出及其潜在影响进行汇编和评估的技术方法^[43, 48]”。摇篮，指产品生命之初，该产品所需的原材料从自然界的获取。坟墓，指产品的有效生命结束，报废处理或回收利用。LCA 研究强调贯穿于从原材料获取、生产、使用，直至产品生命末期的回收与处理的产品生命周期的环境因素和潜在的环境影响^[49]，即 LCA 试图捕获所评估产品从“摇篮”与“坟墓”两个端点之间所产生的生命周期环境影响^[50]。例如，当审视市场上引入的新车辆的影响时，LCA 不仅评估燃油消耗和尾气排放，而且评价原材料获取、车辆生产、燃油生产、输配、车辆使用以及在车辆生命末端的报废处理等环节的影响^[50]。图 2.1 为产品生命

周期的典型流程，包括加工制造、运输、使用、维修、再使用和循环再利用。

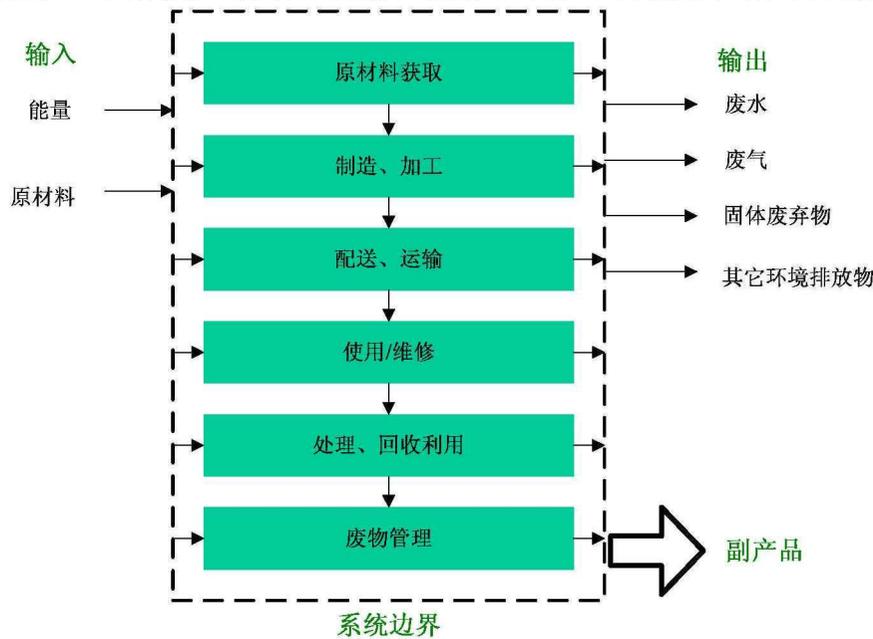


图 2.1 产品生命周期阶段^[51]

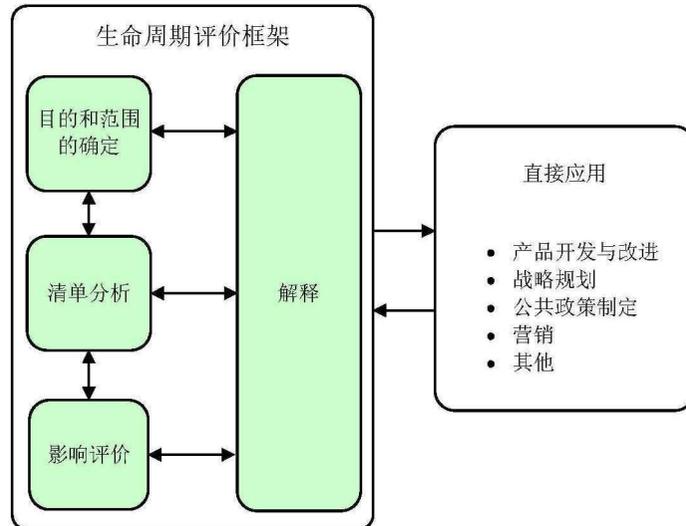
LCA 是一种日益流行的全面分析产品或工艺过程对环境影响的技术方法^[52]。一个出色的 LCA 研究包括指定产品生命周期每一阶段的清单和影响评价。这些阶段通常包括原料获取、材料生产、制造、装配、使用和处理（再利用、回收、焚烧或填埋）。根据每阶段环境影响评价，可以对产品或工艺过程的某些方面进行改善以使其整个生命周期的生态足迹最小化。LCA 研究的深度和广度取决于具体项目的研究目的。

2.2 生命周期评价详述

目前国际上对生命周期评价所采取的步骤已形成共识，并制定成标准化程序，根据 ISO14040^[43, 53]和 GB/T24040^[48, 54]标准的规定，LCA 应该包含以下 4 个阶段：

- 目的与范围的确定（确定功能单位）
- 清单分析（LCI，数据收集和数据库建模）
- 影响评价（计算）
- 结果解释（与前三个阶段进行反复的交互作用）

LCA 的这四个阶段不是一系列连续的流程，而是相互关联的，构成了 LCA 的框架，如图 2.2 所示。

图 2.2 LCA 的阶段^[43, 48, 53, 54]

2.2.1 目的与范围的确定

任何 LCA 研究的第一步都要精确定义研究目的，即需要明确进行生命周期评价所需回答的问题^[55]。对于本文的研究目的将在第 3 章中阐述。第二步是，定义研究范围，即需要阐述如何执行该研究以及如何建立该产品系统的模型。鉴于 LCA 的反复迭代特性，研究范围可能需要不断完善。更具体的说，在目的与范围的确定环节应涵盖以下内容^[56, 57]。

2.2.1.1 功能单位

功能单位为输入和输出提供一个统一的计量基准，它是系统中其它模拟流的基准流，功能单位的定义应该明确、可测量，且与输入输出数据相关^[56, 57]。该步骤将决定如何组织数据和展示结果。谨慎选择功能单位和展示 LCA 结果可以提高计算精度和结果的可信度。为了使研究产品系统的所有输入和输出具有可比性，需要把它们与该产品的指定功能单位关联起来。

2.2.1.2 系统边界

定义系统边界，即定义要纳入所研究产品系统模型的单元过程，是目的与范围的确定阶段最重要的内容之一。无论做何种类型的产品系统研究，有几点是必须要确定和限定的。

第一，自然边界

确定自然边界是为了定义哪些环节或阶段属于产品系统。技术体系与自然体系之间的边界也就是清单分析与影响评价之间的边界。“摇篮（起点）”是每个零部件的原材料获取，“坟墓（终点）”是产品生命周期结束的报废处理。

第二，地域边界

地域边界主要考虑三个问题：一是，产品的不同零部件来自世界的不同地点；二是，产品生命周期的组成部分，如发电和运输，因地域而异；三是，不同地域环境的敏感性物质不同。

第三，时间范围

时间边界主要受研究目的和 LCA 的类型影响。一般而言，基于变化型的 LCA 是回顾性的（时间向后方向），而会计型 LCA 是前瞻性的（时间前进方向）。

2.2.2 生命周期清单分析

生命周期清单分析（LCI）是对所研究产品系统生命周期的输入、输出进行收集、汇编和量化的阶段，建立在所研究系统的物质流和能量流平衡的基础上。在清单分析环节，要执行三项活动：

- 1、建立基于系统边界（按照目的与范围的确定中定义的）的产品系统模型；
- 2、搜集系统中所有活动的相关数据（如环境排放）；
- 3、环境影响应按照功能单位计量。

2.2.3 生命周期影响评价

生命周期环境影响评价（LCIA）不是一个孤立的部分，它与清单分析有着不可分离的关系，因为生命周期影响评价是把清单分析得到的环境负荷数量转化为不同类型的环境影响（如全球暖化、酸化等），以便于从环境角度审视一个产品系统，同时为 LCIA 的下一阶段（生命周期解释）提供信息。以往对产品进行 LCA 研究时，只给出了 LCI 结果，本文将进一步研究这些影响对环境的作用，即进行环境影响特征化。

2.2.4 生命周期结果解释

生命周期解释是在 LCA 中根据已定的目的和范围对清单分析和影响评价的结果进行综合考虑评估的阶段，需要与已定的目的与范围保持一致，以形成结论和对局限性

做出解释，并提出建议。即该环节是根据项目目的，展现从该 LCA 研究中可以得到什么，以及谁会对该研究领域感兴趣。

2.3 生命周期评价方法

LCA 方法有两种^[58, 59]：一种是基于详细的过程模型量化资源输入和环境输出的生命周期评价（PLCA）方法^[60]，另一种是基于经济投入-产出数据和公开的资源消耗以及环境排放数据的生命周期评价（EIO/LCA）方法，为一个产品或服务相关的整个供应链提供清单分析^[60]。两种方法各有优点和局限性。

2.3.1 基于过程的生命周期评价（PLCA）

PLCA 是一种自底向上的方法^[61]，如图 2.3 所示，理论上它要求考虑被研究产品全生命周期的所有环节，从最初自然资源的获取直至产品最终报废向自然界排放的所有过程，尽管该评价方法能够完成特定的分析，但是由于需要大量的数据支持，通常需要花费大量的时间和成本，因此在大多数情况下这是不可能实现的^[62, 63]。例如整车厂完成一辆汽车装配需要大量的零部件，这些零部件生产加工需要各种工业材料如钢铁、铝、铜、橡胶和塑料等，而这些工业材料又是自然界的矿石、石油等自然资源加工而成，同时这些自然资源从获取地点到加工厂之间的运输又需要汽车等运输工具。从理论上来说，这是一个无限扩张的供应链网络^[61, 64]。

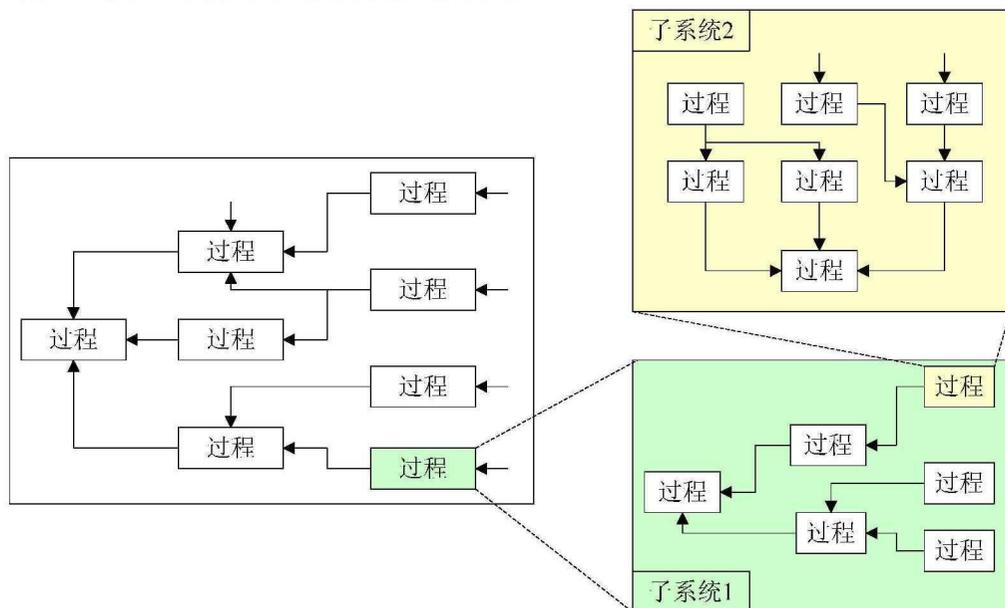


图 2.3 PLCA 模型结构

如若完全按照这种 PLCA 的统计方法，在清单分析阶段将面临非常繁杂的统计工

作，而在实际 LCA 执行中，不可能做到这么细致的统计，往往只是统计对研究结果起主要影响作用的部分（投入或者工艺过程），而忽略影响较小的部分^[65, 66]。因此，实际的 PLCA 研究中，不可避免的把产品生命周期的部分工艺排除在外，这样在被统计的部分和被排除的部分之间就产生了所研究产品生命周期的系统边界。显然，在系统边界的定义和供应链的划分之间存在截断误差^[67]，如图 2.4 所示，这是 PLCA 方法无法克服的。

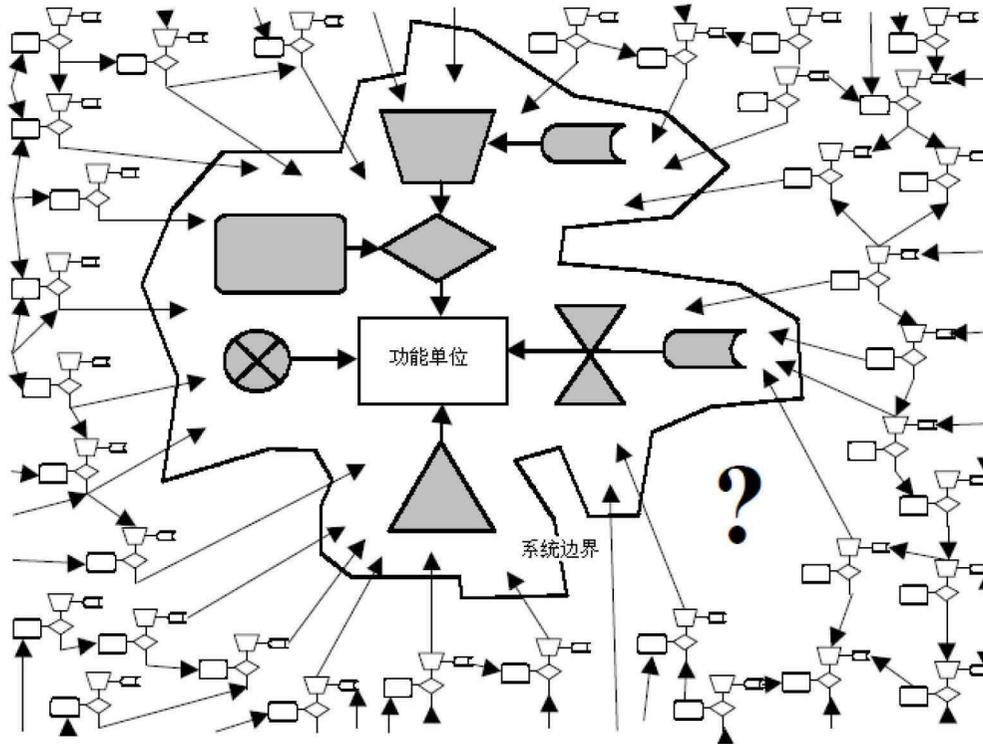


图 2.4 PLCA 的截断误差

截断误差是由于在实际的 PLCA 执行过程中忽略了产品系统生产过程上游高次部分的投入以及环境排放而出现的^[61]。正是因为 PLCA 边界定义不能涵盖上游所有的工艺流程和材料^[58]，使得 PLCA 方法有高达 20%-50%的截断不确定性^[61, 68]。另外，由于没有明确的截断标准，在很多情况下 PLCA 的结果差异很大^[69]。由此看出，传统以过程为主线的 PLCA 在运用时面临许多假设与限制，包括无法完整将每个元素纳入范畴，因此容易产生截断误差的问题；对于非过程为主的产业（如消费、服务等）评估困难；另外，评估产品过程繁杂度较高的个案时常会因资料取得不易或资讯不足而花费大量的时间和经济成本。

2.3.2 基于经济投入产出的生命周期评价 (EIOLCA)

为了克服 PLCA 研究中的一些难题,提出了一种替代方法,基于投入产出的生命周期评价方法 (EIOLCA)。EIOLCA 方法起源于 1936 年,由美国经济学家列昂惕夫 (Wassily Leontief) 提出^[70],它是针对 PLCA 方法系统截断误差和边界定义困难等缺陷而出现的。EIOLCA 方法的原理是基于宏观经济学中的投入产出分析 (IOA)^[63]。IOA 是一种自上而下的经济方法,它使用部门的货币交易数据来计算各行业在当前经济体系中的复杂的相互依存关系。

2.3.2.1 投入产出分析

投入产出分析 (IOA, Input-Output Analysis) 主要用于分析国民经济中各产业部门之间的相互关系,其核心部分是经济投入产出表^[71],又称部门联系平衡表,其基本结构如表 2.1 所示。投入产出表可预示一经济体系内各部门之间的相互关系,是国家经济活动的缩影。投入产出关系表由美国经济学家列昂惕夫于 1936 年提出,并参考法国经济学家瓦尔拉斯 (Leon Walras) 的“一般均衡理论”,将投入产出法应用于美国经济体系,奠定了产业关联分析理论与架构^[70, 72]。投入产出分析的基本假设有两个:

1、同质性假设,每个产业部门仅生产一种产品,只采用一种工艺技术方式生产,且不同部门产品之间不存在相互替代的现象^[73]。

2、比例性假设,每个部门的生产消耗(投入)是该部门生产量的线性函数,各种投入的数量与总产出为正比例关系^[73]。

投入产出表显示一个国家经济贸易的总体情况。它可以展示出产品如何从制造商销售到终端客户或者销售到其它产业部门接受深层次的加工。市场上的供应商和购买商分别属于生产部门和终端使用部门。部门的数量和各部门的定义,因国家而异^[68]。

中国的 IO 表共有 42 个行业部门,124 个产品部门,其中农业 5 个部门,工业 84 个部门,建筑业 1 个部门,运输业 10 个部门,仓储业 1 个部门,邮电业 2 个部门,商业、饮食业 2 个部门,其他服务业 19 个部门。

表 2.1 为投入产出表基本架构,其中横列代表产出分配,纵列代表投入组合,主要可分为技术交易矩阵 (X_{ij})、最终需求矩阵或最终使用矩阵 (F_i)、总投入 (X_i) 或总产出 (X_j) 矩阵等三部分。

表 2.1 投产出表基本结构

投入 \ 产出		中间使用					中间使用合计	最终使用	总产出
		部门 1	...	部门 j	...	部门 n			
中间投入	部门 1	X_{11}	...	X_{1j}	...	X_{1n}	O_1	F_1	X_1

	部门 i	X_{i1}	...	X_{ij}	...	X_{in}	O_i	F_i	X_i

	部门 n	X_{n1}	...	X_{nj}	...	X_{nn}	O_n	F_n	X_n
	中间投入合计	Y_1	...	Y_j	...	Y_n			
增加值		V_1	...	V_j	...	V_n			
总投入		X_1	...	X_j	...	X_n			

在 IOA 中，最重要的是使用投入产出表中的中间使用系数构成的 $n \times n$ 阶矩阵 X_{ij} 来计算直接消耗系数和完全消耗系数。

(1) 直接消耗系数

直接消耗系数，又称投入系数、技术系数，定义为 j 部门单位产出值（元）所需要直接向 i 部门购买的投入额^[73]，记为 a_{ij} ，公式表示为：

$$a_{ij} = x_{ij} / X_j \dots\dots\dots (2.1)$$

它指在生产经营过程中第 j 产品部门的单位总产出所直接消耗的第 i 产品部门货物或服务的价值量^[73]；将各产品部门的直接消耗系数用表的形式表示出来，就是直接消耗系数矩阵，又称技术矩阵，通常用字母 **A** 表示。

$$\mathbf{A} = \{a_{ij}\} = \{x_{ij} / X_j\} \dots\dots\dots (2.2)$$

(2) 完全消耗系数

完全消耗系数^[74]，是指第 j 部门提供单位最终使用值时，对第 i 部门货物或服务的直接和间接消耗之和，记为 b_{ij} 。将各部门的完全消耗系数用表表示出来，就是完全消耗系数矩阵^[74]，通常用字母 **B** 表示。利用直接消耗系数矩阵 **A** 可得到完全消耗系数矩阵 **B**：

$$\mathbf{B} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{A} \dots\dots\dots (2.3)$$

其中，**I** 为 $n \times n$ 阶单位矩阵。

因此，依据均衡理论，投入产出表的横行方向的关系可以用下式表示：

$$[O_i] + [F_i] = [X_i] \dots\dots\dots (2.4)$$

$$\sum_{j=1}^n X_{ij} + F_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} X_j + F_i = X_i \dots\dots\dots (2.5)$$

$$X_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} X_j + F_i \dots\dots\dots (2.6)$$

将式(2.6)以矩阵形式表示, 可得:

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{X} + \mathbf{F} \dots\dots\dots (2.7)$$

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{F} = \bar{\mathbf{B}} \mathbf{F} \dots\dots\dots (2.8)$$

其中,

\mathbf{X} 为 $n \times 1$ 的总产出向量;

\mathbf{A} 为 $n \times n$ 的技术矩阵;

\mathbf{F} 为 $n \times 1$ 的最终需求向量或最终使用向量 (含进口);

\mathbf{I} 为 $n \times n$ 的单位矩阵;

$(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ 称为列昂惕夫逆矩阵, 又称完全需要系数矩阵, 记为 $\bar{\mathbf{B}}$ 。

2.3.2.2 EIOLCA

经济投入产出模型被广泛应用在产品生产和服务的供应链的影响跟踪上, 包括货币交易和环境影响 (如排放和资源消耗)。EIOLCA 是一种基于 IOA 的 LCA 方法。投入产出生命周期评价 (EIOLCA) 方法是一种基于政府定义的经济部门和各部门之间的经济投入产出数据以及各部门环境排放数据的 LCA 方法^[75, 76]。根据中华人民共和国国家统计局发布的国家 124 个产品部门经济购买的投入和分配^[77], EIOLCA 方法可以采用矩阵的形式模拟整个中国的经济, 目前国内最新的投入产出表是 2010 年投入产出基本流量表。EIOLCA 的优势在于把生命周期范围扩大至整个产业, 它提供了一种强大的减小供应链截断误差的简易方法^[78]。

EIOLCA 模型的工作原理如下:

设 \mathbf{X} 为一部门总产出, $\mathbf{A}\mathbf{X}$ 表示中间使用, \mathbf{F} 表示最终使用, 则依据均衡理论和投入产出表, 总产出等于中间使用与最终使用之和, 可得下列矩阵式:

$$\mathbf{X} = \mathbf{A}\mathbf{X} + \mathbf{F} \dots\dots\dots (2.9)$$

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{F} \dots\dots\dots (2.10)$$

其中,

\mathbf{X} 为 $n \times 1$ 的总产出向量;

\mathbf{A} 为 $n \times n$ 的技术矩阵;

F 为 $n \times 1$ 的最终需求向量;

I 为 $n \times n$ 的单位矩阵;

由以上矩阵运算式可得知, 当某产业部门的最终需求增加 1 单位时, 该产业部门所需向各部门直接与间接购买的单位数。根据该经济结构关系, 配合列昂惕夫提出的环境影响系数, 可以推出各产业的单位环境影响:

$$E = RX = R(I - A)^{-1}F \dots\dots\dots(2.11)$$

式中,

E 为 $1 \times n$ 产品部门环境影响乘数, 表示某产品部门的最终需求增加一单位时, 该部门直接和间接产生的环境影响量之和;

R 为 $1 \times n$ 产业部门活动所造成的环境直接影响系数;

F 为 $n \times 1$ 的最终需求向量。

如图 2.5 所示, 以一个工业产品为例, 一个部门的产品需要依赖于很多部门的产出作为投入, 而这些投入的生产又需要另外一些部门的产出作为投入。同样地, 这些投入又需要依赖于其它部门的产出作为投入, 依此类推, 形成一个基于国家投入产出表的投入产出网。

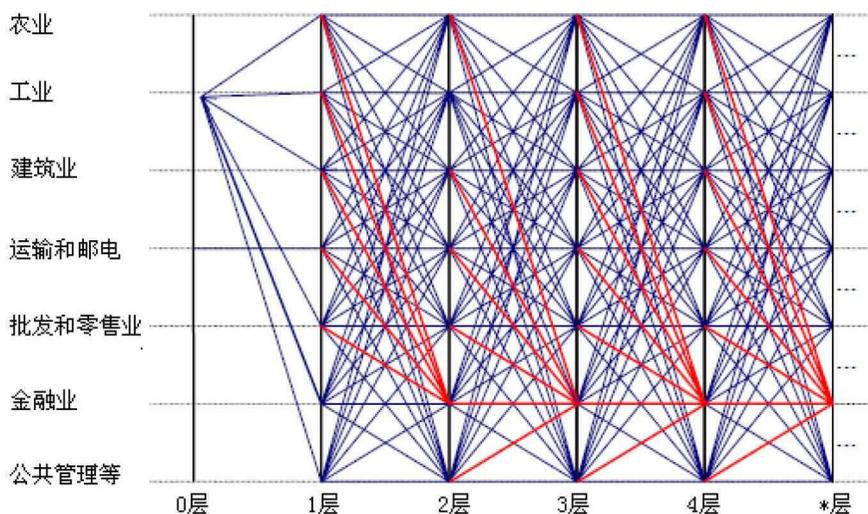


图 2.5 某工业产品的直接需求和其它所有部门的投入的相关间接需求^[68, 79]

从投入产出表可以看出, 最终使用 F , 需要该部门生产 $I \times F$ 单位的直接产出才能满足这种需求, 同时又需要上层其他部门生产 $A \times F$ 单位的间接产出; $(I+A) \times F$ 关系式只考虑到第一层次的需求关系。而该产出又需要其上层供应部门的产出。如此类推可以得到 $(I+A+AA+AAA+\dots)F$, 即总产出 X 可以表示为最终需求和所有中间需求之

和，如公式(2.12)所示，即包含生产链各环节的直接产出和间接产出。

$$\mathbf{X} = (\mathbf{I} + \mathbf{A} + \mathbf{A}\mathbf{A} + \mathbf{A}\mathbf{A}\mathbf{A} + \dots) \times \mathbf{F} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{F} \dots\dots\dots (2.12)$$

式中，

\mathbf{X} 为 $n \times 1$ 的总产出向量；

\mathbf{A} 为 $n \times n$ 的技术矩阵；

\mathbf{F} 为 $n \times 1$ 的最终需求向量；

\mathbf{I} 为 $n \times n$ 的单位矩阵；

$\mathbf{I} \times \mathbf{F}$ 为某部门生产的最终需求；

$\mathbf{A} \times \mathbf{F}$ 为部门的直接投入（即第一层直接供应链）；

$\mathbf{A} \times \mathbf{A} \times \mathbf{F}$ 为部门的间接投入（即第二层间接供应链）；

...

运用 EIOLCA 方法进行环境影响评价时，关键数据 \mathbf{A} 通常是由国家统计局公布的公共数据，而关键数据 \mathbf{R} 一般是由国家环境统计部门提供的。由此可以看出，EIOLCA 方法是使用产品部门的平均生产水平来近似该产品的生产水平，并且被评价产品必须是属于投入产出表中的产品部门的产品，否则需要对产品的生产过程按照工艺分解^[80]。EIOLCA 可以反映出商品和服务的整个供应链（即零层和所有高层的影响），可以解决上游系统边界的问题（PLCA 的截断误差），但是不涵盖配送、运行和报废处理等过程。

尽管 EIOLCA 方法可以带来一个全面的、全行业范围的环境评价，但是它无法提供 PLCA 所达到的细节水平^[81]。

2.3.3 混合生命周期评价（HLCA）

过程生命周期评价分析和投入-产出生命周期评价分析是最简单和最古老的 LCI 汇编方法。以往的两种基本 LCA 方法：PLCA 方法和 EIOLCA 方法，都在试图满足 ISO 对 LCA 的定义，但是两种方法都有各自的优点，但在实际应用过程中都存在一些弊端，都不能精确的进行产品或系统的综合评价^[82, 83]。表 2.2 列出了 PLCA 方法和 EIOLCA 方法的优缺点。

表 2.2 PLCA 和 EIOLCA 方法比较^[82-84]

项目	PLCA	EIOLCA
优点	<ul style="list-style-type: none"> • 特定过程的详细分析 • 特定产品比较 • 过程改善/弱点分析 • 未来产品开发评价 	<ul style="list-style-type: none"> • 完整的系统边界（包括所有直接和间接环境影响） • 经济范围，综合评价 • 公开数据，可重复性的结果 • 经济上每个商品的信息
缺点	<ul style="list-style-type: none"> • 系统边界设定主观 • 耗费时间和成本 • 新工艺设计困难 • 使用专有数据、私人资料 • 如果使用机密数据，结果不可复制 • 存在不确定性 	<ul style="list-style-type: none"> • 有些产品评估包含汇总数据 • 过程评估困难 • 货币单位与物理单位转换困难 • 经济和环境数据可能反映的是过去的活动 • 进口产品视为本国产品 • 很难应用于开放的经济体系（有大量不具有可比性的进口产品） • 存在不确定性 • 不包含产品使用和生命末端阶段

混合 LCA 方法是将 PLCA 的优点与 EIOLCA 的优点结合在一起的一种 LCA 方法，它使用 EIOLCA 模型来指导 PLCA 模型的边界和范围^[66, 85]，如图 2.6 所示。对产业部门不是主要问题的某些工艺过程、产品和供应链单元采用 EIOLCA，其余的采用 PLCA。HLCA 方法融合了 PLCA 和 EIOLCA 两种方法的优点，避开了两者的缺点；这种混合生命周期评价方法不仅可以节约时间和执行成本，而且可以提高研究结果的精度，HLCA 非常适合综合性研究，本文将采用这种方法进行电动汽车的全生命周期研究。

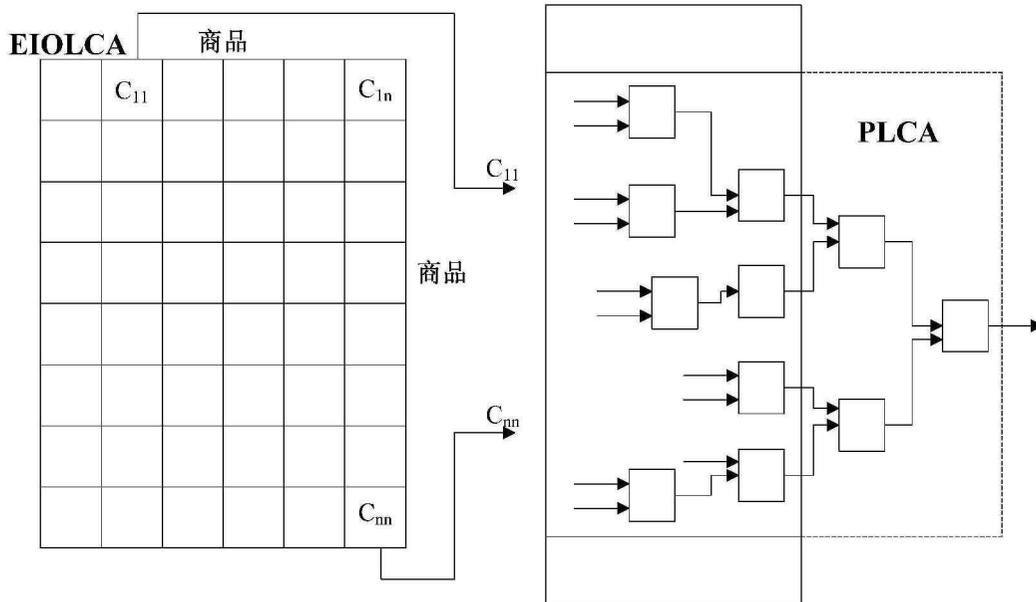


图 2.6 HLCA 模型

根据上文的分析，混合生命周期评价模型系统的环境影响 E^H ，可以简单的表达为：

$$E^H = E^P + E^{IO} = E^P + R(I - A)^{-1}F \dots\dots\dots (2.13)$$

式中，

E^H 为 HLCA 模型系统的环境影响；

E^P 为过程 LCA 的环境影响；

E^{IO} 为 EIO 的环境影响；

R、I、A、F 同上。

2.4 本章小结

本章介绍了生命周期评价（LCA）的概念和框架，为进行电动汽车的生命周期评价奠定了理论基础和实施步骤。在此基础上，分析了 LCA 研究中常用的两种评价方法：一种是基于详细过程的生命周期评价（PLCA）方法，另一种是基于经济投入产出的生命周期评价（EIO LCA）方法。在充分分析两种方法的优缺点之后，本文提出了将两种评价方法相结合的混合生命周期评价（HLCA）方法，这种方法巧妙利用了 PLCA 和 EIO LCA 的优缺点互补的特点，扬长避短，不仅可以提高产品生命周期评价结果的精度，而且可以节约时间，降低研究成本。

第3章 电动汽车全生命周期建模方法

3.1 汽车全生命周期概述

汽车全生命周期由两部分构成^[50, 86]：(1) 车辆周期 (VC, Vehicle Cycle)^[87]，又称车辆链，包括车辆生产、车辆使用、以及生命末端 (EOL, End-of-Life) 的报废处理；(2) 燃料周期 (FC, Fuel Cycle)，又称作油井到车轮 (WTW, Wells-to-Wheels)^[86]，或者称作燃料链，包括车用燃料的生产、配送和消耗，如图 3.1 所示^[88]。通常，又把油井到车轮划分为两个阶段：油井到油泵 (WTP, Wells-to-Pump) 和油泵到车轮 (PTW, Pump-to-Wheels)。油井到油泵的环境影响是由燃料上游阶段加工和运输导致的，以油井处原料开采为起点，以燃料在加油站等待加入汽车油箱为终点。油泵到车轮的环境影响直接与车辆行驶有关。纯电动汽车的动力能源是电力，家用插座或充电站相当于传统意义上的加油站。燃料周期的环境影响和车辆周期的环境影响共同构成了汽车全生命周期的环境影响，同时给出了汽车从“摇篮”到“坟墓”环境影响的全景。

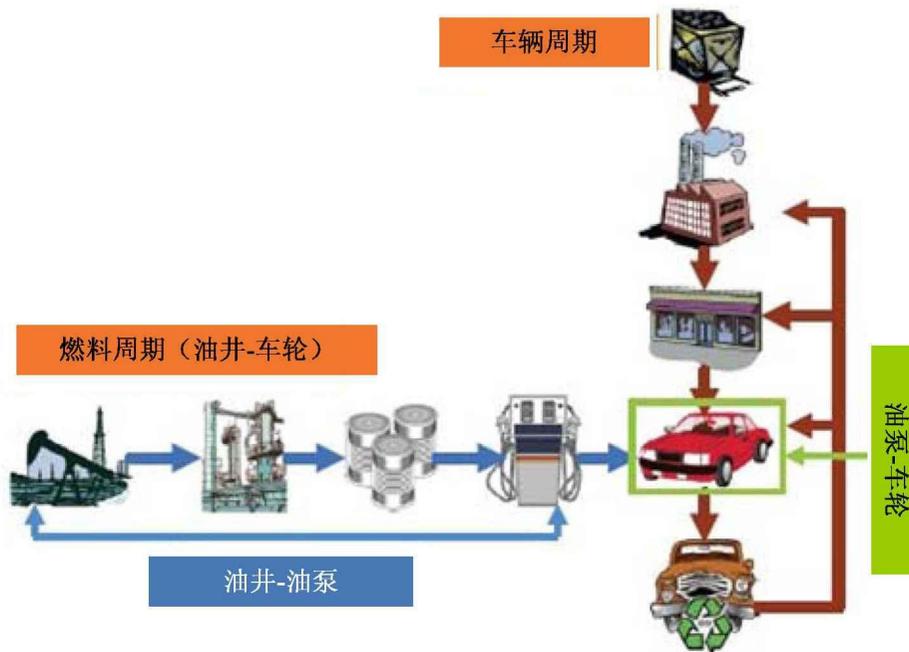


图 3.1 汽车全生命周期示意图

3.2 电动汽车 LCA 目标与范围确定

3.2.1 研究目标

本文的总体目标是对中国环境下的电动汽车进行全生命周期分析和环境影响评价，并与传统的以汽油为燃料的内燃机汽车（GICEV）全生命周期的环境影响进行比较，进而分析电动汽车在中国推广使用的环境效益（能源效益与排放效益）。具体目标如下：

- 1、采用混合生命周期评价方法建立在中国环境下电动乘用车和传统汽油机乘用车全生命周期评价模型，搜集并处理相关数据；
- 2、分析中国背景下电动汽车和传统汽油机汽车燃料周期的能源消耗与气体排放情况；
- 3、分析中国背景下电动汽车及其关键零部件制造、及报废处理过程产生的环境影响，并与燃料周期（WTW）的环境影响进行比较；
- 4、分析电动汽车全和传统汽油机汽车生命周期内各类能源的消耗量和气体排放；
- 5、对比分析不同技术路线的电动汽车和传统汽油机汽车在其全生命周期内对环境影响的差异，评价中国背景下电动汽车的环境效益；
- 6、将各种技术路线的电动汽车全生命周期环境影响进一步特征化，并对比分析；
- 7、进行敏感性分析，确定电动汽车全生命周期中的关键影响因素。

3.2.2 环境影响

本文研究电动汽车全生命周期三方面的环境影响，分别是能量消耗、温室气体排放和常规气体污染物（挥发性有机化合物、一氧化碳、氮氧化物、二氧化硫、颗粒物），具体如下^[89, 90]：

- 能源消耗：总的一次能源、总的化石能源、及其中的煤和石油。
- 温室气体（GHG）排放：主要是二氧化碳（CO₂），甲烷（CH₄）和一氧化二氮（N₂O）等导致全球气候变暖的气体。
- 常规气体污染物：
 - 1). 挥发性有机化合物（VOC）——是指在常温常压下，从液体或固体中自发

挥发出来的化学物质气体排放物，对人类健康和环境具有危害。VOC 会刺激眼鼻喉，引发急性中毒，出现头痛、失调、恶心，损害肝、肾脏和中枢神经系统，导致癌症；重者出现肝中毒甚至有生命危险。VOC 与 NO_x 发生光化学反应，产生地面臭氧。

- 2). 一氧化碳 (CO) ——是碳基燃料不完全燃烧的产物。在血液中形成碳氧血红蛋白，降低红血细胞携带氧的容量。接触低浓度 CO 会导致缺氧、心绞痛、视力障碍，并降低大脑功能；接触高浓度的 CO 会导致窒息。
- 3). 氮氧化物 (NO_x) ——在阳光下与 VOC 发生地面臭氧 (O_3) 反应。 O_3 会破坏肺组织并加重呼吸系统疾病。它可以长距离迁移并且在远离原始来源处对健康产生影响。 NO_x 也会导致酸沉降，增加水体中的氮负荷，扰乱生态系统的化学和营养平衡。并且在大气中与一般有机化学品发生反应产生有毒物质。
- 4). 二氧化硫 (SO_2) ——一种对呼吸道有刺激性作用和酸沉降前体物质。 SO_2 影响呼吸，导致呼吸系统疾病，降低肺部防御机制，并且会使肺部和心血管疾病加重。排放到空气中的 SO_2 会以气体分子的形式沉积在地球表面或者溶解在雨水或雾滴中，以典型的硫酸形式 (H_2SO_4)。对植物和水中野生动物的危害尤为严重。
- 5). 颗粒物 (PM) ——是小颗粒和液滴的复杂混合物，通常所关注的颗粒物是指空气动力学粒径小于等于 $10\mu\text{m}$ 的，因为这些微粒一般会通过喉咙和鼻子进入肺部，又称为可吸入颗粒物。颗粒物分为两类：粗颗粒 PM_{10} (空气动力学粒径小于等于 $10\mu\text{m}$ 大于 $2.5\mu\text{m}$) 和细颗粒 $\text{PM}_{2.5}$ (空气动力学粒径小于等于 $2.5\mu\text{m}$ 的)。不同的粒径进入肺部和血液的方式和传输特性不同。人体暴露在微粒中会导致呼吸困难，加重呼吸系统疾病，如哮喘；导致支气管炎，引发心律不齐，并导致过早死亡。

3.2.3 范围确定

本文以电动汽车全生命周期评价及环境效益分析为目标，从而全面评价电动汽车在生产、使用和报废处理阶段的能源消耗及气体排放情况。本文以一辆汽车在中国道路上行驶 1km (记作: /vkm, per vehicle kilometer) 为研究的功能单位。图 3.2 展示了

在该功能单位下进行电动汽车生命周期评价的基本框架，主要包括三个阶段：（1）生产阶段（汽车生产和燃料生产），（2）使用阶段，（3）汽车生命终端（EOL）报废处理阶段。在图 3.2 中，建立了电动汽车全生命周期与外界的交互方式以及输入和输出模型，这些输入和输出代表了与所研究系统有直接影响的所有过程。本文只研究与该系统直接相关的环境影响（详见 3.2.2 节），而间接产生的环境影响（如厂房建设，机器设备生产等）不在考虑之中。

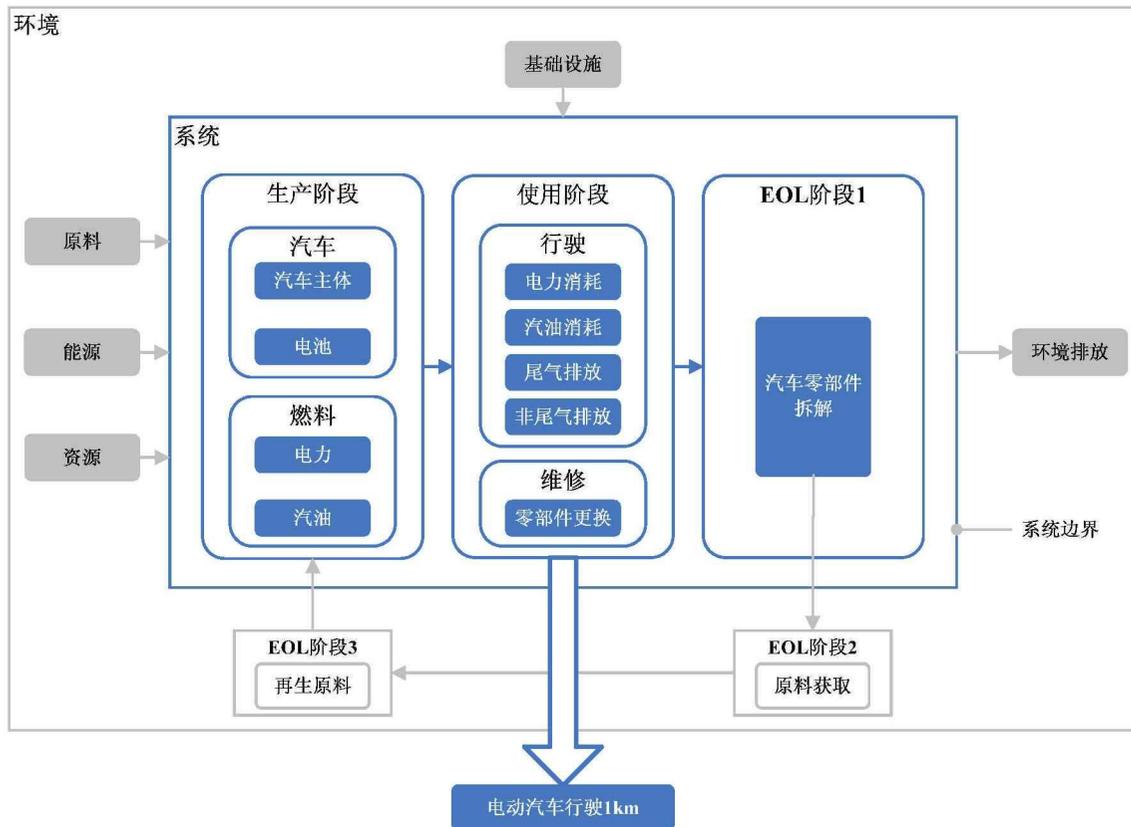


图 3.2 电动汽车全生命周期评价系统

3.2.3.1 车辆技术范围

根据当前国内电动汽车的发展情况和中国政府对节能与新能源汽车的发展规划，可以看出混合动力汽车（HEV）、插电式混合动力汽车（PHEV）和纯电动汽车（BEV）是主要的电动汽车发展方向。因此，本文评价的电动汽车动力系统技术种类为：HEV、PHEV 和 BEV。同时为了分析电动汽车的环境效益，本文还把传统汽油内燃机驱动汽车（GICEV）纳入评价对象。选择的车辆类型为 EPA 定义的中型乘用车（Mid-size passenger car）。EPA 对中型车的定义为：汽车内部乘客与货物空间总容积指数在

110-119.9 立方英尺（3115-3397 升）之间的汽车^[91]。本文研究的具体汽车技术，如表 3.1 所示。

表 3.1 所研究汽车的体系架构

汽车技术	燃料 1	燃料 2
GICEV	汽油	--
HEV	汽油	--
PHEV	汽油	电力
BEV	电力	--

3.2.3.2 地域范围

本文专注于中国的 LCA 研究。因此，本文的数据地域范围是中国大陆，在区域之间的生产活动相似的情况下，本文也使用其它区域（如欧洲、美国）的数据集。另外，对于当前国内尚为空白的数据，文中采用国际平均水平数据。同时，本文按照中国实际情况对车辆全生命周期各阶段进行建模。

3.2.3.3 时间范围

本文在进行电动汽车全生命周期评价时，以 2010 年为基准年，关键输入数据尽量采用 2010 年的数据，当 2010 年的数据不可获得或者以前的数据更具有代表性或更完整时，采用以前的数据。

3.3 电动汽车全生命周期模型

3.3.1 电动汽车全生命周期评价模型

图 3.3 展示了电动汽车全生命周期的简易流程图，即本文电动汽车 LCA 模型。电动汽车 LCA 可以分为四个主要部分：整车生产及配送、电力和汽油的生产和配送、使用阶段的能源转化和车辆维护、以及 EOL 阶段^[92, 93]。在图 3.3 中汽车生产环节可以进一步细分为汽车的各种零部件。理想情况下，可以获得所有子部件的 LCI，但在实际情况下，很难实现。

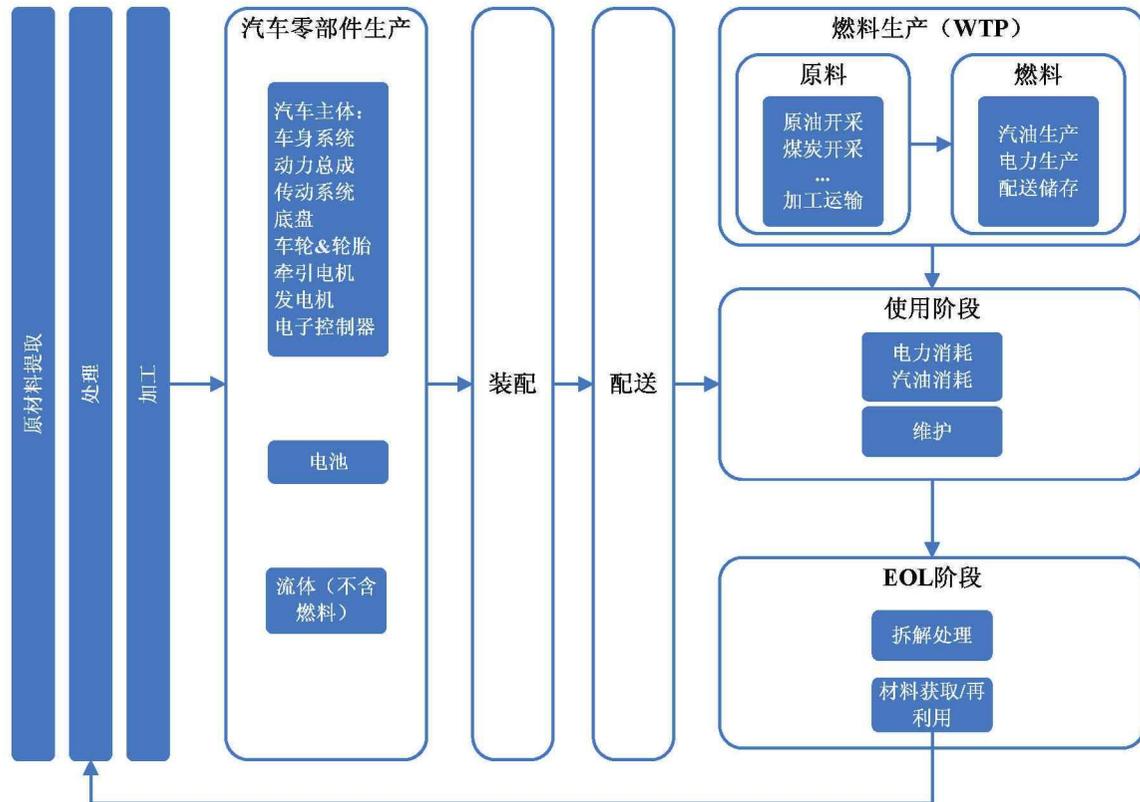


图 3.3 电动汽车全生命周期简化流程图

对于不同技术类型的 EV，图 3.3 中的车辆零部件也有所不同。BEV 的电池相当于 GICEV 的燃油箱，电线相当于 GICEV 的燃油管路，牵引电机相当于 GICEV 的内燃机（ICE）。在某些情况下，EV 需要更换电池。轮胎也在图 3.3 中明确显示，与电池一样，也需要更换而对汽车生命周期产生影响。图 3.3 左端的原材料提取、处理和加工三个阶段适用于所有汽车零部件。

评价汽车使用阶段时，必须考虑驾驶模式以确定电力和燃油消耗。电池循环的频率和深度是决定电池寿命和效率的重要因素。另外汽车的能耗需求很大程度上依赖于负荷，即乘客或货物等。汽车维修同样需要包含在使用阶段。如果有一份详细的汽车 LCI，所更换的零部件的生产与原件的生产带来同等的环境影响。使用阶段的供给是电力和汽油，LCI 应当包含与这些能源相关的材料提取、加工、运输和配送。

汽车寿命末端对于 EV 的 LCA 结果起着重要的作用。以往的研究通常评估使用这些回收的材料可以降低材料生产阶段的某种影响。然而，了解材料回收的可行性和材料的降解特性也是很重要的。鉴于目前的材料价格，不是所有的电池材料都可以再利用率在电池上。大多数情况下，材料被降级到其它应用设备中，这些应用设备材料生产的环境影响比 EV 的相应环境影响低很多。

3.3.2 电动汽车全生命周期清单模型

开发汽车全生命周期模型是为了计算各种技术车辆全生命周期的能源消耗和气体排放。汽车全生命周期是一个非常庞大的供应链，为了便于获得汽车全生命周期的环境影响清单，采用前文中提到的投入产出 LCA 与过程 LCA 相结合的混合生命周期评价 (HLCA) 方法，对汽车全生命周期各阶段进行数据搜集和分析，如图 3.4 所示。

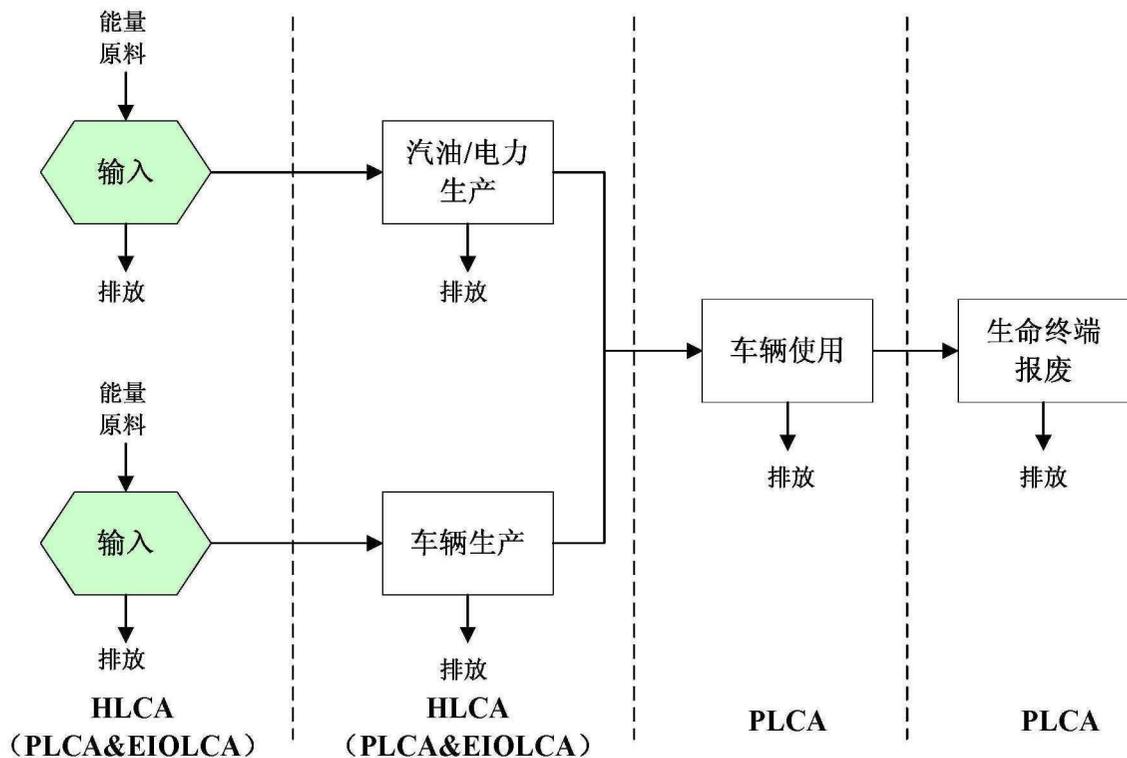


图 3.4 电动汽车全生命周期清单 HLCA 模型

由于汽车全生命周期上游无限向外扩展，因此本文采用 EIOLCA 和 PLCA 相结合的 HLCA 方法对电动汽车全生命周期(汽车和燃料生产制造及其上游原材料获取环节)进行 LCI 汇编，不仅可以节省研究时间，而且可以避免单独采用 PLCA 和 EIOLCA 带来的截断误差问题和过程精度问题。对于汽车使用和报废处理阶段，EIOLCA 无法获取该阶段的数据清单，本文采用 PLCA 方法获取该阶段的数据清单。电动汽车各阶段的数据清单将在第 4 章进行阐述。

3.3.3 电动汽车全生命周期算法分析

在本文 3.3.2 节中，建立的电动汽车全生命周期清单 HLCA 模型，只能获取某一阶段或工艺过程的清单，为了获取电动汽车全生命周期的总的环境清单，需要开发出各阶段之间的逻辑关系。

对于电动汽车全生命周期的燃料链包含以下工艺流程和阶段：原油和原煤等的获取和加工、储存和运输、汽油提炼和电力生产、运输和配送、汽车行驶阶段消耗。电动汽车全生命周期的燃料链包括以下流程和阶段：原材料获取和提炼、材料加工和制造、汽车零部件生产、整车装配、使用阶段维修、车辆报废处理和回收。

3.3.3.1 燃料链

交通燃料的燃料链涵盖以下工艺过程：一次能源/初级能源（能源原料）生产、运输和储存，燃料（能源）生产、运输、储存和配送，以及车辆行驶阶段的燃料燃烧和转化^[94]。车辆行驶阶段之前的工艺过程通常定义为上游活动，车辆行驶阶段通常定义为下游活动。燃料链作为汽车全生命周期的重要组成部分之一，也是车辆链研究的基础，本文首先对电动汽车的燃料链进行算法分析。图 3.5 显示了本文电动汽车燃料链所涵盖的各阶段和活动。

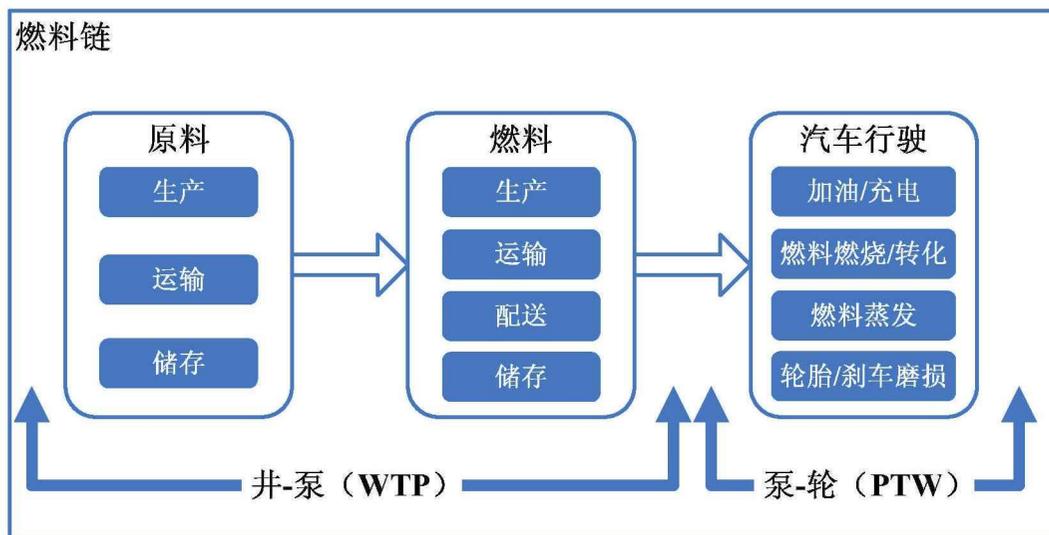


图 3.5 电动汽车燃料链

为了对燃料链的算法进行分析，通常将车辆行驶阶段即（WTP）称作下游阶段；车辆行驶阶段之前的所有阶段（原料生产和运输与产品燃料生产和配送）合称为上游阶段。

1、上游阶段（WTP）算法分析

(1) 上游阶段任一单元过程的直接能源消耗计算

为了进行燃料链上游阶段算法分析，本文引入术语“单元过程（Unit Process）”，其定义为：进行生命周期清单分析时数据收集的最小单元^[53]。单元过程的通用示意图如图 3.6 所示。

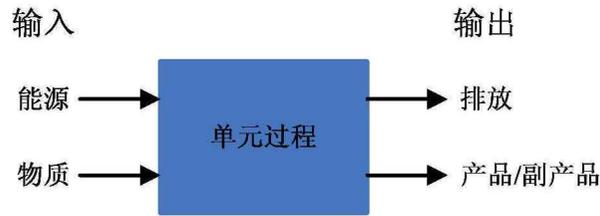


图 3.6 单元过程示意图

对于燃料链上游阶段的任一单元过程 a ，可以用图 3.7 表示，其中能源使用装置是各种锅炉、增压器和内燃机等设备的统称。单位能量（1MJ）产品输出所需要的能量输入（即能源消耗）可由该过程的能量效率计算得到的，如式(3.1)所示，能量效率的定义是能量输出除以能量输入（输入的能量包括工艺燃料的能量和原料能源的能量）。

$$\eta^a = E_{out} / E_{in} \dots\dots\dots(3.1)$$

$$E_{in}^a = 1 / \eta^a \dots\dots\dots(3.2)$$

$$E_{in}^a = E_{feed}^a + E_{process}^a \dots\dots\dots(3.3)$$

其中，

E_{out} ：上游阶段任一单元过程 a 输出的产品能量；

E_{in} ：上游阶段任一单元过程 a 输出产品能量 E_{out} 时需要输入的总能量；

E_{in}^a ：上游阶段任一单元过程 a ，输出单位能量产品时需要输入的总能量，即总能量消耗，MJ/MJ 能源产品输出；

η^a ：上游阶段任一单元过程 a 的能量效率；

E_{feed}^a ：上游阶段任一单元过程 a 需要输入的原料/主料的能量；

$E_{process}^a$ ：上游阶段任一单元过程 a 需要的工艺燃料能量。

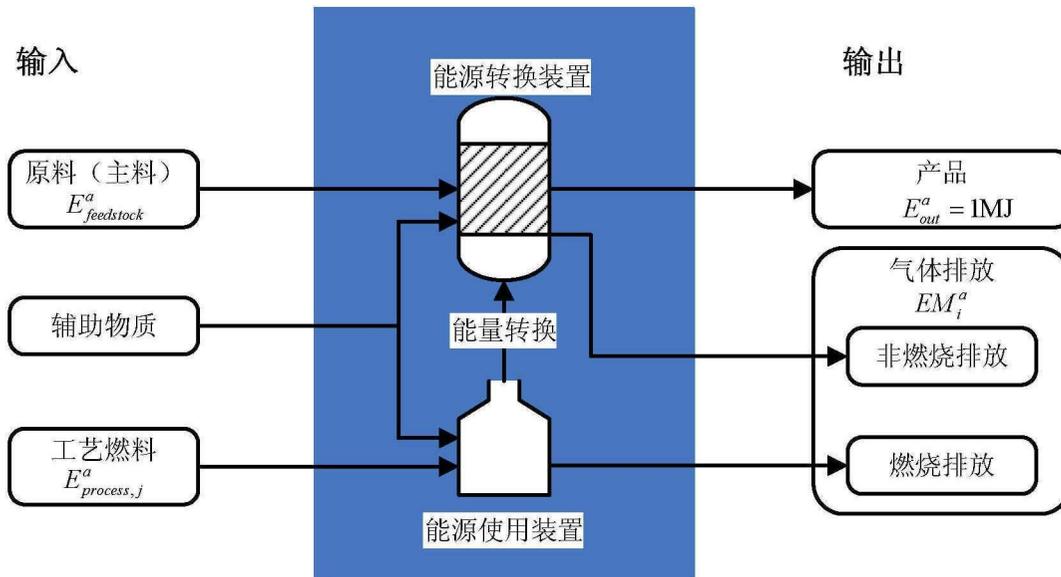


图 3.7 燃料周期上游阶段任一单元过程 a 框图^[36, 95]

由式(3.1)可以计算得到该过程的总能源输入。总能源输入由两部分组成：原料能源和工艺燃料。在大多情况下，原料能源既可作为生产燃料的原料即主料，又可作为生产过程中使用的工艺燃料。为了计算排放物，尤其是常规排放物，需要区分总原料能源输入中的原料/主料和工艺燃料。原料/主料转化为产品燃料的过程大多是化工过程，可能产生也可能不产生排放；而工艺燃料燃烧过程必然产生排放。燃烧排放可以通过工艺燃料燃烧数量和相应装置的燃烧排放因子估算得到。

为了区分原料能源消耗中的原料即主料和工艺燃料，本文分为三种情况来考虑：

第一，所有原料能源全部在燃料生产过程中燃烧消耗掉，如煤炭发电。

第二，一部分原料能源输入用于原料/主料，通过转化工艺成为燃料；其余的部分与该转化工艺必需的其它工艺燃料一同燃烧，为该过程提供热量或蒸汽。这类情况包含化学过程，如天然气生产甲醇、氢气，总的天然气输入分为用作原料的天然气和用作工艺燃料的天然气，在计算燃烧排放时只涉及用作工艺燃料的天然气。

第三，在产品燃料生产或转化过程不涉及化学过程。在总的原料能源输入中，单位能量的燃料产品输出，需要单位能量的原料输入。输入原料能源的能量与能量产品中的能量之差是用作工艺燃料的能量。例如生产压缩天然气（CNG）和液化天然气（LNG）。在这种情况下，用下式计算工艺燃料的数量：

$$E_{process}^a = 1/\eta^a - 1 \dots\dots\dots (3.4)$$

其中，

$E_{process}^a$ 指任一单元过程 a 生产单位能量产品所需要的工艺燃料的能量 (MJ/MJ 能量输出);

η 指该单元过程 a 的能量效率 (定义为该阶段的能量输出/能量输入)。

某阶段计算得到的所有工艺燃料消耗, 需要分配到该阶段消耗的各种工艺燃料。本文研究中考虑的工艺燃料如下: 煤炭、原油、天然气、燃料油 (Residue oil)、柴油、汽油和电能等。在计算某阶段的排放时, 需要将该阶段消耗的工艺燃料总量分配到不同的工艺燃料消耗; 燃烧排放量很大程度上依赖于燃烧的工艺燃料的种类。本文中, 各种工艺燃料的份额主要依据国家统计局统计的燃料生产过程使用的工艺燃料类型的统计数据。

上游阶段的任一单元过程的能源消耗, 根据式(3.1)和式(3.4)计算得到, 各单元过程之间根据碳原子质量守恒建立联系, 如式(3.5)所示。各个工艺过程的详细输入和输出情况将在清单分析章节中展现。

$$MC_{out}^a = MC_{in}^a = MC_{out}^{a-1} \dots\dots\dots (3.5)$$

其中,

- MC_{out}^a : 第 a 单元过程的输出能源产品中的 C 含量, g/MJ;
- MC_{in}^a : 第 a 单元过程输入原料能源中的 C 含量, g/MJ;
- MC_{out}^{a-1} : 第 $a-1$ 单元过程输出能源产品的 C 含量, g/MJ。

(2) 上游阶段任一单元过程的直接排放计算

本文在计算燃料上游阶段的气体排放物 VOC、CO、NO_x、SO₂、PM10、CH₄、N₂O、CO₂ 时以 g/MJ 燃料输出为单位。上游各阶段的排放来源于工艺燃料燃烧和非燃烧工程如化学反应和燃料泄漏以及蒸发。来自化学反应、燃料泄漏和蒸发产生的非燃烧排放物与燃料种类和阶段有关, 而目前国内这方面的数据很难找到, 本文将采用美国环保署 AP-42 文件^[96]中公布的数据。

根据上文图 3.7 的分析可知, 对于任一单元过程 a 工艺燃料燃烧的排放物与工艺燃料种类、消耗量和所使用的设备有关, 则工艺燃料燃烧产生的排放物 i 可由下式计算得到:

$$EM_{c,i}^a = \sum_j \sum_k EF_{i,j,k} \times E_{process,j,k}^a \dots\dots\dots (3.6)$$

$$E_{process,j,k}^a = E_{in}^a \times \alpha_j \times \beta_{k,j} \dots\dots\dots (3.7)$$

其中,

$EM_{c,i}^a$: 任一单元过程 a 燃烧排放物 i , g/MJ 燃料输出;

$EF_{i,j,k}$: 第 k 类能源使用装置使用工艺燃料 j 时的排放因子, g/MJ 燃料燃烧;

$E_{process,j,k}^a$: 任一单元过程 a , 第 k 类能源使用装置中工艺燃料 j 的消耗量, g/MJ 燃料输出;

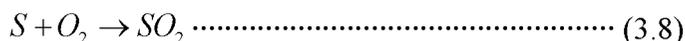
E_{in}^a : 该单元过程 a 的总能源消耗量, MJ/MJ 燃料输出, 由式(3.1)和式(3.4)计算得到;

α_j : 工艺燃料总消耗量中第 j 中工艺燃料的消耗比例 ($\sum_j \alpha_j = 1$);

$\beta_{k,j}$: 工艺燃料 j 消耗的所有能源使用装置中第 k 类装置的比例 ($\sum_k \beta_{k,j} = 1$)。

由于中国目前没有对不同能源使用装置使用不同工艺燃料时的 VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5、CH₄、N₂O 等排放物的排放因子 $EF_{i,j,k}$ 做过全面而权威的研究, 因此本文采用美国环保署 AP-42 文件^[96]中公布的数据。

另外, 本文根据 S 和 C 元素质量守恒定律, 计算工艺燃料在不同能源使用装置中的 SO₂ 和 CO₂ 的排放因子。同时, 假设工艺燃料中的 S 元素全部转变成为 SO₂, 如式(3.8)所示。则工艺燃料燃烧产生的 SO₂ 排放因子具体计算公式如下:



$$EF_{SO_2,j} = D_j \times LHV_j \times r_{S,j} \times 64 \div 32 \dots\dots\dots (3.9)$$

其中,

$EF_{SO_2,j}$: 燃烧工艺燃料 j 的 SO₂ 排放因子, g/MJ 工艺燃料 j 燃烧;

D_j : 工艺燃料 j 的密度, 液体燃料 g/L, 气体燃料 g/m³;

LHV_j : 工艺燃料 j 的低热值, 液体燃料 MJ/L, 气体燃料 g/m³, 固体燃料 MJ/ton;

$r_{S,j}$: 工艺燃料 j 的含硫质量比;

64: SO₂ 的摩尔质量;

32: 硫元素的摩尔质量。

本文采用工艺燃料燃烧时碳元素质量守恒的方法计算燃烧 CO₂ 排放因子; 而工艺燃料燃烧时产生的 VOC、CO 和 CH₄ 中含有 C 原子, 因此在计算燃烧 CO₂ 排放因子时, 需要减去这部分排放物中的 C 原子, 计算公式如下:



$$EF_{CO_2,j,k} = [D_j \times LHV_j \times r_{C,j} - (EF_{VOC,j,k} \times 0.85 + EF_{CO,j,k} \times 0.43 + EF_{CH_4,j,k} \times 0.75)] \times 44 \div 12 \dots\dots\dots (3.11)$$

其中,

$EF_{CO_2,j,k}$: 燃烧工艺燃料 j 在燃烧装置 k 中燃烧时的 CO_2 排放因子, g/MJ 工艺燃料 j 燃烧;

D_j : 工艺燃料 j 的密度, 液体燃料 g/L, 气体燃料 g/m³, 固体燃料 MJ/ton;

LHV_j : 工艺燃料 j 的低热值, 液体燃料 MJ/L, 气体燃料 g/m³, 固体燃料 MJ/ton;

$r_{C,j}$: 工艺燃料 j 的含碳元素质量比;

$EF_{VOC,j,k}$: 燃烧工艺燃料 j 在燃烧装置 k 中燃烧时的 VOC 排放因子, g/MJ 工艺燃料 j 燃烧;

0.85: 燃烧排放物 VOC 的平均含碳质量比;

$EF_{CO,j,k}$: 燃烧工艺燃料 j 在燃烧装置 k 中燃烧时的 CO 排放因子, g/MJ 工艺燃料 j 燃烧;

0.43: 燃烧排放物 CO 的含碳质量比;

$EF_{CH_4,j,k}$: 燃烧工艺燃料 j 在燃烧装置 k 中燃烧时的 CH₄ 排放因子, g/MJ 工艺燃料 j 燃烧;

0.75: 燃烧排放物 CH₄ 的含碳质量比;

44: CO₂ 的摩尔质量;

12: 碳元素的摩尔质量。

GHG 排放因子根据联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC)^[97]公布的 CO₂、CH₄和 N₂O 的 100 年全球变暖潜势, 用 CO₂ 当量 (CO₂-eq) 表示, 计算公式如下:

$$EF_{GHG} = EF_{CO_2} \times 1 + EF_{CH_4} \times 25 + EF_{N_2O} \times 298 \dots\dots\dots (3.12)$$

其中,

EF_{GHG} : GHG 排放因子, g/MJ;

EF_{CO_2} : CO₂ 排放因子, g/MJ;

EF_{CH_4} : CH₄ 排放因子, g/MJ;

EF_{N_2O} : N₂O 排放因子, g/MJ;

1: CO₂ 的全球变暖潜值;

- 25: CH₄ 相对 CO₂ 的全球变暖潜值;
- 298: N₂O 相对 CO₂ 的全球变暖潜值。

从公式(3.9)和(3.11)可以看出, 计算排放因子需要知道相应燃料的规格如低热值、燃料密度、含碳质量比以及含硫质量比, 这些参数将在第 4 章清单分析中介绍。

由此, 可以得出上游任一单元过程 a 的直接排放为:

$$EM_i^a = EM_{c,i}^a + EM_{nc,i}^a \dots\dots\dots (3.13)$$

- EM_i^a : 某单元过程 a 的排放物 i , g/MJ 产品燃料输出;
- $EM_{c,i,j}^a$: 某单元过程 a 的燃烧排放物 i , g/MJ 产品燃料输出 (由式(3.5)计算得到);
- $EM_{nc,i}^a$: 某单元过程 a 的非燃烧排放物 i , g/MJ 产品燃料输出。

(3) 上游阶段任一过程的生命周期能耗和排放

由上文分析可知, 上游阶段任一过程的生命周期能耗和排放不仅来自该过程中工艺燃料的消耗, 还来自该工艺燃料生命周期上游阶段(生产和配送到消耗现场等过程)。则上游阶段任一过程 a 的生命周期能源消耗与排放可以用下式计算:

$$EU_i^a = E_{in}^a + \sum_j (E_{up,in,j} \times E_{process,j}^a) \dots\dots\dots (3.14)$$

$$EMU_i^a = EM_i^a + \sum_j (EF_{up,i,j} \times E_{process,j}^a) \dots\dots\dots (3.15)$$

其中,

- EU_i^a : 任一单元过程 a 的生命周期能耗 i , MJ/MJ 燃料输出;
- E_{in}^a : 任一单元过程 a 的直接能耗 i , MJ/MJ 燃料输出;
- $E_{up,in,j}$: 工艺燃料 j 上游阶段的能耗, MJ/MJ 工艺燃料 j 输出;
- $E_{process,j}^a$: 该单元过程 a 的工艺燃料 j 消耗量 (由式(3.1)和(3.4)计算得到)。
- EMU_i^a : 任一单元过程 a 的生命周期排放物 i , g/MJ 燃料输出;
- EM_i^a : 任一单元过程 a 的直接排放物 i , g/MJ 燃料输出;
- $EF_{up,i,j}$: 工艺燃料 j 上游阶段的排放物 i , g/MJ 工艺燃料 j 输出。

从公式(3.14)和(3.15)可以看出在计算产品燃料上游阶段的能耗和排放时, 所涉及的工艺燃料其自身的上游阶段能耗和排放也需要计算, 这就构成了一个反复调用循环迭代的过程。因此, 本文在进行迭代计算时, 直到相邻两次计算结果偏差小于 1/1000 时, 停止计算。

(4) 上游阶段的生命周期能耗和排放

根据以上分析可知，上游阶段各工艺过程的生命周期能耗和排放相加则可得到燃料周期上游阶段的能耗和排放，如下式：

$$E_{up} = \sum_a EU_i^a = \sum_a [E_{in}^a + \sum_j (E_{up,in,j} \times E_{process,j}^a)] \dots\dots\dots (3.16)$$

$$EM_{up,i} = \sum_a EMU_i^a = \sum_a [EM_i^a + \sum_j (EF_{up,i,j} \times E_{process,j}^a)] \dots\dots\dots (3.17)$$

其中，

- E_{up} ：燃料周期上游阶段的生命周期能耗，MJ/MJ 产品燃料输出；
- $EM_{up,i}$ ：燃料周期上游阶段的生命周期第 i 种排放物的质量，g/MJ 产品燃料输出；
- 其余同上。

2、车辆行驶阶段（PTW）算法分析

本文在计算车辆行驶阶段的能源消耗和排放时以车辆行驶 1km 为基准。该阶段的能量消耗由汽车燃油经济性和燃料热值计算得到。

$$E_{op} = B \times LHV \times LS \dots\dots\dots (3.18)$$

其中，

- E_{op} ：车辆行驶阶段的能耗，MJ/km；
- B ：汽车燃油经济性，L/100km 或 kW/100km；
- LHV ：燃料的低热值，液体燃料 MJ/L；
- LS ：在汽车行驶阶段的燃料损失率。

该阶段的 VOC、CO、NO_x、PM10 和 PM2.5 排放是以 GREET1.2012 中汽油 GICEV 的相应数据（来自美国环境保护署 EPA 的 MOBILE6.2）为基准计算得到，各种技术车辆的 CO₂ 和 SO₂ 排放是分别根据 C 和 S 元素质量守恒计算得到。

3.3.3.2 车辆链

车辆周期包含以下过程：原材料获取，材料加工和制造，车辆零部件生产，车辆装配，维修以及车辆报废处理和回收^[88, 98]。本文研究中暂不考虑材料运输环节的能源消耗和排放。图 3.8 显示了本文电动汽车车辆链所涵盖的各阶段和活动。

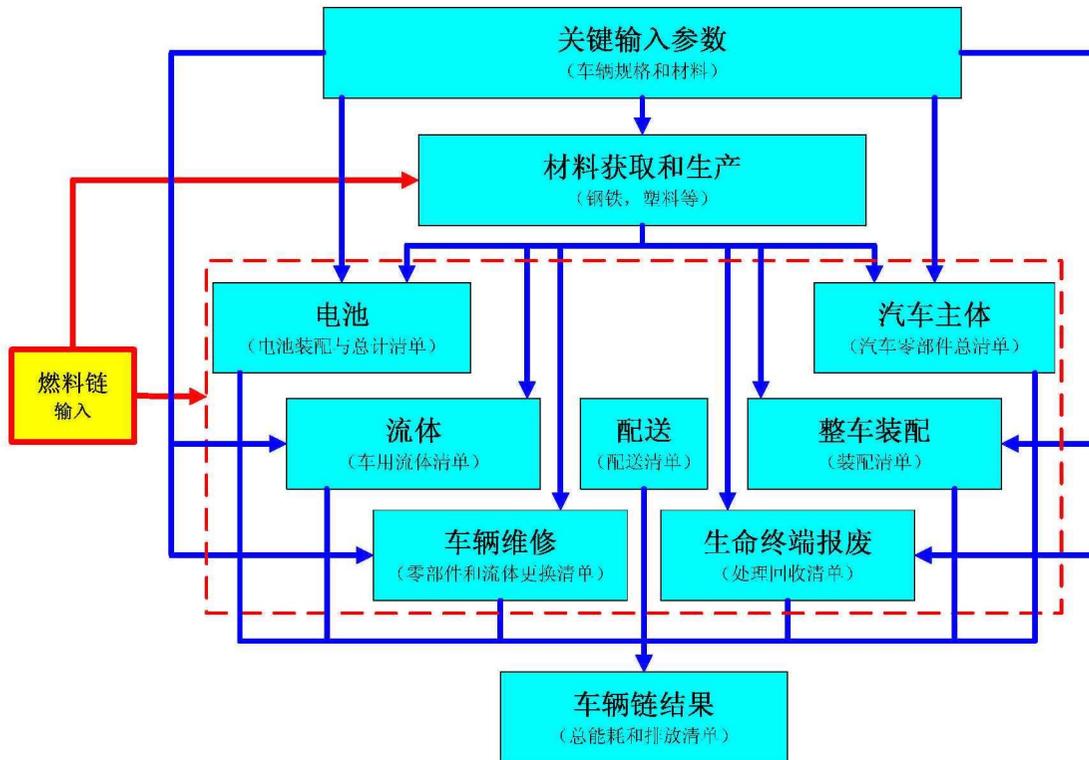


图 3.8 车辆周期模型结构

为了便于计算，本文在进行研究时把整车生产过程的影响来源划分为四部分：电池、汽车主体（Glider，其它零部件总称）、流体以及整车装配。

从图 3.8 可以看出，该车辆链的能耗和排放来自一下七组：电池、汽车主体（Glider，除电池以外的其他零部件）、流体、整车装配、分销配送、车辆维修和报废回收。对于每种材料按照：原材料获取加工→材料加工制造→最终产品出厂的顺序计算其能源消耗量（MJ/kg 产品）和排放（g/kg），即内含能源（Embodied energy）^[99, 100]和内含排放（Embodied emissions）^[67, 101, 102]。内含能源又称隐含能源，是指产品生产链（从原料获取、加工、运输等）的能量消耗总量。内含排放指产品生产链的排放总值。内含能源和内含排放作为这七组的输入数据。

电池组包括启动电池和动力电池的材料生产和加工。流体组包括冷却液、发动机油、雨刷液、转向液、制动液以及传动液的生产 and 处理。整车装配组包括车辆装配，涂漆等工艺。车辆寿命期间维护阶段只考虑车辆生命周期内零部件及流体更换带来的环境影响，包括两部分：一是生产这些更换的零部件带来的，二是更换过程中产生的；而后者非常小，在本文中忽略不计。生命终端报废组包括报废处理和回收。对于这七组内的各种活动的能耗和排放（包括燃料燃烧产生和特定工艺产生）都需要计算。

本文假设各种材料生产过程的最后一步是汽车零部件加工成型。根据材料生产过程的能耗因子和排放因子（即嵌入式环境影响因子），即可计算出汽车零部件生产过程的相应环境影响。由此可以得出车辆周期环境影响的计算公式如下：

1、汽车主体生产

本文把除电池和流体以外的其它车用零部件归入同一组，称为汽车主体。

电机作为电动汽车的主要零部件之一，其主要成分是钢、铸铝和铜，研究表明电动汽车用电动机生命周期的环境影响主要与材料和重量有关^[103, 104]，因此本研究将它归入汽车主体，以方便后续研究。

由于本文假设材料生产的最后一步就是汽车零部件，因此有

$$E_{V1,e} = \sum_t (M_{V1,t} \times F_{t,e}) \dots\dots\dots (3.19)$$

式中：

- e ：第 e 种环境影响；
- $F_{t,e}$ ：材料 t 的第 e 种环境影响因子；
- $M_{V1,t}$ ：汽车主体中第 t 种车用材料的质量；
- $E_{V1,t}$ ：生产汽车主体导致的第 e 种环境影响量；
- 其余同上。

2、电池生产

电池生产过程环境影响的计算公式如下：

$$E_{V2,e} = E_e^{Bs} + E_e^{Bp} \dots\dots\dots (3.20)$$

式中：

- Bs ：启动电池；
- Bp ：动力电池；
- E_e^{Bs} ：生产启动电池导致的第 e 种环境影响量；
- E_e^{Bp} ：生产动力电池导致的第 e 种环境影响量；
- $E_{V2,e}$ ：电动汽车电池生产导致的第 e 种环境影响量。

3、车用流体生产

本研究中车用流体主要包括：机油、制动液、传动液、动力总成冷却液、雨刷液

以及添加剂。由于目前的 GICEV 和 HEV 基本都采用无液体的电动辅助转向系统，因此本文车用流体中不包含动力转向液。

流体生产过程的环境影响计算方法同电池，计算公式如下：

$$E_{V3,e} = \sum_t E_{t,e}^{V3} \dots\dots\dots (3.21)$$

式中：

$E_{t,e}^{V3}$ ：生产第 t 种车用流体导致的第 e 种环境影响量；

$E_{V3,e}$ ：生产流体导致的第 e 种环境影响量。

4、电动汽车装配阶段

装配流程主要包括：油漆生产和涂装、HVAC 和灯饰装配、热处理、材料处理、焊接、压缩空气等。对于不同车型（GICEV，HEV，PHEV 和 BEV），整车装配过程各工序的能量消耗与质量成正比，装配过程的环境影响记作 $E_{V4,e}$ ，详细分析见下文第 5.5 节。

5、分销配送

汽车出厂后需要配送到分销商处，该过程的环境影响与质量成正比，配送过程的环境影响记作 $E_{V5,e}$ ，详细分析见下文第 5.6 节。

6、车辆维修

维修过程的环境影响记作 $E_{V6,e}$ ，本文只考虑该阶段所更换零部件的生产导致的环境影响。而这些环境影响可根据车辆零部件生产阶段的分析和更换清单计算获得。

7、报废处理阶段

车辆报废处理主要的步骤为：拆解、切割、分离、运送至垃圾场，由于车载电池报废处理过程的环境影响较大，因此，分别研究车辆主体和车载电池报废处理过程的环境影响。报废处理过程的环境影响记作 $E_{V7,e}$ ，本文只考虑最终车辆报废时车载电池的报废回收，而对于更换的电池不做考虑。

综上所述，车辆链的具体计算逻辑如图 3.9 所示，该示意图显示了评价车辆周期能源消耗和排放所需要的数据输入。

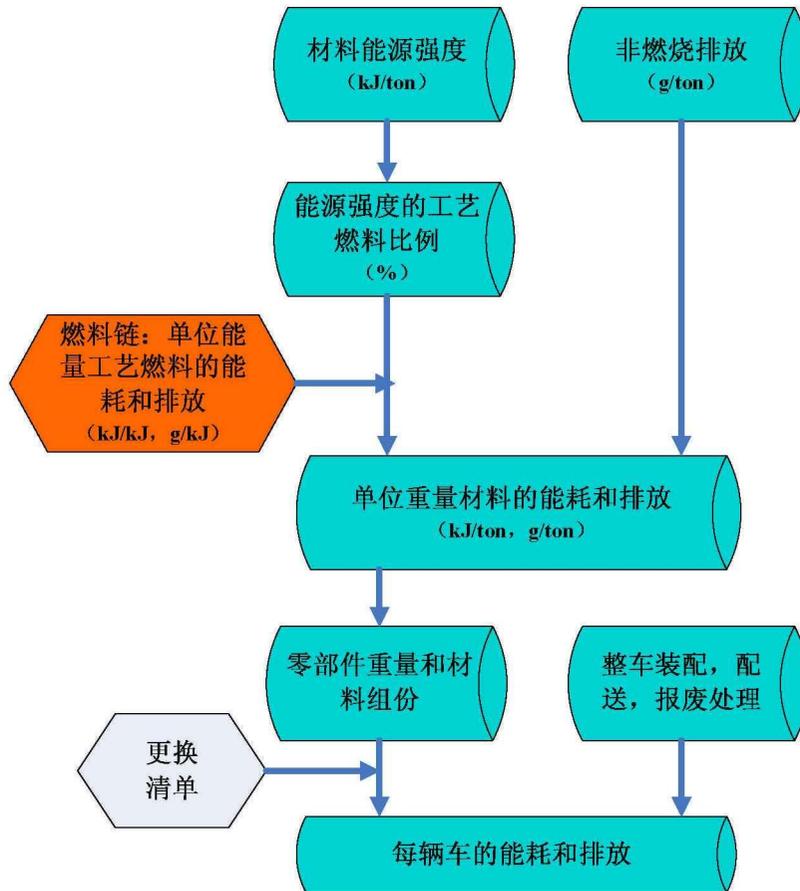


图 3.9 车辆周期评价的仿真逻辑

车辆周期评价的第一步是评估车辆零部件的重量。第二步，对于主要零部件，车辆周期模型需要考虑其材料组成。第三步，对于在车辆寿命期间需要更换的零部件，该模型需要其更换清单。第四步，对于报废处理和回收阶段，本文考虑废料回收至原材料再利用过程中的能源需求和产生的气体排放。最后，从原材料获取到车辆装配过程（如铁矿开采并加工成待冲压的钢板）的能量消耗估值将用于车辆周期仿真。

根据以上分析，可以得出车辆周期的环境影响总量^[105]：

$$VC_e = \frac{\sum_{i=1}^7 E_{V_i,e}}{d} \dots\dots\dots (3.22)$$

式中：

VC_e ：车辆周期功能单位下的第 e 种环境影响量；

$E_{V_i,e}$ ：车辆链各组成部分的第 e 种环境影响量，其中，车辆主体 (V1)、电池 (V2)，流体 (V3)，车辆装配 (V4)，分销配送运输 (V5)，维修 (V6)，报废处理 (V7)；

d ：车辆寿命里程。

3.3.3.3 汽车全生命周期

燃料周期的环境清单结果与车辆周期的清单结果结合，即可得出汽车全生命周期功能单位（每辆车行驶单位公里）下的环境影响结果，公式如下：

$$T = ((r_1 + r_2) * UF) + ((b_1 + b_2) * (1 - UF)) + VC \dots\dots\dots (3.23)$$

其中：

r_1 ：电力上游阶段的环境影响；

r_2 ：电力下游阶段即车辆行驶阶段的环境影响；

b_1 ：汽油上游阶段的环境影响；

b_2 ：汽油下游阶段，车辆行驶阶段的环境影响；

VC ：车辆链的环境影响；

UF ：效用因子（utility factor），指 PHEV 平均在纯电动模式下行驶的里程占总里程的百分比；对于 GICEV 和 HEV， $UF=0$ ；对于 BEV， $UF=1$ 。

3.4 原始数据获取方法

对本文研究的四种技术车辆进行环境清单分析时，需要大量的数据作为依托，并将数值归一化到功能单位。这些数据的来源将在第 4 章做详细阐述。表 3.2 概括了主要数据来源和 LCA 类型。

表 3.2 中国汽车生命周期数据可用性&主要来源

LCA 阶段	数据来源	LCA 类型
汽油&电力生产		
原油、原煤开采	国家统计局, EPA	HLCA
原料运输&储存	国家统计局, EPA	PLCA
传统汽油提炼	国家统计局, EPA	PLCA
汽油运输、储存&配送	国家统计局, EPA	PLCA
运输&配送损失	国家统计局, EPA	PLCA
电力生产	国家统计局, EPA	HLCA
汽车		
汽车制造	国家统计局, 其它文献资料, GREET 2012	HLCA
使用阶段	国家统计局, GREET 2012	PLCA
报废处理/回收	国家统计局, GREET 2012	PLCA

本文中 VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5、CH₄ 和 N₂O 的燃烧排放因子主要来自美国 EPA 的 AP-42 文件《空气污染物排放系数汇编》^[106]，而 SO₂ 和 CO₂ 主要根据 S

和 C 源自质量守恒计算得到。另外，车辆行驶阶段的 VOC、PM10 和 PM2.5 的非燃烧排放因子主要来自 MOBILE6 模型^[107]。

3.5 本章小结

目标与范围确定是生命周期评价分析的关键，本章通过确定电动汽车评价的目标与范围，分析电动汽车全生命周期的主要构成环节，在此基础上，建立了中国电动汽车全生命周期评价模型，给出了电动汽车全生命周期评价的清单获取 HLCA 模型，分析了电动汽车全生命周期的算法，最后给出了原始数据的来源和数据处理方法。

本章的研究成果如下：

- (1) 给出了电动汽车全生命周期分析的构成因素、与外界的关联程度及分析指标；
- (2) 给出了电动汽车全生命周期的数据收集整理与加工处理方法；
- (3) 建立了电动汽车全生命周期能源消耗、环境排放分析模型；
- (4) 给出了电动汽车全生命周期评价模型的具体算法；
- (5) 以上四点构成了电动汽车全生命周期能源与环境效益科学评价方法和系统评价体系。

第 4 章 电动汽车燃料周期环境清单分析

本章将评估电动汽车燃料周期的能源需求和气体排放情况，主要涉及以下三个阶段：第一，原料阶段（原料获取、加工、运输）；第二，燃料阶段（发电和汽油提炼、及其产品运输和配送）；第三，行驶阶段（车载汽油和电力的消耗）。

4.1 燃料上游阶段（WTP）

本文涉及的电动汽车燃料为汽油和电力。根据图 3.5 可知，汽油上游阶段主要包含以下过程：原油开采、原油运输、汽油加工制造、汽油运输；终点是加油站的汽油产品。而电力上游阶段主要包括原料（煤、天然气等）开采、原料运输、发电、电力配送；终点是家用插头或充电站的电力产品。

本节关注燃料上游阶段的三个特性，且以单位能量（MJ）产品输出来衡量，这三个参数主要是：

- 1、总能源消耗（总一次能源消耗、总化石能源消耗），MJ/MJ 产品能源输出。
- 2、总的常规气体排放（VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5），g/MJ 产品能源输出。
- 3、总的温室气体排放（CO₂、CH₄ 和 N₂O），gCO₂ 当量（gCO₂-eq）/MJ 产品能源输出。

4.1.1 基础参数

任何一个生命周期评价研究都是建立在燃料上游阶段 LCA 结果的基础之上。而根据第 3 章中燃料链的算法分析可知，进行电动汽车燃料（汽油和电力）生产阶段 LCA 评价涉及到能源包括：煤、原油、天然气、燃料油、传统柴油、传统汽油等，其特性参数如下表 4.1 所示。

表 4.1 能源特性参数^[95, 108, 109]

能源	密度	LHV	碳含量		硫含量	
	g/L	MJ/kg	wt%	gC/MJ	wt ppm	gC/MJ
煤	--	22.7	60.0	26.4	34000	1.4957
原油	847	42.7	85.3	20.0	16000	0.3748
天然气	0.78	47.1	75.0	15.9	7	0.0001
燃料油	991	39.5	86.8	22.0	5000	0.1267
传统柴油	837	42.8	86.5	20.2	200	0.0047
传统汽油	745	43.4	86.3	19.9	50	0.0012

4.1.2 原料获取和运输

4.1.2.1 原料获取

原料开采环节主要涉及煤炭、原油和天然气的开采。根据《中国能源统计年鉴 2011》^[5]，可计算出我国煤炭、原油和天然气开采过程中的能源转化效率和各种工艺燃料消耗比例，见表 4.2。

表 4.2 中国煤炭开采和洗选、石油和天然气开采过程能源消耗^[5]

能源	能源转化效率	工艺燃料比例 (%)						
		原煤	原油	天然气	汽油	燃料油	柴油	电力
煤炭	97.5%	80.1	0.0	0.4	0.5	0.1	3.5	15.6
原油*	95.7%	6.0	52.6	0.0	1.9	2.5	14.4	22.7
天然气*	88.5%	2.1	0.0	83.4	0.7	0.9	5.0	7.9

*注：假设在原油与天然气开采中，原油消耗全部用于原油的开采，天然气消耗全部用于天然气的开采，其余能源消耗按照原油与天然气的热值比例进行分配

根据美国 ANL 的研究^[95]可知，美国原煤、原油与天然气开采过程的直接能源转换效率分别为 98.0%、99.3%和 97.0%^[95]。考虑到中国与美国的技术水平差异，可判断出与美国相比，我国原油和原煤开采过程的直接能源转换效率均略低，因此，表 4.2 中煤炭和原油的能源转化效率数值符合实际情况，而天然气开采过程的直接能源转换效率偏低，主要是由于我国的天然气产量的相当部分属于油田伴生气。

4.1.2.2 原料运输

根据《2011 中国煤炭工业发展研究报告》^[110]、《2011 中国交通运输统计年鉴》^[111]和《中国能源统计年鉴 2011》^[5]等文献资料，可以得到中国一次能源运输状况见表 4.3。

表 4.3 中国一次能源运输状况

各种运输方式运输一次能源的比例 (%)				
	铁路	公路	水运	管道
煤	70.6	10.3	19.1	--
原油	14.7	0.0	51.9	33.4
天然气	--	--	--	100
平均运程 (km)				
	铁路	公路	水运	管道
煤	640	179	1255	0
原油	917	0	1806*	428
天然气	--	--	--	428

*注：由于缺乏相应数据，以 2010 年中国平均水平代替

另外，根据《中国能源统计年鉴 2011》^[5]，2010 年中国石油生产量为 20301.4 万吨，进口量为 29437.2 万吨，进口占 59%。根据《BP Statistical Review of World Energy 2011》^[112]我国的进口原油中大约 90%是通过远洋运输，如图 4.1 所示，主要来自中东和非洲，平均运输里程为 11000km^[113]。

Major trade movements 2010
Trade flows worldwide (million tonnes)

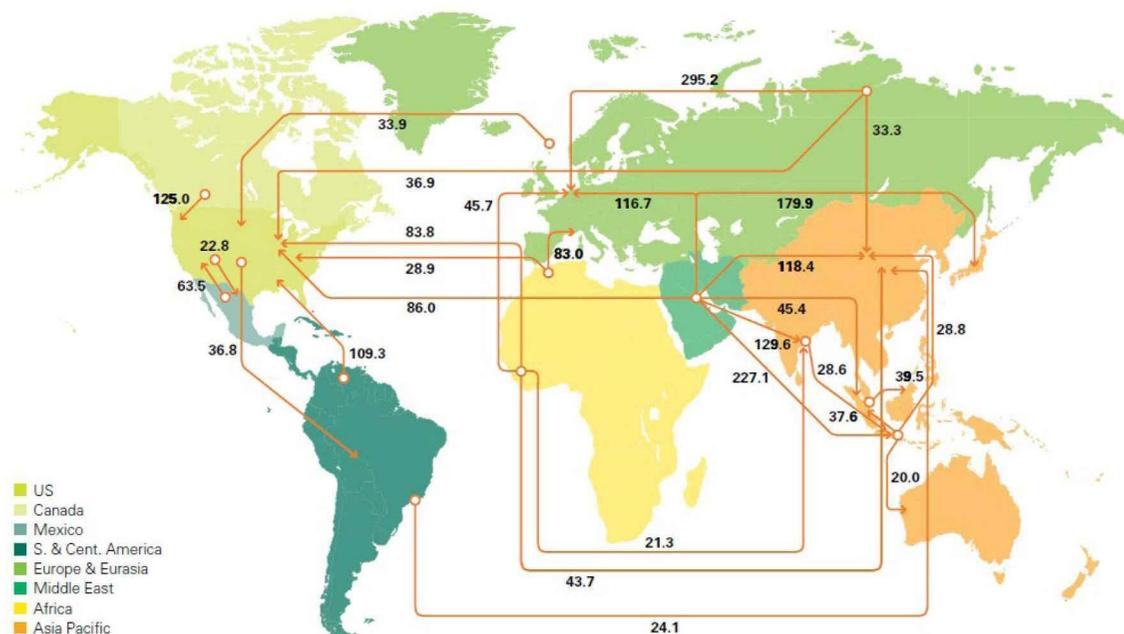


图 4.1 2010 年全球石油贸易流向 (百万吨) ^[112]

4.1.3 汽油加工和配送

由于 93#汽油占中国汽油市场的主要份额，本研究将采用 93#汽油的数据作为基准，

根据国家标准《GB17930-2006 车用汽油》^[108]和《GB17930-2011 车用汽油》^[114]，汽油成分中甲基叔丁基醚（MTBE）的含量设定为 2.7%。

由于缺乏国内汽油加工过程的详细分析数据，因此本文用《中国能源统计年鉴 2011》中石油制品加工业的平均水平代表汽油加工水平，即汽油炼制过程的工艺燃料消耗与石油制品炼制过程的平均水平相当^[36]。根据此假设，根据《中国能源统计年鉴 2011》可得出石油制品炼制过程的能源转化效率和工艺燃料消耗比例，即汽油加工过程的能源消耗情况，见表 4.4。

表 4.4 中国汽油加工过程的能源消耗情况^[5]

能源	能源转化效率	工艺燃料比例 (%)				
		原煤	天然气	燃料油	柴油	电力
汽油	90.6%*	48.9	3.8	11.9	1.7	33.8

*注：来自文献^[95, 113]

根据《2011 中国交通运输统计年鉴》^[111]和《中国能源统计年鉴 2011》^[5]等文献资料，可以得出成品油运输水平。由于缺乏汽油运输情况的数据，本文汽油产品的运输采用成品油运输水平来分析，具体见表 4.5 所示。各种运输方式的比能量消耗采用美国 ANL 的统计数据^[115]，见表 4.6。

表 4.5 中国汽油运输状况

	铁路	公路	水运	管道
运输比例 (%) *	65.0	100	24	11
平均运程 (km)	913	80 ^a	1806 ^b	300 ^a

*注：由于同一来源的汽油可能会涉及多种运输方式，各种方式的份额不涵盖其他运输模式。

a 注：来自文献^[113]。

b 注：由于缺乏相应数据，以 2010 年中国货运平均水平代替。

表 4.6 中国运输方式的能源强度^[115]

	远洋	铁路	公路	水运	管道
能源强度 (kJ/ton·km)	24	121	674	233	83

4.1.4 发电和电力输配

根据《2011 中国电力年鉴》^[116]和《全国电力工业统计快报（2010 年）》^[117]的统计，2010 年我国发电总量为 4.23×10^{12} kWh，其中火电、水电、核电与其它可再生电能（风电地热潮汐太阳能等）所占的比例依次为 80.81%、16.24%、1.77%和 1.18%。而同期全国平均供电标准煤耗为 335g/kWh，全国电网线路损失率为 6.49%^[116, 117]。

根据《2011 中国电力年鉴》^[116]和《世界能源展望 2007》^[118]，本文设定各种发电能源的比例结构及能源转化效率如表 4.7 所示。

表 4.7 中国发电比例结构及发电效率^[117]

能源结构	比例结构	发电效率
煤电	76.9%	34.5%
天然气	1.8%	45.0%
燃料油	0.4%	32.8%
生物质	0.2%	20.8%
核电	1.8%	35%
其它	18.9%	100%
水电	85.9%	
风电	6.2%	
地热太阳能等	7.9%	

4.1.5 WTP 结果分析

根据以上 WTP 能源需求的清单，结合 EPA 排放（包含燃烧排放和非燃烧排放）数据库^[96, 119]，可以得出用户终端汽油产品和电力的 WTP 能耗和排放。

4.1.5.1 汽油

汽油 WTP 的环境影响清单见附录表 0.1，总的一次能源消耗情况见图 4.2。可以看出，WTP 阶段的一次能源消耗总量约为 0.34MJ/MJ 汽油产品输出，汽油 WTP 的能源转化效率为 75%。在 WTP 阶段中，汽油加工过程的能量消耗最多，约占 WTP 总能耗的 70%，其后依次是原油开采（20.3%），原油运输和储存（6.6%），汽油运输和配送（3.2%）。

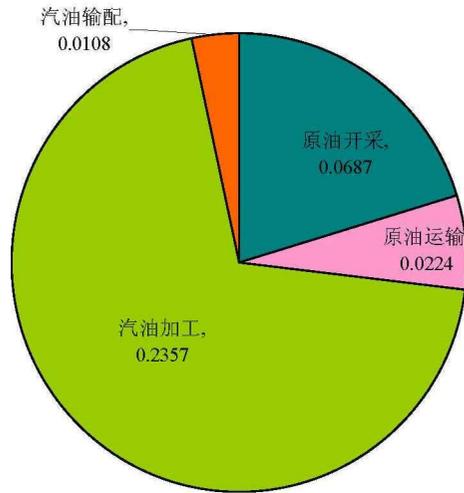


图 4.2 汽油 WTP 一次能源消耗情况 (MJ/MJ 汽油输出)

汽油 WTP 的化石能源、石油以及煤炭消耗的具体细节见表 4.8。汽油 WTP 阶段的化石能源消耗量很大，占 WTP 总能量消耗的 97%，其中 47%来自煤炭，26%来自石油。煤炭主要消耗在汽油提炼加工过程中的锅炉中；而石油主要消耗在原料阶段，包括原油开采和原油运输环节，另外汽油加工过程会消耗一部分石油。

表 4.8 汽油 WTP 输入的总能源、化石能源、煤炭以及石油情况

MJ/MJ 汽油输出	原料阶段		燃料阶段		WTP 合计	%WTP
	原油开采	原油运输	汽油加工	汽油输配		
总能源	0.0687	0.0224	0.2357	0.0108	0.3375	100
化石能源	0.0661	0.0223	0.2279	0.0107	0.3270	97
煤炭	0.0271	0.0017	0.1278	0.0011	0.1577	47
石油	0.0340	0.0202	0.0253	0.0095	0.0891	26

汽油 WTP 各阶段的温室气体排放情况如图 4.3 所示。汽油 WTP 的温室气体排放量为 35 gCO₂-eq/MJ 汽油输出，其中 CO₂ 排放占主导地位，而 N₂O 排放对 WTP 温室效应的贡献不足 1%。与汽油 WTP 总能源消耗的结果一致，汽油加工过程的 GHG 排放占 WTP GHG 排放的很大部分(约 67%)，这些排放的绝大部分来自工艺燃料的燃烧。

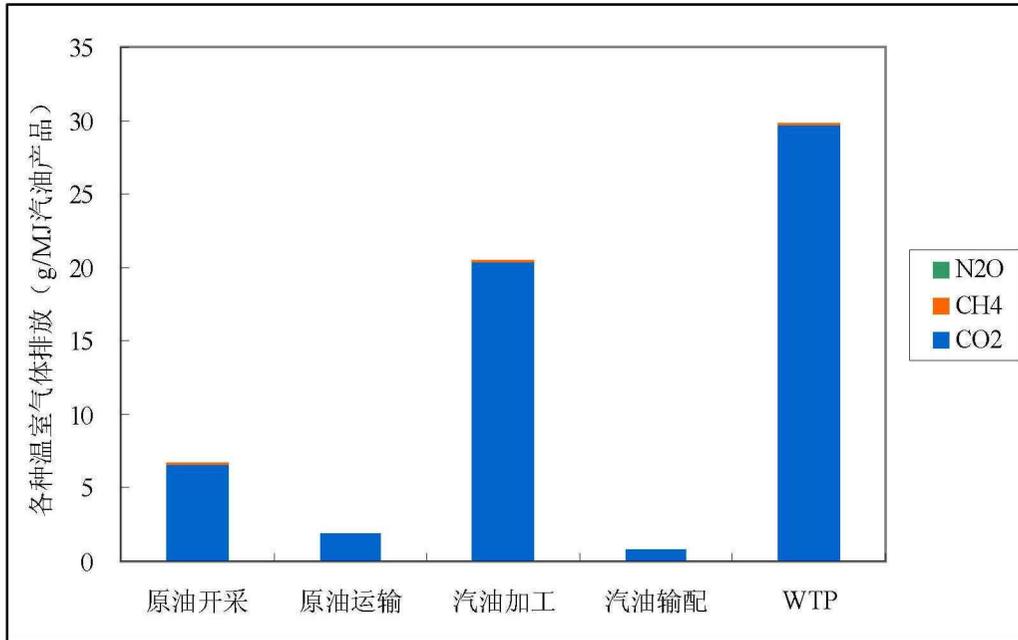


图 4.3 汽油 WTP 温室气体排放情况 (g/MJ 汽油输出)

汽油 WTP 阶段的常规气体排放如图 4.4 所示。汽油 WTP 阶段 NO_x 的排放量最大， SO_2 排放量居第二位，其后依次是 VOC、CO、PM10、PM2.5。 NO_x 和 SO_2 主要来自汽油提炼加工过程工艺燃料的燃烧，另外原油开采和运输环节也是主要的来源。与汽油 WTP 总能源消耗和 GHG 排放的结果一致，汽油加工过程的常规排放占 WTP 常规排放的主要部分，占 WTP 常规气体排放的比重依次为：84%的 VOC、59%的 CO、45%的 NO_x 、73%的 PM10、64%的 PM2.5，这些排放的主要来自汽油加工过程工艺燃料的燃烧。

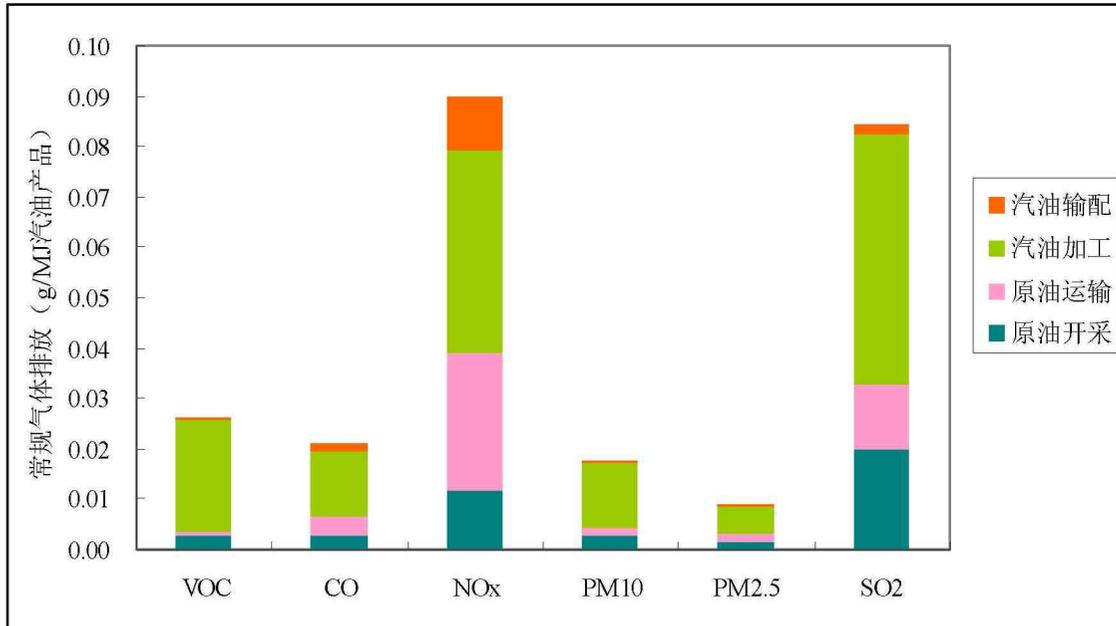


图 4.4 汽油 WTP 常规气体排放 (g/MJ 汽油输出)

4.1.5.2 电力

通过上文的分析可以得出电力 WTP (从初级能源获取、加工、运输-电厂发电、电力传输配送到用户墙壁插座为止) 的环境影响清单结果, 见附录表 0.2。图 4.5 是电力 WTP 一次能源消耗情况, 可以看出, WTP 阶段的一次能源消耗总量约为 2.79MJ/MJ 电力产品, 电力 WTP 的能源转化效率为 26.4%, 其中电力燃料周期原料阶段 (Feedstock stage) 的能源转化效率为 89.4%, 而燃料阶段 (Fuel stage) 的能源转化效率只有 27.2%, 电力 WTP 的主要能源消耗发生在燃料阶段, 占 WTP 总能耗的 95.8%。另外, 电力 WTP 的化石能源消耗占总能源消耗的 91.6%, 而其中煤炭消耗占 88.3%, 这是由我国电网能源结构中煤炭的主导地位决定的。

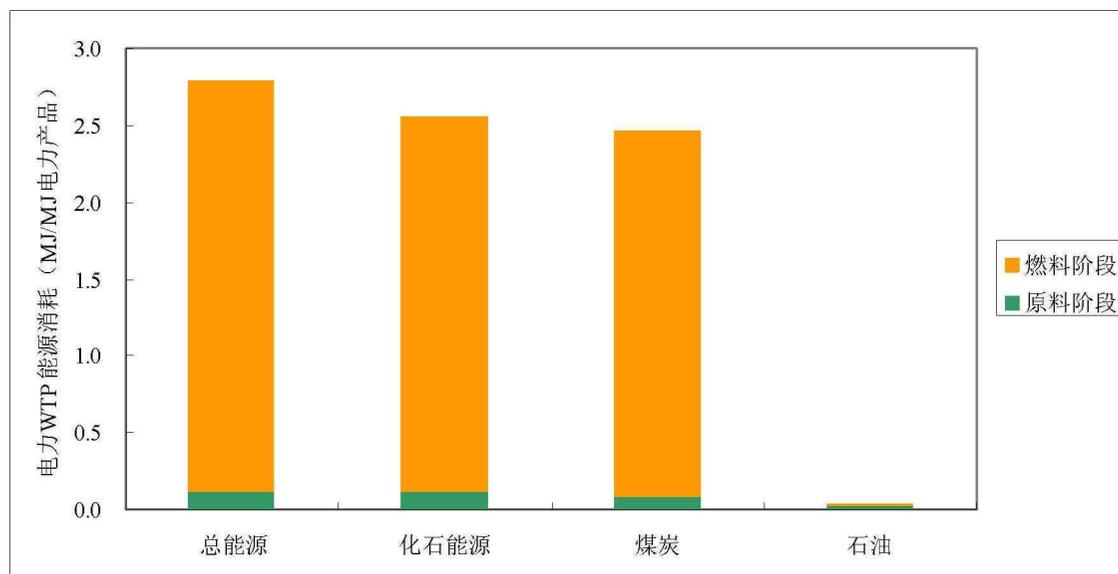


图 4.5 电力 WTP 一次能源消耗 (MJ/MJ 电力输出)

电力 WTP 的温室气体排放情况，如图 4.6 所示。电力 WTP 的温室气体排放量为 262 gCO₂-eq/MJ 电力产品，其中 N₂O 和 CH₄ 的排放量分别为 0.004 g 和 0.8456 g，与占主导地位的 CO₂ 相比，几乎可以忽略不计，但是从 CO₂ 排放量与总的 GHG (CO₂ 当量) 排放量相比，可以看出 N₂O 和 CH₄ 的全球变暖效应是很大的。与汽油 WTP 的结果一直，N₂O 排放对电力 WTP 阶段温室效应的贡献也不足 1%。

电力 WTP 总的温室气体 (CO₂-eq) 排放量与总能源消耗的结果一致，燃料阶段 (发电&电力传输配送) 的 GHG 排放占 WTP GHG 排放的主要部分 (约 88%)，这些排放的绝大部分来自工艺燃料的燃烧。

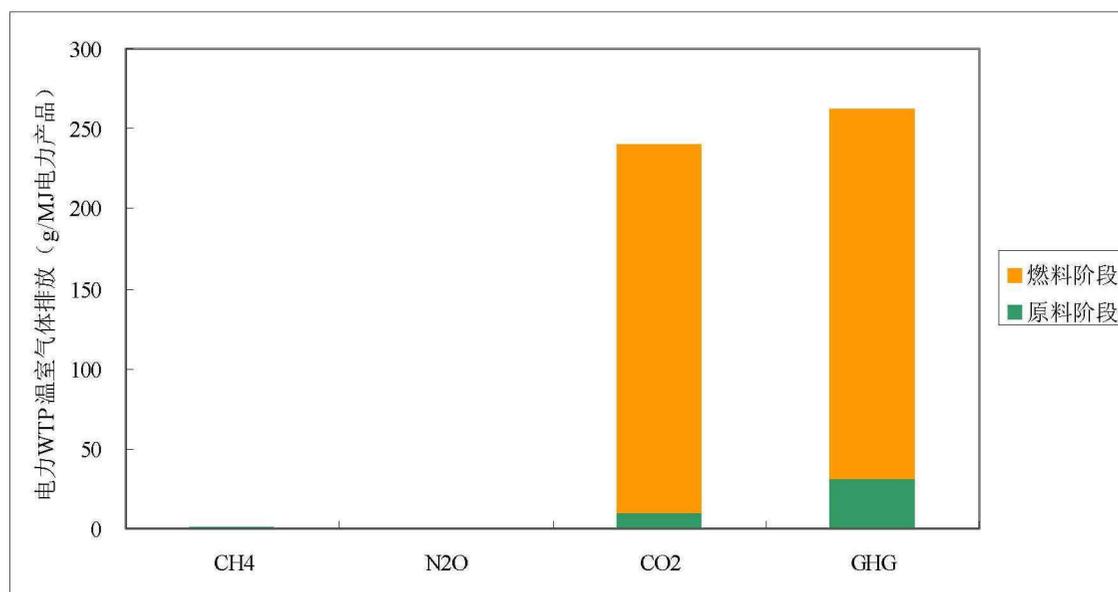


图 4.6 电力 WTP 温室气体排放 (g/MJ 电力产品)

电力 WTP 阶段的常规气体排放如图 4.7 所示。从图中可以看出，电力 WTP 阶段的 SO₂ 排放量最大，NO_x 排放量居第二位，其后依次是 PM₁₀、PM_{2.5}、CO、VOC。其中，SO₂、NO_x 和 CO 主要来自电力燃料阶段发电环节的工艺燃料燃烧，分别占电力 WTP 相应排放总量的 97.9%、88.7%和 74.5%；而 PM₁₀、VOC 主要来自原料阶段，分别占电力 WTP 相应排放量的 72.2%和 84.7%。另外，电力 WTP 的原料阶段和燃料阶段产生的 PM_{2.5} 占 WTP 总 PM_{2.5} 排放量的 43.8%和 56.2%。以上这些全是由于我国电力结构中煤炭发电占主导地位导致的，煤炭发电环节煤炭的燃烧导致大量的 SO₂、NO_x 和 CO 排放，而煤炭开采和运输环节会导致大量的颗粒物（PM₁₀ 和 PM_{2.5}）和 VOC。

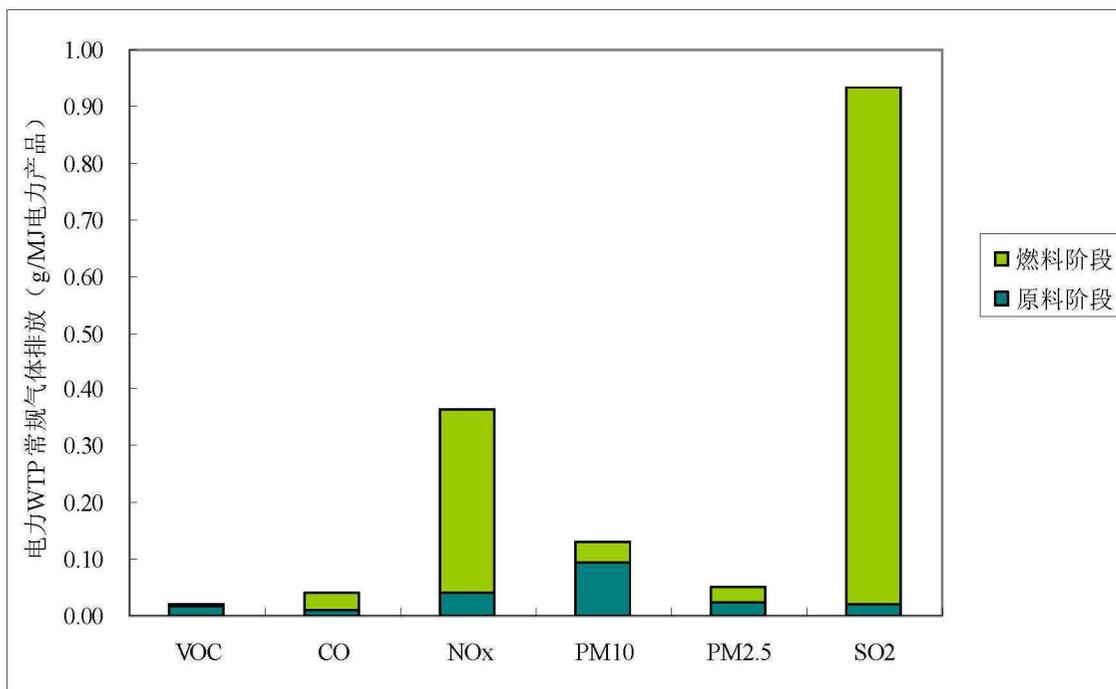


图 4.7 电力 WTP 常规气体排放 (g/MJ 电力产品)

4.1.5.3 WTP 结果讨论

上文分别对汽油和电力的 WTP 阶段的环境清单做了分析，为了更清晰的比较汽油和电力 WTP 的分析结果，图 4.8、图 4.9 和图 4.10 分别对两者的能耗和排放情况做了对比。可以看出，在中国背景下，汽油 WTP 的能源转化效率约是电力 WTP 的 2.8 倍，由此带来的温室气体排放和常规气体排放也比电力 WTP 的相应排放低很多。单从产生单位能量的汽油和电力产品的角度出发，汽油 WTP 阶段比电力更利于节能环保。

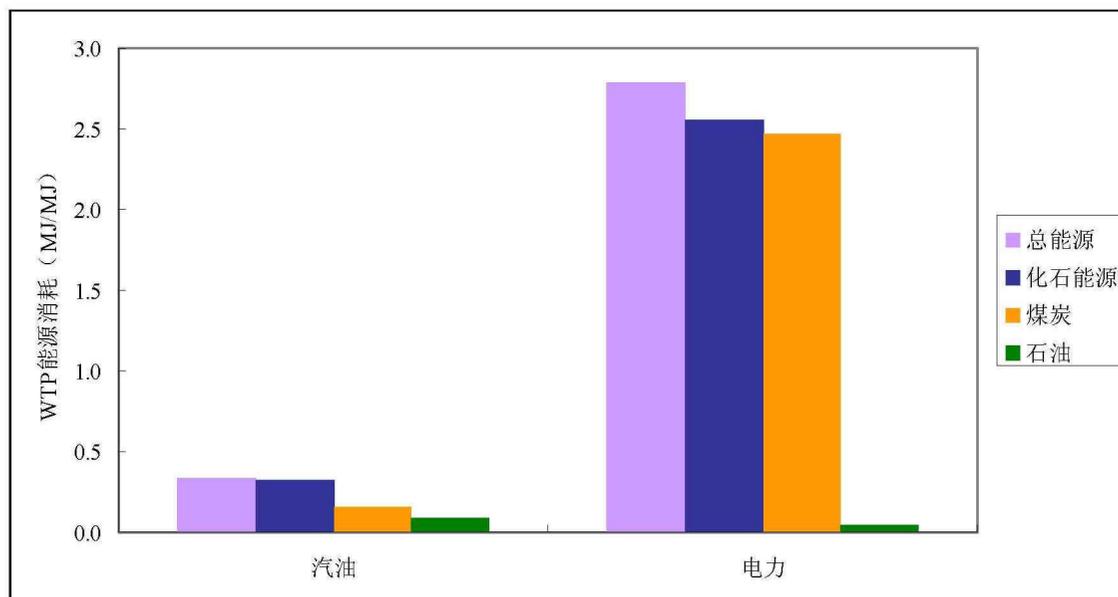


图 4.8 汽油和电力 WTP 能源消耗对比

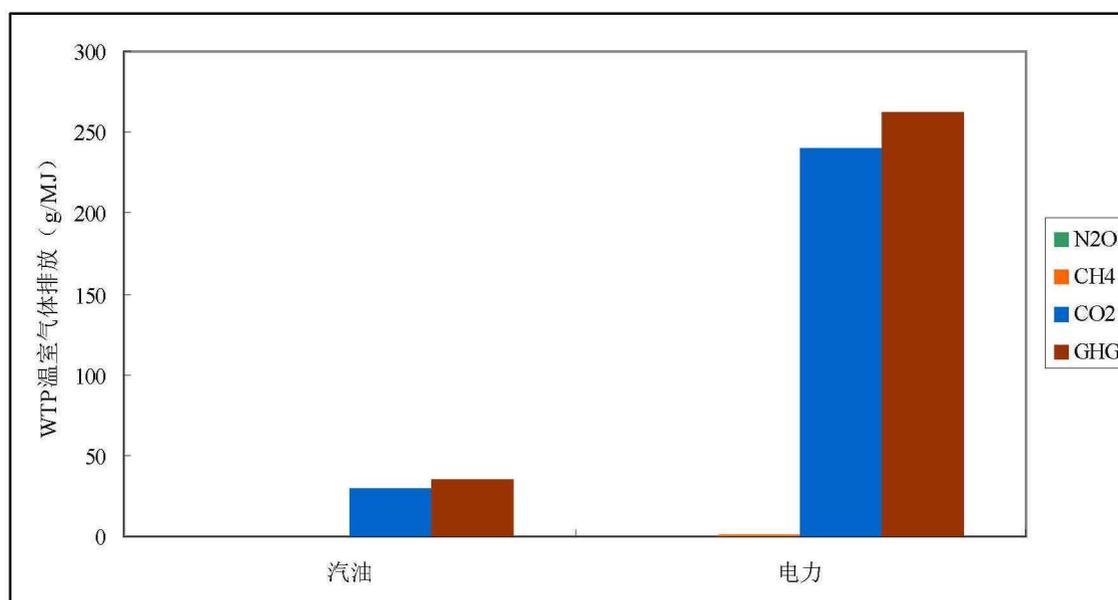


图 4.9 汽油和电力 WTP 温室气体排放对比

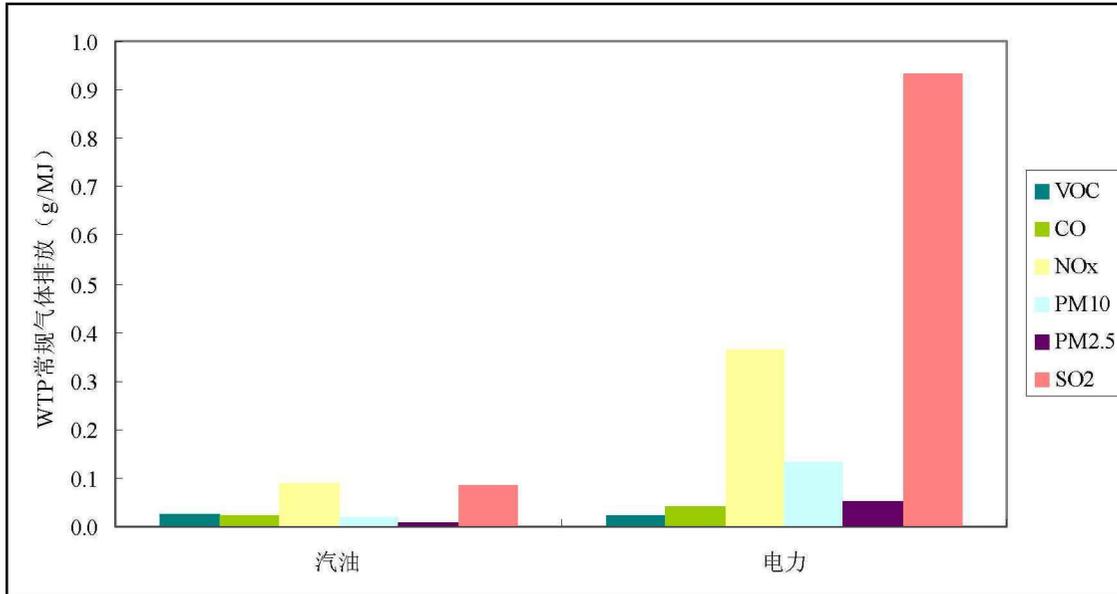


图 4.10 汽油和电力 WTP 常规气体排放对比

为了确定本文结果的准确性，将本文的结果与美国的情况作对比，见表 4.9。

从 WTP 能源转化效率来看，中国当前汽油 WTP 的效率略低于美国水平，这主要是由于中国的技术水平和中国油品法规要求相对不严格决定的；而温室气体排放量相对偏高与能源消耗情况一致，因此可以认为本文汽油 WTP 的结果是合理的。

从电力的 WTP 能源转化效率来看，中国当前电力 WTP 的水平与美国平均水平相当，说明电力 WTP 的能源结果的合理；而该阶段的温室排放略偏高，这主要是由于我国的电网能源结构中煤电占主导地位导致的；因此可以认为本文电力 WTP 的结果合理。

表 4.9 相关文献 WTP 环境影响结果比较

能源	来源	能耗	能源转化效率	温室气体 ^a
		MJ/MJ		gCO ₂ -eq/MJ
汽油	美国 ^[14, 120, 121]	0.14-0.27	79-88%	11-22
	本文	0.338	74.8%	35
电力 ^b	美国 ^[14, 120, 121]	2.45-3.35	23-29%	188-220
	本文	2.79	26.4%	257

a 注：由于文献^[14, 120]中温室气体排量均没包含 N₂O，因此该表中 CO₂-eq 的值都不包含 N₂O 的温室效应。

b 注：由于文献^[14]中 CH₄ 的 WGP 为 21，且缺乏详细数据无法换算，因此表中电力的 CO₂-eq 均采用 CH₄=21，而汽油的 CH₄ 仍采用 25。

4.2 燃料周期下游阶段 (PTW) 分析

4.2.1 基础参数设定

我国电动汽车行业已经取得了较大的进步,但是由于目前国产电动汽车的各项特性参数尚未完全公开,且缺乏同一测试标准下的燃油经济性数据。因此,根据国际电动汽车行业发展现状,本文选取具有代表性中型电动汽车进行分析,具体车辆选取结果如下:

1. HEV 选择 Pruis HEV, EPA 官方市区工况和高速工况的综合燃油经济性为 47MPG (MPG, miles per gallon gasoline) (5L/100km) [122]。
2. PHEV, 选择 Pruis PHEV, EPA 官方公布:纯电动模式下的电能使用效率为 95MPGe (MPGe, miles per gallon gasoline equivalent) (2.5L/100km) [123], 混合模式下城市道路与高速公路的综合路况油耗为 50MPG (4.7L/100km) [124, 125]。纯电动里程为 15mi (24km) [123]。
3. BEV 选择可外接式纯电动汽车 NISSAN LEAF, EPA 公布的电动里程为 117km (73mi), 燃油经济性为 0.212kWh/km (99MPGe, 2.4L/100km) [126]。
4. 为了与以上三种技术类型的电动汽车做比较,本文 GICEV 选择一款燃油经济性为 31MPG (7.6L/100km) [127-129]的汽油乘用车[130], 与日产骐达相当。

以上四种车辆的详细参数,将在 5.1 节列出。

4.2.2 电动汽车行驶特性分析

当车辆行驶时, BEV 和 PHEV 的荷电状态 (SOC) [131] (即电池中剩余电能与总容量的比值) 在一定窗口内变化,该窗口由最大 SOC 和最小 SOC 决定。本文研究的三种电动汽车 (BEV、PHEV、HEV) 的放电循环如图 4.11 所示。

PHEV 的技术特点决定了其是双运行模式[132, 133]: 电力消耗 (CD, Charge Depleting) 和电量维持 (CS, Charge Sustaining)。在 CD 模式时, power-split PHEV 消耗电池电量和汽油进行驱动。在 CS 模式时, 汽车只消耗汽油 (此时也使用电能, 但不是电网的电能, 在 CS 模式时 PHEV 按照 HEV 运行)。

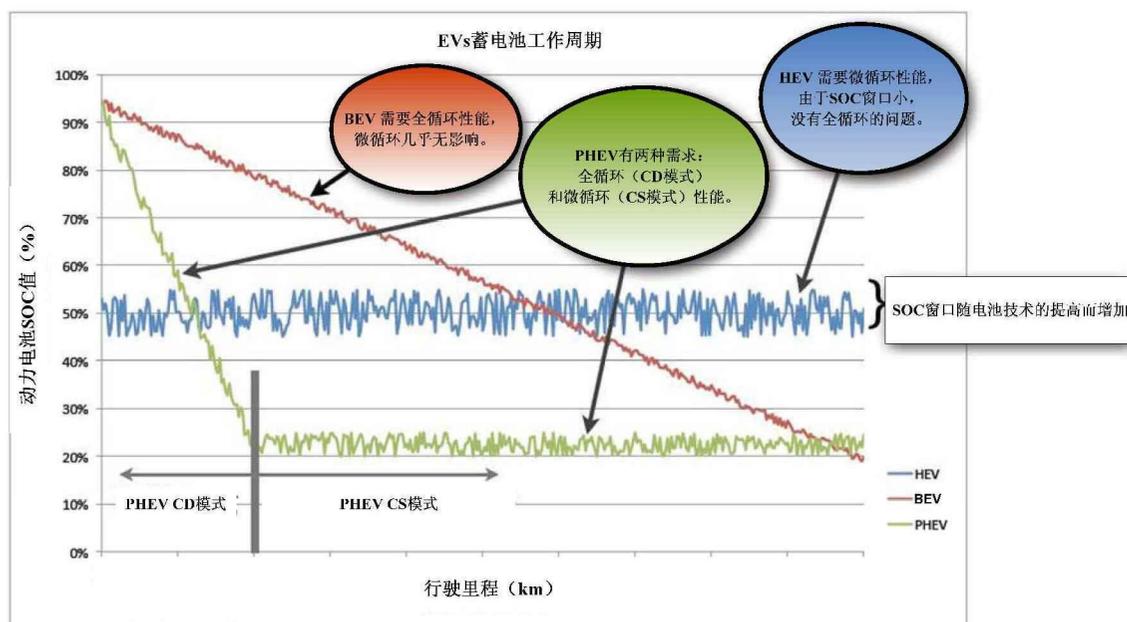


图 4.11 BEV、PHEV 和 HEV 放电循环示例^[134]

由图 4.11 可以看出, HEV 行驶阶段的能耗主要来自汽油消耗, BEV 行驶阶段的能耗是电能消耗, 而 PHEV 行驶阶段的能耗比较复杂如图 4.12 所示, 需要考虑汽油消耗和电能消耗。PHEV 行驶阶段的能耗依赖于纯电动行驶里程 (AER, All Electric Range), 其受充电模式和驾驶方式 (如车辆每日行驶距离) 的影响。

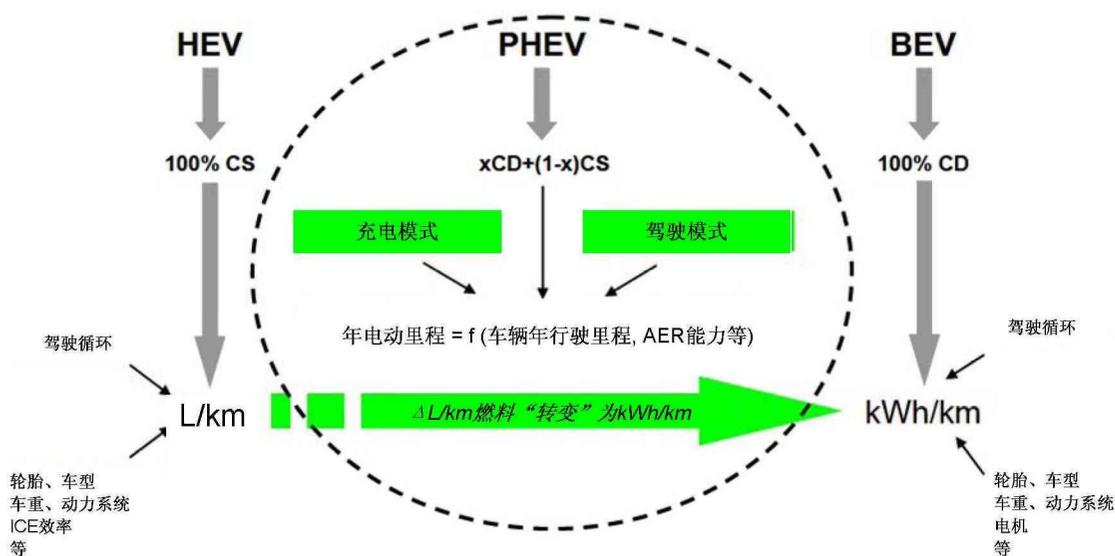


图 4.12 BEV、PHEV 和 HEV 行驶阶段能耗影响因素^[134]

电动汽车充电模式下的充电效率一般为 80%-90%^[133, 134], 本文设定 PHEV 和 BEV 的充电效率为 85%。

由于目前缺乏中国范围内的车辆日常行驶里程统计, 本文采用北京私家车每日行驶公里 (DVKT, Daily Vehicle Kilometers Travelled) 的结果^[135]代表中国情况, 并且与

美国车辆日常行驶里程统计结果做对比分析,如图 4.13 所示。根据 GREET1.2012 计算可以得出 PHEV24 的 UF 为 35.6%^[136],与图 4.13 结果一致。

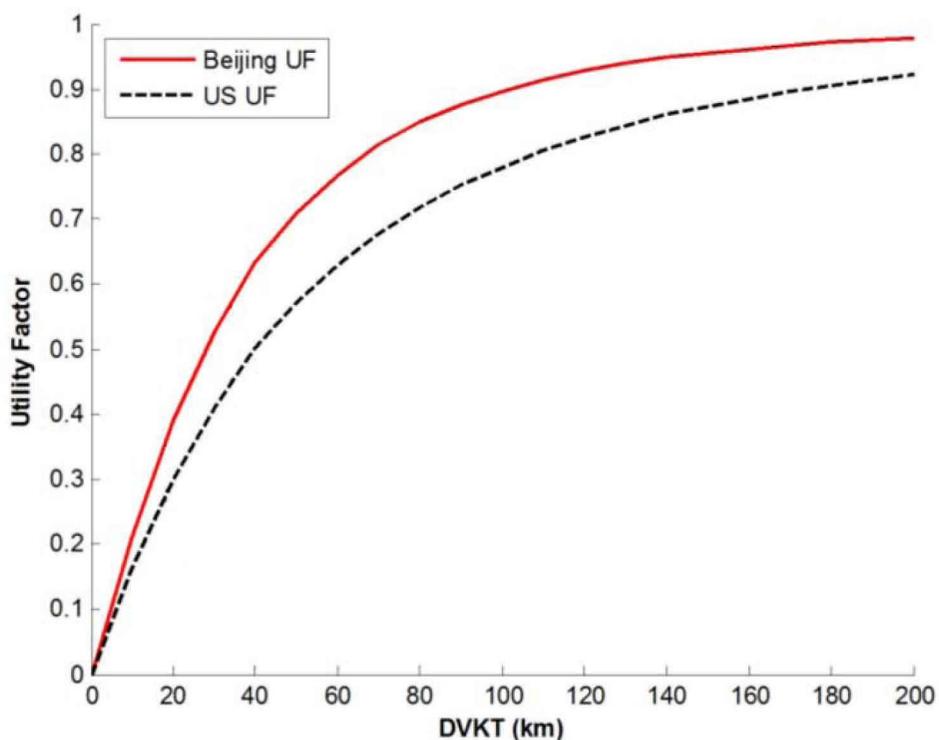


图 4.13 北京和美国车辆日常行驶里程对比^[135, 137]

4.2.3 PTW 结果分析

根据以上数据,计算得出电动汽车 PTW 的环境影响清单,如图 4.14、图 4.15 和图 4.16。图 4.14 是电动汽车行驶阶段的一次能源消耗情况。由于 BEV 的燃油经济性优于其它三种技术车型,因此在行驶阶段, BEV 也是这几种车型中总能源消耗最低的。将三种 EVs WTP 阶段的一次能源消耗情况与 GICEV 相比,可以发现 HEV、PHEV 和 BEV 的总能耗分别降低 34.0%、43.3%和 63.2%,其中石油消耗一次降低了 34.0%、48.4%和 99.8%,这主要是由于 PHEV 的部分动力源和 BEV 的动力能源来自电网。

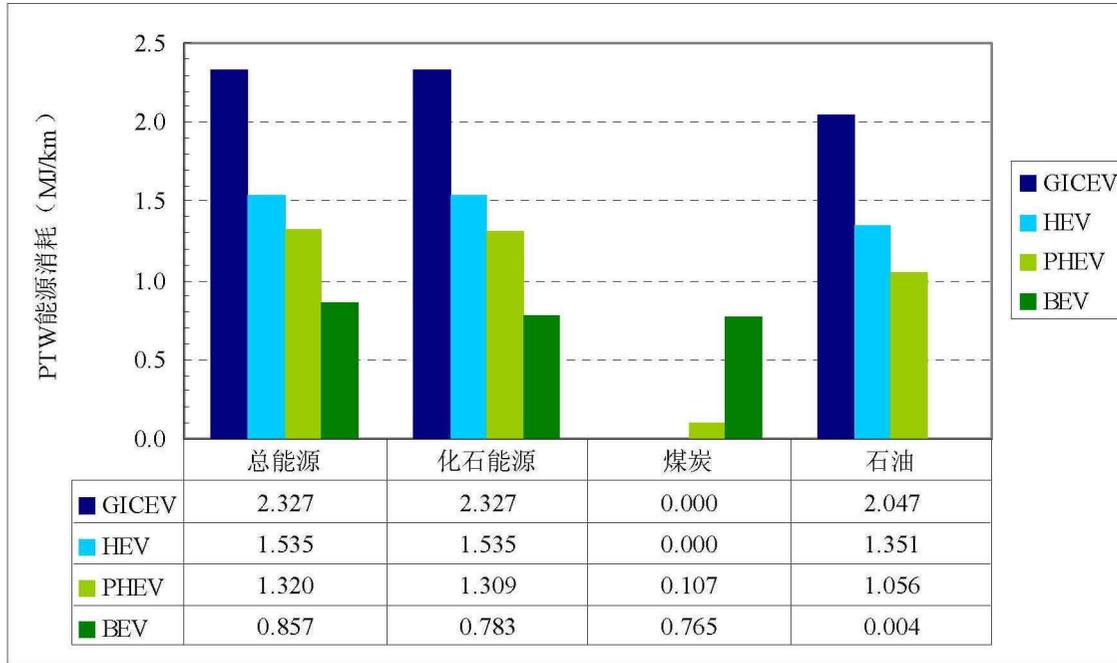


图 4.14 EVs WTP 一次能源消耗情况对比

图 4.15 是电动汽车行驶阶段的温室气体情况。由于 BEV 行驶阶段无尾气排放，使得其 WTP 的温室气体排放为零。而 GICEV、HEV 和 PHEV 行驶阶段的温室气体排放情况与该阶段的能源消耗情况一致。

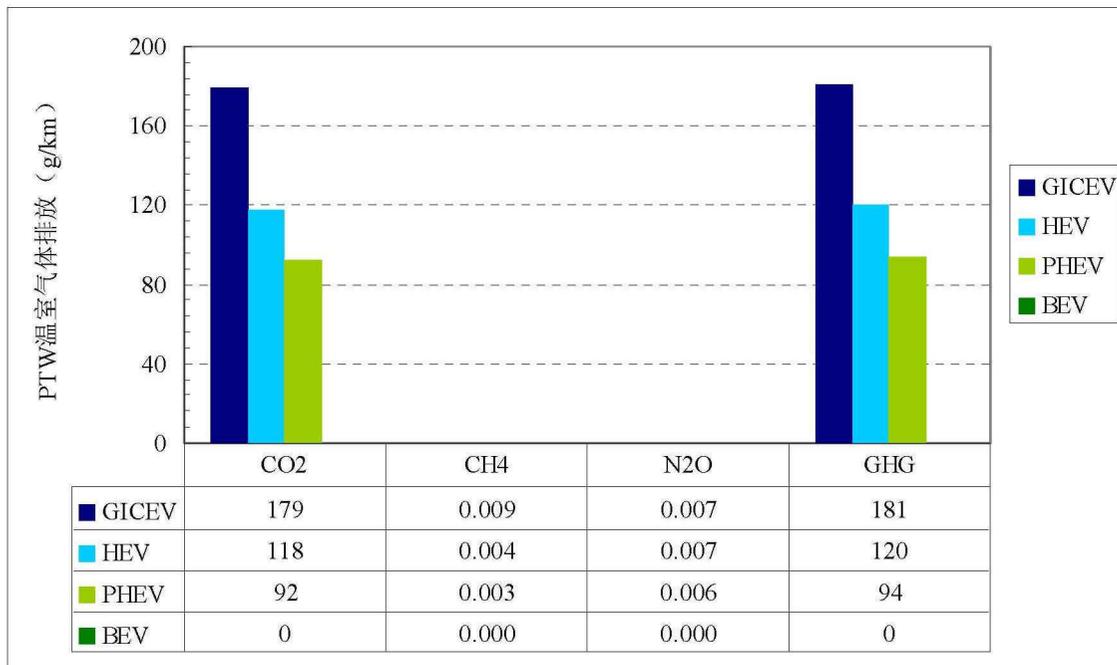


图 4.15 EVs WTP 温室气体排放对比

图 4.16 是电动汽车 WTP 阶段的常规气体排放情况。从图中可以看出，GICEV、HEV 和 PHEV 的常规气体排放量中： $CO > VOC > NO_x > PM_{10} > PM_{2.5} > SO_2$ 。BEV 无尾气

排放，其中 PM10 和 PM2.5 来自轮胎磨损和刹车磨损。

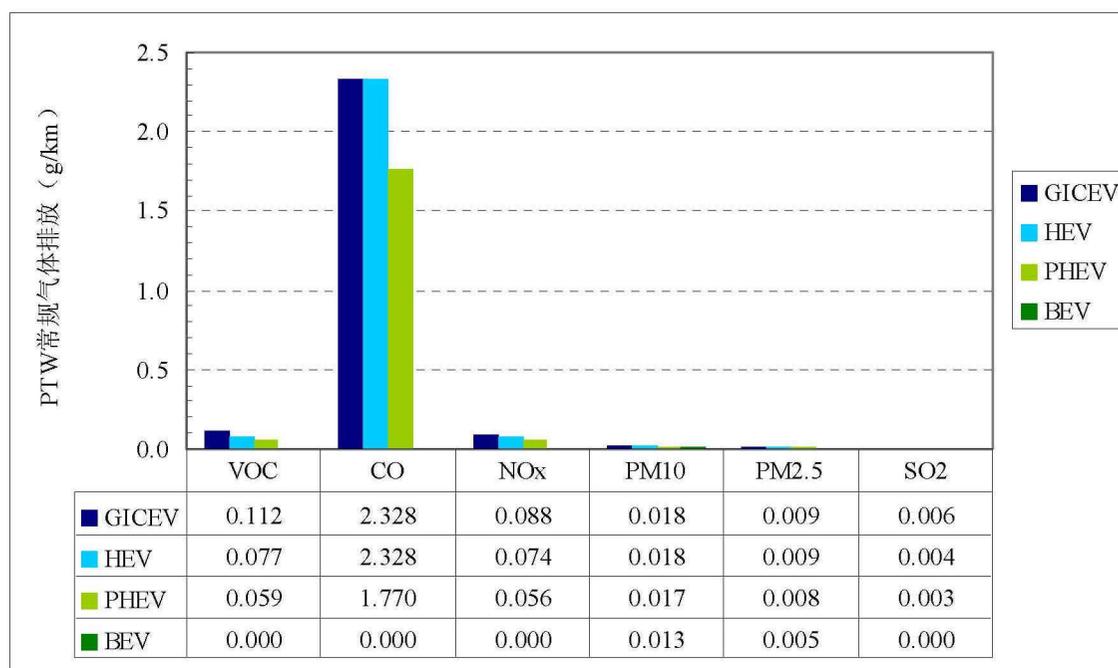


图 4.16 EVs WTP 常规气体排放对比

综上，如果单从行驶阶段来看，BEV 无疑是最利于节能减排的车辆技术，而且可以大幅降低温室气体排放，如果在城区大量使用，则可以降低城市的热岛效应。

4.3 电动汽车燃料周期分析

上文第 4.1 和 4.2 节分别给出了汽油和电力产品生命周期上游阶段能源消耗 (MJ/MJ 产品能源输出) 和气体排放 (g/MJ 产品能源输出) 情况，和电动汽车行驶阶段的能源消耗 (MJ/km) 和气体排放 (g/km) 情况；本节采用第 3 章给出的算法将两阶段的结果结合以形成针对特定技术电动汽车 WTW 的完整环境清单结果，见附录表 0.3、表 0.4、表 0.5 和表 0.6。

4.3.1 电动汽车 WTW 环境清单

图 4.17 为电动汽车 WTW 的一次能源消耗情况。从燃料周期的角度出发可以看出，在中国背景下，电动汽车相对传统车有一定的效果。然而由于当前我国电力 WTP 的能源转化效率仅为 26.4%，较汽油 WTP 的 74.8% 低很多，使得 PHEV WTW 的节约效果相对 HEV 不明显，而 BEV 的动力源全部来自中国电网，使得 BEV WTW 的能源消耗量反而高于 HEV。电动汽车 WTW 的化石燃料消耗情况与总的一次能源消耗情况一致，但是可以看出，BEV WTW 的化石燃料消耗量占总的一次能源消耗量的比例明显低于

其它技术车辆的相应值，即 BEV WTW 的可再生能源的利用率增大，这主要收益于中国电网中的可再生能源发电，如风电、水电、太阳能发电等等。

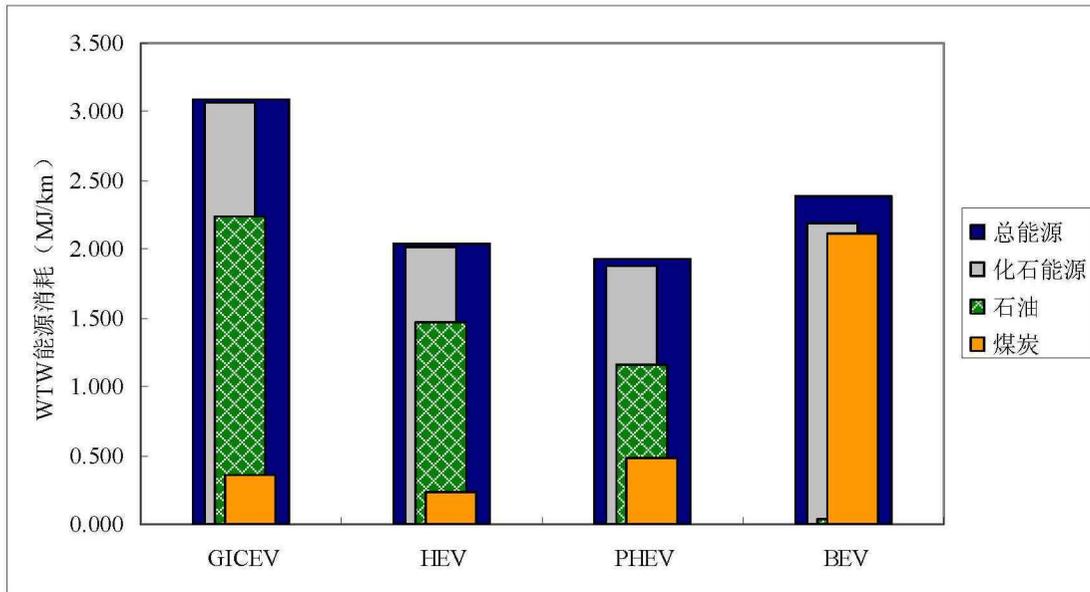


图 4.17 EVs WTW 一次能源消耗情况对比

图 4.18 为电动汽车 WTW 温室气体排放情况。从燃料周期的角度出发可以看出，在中国背景下，电动汽车 WTW 总温室气体 (CO₂-eq) 排放情况与总的一次能源消耗情况一致。N₂O 排放对 WTW 温室效应的贡献不足 1%，在今后的 WTW 温室气体排放研究中可以将 N₂O 忽略^[14, 94, 138, 139]。

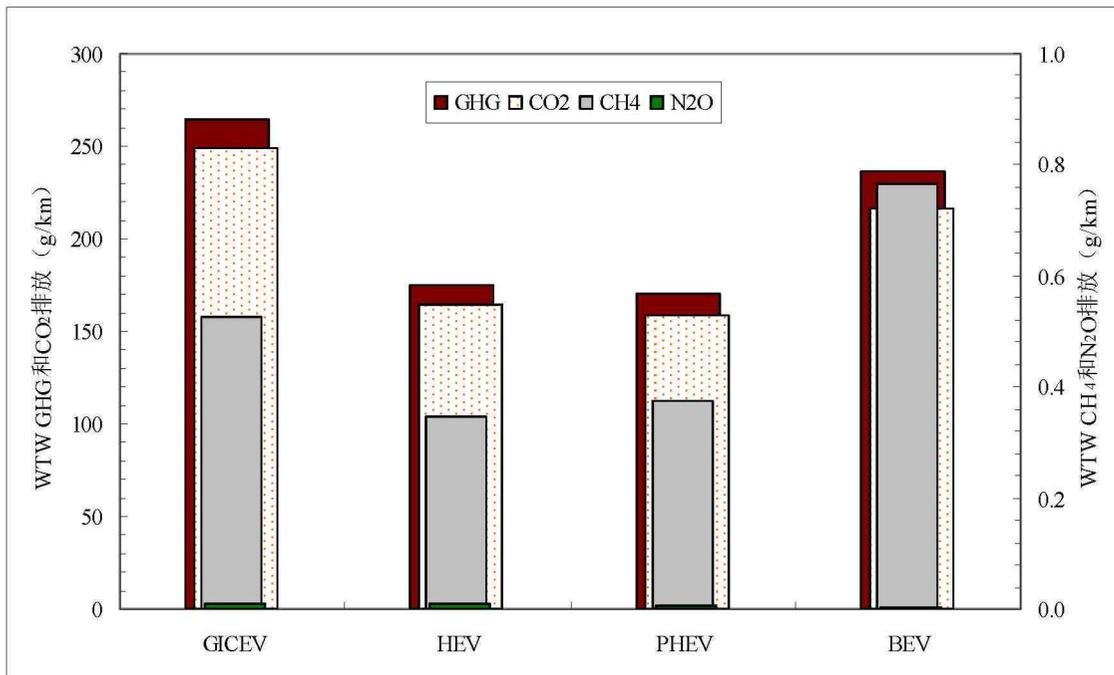


图 4.18 EVs WTW 温室气体排放情况对比

图 4.19 为电动汽车 WTW 常规气体排放情况。从图中可以看出，随着汽车电气化程度的增加，VOC 和 CO（主要来自燃料挥发和不完全燃烧）的排放量明显降低，而 NO_x 和 SO₂（主要来自煤炭发电环节）则明显增高。另外可以看出微粒（PM10 和 PM2.5）排放也有增加趋势，这主要是煤炭开采和运输环节的扬尘所致。

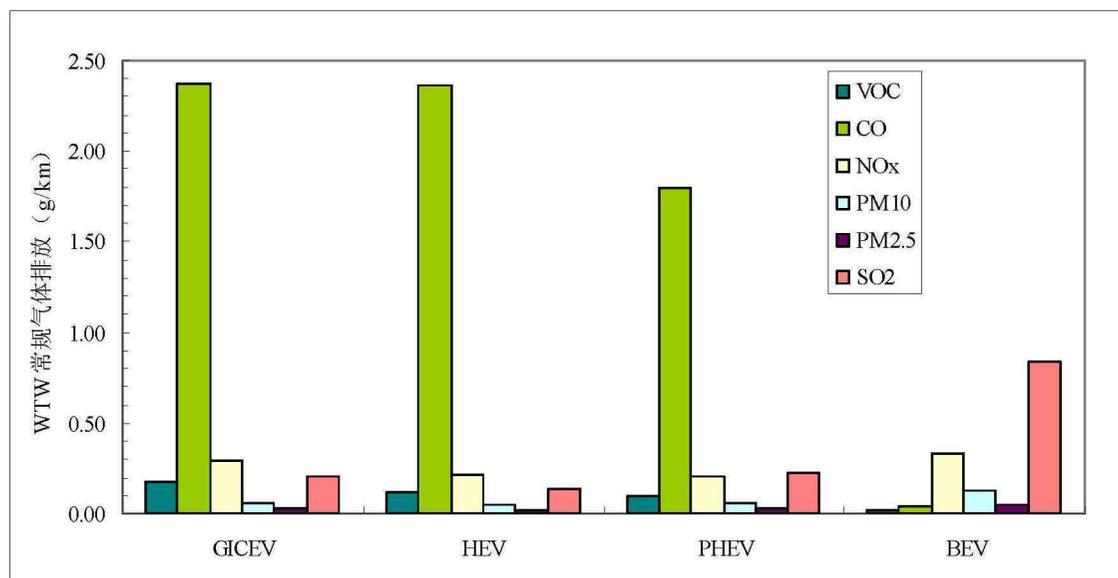


图 4.19 EVs WTW 常规气体排放情况对比

4.3.2 电动汽车 WTW 环境效益

上面分别给出了 EVs 和 GICEV 燃料周期的能源消耗和气体排放情况，为了更清晰的了解 EVs 相对 GICEV 在燃料周期的优势，图 4.20 给出了电动汽车 WTW 的能耗和排放相对 GICEV 相应指标的变化率。从图中可以看出，中国背景下，EVs 具有明显的降低石油消耗的效果，随着动力系统电气化程度的提高，节约石油的效益增强，而煤炭的消耗量增大，由于煤电 WTP 的转化效率约为汽油的三分之一，导致 BEV 燃料周期的总能源节约效益和温室气体减排效益均低于 HEV 和 PHEV。HEV、PHEV 和 BEV 相对 GICEV 的 WTW 一次能源节约效益分别为 34.0%、37.6%和 22.5%；GHG 减排效益分别降低了 33.8%、35.7%和 10.5%。而煤炭开采环节的瓦斯泄漏和扬尘导致，BEV WTW 的 CH₄ 和 PM10 及 PM2.5 比 GICEV 的相应指标高出 45.4%、120.7%和 64.8%。同时煤炭发电环节产生大量的 NO_x 和 SO₂，导致 BEV 的 NO_x 和 SO₂ 排放比 GICEV 增加了 10.8%和 315.8%。

中国背景下，从电动汽车 WTW 的研究结果看，如果从总能源节约和降低 GHG 排

放的程度出发，PHEV 的效果最明显，最适合当前的中国环境；而如果从降低石油消耗的程度出发，BEV 无疑是最适合中国能源结构的。

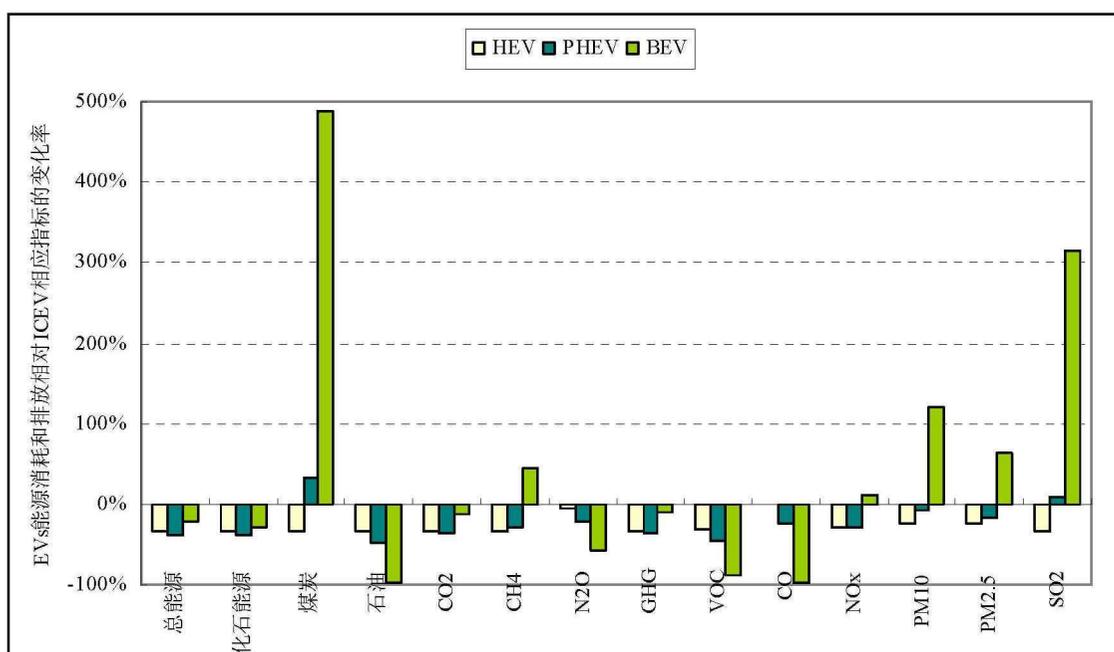


图 4.20 EVs WTW 相对 GICEV 各环境指标的变化率

图 4.21 给出了各技术车辆 WTW 各阶段的环境贡献比重。可以看出，传统的内燃机汽车 WTW 的总能源、化石能源和石油消耗以及 CO₂、N₂O、GHG (CO₂-eq)、VOC、CO 排放主要发生在行驶阶段，分别占相应总量的 75.4%、76.0%、71.8%、87.1%、68.5%、64.0%和 97.9%，主要是由于车载汽油燃烧带来的。WTW 的煤炭消耗以及 CH₄、NO_x、PM₁₀、PM_{2.5} 和 SO₂ 排放主要发生在燃料上游阶段 (WTP)；其中煤炭主要是用于汽油提炼的工艺燃料而消耗掉的，因此该部分煤炭的燃烧和开采带了 WTP 阶段较高的 SO₂、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 排放；而 CH₄ 排放主要是由于石油开采环节的油田伴生气逃逸和汽油提炼环节挥发而产生的。HEV 和 PHEV 各阶段对 WTW 贡献的趋势与 GICEV 的基本一致的同时 PTW 阶段的贡献略有降低，而 BEV 行驶阶段对 WTW 环境影响的贡献非常小，可以看出 BEV 行驶阶段由于燃油经济性较高且零尾气排放，使得 PTW 阶段只产生以下环境影响：总能源、化石能源和石油消耗以及 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 排放，且分别占 WTW 相应影响的 35.8%、35.7%、36.2%、12.4、9.7%和 8.9%，其中微粒排放主要是由于轮胎和刹车磨损导致的。

从燃料周期的角度看，随着汽车动力系统电气化程度加大，行驶阶段的总能源、化石燃料和石油消耗以及气体排放对 WTW 相应影响的贡献均逐渐降低，即这些能源

消耗和排放均向上游阶段集中，固定场所的集中有利于综合治理。

另外，可以看出，在中国电网能源结构的背景下，从燃料周期角度出发，随着汽车动力系统电气化程度的加大，行驶阶段的煤炭消耗比重逐渐增大，在中国贫油富煤实际背景下，发展可充电式电动汽车有利于改善对我国对进口石油的依赖度，起到“以煤代油”的作用。

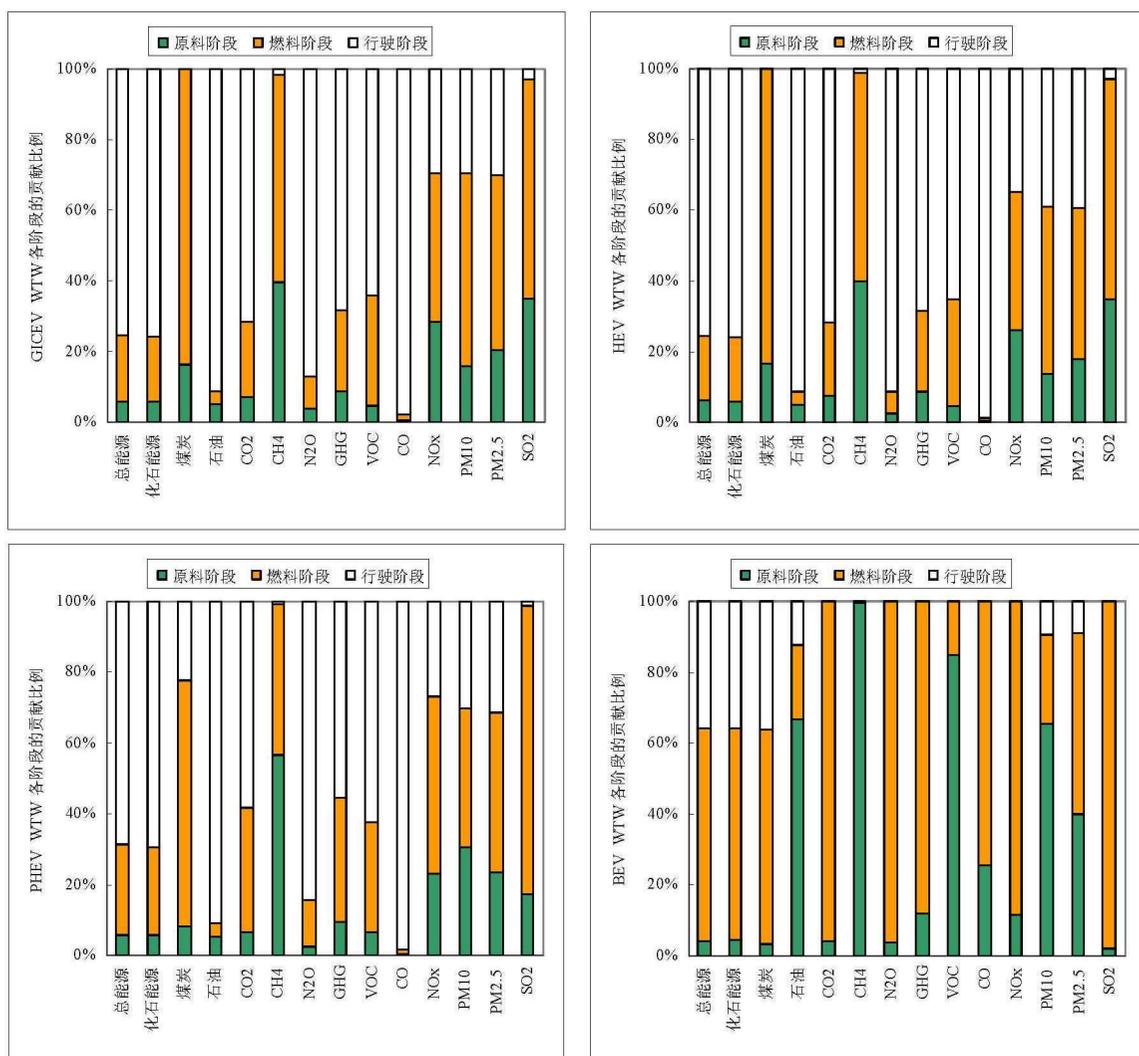


图 4.21 EVs WTW 各阶段的贡献对比

4.4 本章小结

本节根据汽油和电力的生产工艺流程，搜集了中国背景下汽油和电力生命周期上游阶段的大量参数；同时根据当前我国电动汽车发展的实际情况，选取了汽车动力系统电气化程度不同的三种典型车型，进行了仿真分析，主要成果如下：

- (1) 得出单位能量的汽油和电力输出的能源和气体排放清单；汽油和电力 WTP 的能源转化效率分别为 74.8%和 26.4%；
- (2) 对 HEV、PHEV 和 BEV 行驶阶段进行了分析，并与 GICEV 做了对比；
- (3) 分析 EVs WTW 的环境清单结果，并与 GICEV 进行了对比分析。

在中国背景下，从电动汽车 WTW 的环境影响清单可以看出，如果从节约总的能源和降低 GHG 排放的程度出发，PHEV 的效果最明显，最适合当前的中国环境；而如果从降低石油消耗的程度出发，BEV 无疑是最适合中国能源结构的。

第 5 章 电动汽车车辆周期环境清单分析

本章将评估电动汽车材料和零部件生产、整车装配、配送、维修和报废处理等环节^[14]的能源需求和气体排放情况。

根据第 3 章的分析，本章车辆周期（Vehicle Cycle）的主要研究对象，如图 5.1 所示。

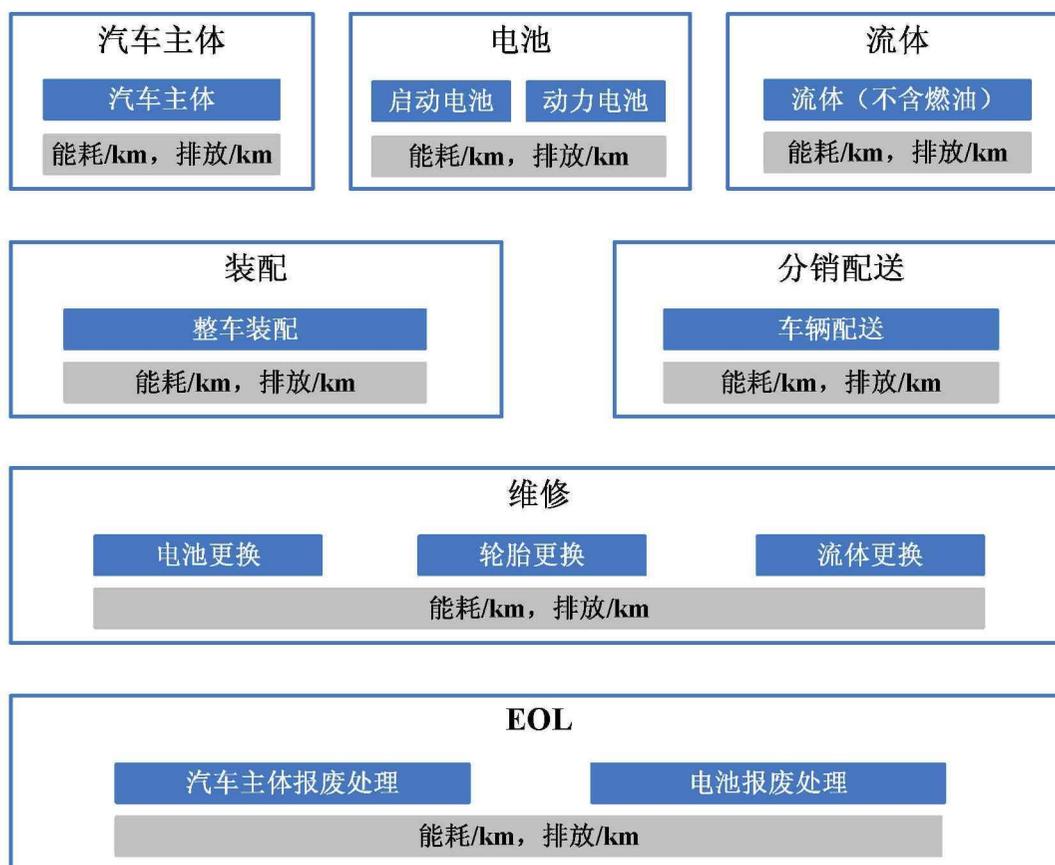


图 5.1 电动汽车车辆链

5.1 电动汽车规格

本文对要研究的三种电气化程度不同的电动汽车进行全生命周期分析时，以美国 ANL 的车辆周期模型（Vehicle Cycle Model）^[104, 115, 140]为基础，通过查阅该研究领域的大量文献资料^[8, 58, 88, 103, 127, 141-143]，最终确定以下车辆作为研究对象，主要参数见表 5.1。

HEV 选择 Pruis HEV (代号 NHW20), 该车搭载 TOYOTA 第二代油电混合动力系统 (THS-II, Toyota Hybrid System II), 该车搭载 1.5L 直列四缸汽油发动机, 综合油耗 4.7L/100km, 整备质量为 1345kg。动力电池形式为镍氢电池 (Ni-NH) [144], 由 28 个 7.2V 的电池模块串联组成 201.6V 的电池包, 包含 128 个电池单体 [145]。EPA 官方市区工况/高速工况综合燃油经济性为 47MPG (5.0L/100km) [122]。Pruis HEV 是全球首款批量生产的混合动力汽车, 并于 2006 年 1 月在中国正式上市, 中国一汽丰田生产 [146]。

PHEV, 选择 Pruis PHEV (代号 NHW35) (MY2010), 搭载一款 1.8L 直列四缸汽油发动机和一台 60kW 三相交流永磁电机 [147, 148], 整备质量为 1525kg (3362lb) [147, 148]。动力电池类型为锂离子电池 (Li-Ion) [148], 由 96 个 3.6V 的锂离子电池单元串-并联产生约 346V 电压。根据 EPA 官方数据: 纯电动模式下的电能使用效率为 95MPGe (miles per gallon gasoline equivalent) (2.5L/100km) [123], 混合模式下城市道路与高速公路的综合路况油耗为 50MPG (4.7L/100km) [124, 125]。纯电动里程为 15mi (24km) [122]。该车于 2009 年 12 月 2 日在洛杉矶车展首次亮相, 同时中国汽车技术中心 (CARTAC) 与丰田汽车公司于 2010 年 10 月 28 日签署了《新能源汽车战略合作协议》, 2011 年 3 月正式将新一代插电式混合动力普锐斯引入中国开展实证驾驶研究 [149, 150]。

BEV 选择全球销量最好的可外接式纯电动汽车 NISSAN LEAF (MY2011), 该车搭载一款 24kW·h 的锂离子电池, 整备质量为 1521kg (3354lb) [151]。EPA 公布的电动里程为 117km (73mi), 市区工况/高速工况综合燃油经济性为 0.212kWh/km (99MPGe, 2.4L/100km) [126]。动力电池由 48 个 8.4V 的电池模块组成产生 403.2V 电压, 每个模块包含 4 个单体, 总共 192 个电池单体, 电池质量为 294kg (648lb) [151]。乘客空间 90ft³, 行李箱容积 23ft³。

为了与电动汽车对比, 本文采用一款典型的中型传统内燃机乘用车, 日产骐达 (Nissan Versa, 也成为 Nissan Tiida), 其搭载一款 1.6L 直列四缸汽油发动机, 整备质量为 1320kg, 燃油经济性为 31MPG (7.6L/100km) [127, 152]。在 2005 年 4 月 19 日, 东风日产乘用车公司将国产化骐达正式上市。

表 5.1 所研究汽车规格参数

汽车技术	GICEV	HEV	PHEV	BEV
燃料种类	93#汽油	93#汽油	93#汽油+电力	电力
整备质量 (kg)	1320	1345	1525	1521
发动机 (kW)	80 ^[152]	57	73	--
电机 (kW)	--	50	60	80
启动电池	12V 铅酸	12V 铅酸	12V 铅酸	12V 铅酸
动力电池				
电池类型	--	镍氢 (Ni-MH)	锂离子(Li-Ion)	锂离子(Li-Ion)
电池质量	--	39kg(86lb) ^[144]	151.1kg(333lb) ^[148]	294kg (648lb) ^[151]
电池容量	--	1.31kW·h ^[122]	4.4kW·h ^[148]	24kW·h
纯电动里程	--	--	24km	117km

EPA 规定：汽车试验质量=整备质量+136kg（300lb，乘客或货物）

同时，为了使车辆周期的研究结果能够与燃料周期结果衔接，构成电动汽车生命周期评价结果，并且为了确保全生命周期分析结果具有可比性，需要设定相同的汽车寿命里程。汽车生命周期评价分析的文献中^[92, 141, 153-155]，汽车寿命周期里程一般设定在 15000-300000km。本文研究设定汽车寿命周期里程为 250000km（15 年）^[87]，与美国 ANL 研究的汽车寿命里程平均为 160000mi（257440km）基本一致。

5.2 电动汽车质量和材料分布

在 5.1 节中给出了所研究车辆的整备质量，而汽车整备质量中包含油箱内的燃油，在进行车辆周期评价时需要将油箱内燃油的质量去除，因此本文在研究时假设 GICEV、HEV 和 PHEV 的整备质量中均包含 30kg 的汽油，将整备质量减去汽油质量的剩余质量称作整车质量。另外，本文所研究车辆的附载电池（铅酸电池）和车辆流体的质量采用 GREET2.2012 的缺省值。最终确定的汽车质量分布情况见表 5.2。

表 5.2 汽车质量分布

	GICEV	HEV	PHEV	BEV
整车质量 (kg)	1290	1315	1495	1491
启动电池 (kg)	16.3	10	10	10
动力电池 (kg)	--	39	151.1	294
流体 (kg) *				
发动机润滑油	3.9	3.9	3.9	--
制动液	0.9	0.9	0.9	0.9
变速箱油	10.9	0.8	0.8	0.8
冷却液	10.4	10.4	10.4	7.2

续表 5.2

	GICEV	HEV	PHEV	BEV
雨刷液	2.7	2.7	2.7	2.7
添加剂	13.6	13.6	13.6	13.6
合计	42.4	32.3	32.3	29.1
车辆主体 (kg)	1231.3	1233.7	1301.6	1161.8

*注：假设所有车辆均为无流体的电动助力转向系统

为了评估电动车生产过程的能耗和排放，首先必须知道汽车的材料组分。目前国际上进行汽车车辆周期评价时汽车材料组分来源和处理方法主要分为三类：其一是根据德国大众生产的高尔夫的材料组分清单^[13, 15]，按比例进行估算所研究车型的材料组分^[14]；其二是根据 ADVISOR 或 PSAT 等软件建模并估算得到^[156]，其三是根据 IBIS Associates 和 Oak Ridge National Laboratory 联合开发的 ASCM 模型(Automotive System Cost Model) ^[157, 158]估算得出所研究车辆的材料组分。而 ANL 开发的 GREET2 是基于上述三种方法，并参考 Toyota Prius 的拆解报告，综合分析得出各种技术车辆材料分布的平均情况，是目前国际权威的车辆周期评估软件。本文采用 GREET2.2012 中，各种汽车材料的分布情况，确定本文所研究车辆的质量和材料分布情况，如表 5.3 和表 5.4 所示。

表 5.3 汽车主体材料质量分布^[104, 115, 159]

	GICEV	HEV	PHEV	BEV
车辆主体				
钢	62.3%	65.7%	66.3%	66.4%
铸铁	10.9%	5.8%	5.3%	2.0%
锻铝	2.2%	1.8%	1.8%	1.0%
铸铝	4.6%	5.1%	4.7%	5.5%
铜	1.9%	4.3%	4.3%	4.7%
玻璃	2.9%	2.9%	3.0%	3.5%
平均塑料	11.1%	10.5%	10.6%	12.1%
橡胶	2.3%	1.7%	1.7%	1.8%
其它	1.9%	2.2%	2.2%	3.0%

表 5.4 电池材料质量分布^[104, 140, 160-162]

铅酸电池 (Pb-Ac)		Ni-MH		Li-Ion		
					PHEV	BEV
铅	69.0%	镍	28.2%	锰酸锂 (LiMn ₂ O ₄)	27.8%	33.4%
硫酸	7.9%	钢	23.7%	石墨	12.2%	14.6%
塑料: 聚丙烯	6.1%	平均塑料	22.5%	粘合剂	2.1%	2.5%
玻璃纤维	2.1%	铁	12.0%	铜	14.8%	10.9%
水	14.1%	稀土金属	6.3%	煅铝	22.9%	19.1%
其它	0.8%	铜	3.9%	电解液: LiPF ₆	1.7%	1.8%
		钴	1.8%	电解液: 碳酸乙烯酯	4.9%	5.3%
		镁	1.0%	电解液: 碳酸二甲酯	4.9%	5.3%
		煅铝	0.5%	塑料: 聚丙烯	2.2%	1.7%
		橡胶	0.1%	塑料: 聚乙烯	0.4%	0.3%
				塑料: PET	1.7%	1.2%
				钢	1.9%	1.4%
				热绝缘	0.3%	0.3%
				冷却液: 乙二醇	1.3%	1.0%
				电子元件	0.9%	1.2%

注: PET-聚对苯二甲酸乙二醇酯

5.3 材料生产的环境清单

材料生产的能源需求量和排放随时间和地点而变化。一份大众的生命周期研究表明, 由于生产工艺和能源类型的不同, 材料生产的初级能源需求量可能相差±50%^[13]。从 5.2 节可以看出, 钢和铝大约占了所研究汽车质量的三分之二, 因此本文将详细研究汽车用钢和铝材料的能源消耗和排放情况, 具体按照图 5.2^[163]和图 5.3 进行评估^[14, 164], 其中钢生产的工序能耗主要来自《2010 年中国行业年度报告系列之钢铁》等文献^[165, 166], 铝生产各工序能耗主要来自《中国铝业年鉴 2011》^[167]、《中国有色金属工业年鉴 2011》^[168]等文献^[115, 169]。

在本文的研究中, 假设车用材料不含再生材料, 即全部是原生材料。材料生产的能源消耗和排放情况根据《中国能源统计年鉴 2011》中各相关行业的能源使用情况, 并采用 GREET2.2012 计算得出, 如表 5.5 所示。

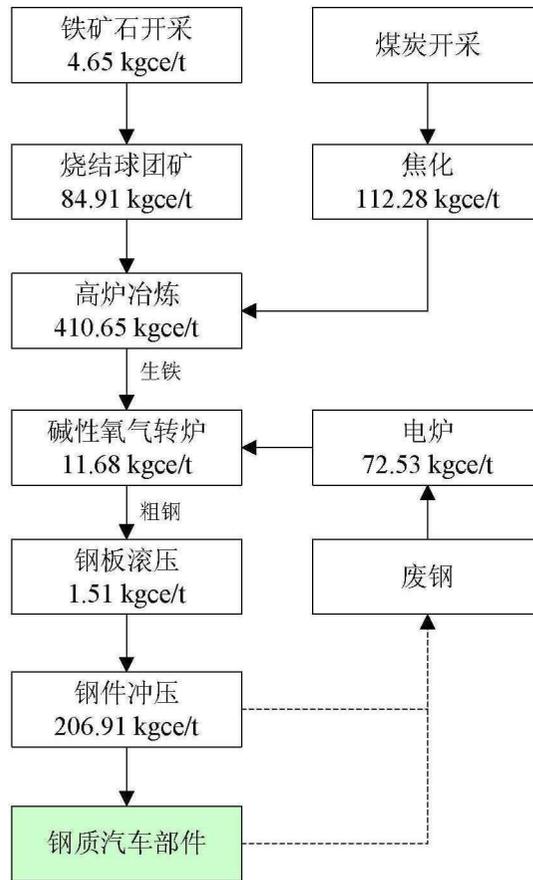


图 5.2 钢材生产流程

注：转炉工序的能耗是铁水预处理、转炉冶炼、炉外精炼和连铸工位等 4 个工位的能耗之和。

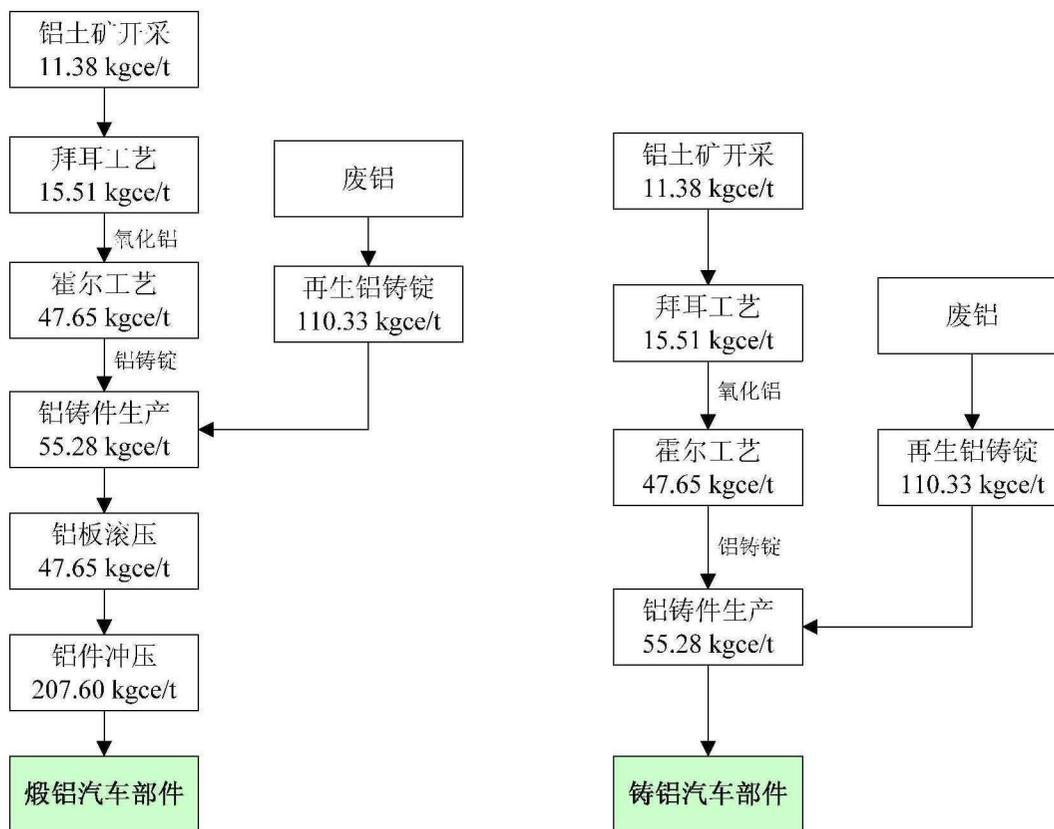


图 5.3 铝材生产流程

研究表明中国钢铁生产的比能耗比美国高约 60%^[164]，美国为 40MJ/kg^[14]，本文计算得出的中国钢铁生产比能耗比美国高 42%，由于我国技术水平在不断提高，可见该结果合理。

表 5.5 材料生产的能源消耗和排放

MJ/kg g/kg	钢	铁	煅铝	铸铝	铜	玻璃	平均塑料	橡胶	铅	硫酸	聚丙烯	玻璃纤维	镍	镁	稀土金属	锰酸锂	石墨	粘合剂	LiPF ₆	碳酸乙烯酯	碳酸二甲酯	聚乙烯	PET	乙二醇	电子元件
总能耗	56.819	17.635	207.075	221.283	43.476	21.775	114.830	43.672	13.701	0.694	94.746	22.413	207.586	394.513	365.670	33.170	44.609	44.642	240.306	24.477	89.265	106.326	96.438	21.218	511.435
化石燃料	54.754	17.375	192.506	206.055	41.327	21.434	110.473	44.516	13.106	0.674	92.251	21.831	202.333	368.550	334.782	32.617	44.158	42.353	220.268	24.320	88.704	102.356	92.963	21.041	478.005
煤	50.249	15.590	172.459	180.157	32.837	3.886	55.981	22.215	12.213	0.226	31.010	6.372	121.611	357.680	322.880	4.642	4.906	23.954	209.541	1.931	6.895	44.179	45.681	2.031	349.486
石油	0.289	1.712	11.593	12.114	3.535	16.796	22.829	21.475	0.756	0.379	20.170	15.041	78.885	5.167	5.140	5.712	32.450	1.552	5.968	14.881	53.945	10.255	32.773	9.056	6.476
VOC	4.699	2.237	2.941	3.114	0.455	0.124	1.166	6.143	1.890	0.025	1.252	0.133	1.460	3.070	2.738	2.135	0.221	0.335	1.911	0.131	0.481	1.448	0.826	9.687	3.851
CO	33.910	1.059	4.446	4.794	1.889	0.470	6.653	2.661	0.568	0.077	8.118	1.807	7.534	10.681	5.102	2.391	0.582	0.938	3.749	0.349	1.286	4.824	16.214	0.681	9.280
NO _x	9.419	2.176	27.233	28.965	6.718	3.210	12.276	6.958	1.552	0.539	8.034	14.771	30.521	53.618	47.616	5.913	2.668	5.440	33.903	1.569	5.740	9.909	9.800	3.116	63.810
PM10	6.318	2.052	29.323	30.721	2.748	1.257	4.922	4.521	5.464	0.040	2.271	1.008	16.819	25.808	17.242	2.132	0.404	1.382	11.373	0.237	0.855	2.798	3.463	0.650	19.062
PM2.5	2.764	0.909	13.632	14.295	1.183	0.722	1.825	2.145	2.659	0.030	0.913	0.570	7.940	10.400	6.696	1.914	0.216	0.583	4.508	0.134	0.484	1.096	1.480	0.391	7.637
SO ₂	24.845	5.229	71.341	74.634	149.415	5.774	33.478	6.932	32.354	20.271	33.129	13.453	723.516	118.896	122.089	2.760	2.651	9.431	196.403	1.357	4.884	40.219	24.561	3.153	133.289
CH ₄	18.584	4.540	61.658	66.709	13.526	7.041	43.545	9.630	7.479	0.138	44.547	3.562	47.972	122.065	110.769	12.300	7.395	15.912	72.278	5.325	19.570	51.817	31.392	7.271	173.294
N ₂ O	0.064	0.014	0.272	0.289	0.057	0.014	0.244	0.026	0.012	0.001	0.061	0.017	0.188	0.520	0.519	0.017	0.020	0.056	0.342	0.008	0.029	0.079	0.076	0.018	0.683
CO ₂	6,821	1,209	19,436	20,588	3,670	1,954	6,478	3,951	877	56	3,639	2,027	18,173	34,646	31,405	2,843	1,117	3,339	20,616	550	2,019	4,887	5,411	1,775	40,472
GHG	7,305	1,327	21,700	23,015	4,025	2,134	7,640	4,200	1,068	60	4,771	2,122	19,429	37,852	34,329	3,156	1,308	3,754	22,525	685	2,517	6,206	6,219	1,962	45,008

5.4 电动汽车零部件生产

根据上文对电动汽车规格、和材料质量分布的分析，结合第 5.3 节的材料内含能源和排放，即可得到汽车零部件生产过程的能源消耗与气体排放情况。

5.4.1 车辆主体

根据表 5.2、表 5.3 和表 5.5 的数据，可以计算得出汽车主体的能源消耗和气体排放情况，如图 5.4、图 5.5 和图 5.6 所示。

图 5.4 为电动汽车车辆主体生产的能源消耗情况，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆主体的能源消耗量分别为 82955MJ、84632MJ、88927MJ 和 81222MJ。结合表 5.2 可以看出，车辆主体的一次能源消耗量与其质量成正比，化石能源消耗量与总的一次能源消耗情况一致，PHEV 的车辆主体消耗量最大，其次是 HEV、GICEV 和 BEV；且化石能源消耗量占总的一次能源消耗量的比例均在 95.7%左右，这与中国工业能源消耗结构一致。

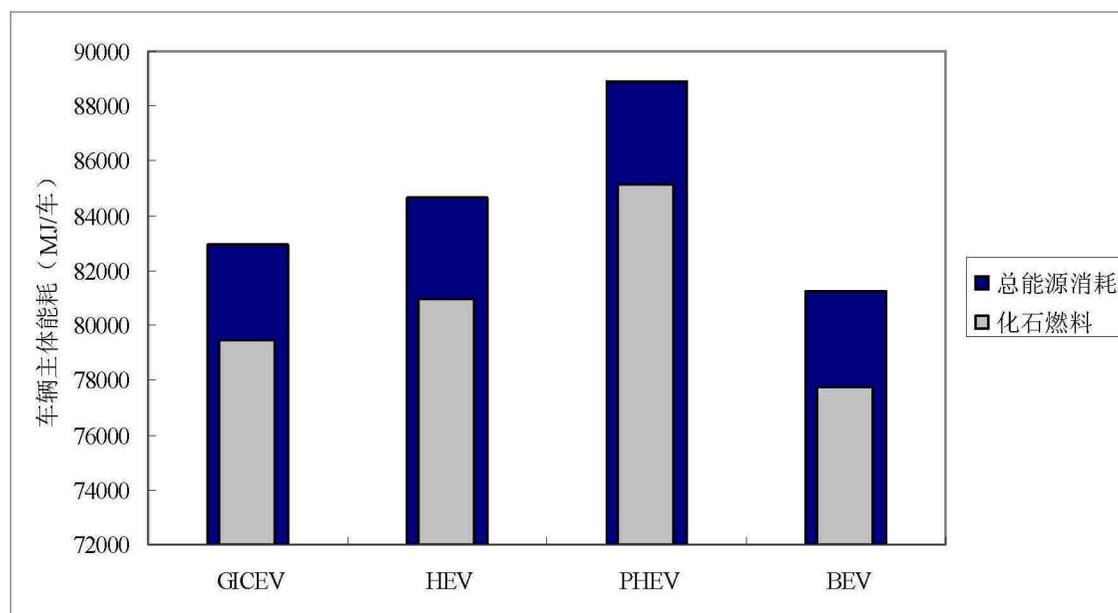


图 5.4 电动汽车主体的能源消耗情况

图 5.5 为电动汽车车辆主体部分在车辆周期内的温室气体排放情况，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆主体的温室气体 (CO₂-eq) 排放量分别为 9.02 ton、9.30 ton、9.79 ton 和 8.87 ton。可以看出，车辆主体的温室气体排放总量与其一次能源消耗情况一致，与车辆主体的质量有关，随着汽车主体质量的增加，温室气体排放增加。另外，四种汽

车主体的 N_2O 的排放量对温室气体排放的贡献均不足 0.4%，与 CO_2 排放量相比， N_2O 对车辆主体温室气体排放的贡献可以忽略不计。

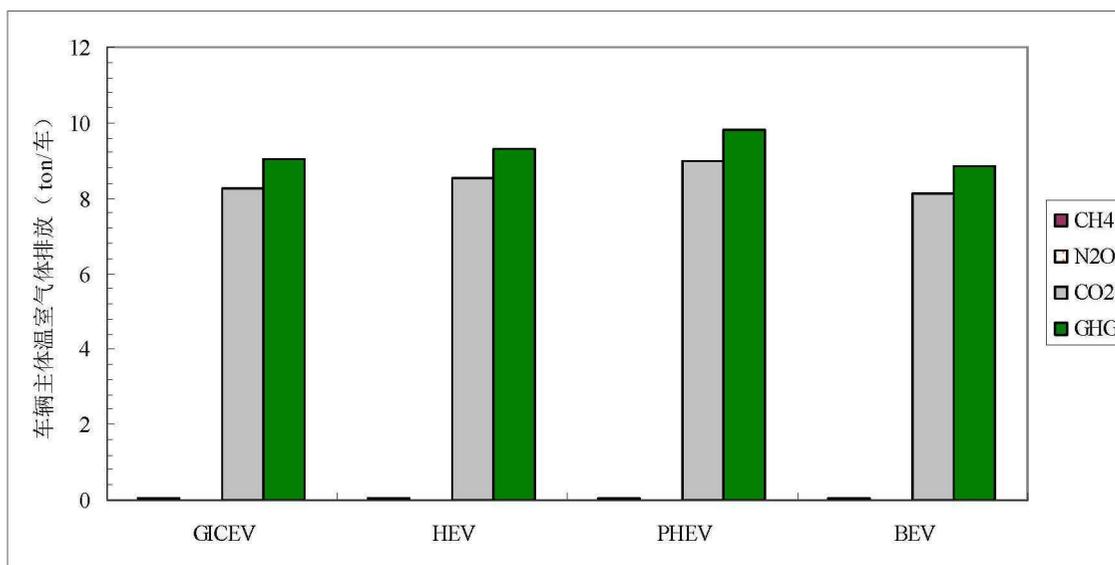


图 5.5 电动汽车主体的温室气体排放情况

图 5.6 为电动汽车主体的常规气体排放情况，可以看出各车的每种排放物的排放情况与一次能源消耗情况一致，均随质量的增加而增加。电气化程度不同的车辆，产生的常规气体排放情况均是 $SO_2 > CO > NO_x > PM_{10} > VOC > PM_{2.5}$ 。

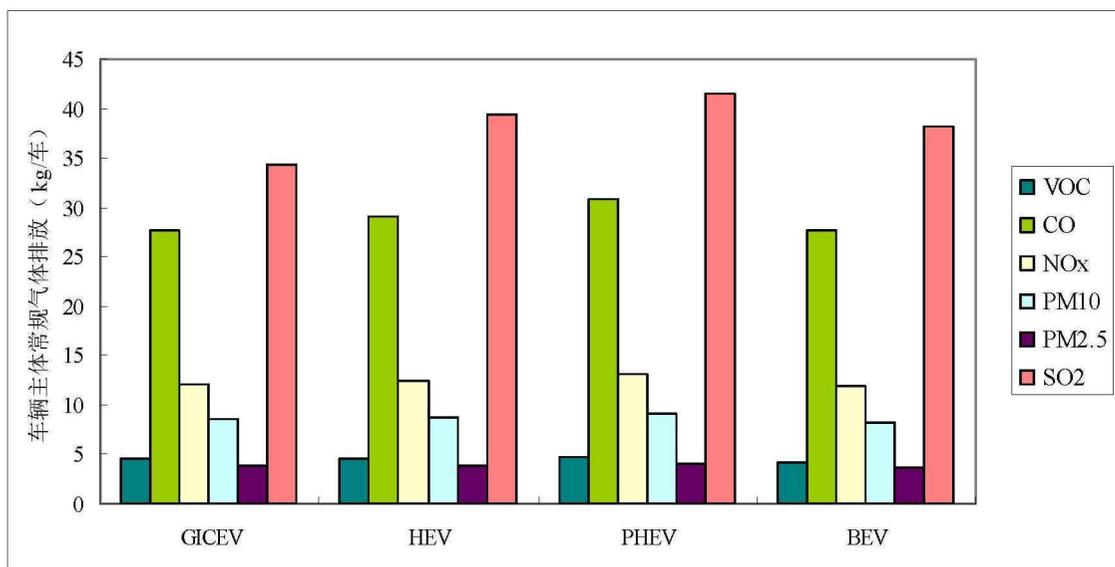


图 5.6 电动汽车主体的常规气体排放情况

5.4.2 电池

以锂离子电池为例，电池生产的流程如图 5.7 所示，包括电池材料生产和电池装配

两个阶段。

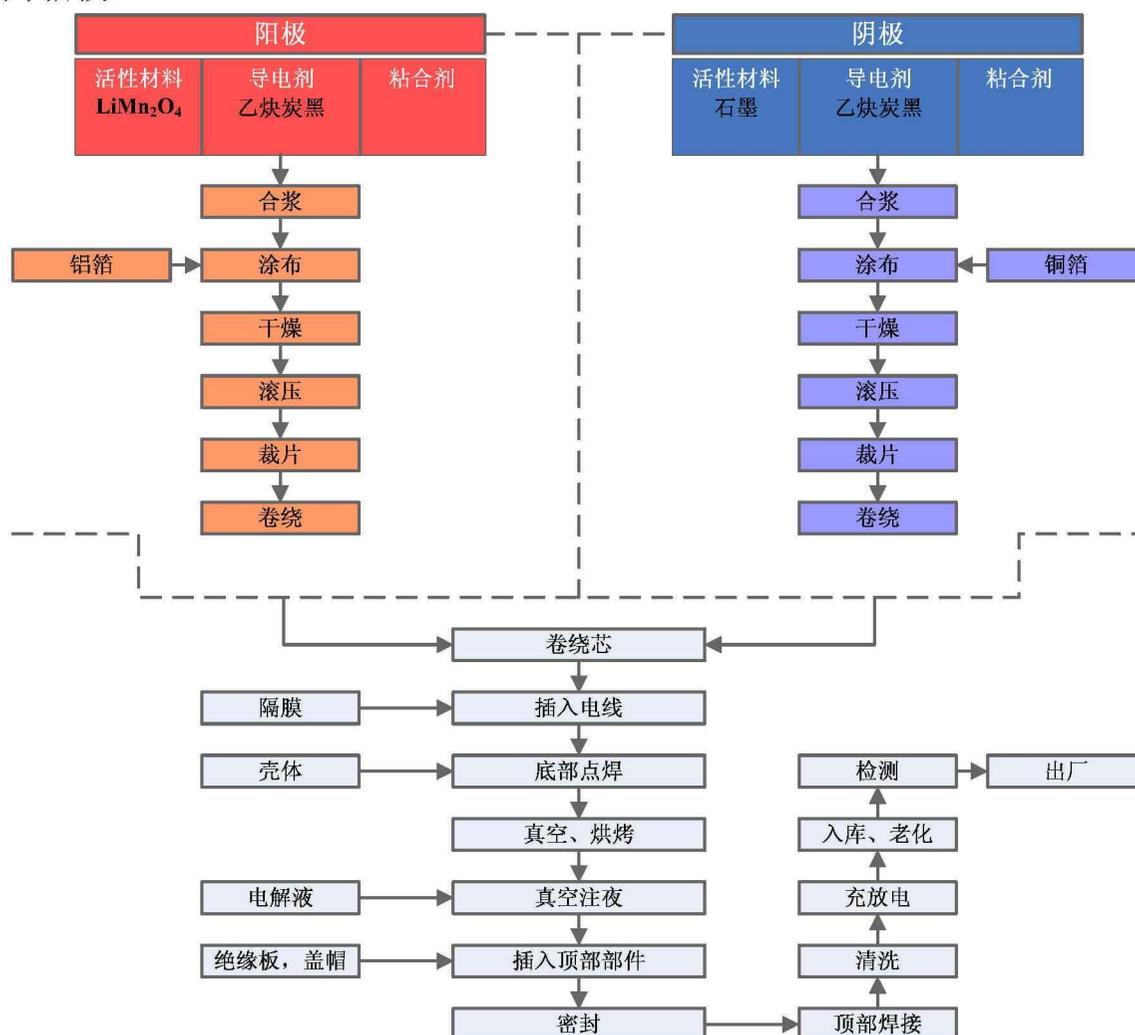


图 5.7 电池生产流程^[162, 170, 171]

根据表 5.2、表 5.4 和表 5.5，可以计算电池材料生产过程的能源消耗和气体排放情况。根据美国 ANL 的研究表明，电动汽车 Li-Ion 电池装配过程的能耗与质量成正比，约为 2.67MJ/kg^[172]，由于不同类型电池装配流程基本相同，因此假设本文涉及到的三种类型电池装配过程的能源消耗强度相同，均为 2.67MJ/kg，且电池装配过程的工艺燃料为电能^[170, 173]。由此即可得到电池生产过程的环境清单，见附录表 0.7 和表 0.8，将各技术车辆的启动电池与动力电池的环境清单加和，即可得出电动汽车车载电池生产过程的能源消耗与气体排放情况，如图所示。

图 5.8 为不同电气化程度车辆车载电池生产所需要的一次能源和化石燃料情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车载电池生产的一次能源需求总量分别为：379MJ、5736MJ、14849MJ 和 27026MJ。可以看出，随着车辆动力系统电气化程度的提高，电

池质量增加，导致车载电池生产过程的能源需求量也逐渐增加。

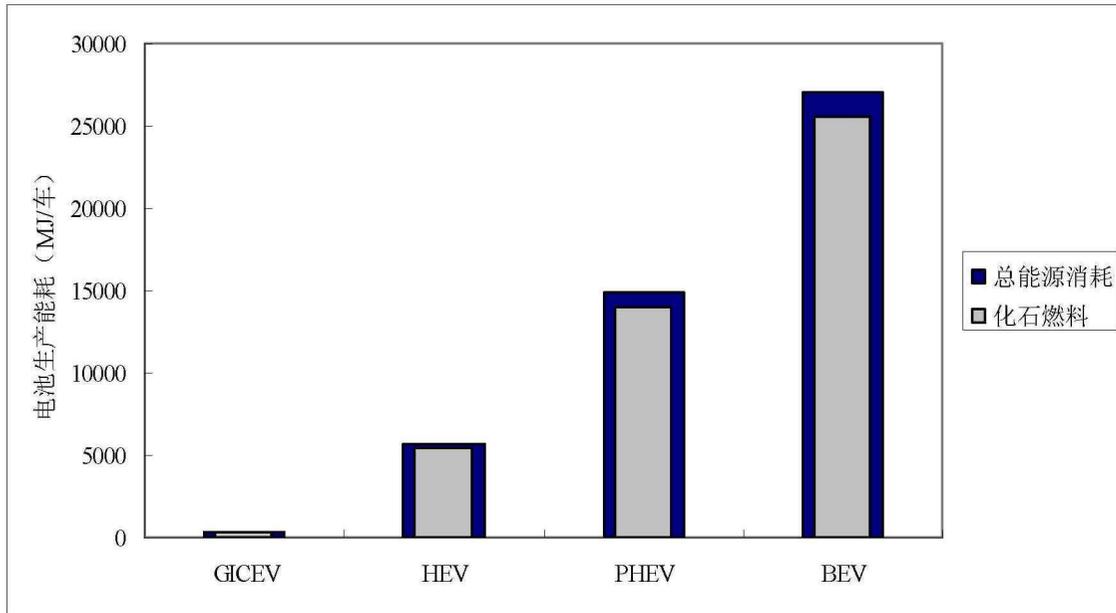


图 5.8 车载电池生产的能源需求情况

图 5.9 为不同电气化程度汽车车载电池生产过程产生的温室气体排放情况。可以看出，车载电池生产导致的温室气体排放情况与总的能源消耗情况一致，随着车辆动力系统电气化程度的提高，电池质量增加，导致车载电池生产过程的温室气体排放量也逐渐增加。CO₂ 排放占温室气体排放量的主导地位。

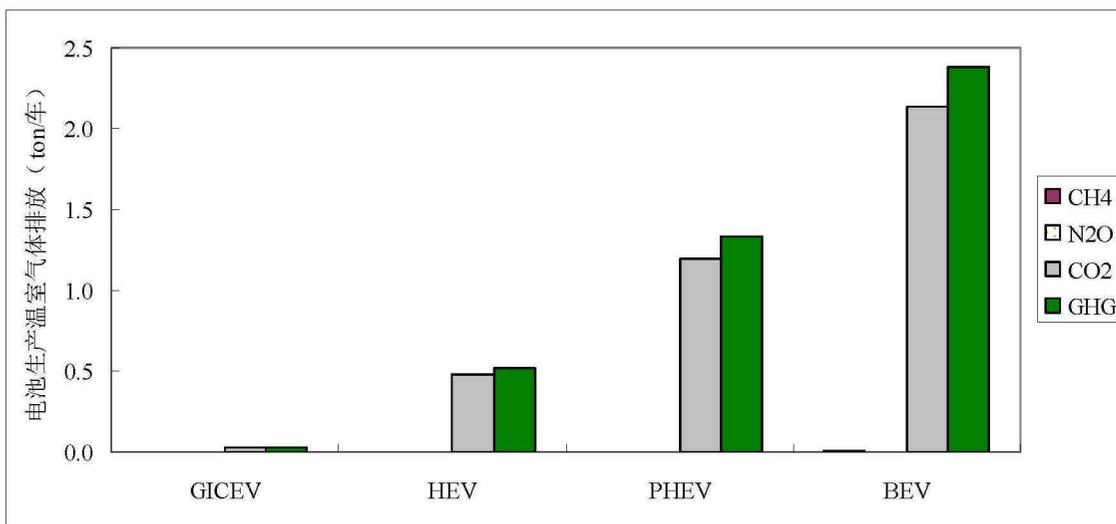


图 5.9 车载电池生产的温室气体排放情况

图 5.10 为不同电气化程度汽车车载电池上生产导致的常规气体排放情况，可以看出常规排放物的排放情况与一次能源消耗情况一致，均随质量的增加而增加。电气化程度不同的车辆，产生的常规气体排放情况均是 SO₂>CO>NO_x>PM10>VOC>PM2.5。其中可以看出，SO₂ 的排放明显高于常规气体排放中的其它气体，主要来自电池材料生

产过程。从表 5.5 的材料环境清单可以看出, Ni-MH 电池的镍金属生产过程的 SO_2 排放高达 724g/kg, 铜、镁也是高 SO_2 排放材料。而 Li-Ion 电池中, 除了铜以外, 石墨、 LiPF_6 以及电池管理系统的电子元件材料也都是高 SO_2 排放。

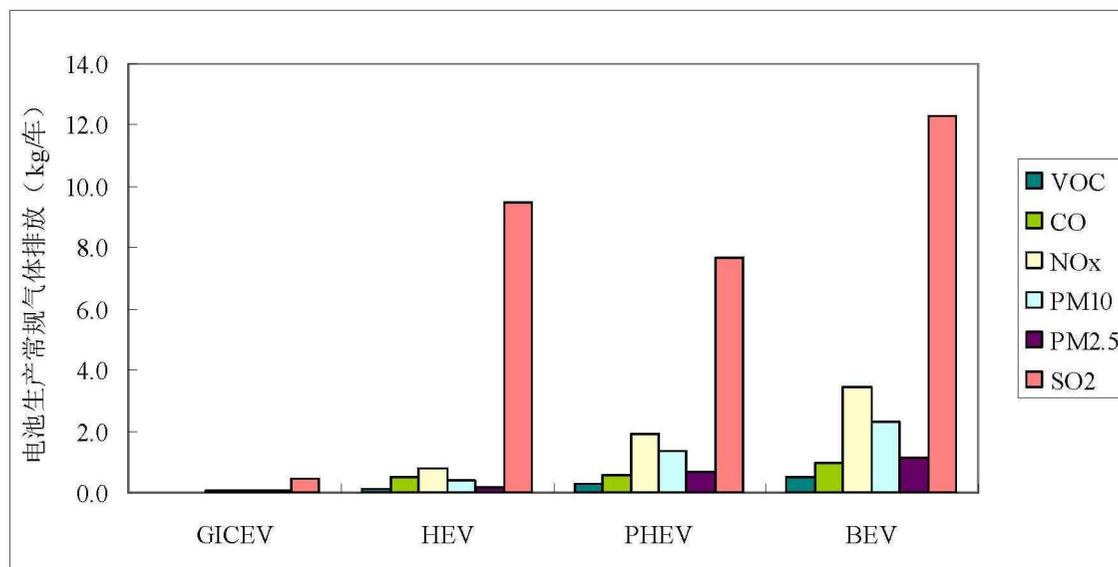


图 5.10 车载电池生产的常规气体排放情况

5.4.3 流体

本文根据文献资料^[140, 174]和 GREET2, 假设机油和传动液生产过程的一次能源消耗均为 57.7MJ/kg, 制动液和冷却液生产过程的一次能源消耗均为 21.1MJ/kg、雨刷液和添加剂的一次能源消耗情况分别为 18.1MJ/kg 和 114.8MJ/kg。本文在计算流体的环境清单时包括流体生产、使用和废流体处理三个阶段, 结合 GREET1 的计算输入数据, 计算得出各种流体的环境清单, 见表 5.6。美国汽车工程的文献^[174]在做汽车生命周期评价时最早给出了 1996 年美国机油的一次能源消耗为 60.2MJ/kg, 并且该数据至今仍被学者们直接引用^[14], 与本文计算得出的 57.7MJ/kg 相比, 本文的能源消耗降低了 4.15%, 这是由于我国目前技术的水平提高的结果, 可见本文得出的结果是合理的。

表 5.6 流体环境清单

汽车技术	机油	制动液	传动液	冷却液	雨刷液	添加剂
能源消耗 MJ/kg						
总能源消耗	57.676	21.218	57.676	21.218	18.098	114.830
化石燃料	57.232	21.041	57.232	21.041	18.084	110.473
煤	6.704	2.031	6.704	2.031	0.175	55.981
天然气	3.460	9.954	3.460	9.954	17.462	31.663
石油	47.068	9.056	47.068	9.056	0.447	22.829

续表 5.6

汽车技术	机油	制动液	传动液	冷却液	雨刷液	添加剂
排放 g/kg						
VOC	1.153	9.726	1.153	9.687	500.712	1.166
CO	1.561	1.353	1.561	0.681	0.523	6.653
NO _x	9.031	8.445	9.031	3.116	1.538	12.276
PM10	3.301	3.208	3.301	0.650	0.160	4.922
PM2.5	2.045	2.054	2.045	0.391	0.151	1.825
SO ₂	12.126	11.789	12.126	3.153	0.253	33.478
CH ₄	9.216	7.336	9.216	7.271	7.437	43.545
N ₂ O	0.035	0.033	0.035	0.018	0.006	0.244
CO ₂	4,870	5,402	4,870	1,775	1,901	6,478
GHG	5,111	5,595	5,111	1,962	2,089	7,640

由表 5.3 和表 5.6, 可以得出汽车流体的环境清单, 如下图 5.11、图 5.12 和图 5.13 所示。

图 5.11 为不同电气化程度车辆车载流体的一次能源和化石燃料情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车载流体的一次能源需求总量分别为: 2704MJ、2123MJ、2123MJ 和 1831MJ。可以看出, 随着车辆动力系统电气化程度的提高, 车载流体质量降低, 导致车载电池的能源需求量也逐渐降低。

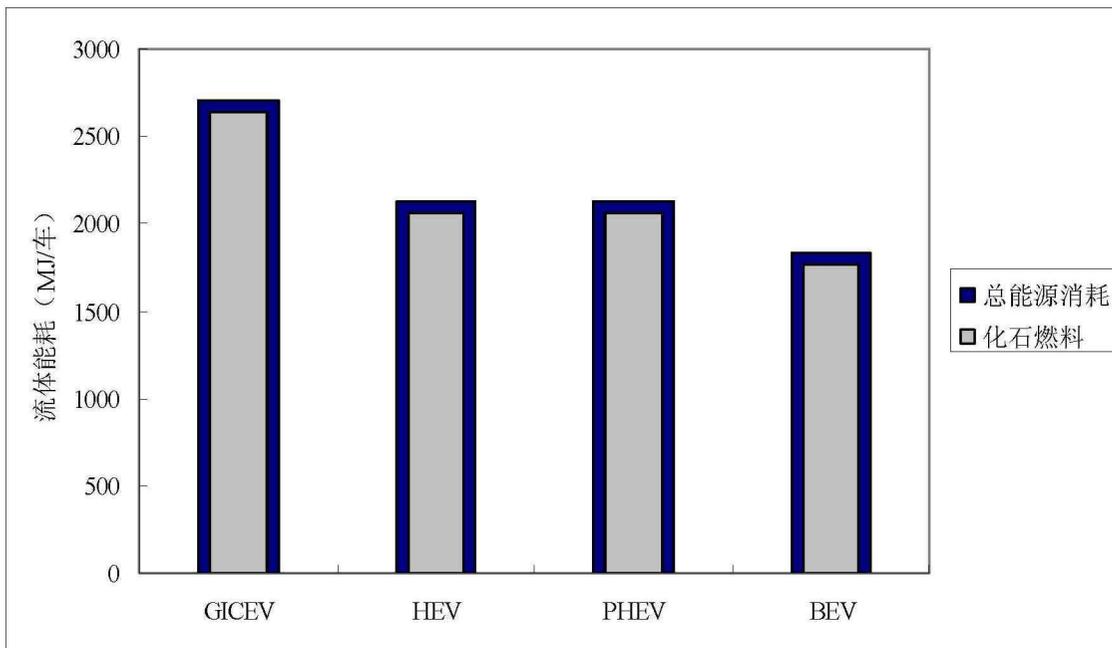


图 5.11 车载流体的能源消耗

图 5.12 为不同电气化程度汽车车载流体的温室气体排放情况。可以看出, 车载流体的温室气体排放情况与总的能源消耗情况一致, 随着车辆动力系统电气化程度的提

高，流体质量降低，温室气体排放量也随之降低。

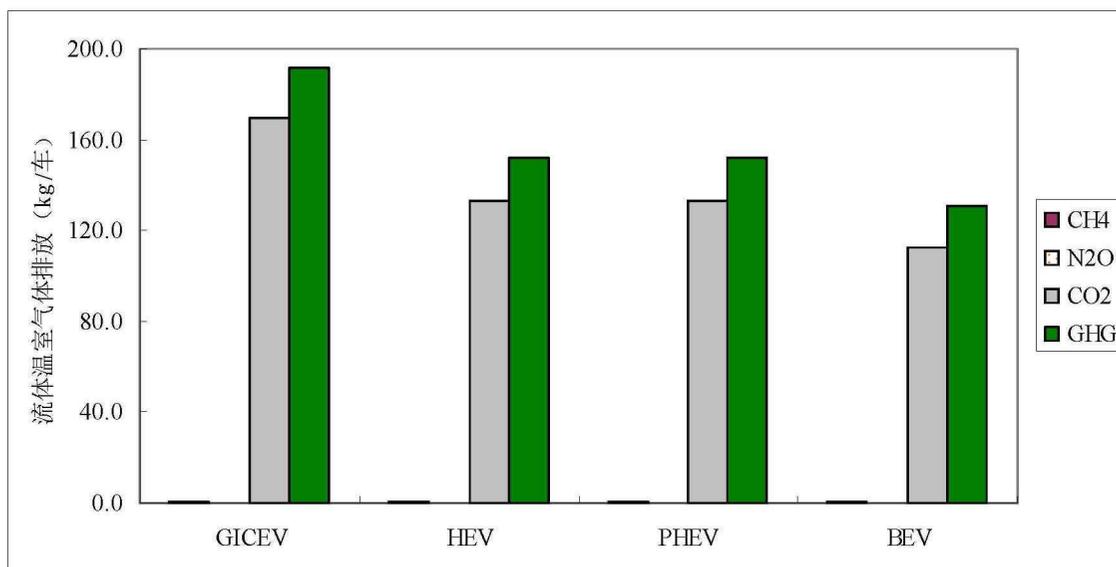


图 5.12 车载流体的温室气体排放情况

图 5.13 为不同电气化程度汽车车载流体的常规气体排放情况，可以看出常规排放物的排放情况与一次能源消耗情况一致，均随动力系统电气化程度增加，车载流体质量降低而降低。且车载流体的 VOC 排放量明显高于其它常规气体，四种车辆车载流体的常规气体排放情况均是 $VOC > SO_2 > NO_x > CO > PM_{10} > PM_{2.5}$ 。从表 5.6 可以看出，VOC 排放主要来自雨刷液，这是由于雨刷液在使用过程中全部释放到空气中而导致大量的 VOC 排放。而 SO_2 和 NO_x 排放主要是由于除雨刷液以外的流体在报废时直接燃烧掉导致的。

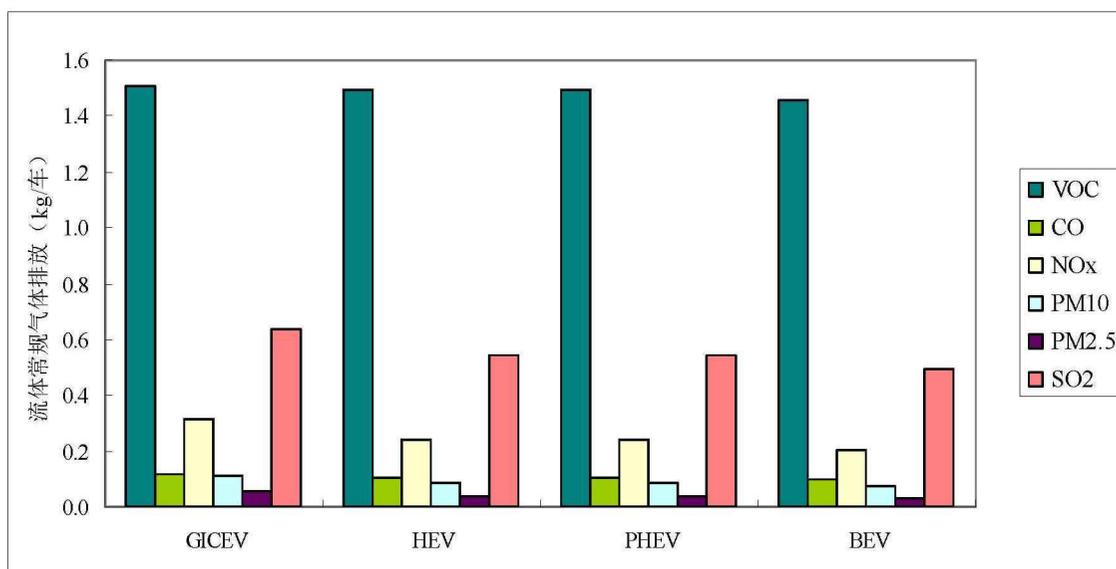


图 5.13 车载流体的常规气体排放情况

5.5 装配

根据加州大学伯克利分校对汽车装配工业的研究^[175]，汽车装配厂的主要能源消耗发生在：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。

考查以往有关汽车生命周期评价文献^[14, 174, 176]发现，对装配阶段环境清单评估时，一般采用装配过程的能源消耗与质量成线性关系的假设，通常取 17400-22100 kJ/kg^[98, 174, 176]的平均值 19750 kJ/kg 作为基础数据，该数据最早出现在 1996 年美国汽车工程的文献^[174]。估算排放情况，这种方法虽然有一定的合理性，但是对于高排放的涂装工序^[177]来说，显然误差很大，且没有随技术提高做出修正。

因此，本文将对车辆装配厂的主要工序进行详细分析。据 ANL 的研究表明，同一级别的汽车，涂装过程的油漆需求量基本相同^[104, 178]。因此本文假设于中型乘用车装配过程所需油漆的生产导致的能源消耗量相同，设定中型乘用车涂漆工序需要的油漆生产的能耗为 303MJ/车^[179, 180]，而由于涂装工序是装配厂的高排放环节，因此本文涂装工序排放清单采用现有文献中涂装工艺 LCA 结果^[115, 177]。另外，根据文献^[178-180]，本文设定装配工厂的涂装、HVAC&照明、供暖、物料搬运、焊接以及车间压缩空气等工序的能源需求分别为 2.72 MJ/kg、2.18 MJ/kg、2.03 MJ/kg、0.45 MJ/kg、0.61 MJ/kg 和 0.90 MJ/kg。装配厂除加热工序用煤，其它工序全部为电能。根据以上分析，得出装配过程的环境清单，如下图 5.14、图 5.15 和图 5.16 所示。

图 5.14 是不同电气化程度车辆装配阶段的一次能源和化石燃料情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 装配阶段的一次能源需求总量分别为：28878MJ、29409MJ、33232MJ 和 33147MJ 每车。可以看出，车辆装配阶段的能源消耗与汽车质量有关，随着汽车整备质量的增加，装配阶段的能源消耗也相应增加。

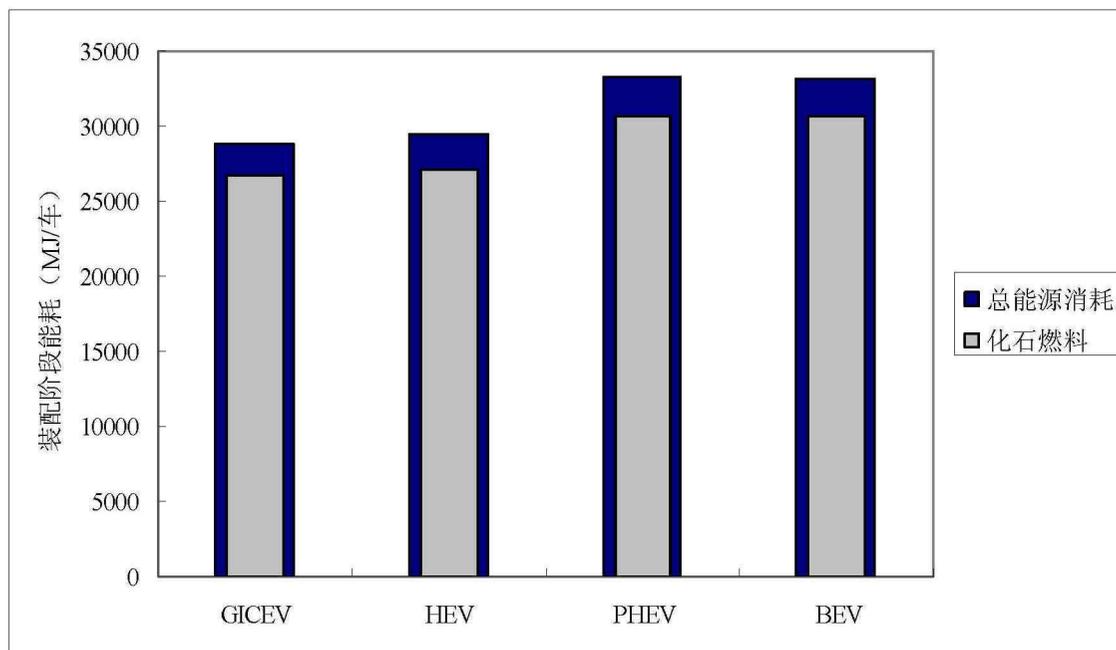


图 5.14 装配阶段能源消耗情况

图 5.15 是不同电气化程度车辆装配阶段的温室气体排放情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 装配阶段的 GHG 排放分别为：2.741 ton、2.792 ton、3.154 ton 和 3.157 ton 每车。可以看出，车辆装配阶段的温室气体排放情况与能源消耗情况一致，随着汽车整备质量的增加而增加。同时可以看出，装配阶段的 N₂O 排放量很少，几乎可以忽略。

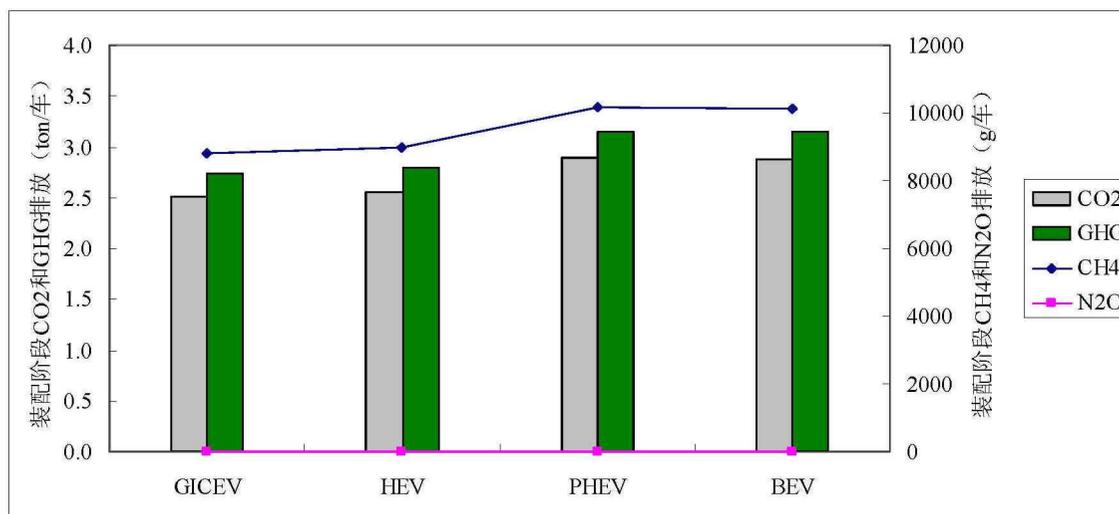


图 5.15 装配阶段温室气体排放情况

图 5.16 为不同电气化程度车辆装配阶段的常规气体排放情况。可以看出，车辆装配阶段的常规排放物的排放情况与一次能源消耗情况一致，随着汽车整备质量的增加而增加。车辆装配阶段的 SO₂ 排放量明显高于其它常规气体，四种车辆装配阶段的常规气体排放情况均是 NO_x>PM₁₀>VOC>PM_{2.5}>CO。装配阶段的排放主要来自涂装工

艺，其中 SO_2 、 NO_x 、PM、CO 主要是由于装配阶段所需能源上游阶段导致的，而 VOC 主要来自涂装工艺油漆损失。

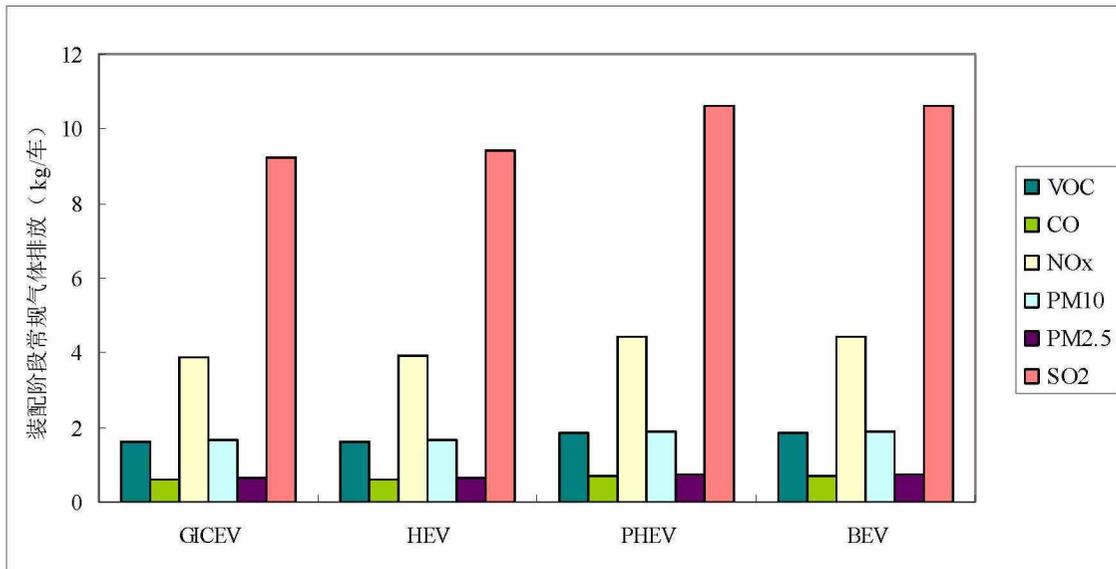


图 5.16 装配阶段常规气体排放情况

5.6 配送

汽车从装配线运输到经销店的环境清单与运输装置的能量强度和运输距离有关。本文假设采用重型卡车运输（柴油为燃料），平均运输距离为 $1600\text{km}^{[98, 174]}$ ，能源消耗强度为 $1.5\text{MJ}/(\text{ton}\cdot\text{km})^{[14]}$ ，考虑回程。则可以得出配送（T&D）阶段的能源与排放清单，如表 5.7 所示。

表 5.7 汽车配送阶段的比能耗和比排放

汽车技术	GICEV
能耗: MJ/kg	
总能源消耗	6.134
化石燃料	6.080
煤	0.819
天然气	0.058
石油	5.203
排放: g/kg	
VOC	79.873
CO	233.870
NO _x	825.147
PM10	105.978
PM2.5	58.218

续表 5.7

汽车技术	GICEV
排放: g/kg	
SO ₂	456.685
CH ₄	722.159
N ₂ O	11.198
CO ₂	493,123
GHG	514,513

5.7 维修

在汽车寿命期间需要对汽车进行日常维护保养,以保证车辆性能。维修阶段的环境影响主要是由于在汽车寿命期间更换零部件导致的^[104]。由于缺乏更换过程的环境影响的有效数据,且这部分影响非常小可以忽略不计^[14, 104],因此,这本文只考虑 GICEV 与 EVs 维修阶段所更换零部件的生产带来的影响。

汽车在日常维护期间需要定期更换轮胎、流体^[181]及电池^[161]等零部件。这些零部件的寿命和自身的特性有关。在本文的分析中,假设轮胎质量的三分之一是钢、三分之二是橡胶,汽车每行驶 62500km 需要更换一次轮胎^[104],因此在整车寿命期间需要更换三次。

发动机机油每 6250km 需要更换一次^[104],车辆寿命期间需要更换 39 次。另外,本文假设雨刷液每 12500km 就被完全消耗^[104],汽车寿命期间需要更换 19 次。制动液和动力总成冷却液每 62500km 需要更换一次^[104],汽车寿命期间需要更换三次。另外,本文假设汽车寿命期间只需更换一次变速箱油。

维修阶段的另一个重要因素是汽车寿命期间电池更换次数。TOYOTA 阐述第二代 Prius Ni-MH 电池可以持续整个汽车寿命,大约 290000km(180000mi)^[104, 140, 182]。Ni-MH 主要用于 HEV, Li-Ion 电池现在主要用于 PHEV(如 Chevrolet Volt 和 Toyota Plug-in Prius)和 BEV(Nissan Leaf 和福特 Focus BEV)。美国 Saft 公司的实验表明 Li-Ion 电池可以满足 15 年的寿命^[104, 140]。因此,本文假设 Ni-MH 或 Li-Ion 可以持续整个汽车寿命,在汽车寿命期间不需要更换 NiMH 和 Li-Ion 电池^[134]。

而 Pb-Ac 电池由于技术相对成熟,其寿命的准确性较高。根据美国汽车研究委员会(USCAR, the United States Council for Automotive Research)的数据,本文假设在

车辆寿命期间需要更换一次铅酸电池^[183]。

结合上文第 5.3 节、5.4.2 节和 5.4.3 节，可以计算出汽车维修阶段的环境清单，如下图所示 5.17、图 5.18 和图 5.19 所示。

图 5.17 是不同电气化程度车辆维修阶段的一次能源和化石燃料情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 维修阶段的一次能源需求总量分别为：19185MJ、18458MJ、18458MJ 和 9577MJ 每车。可以看出，随着动力系统电气化程度提高，车载流体质量降低，车辆维修阶段的能源消耗也相应降低。

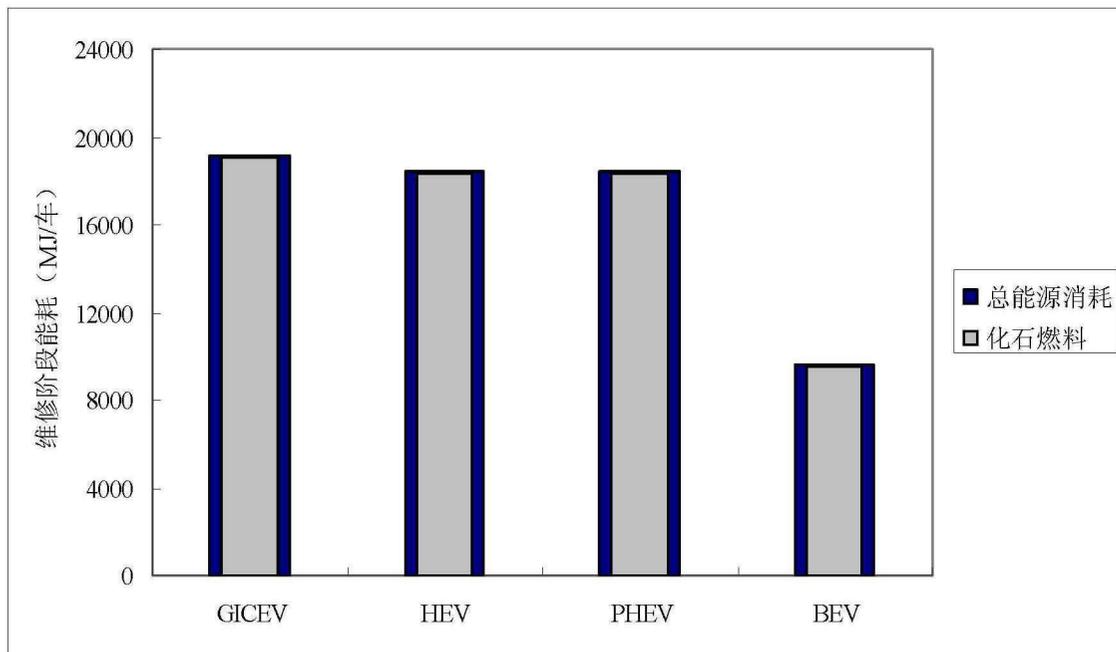


图 5.17 维修阶段一次能源需求

图 5.18 是不同电气化程度车辆维修阶段的温室气体排放情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 维修阶段的 GHG 排放总量分别为：1.69 ton、1.64 ton、1.64 ton 和 1.04 ton 每车。可以看出，车辆维修阶段的温室气体排放情况与能源消耗情况一致，随着电气化程度的提高，车载流体质量降低，温室气体排放也相应降低。同时可以看出，维修阶段的 N₂O 排放量很少，几乎可以忽略。

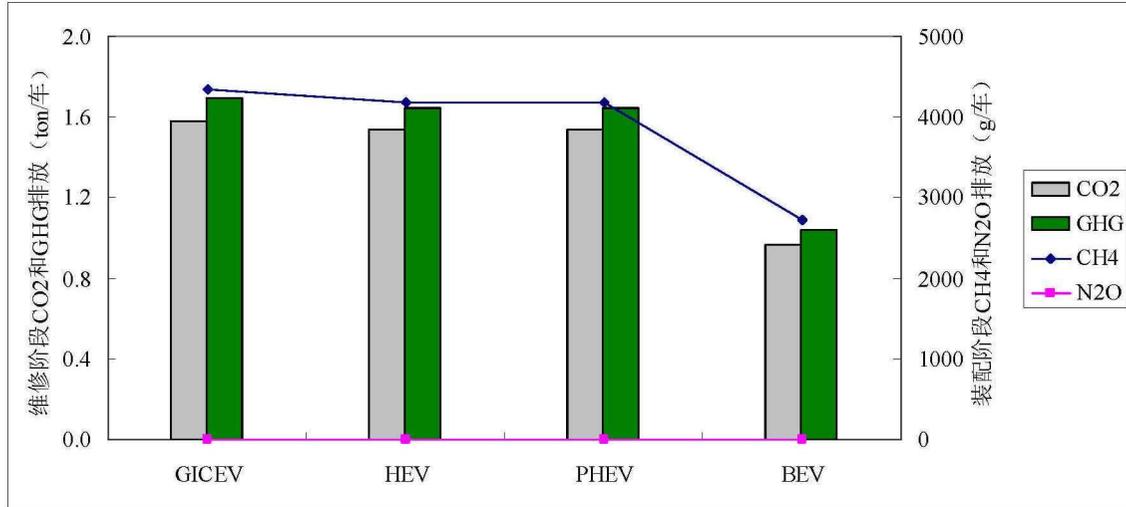


图 5.18 维修阶段温室气体排放

图 5.19 为不同电气化程度汽车维修阶段的常规气体排放情况，可以看出常规排放物的排放情况与一次能源消耗情况一致，均随动力系统电气化程度增加，车载流体质量降低而降低。由于维修阶段需要定期更换车载流体，导致维修阶段的 VOC 排放量明显高于其它常规气体，四种车辆维修阶段的常规气体排放情况均是 $VOC > SO_2 > NO_x > CO > PM_{10} > PM_{2.5}$ 。结合第 5.4.3 节可以看出，VOC 排放主要来自雨刷液，这是由于雨刷液在使用过程中全部释放到空气中而导致大量的 VOC 排放。而 SO_2 和 NO_x 排放主要是由于除雨刷液以外的流体在报废时燃烧导致的。

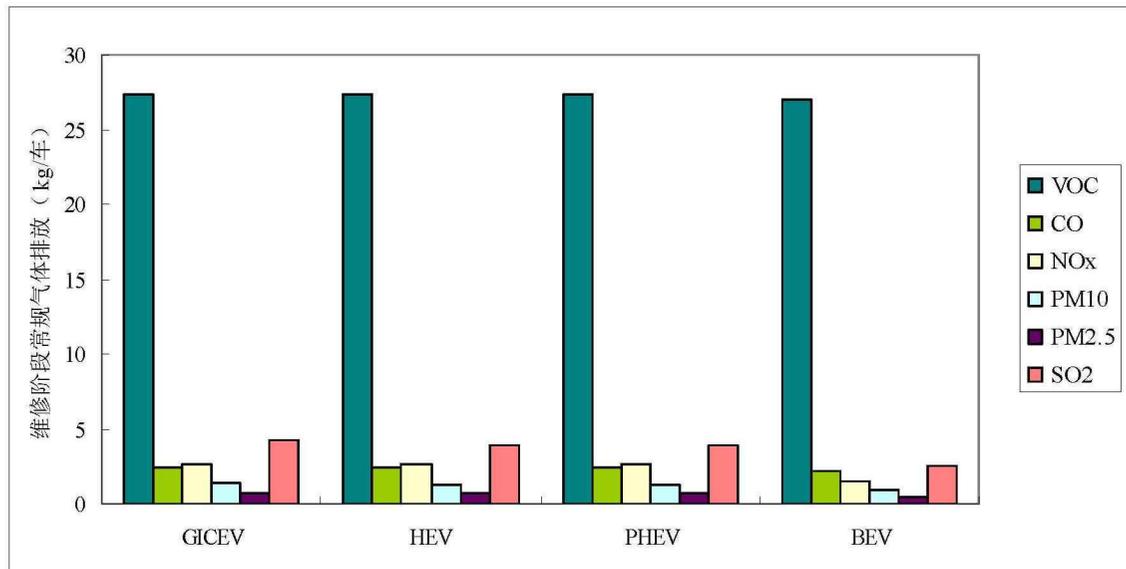


图 5.19 维修阶段常规气体排放

5.8 报废回收

电动汽车报废阶段分为车辆主体粉碎和电池报废处理，本文假设两者的比能耗分别为 $0.37\text{MJ/kg}^{[98, 174]}$ 和 $31\text{MJ/kg}^{[127]}$ ，且只使用电能，计算结果如下表 5.8 所示。

表 5.8 汽车报废阶段的比能耗和比排放

汽车技术	汽车主体	电池
能耗: MJ/kg		
总能源消耗	1.033	86.533
化石燃料	0.946	79.223
煤	0.912	76.407
天然气	0.019	1.600
石油	0.015	1.216
排放: g/kg		
VOC	0.008	0.648
CO	0.014	1.207
NO _x	0.134	11.268
PM10	0.049	4.080
PM2.5	0.019	1.584
SO ₂	0.345	28.891
CH ₄	0.313	26.213
N ₂ O	0.001	0.123
CO ₂	89	7,432
GHG	97	8,124

5.9 电动汽车车辆周期分析

5.9.1 电动汽车车辆周期环境清单

根据以上分析结合本文汽车全寿命周期里程 250000km，可以得出电动汽车车辆周期单位里程的环境清单结果。

图 5.20 为不同电气化程度电动汽车车辆链的一次能源消耗总量和化石燃料需求情况。从图中可以看出，随着电气化程度提高，电动汽车质量增加，电动汽车车辆链的一次能源需求总量增加，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆周期一次能源消耗分别为 0.580MJ/km 、 0.617MJ/km 、 0.730MJ/km 和 0.760MJ/km ；其中化石燃料消耗占总能源需求的绝大部分，且随汽车电气化程度的提高，比例稍有降低，GICEV、HEV、PHEV

和 BEV 分别为 95.7%、95.6%、95.2%和 94.7%，这主要是由于随着电动汽车电气化程度增加，车辆周期使用的电能比例增加，间接导致使用的可再生能源比例稍有增加。同时，可以看出电动汽车车辆链各组成阶段的能源需求情况与该组成部分的质量比重有关。汽车生产（车辆主体、流体、电池生产和整车装配）占车辆周期能源消耗的主要部分，且随着动力系统电气化程度的增加，所占的比例逐渐降低，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆链一次能源消耗总量的 79.3%、79.0%、76.3%和 75.4%，其中车辆主体生产占主要部分。随着电动汽车动力系统电气化程度增加，车辆主体生产和报废处理占车辆链总能源消耗的比例均下降，电池生产和报废处理所占比重明显增加，流体所占比例则降低，车辆装配、输配和维修所占比例下降。

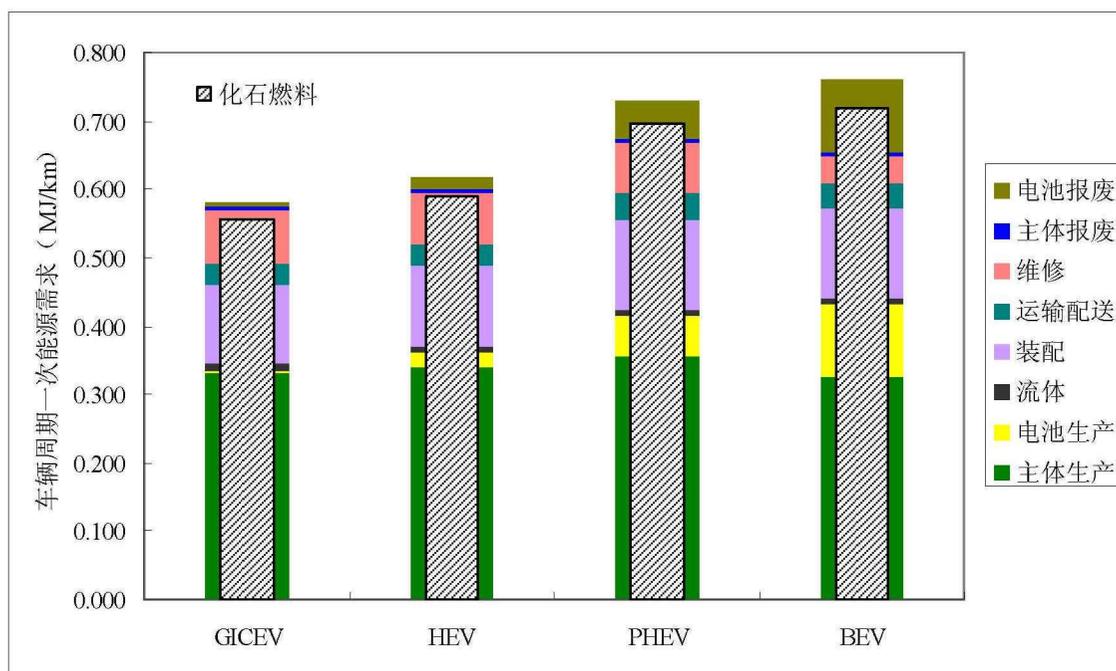


图 5.20 电动汽车车辆链一次能源需求

图 5.21 为不同电气化程度电动汽车车辆链的 GHG (CO₂-eq) 和 CO₂ 排放情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆周期 GHG 排放分别为 58.2 g/km、62.3 g/km、72.9 g/km 和 75.5 g/km。从图中可以看出，电动汽车车辆周期的 GHG 排放情况与一次能源需求情况一致，随着电气化程度提高，电动汽车质量增加，电动汽车车辆链的 GHG 排放总量增加；其中 CO₂ 排放导致的温室效应占绝大部分，且随汽车电气化程度的提高，比例稍有降低，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 分别为 92.2%、92.2%、92.1%和 91.9%，同样是由于随着电动汽车电气化程度增加，车辆周期使用的电能比例增加，间接导致使用的可再生能源比例稍有增加，因而 CO₂ 排放有所降低。同时，可以看出电动汽车

车辆链各组成阶段的 GHG 情况与该组成部分的能源消耗量有关。随着电动汽车动力系统电气化程度增加，车辆主体生产和报废处理占车辆链总能源消耗的比例均下降因而相应的 GHG 排放占车辆链 GHG 排放的比例降低，电池生产和报废处理所占比重增加，流体所占比例则降低，车辆装配、输配和维修所占比例下降。汽车生产（车辆主体、流体、电池生产和整车装配）占车辆周期 GHG 排放的绝大部分，且随着动力系统电气化程度的增加，所占的比例逐渐降低；其中汽车主体生产环节的 GHG 排放比例最大，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 车辆链 GHG 排放的 61.6%、59.4%、53.4%和 46.7%。因此，降低汽车材料生产阶段的 GHG 排放，是减少车辆周期温室气体排放的有利途径。

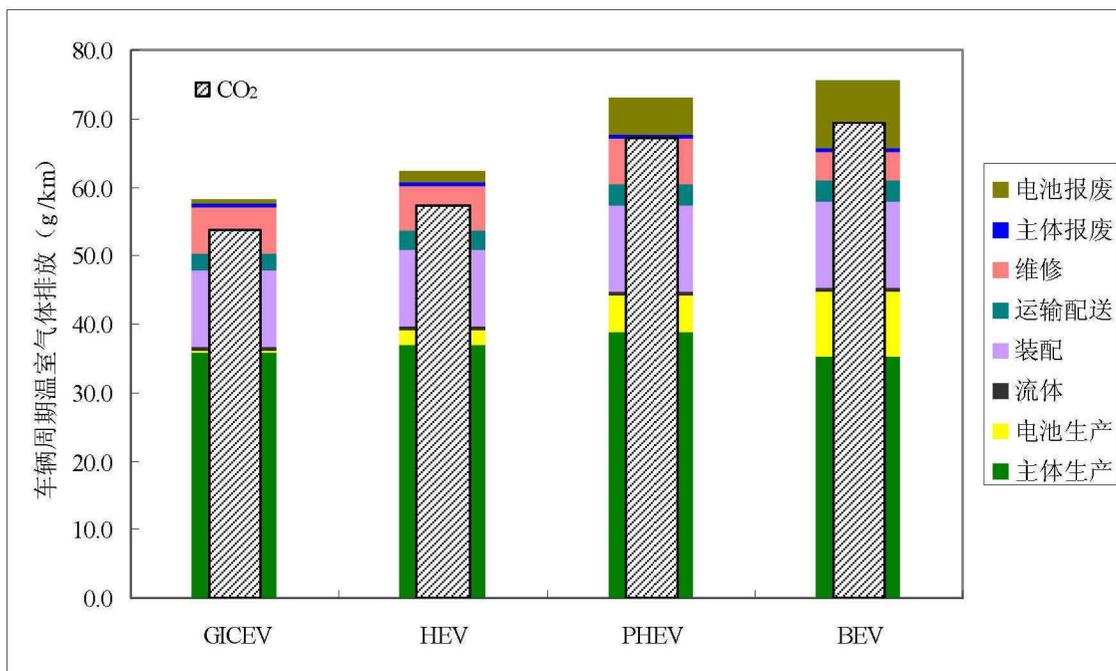


图 5.21 电动汽车车辆链温室气体排放

图 5.22 为不同电气化程度电动汽车车辆链的常规气体排放情况。从图中可以看出，电动汽车车辆周期的各常规气体排放与一次能源需求情况一致，随着电气化程度提高，电动汽车质量增加，电动汽车车辆链的常规气体排放也相应增加增加。同时，可以看出各电动汽车车辆链常规气体排放中 SO₂ 排放量最大，其后依次为 VOC、CO、NO_x、PM10 和 PM2.5。另外，可以看出 SO₂、CO、NO_x、PM10 和 PM2.5 主要产生在汽车生产阶段（包括车辆主体、流体、电池生产和装配阶段），其中车辆主体占主要部分，这主要是由于材料生产阶段各种能源消耗导致的。而 VOC 主要产生在维修阶段，这主要是由于车辆周期内需要经常更换流体，而这些流体使用后直接排入环境导致的。因此，降低汽车材料生产阶段的气体排放，同时有效处理废流体，可以很大程度降低车辆周

期有害气体的排放。

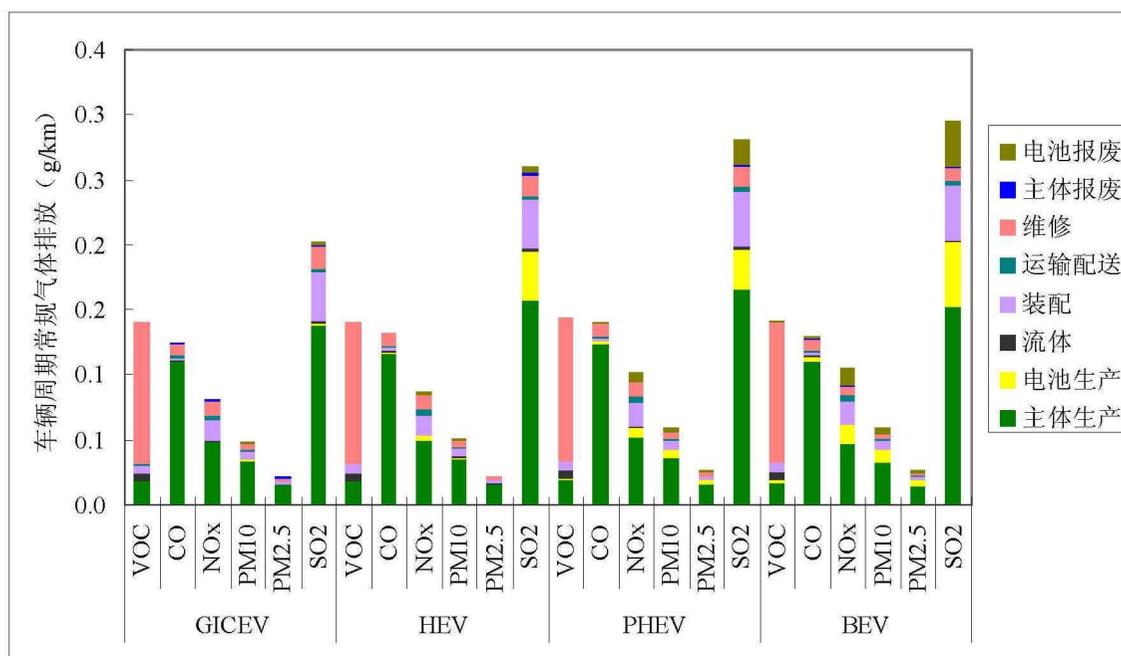


图 5.22 电动汽车车辆链常规气体排放

5.9.2 电动汽车车辆周期环境效益

上面分别给出了不同电气化程度汽车车辆周期的能源消耗和气体排放情况，为了更清晰的了解 EVs 相对 GICEV 在车辆周期上的差异，图 5.23 给出了电动汽车车辆链的能耗和排放相对 GICEV 相应指标的变化率。可以看出，在中国背景下，从车辆链的角度出发，随着动力系统电气化程度的提高，电动汽车质量增加，总的一次能源消耗和气体排放均增加。虽然 BEV 相对 GICEV 在车辆周期石油消耗上有所降低（主要是由于 BEV 车载流体较少，因此流体生产的石油需求均降低），但总的一次能源消耗仍高于 GICEV。HEV、PHEV 和 BEV 车辆周期的总能源相对 GICEV 分别增加了 6.4%、25.9%和 31.1%，同时 GHG 排放相对 GICEV 分别增加了 7.0%、25.3%和 29.7%。

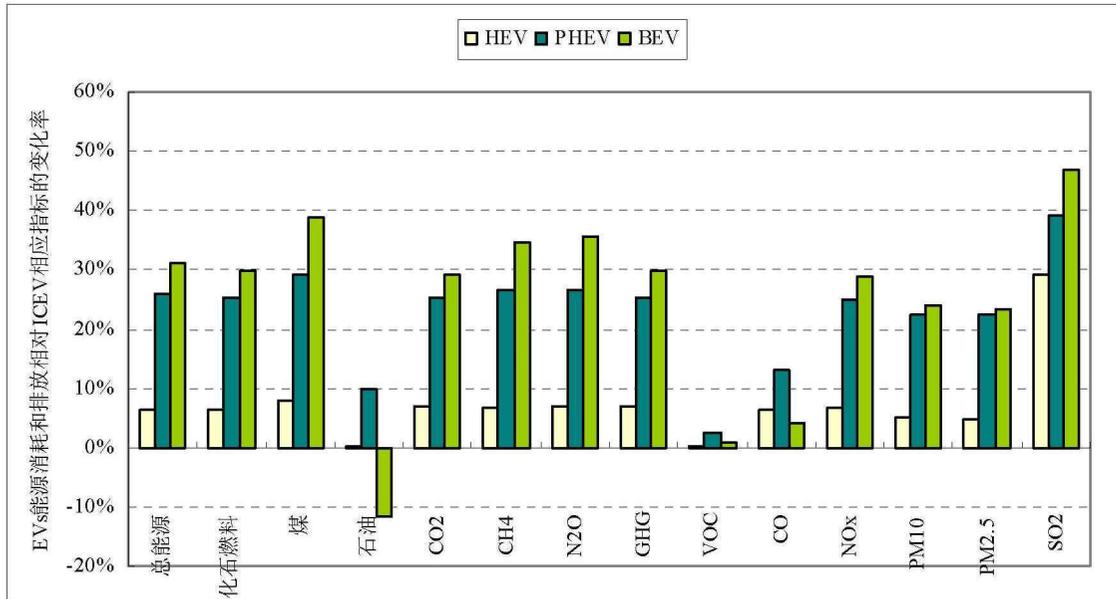


图 5.23 EVs 车辆链相对 GICEV 各环境指标的变化率

纵观中国背景下的电动汽车车辆周期的研究结果看出，如果单从车辆链的角度出发，随着电动汽车动力系统电气化的增加，能源消耗和排放均增加。即从车辆链的角度来说，BEV 的环境效益最差，GICEV 最优。

5.10 本章小结

本章以电动汽车全生命周期模型为基础，针对车辆链各主要环节进行了详细的环境清单分析，最终得出了功能单位下电动汽车车辆周期的环境清单，主要结果如下：

- (1) 汽车生产阶段占车辆周期能源消耗与排放的绝大部分，且随着动力系统电气化程度的增加，比例稍有降低；
- (2) 随着动力系统电气化程度的增加，车辆周期的电池生产阶段和电池报废处理阶段的能源消耗和排放量明显增加；
- (3) 随着动力系统电气化程度的增加，车辆周期的能源消耗和气体排放量均增加；
- (4) 从车辆周期的角度，BEV 车辆周期的环境效益最差，其次是 PHEV 和 HEV，GICEV 的环境效益最优；
- (5) 降低车辆周期能耗与排放的重点在于降低汽车材料生产阶段的能耗与排放。

第 6 章 电动汽车全生命周期环境影响评价

第 4 章和第 5 章分别详细给出了电动汽车燃料周期和车辆周期的环境清单结果，本章根据第 3 章的建模方法将燃料周期和车辆周期的环境清单结果结合，形成电动汽车全生命周期环境清单。最后将环境清单进一步引深，形成电动汽车全生命周期环境影响。

6.1 全生命周期能源消耗分析

根据前文分析，可得出电动汽车全生命周期的环境清单，详见附录表 0.9、表 0.10、表 0.11 和表 0.12。

图 6.1 为中国背景下电动汽车全生命周期能源消耗情况。在中国背景下，电动汽车全生命周期一次能源消耗总量分别为：GICEV 是 3.637 MJ/vkm，HEV 是 2.621 MJ/vkm，PHEV 是 2.617 MJ/vkm，BEV 是 3.113 MJ/vkm；其中，石油消耗随汽车动力系统电气化程度的增加而明显降低，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期一次能源的 64.1%、59.9%、48.2%和 3.7%。与 GICEV 全生命周期的能源消耗量相比，HEV、PHEV 和 BEV 的一次能源节约分别为 27.9%、28.0%和 14.4%；其中，石油节约分别为 32.7%、45.9%和 95%；而煤炭消耗，HEV 降低 12.3%，PHEV 增加 31.3%，BEV 增加 255.5%。

从全生命周期各阶段分析，燃料周期（WTW）占汽车全生命周期的主要部分，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期的 84.9%、83.9%、81.0%和 80.2%，随着动力系统电气化程度提高，汽车质量增加，导致车辆周期的能源消耗比例稍有增加。然而，随着汽车动力系统电气化程度提高，WTP 占汽车全生命周期能源消耗比例明显增加，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期能源需求总量的 20.9%、19.1%、23.2%和 49.3%，可以看出 BEV 全生命周期的能源消耗明显向上游阶段集中。

从汽车全生命周期的角度可以看出，在当前中国背景下，BEV 不是最节能的，却是消耗石油量最少的，如果从中国石油紧缺对外依存度高达 59%^[5]的角度出发，BEV 无疑是最适合在我国推广的；但是如果仅从能源消耗总量的角度出发，PHEV 最适合。

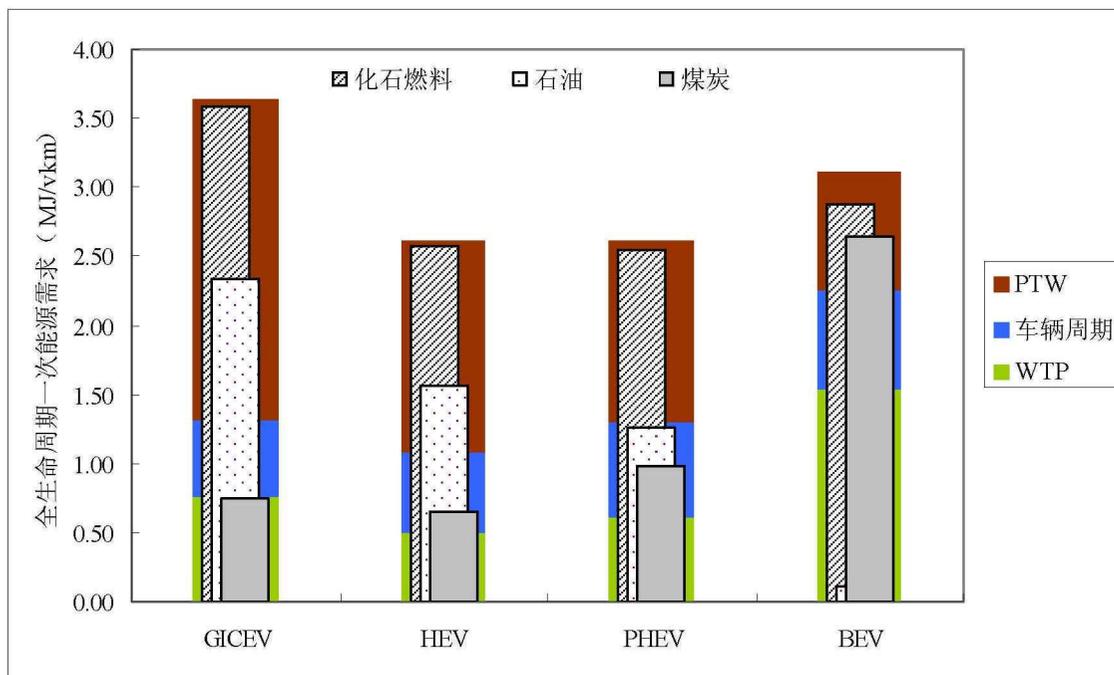


图 6.1 电动汽车全生命周期一次能源消耗

6.2 全生命周期排放分析

6.2.1 温室气体排放

图 6.2 为中国背景下电动汽车全生命周期温室气体排放情况。

在中国背景下，电动汽车全生命周期 GHG 排放总量分别为 HEV 238 g/vkm, PHEV 243 g/vkm, BEV 313 g/vkm, 均低于 GICEV 全生命周期 323 g/vkm 的 GHG 排放。其中，CO₂ 占全生命周期 GHG 排放的主要部分，且随着动力系统电气化程度的增加而稍微降低，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GHG 排放的 93.7%、93.3%、92.9%和 91.6%；CH₄ 排放量较 CO₂ 小很多，但全球变暖潜力高较高，CH₄ 占汽车全生命周期 GHG 排放的比例随动力系统电气化程度增加而增加，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GHG 排放的 5.4%、5.5%、6.1%和 8.0%，这主要与我电力来源有关；而由于 N₂O 的排放量非常低，其温室效应几乎可以忽略。

电动汽车全生命周期 GHG 排放情况与一次能源消耗情况一致。燃料周期 (WTW) 占汽车全生命周期 GHG 排放的主要部分，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期的 82.0%、73.8%、70.0%和 75.8%，由于 PHEV 和 BEV 的燃料周期使用电能，而我国以煤电为主，导致 GHG 排放有所增加。然而，随着汽车动力系统电气化程度提

高，WTP 占汽车全生命周期 GHG 排放比例明显增加，分别占 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GHG 排放总量的 25.8%、23.2%、31.3%和 75.8%，可以看出 BEV 全生命周期的 GHG 排放明显向上游阶段集中，这样非常有利于温室气体的集中收集处理。

从汽车全生命周期的角度可以看出，在中国背景下，BEV 不是 GHG 减排效果最好的，但却是最利于在城市运行的，可以有效降低城市的热岛效应和污染。如果仅从 GHG 排放总量的角度出发，HEV 无疑是最适合在我国推广的。如果未来我国能够改变以煤电为主导的电力结构，那么 BEV 全生命周期的 GHG 将得到大幅降低。

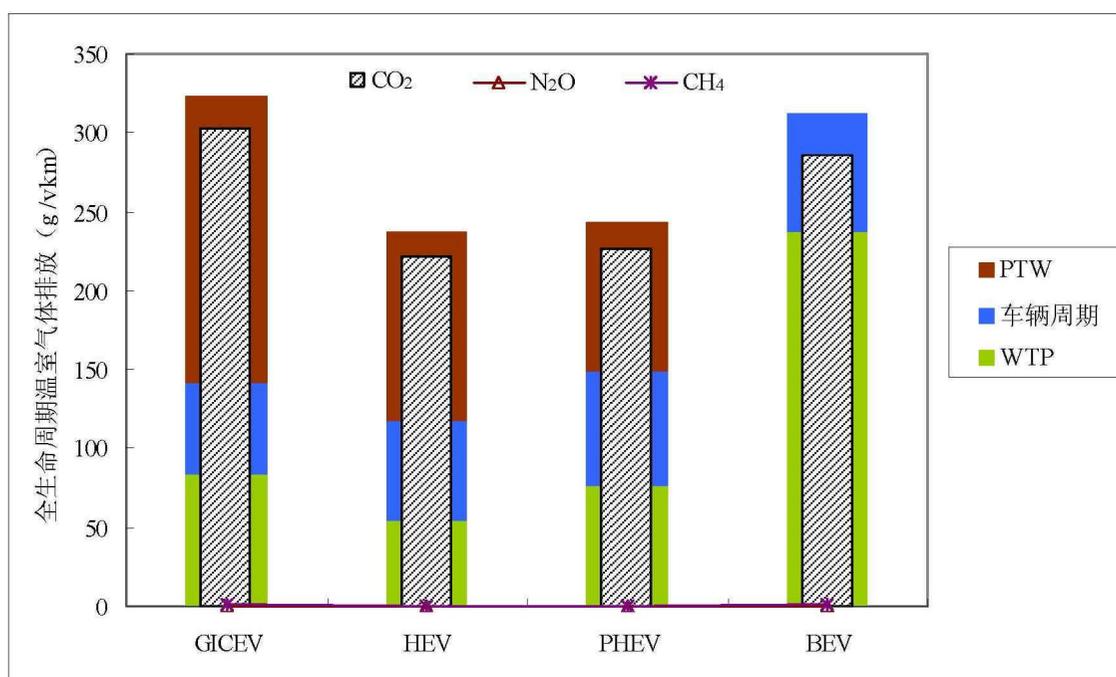


图 6.2 电动汽车全生命周期温室气体排放情况

6.2.2 常规气体排放

图 6.3 为中国背景下电动汽车全生命周期常规气体排放情况。GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期各常规气体排放量如下：VOC 分别为 0.315 g/vkm、0.260 g/vkm、0.238 g/vkm 和 0.161 g/vkm；CO 分别为 2.502 g/vkm、2.493 g/vkm、1.941 g/vkm 和 0.164 g/vkm；NO_x 分别为 0.378 g/vkm、0.299 g/vkm、0.312 g/vkm 和 0.434 g/vkm；PM10 分别为 0.108 g/vkm、0.096 g/vkm、0.114 g/vkm 和 0.191 g/vkm；PM2.5 分别为 0.052 g/vkm、0.046 g/vkm、0.052 g/vkm 和 0.077 g/vkm；SO₂ 分别为 0.405 g/vkm、0.394 g/vkm、0.503

g/vkm 和 1.139 g/vkm。

可以看出，汽车全生命周期的常规气体排放与动力系统电气化程度有密切的关系，随着动力系统电气化程度的增加，汽车全生命周期的 VOC、CO 明显降低，尤其是 WTW 相应排放物的比例明显降低。而全生命周期 NO_x、PM、SO₂ 排放随着 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 燃油经济性的提高和使用电能比例的增加，出现先降低后增加的趋势，这主要是由于我国以煤电为主，其上游阶段的排放明显高于汽油上游阶段的相应排放导致的。随着动力系统电气化程度的增加，由于燃料周期来自电网电能的增加，导致上游阶段 NO_x、PM、SO₂ 的排放明显增加。

可以看出在中国背景下，相比其它车辆，BEV 全生命周期的 VOC 和 CO 排放最少，且 VOC 主要是车辆周期维修阶段更换流体导致的，CO 产生在车辆主体生产阶段；NO_x、PM 和 SO₂ 排放量最多，且主要产生在 WTP 阶段固定场所，有利于集中捕集处理。且 BEV 行驶阶段除了磨损产生极少量的 PM 排放以外，无其它气体排放。

从汽车全生命周期的角度可以看出，虽然 BEV 行驶阶段零尾气排放，但从全生命周期的角度来看，产生的 NO_x、PM 和 SO₂ 排放量最大，不具有最优的环境效益。

如果未来我国能够改变以煤电为主导的电力结构，降低煤电上游阶段的 NO_x、PM 和 SO₂，BEV 全生命周期的常规气体排放将得到大幅降低。

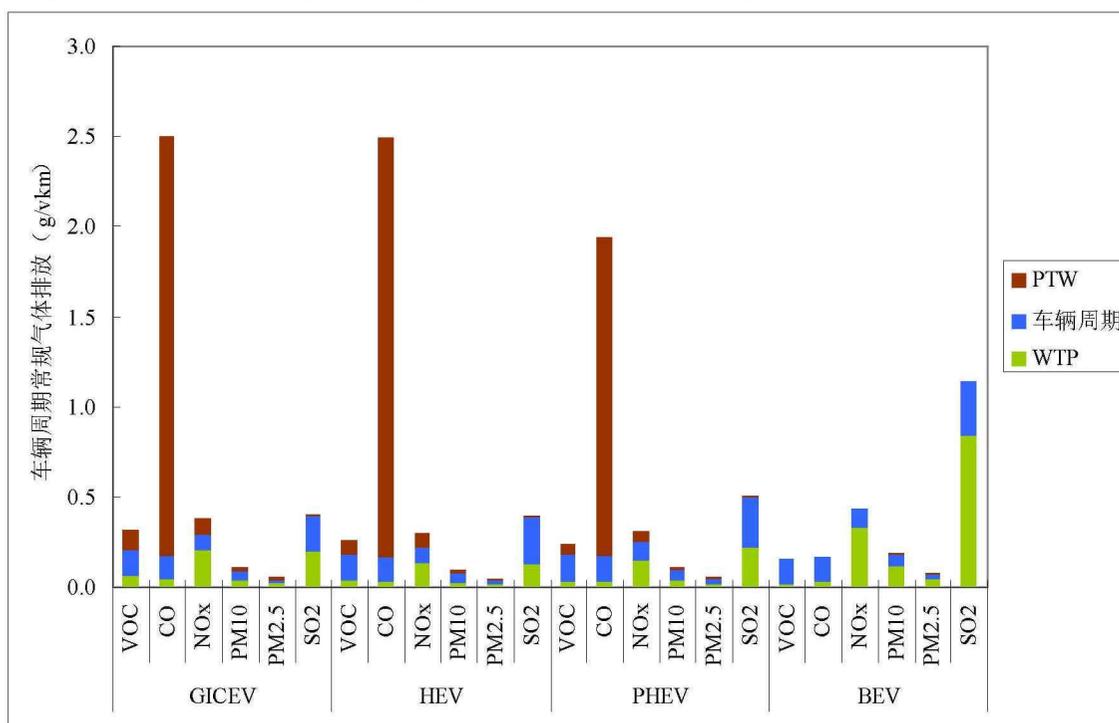


图 6.3 电动汽车全生命周期常规气体排放

6.3 全生命周期环境效益

本章 6.1 节和 6.2 节分别给出了电动汽车全生命周期能源消耗和气体排放分析结果。为了清晰看出电动汽车全生命周期各项环境指标相对 GICEV 相应指标的差异，图 6.4 给出了电动汽车相对传统车全生命周期各环境指标的变化率，从图中可以看出，HEV 是唯一各项环境影响均降低的汽车技术，BEV 是总能源消耗和石油能源消耗量最低的技术。PHEV 和 BEV 由于均使用了部分电力，使得全生命周期的煤炭消耗增加，起到了以煤带电的作用。由于 BEV 的动力能源来自中国电网，使得全生命周期的 CH_4 、 NO_x 、PM 和 SO_2 排放增加。

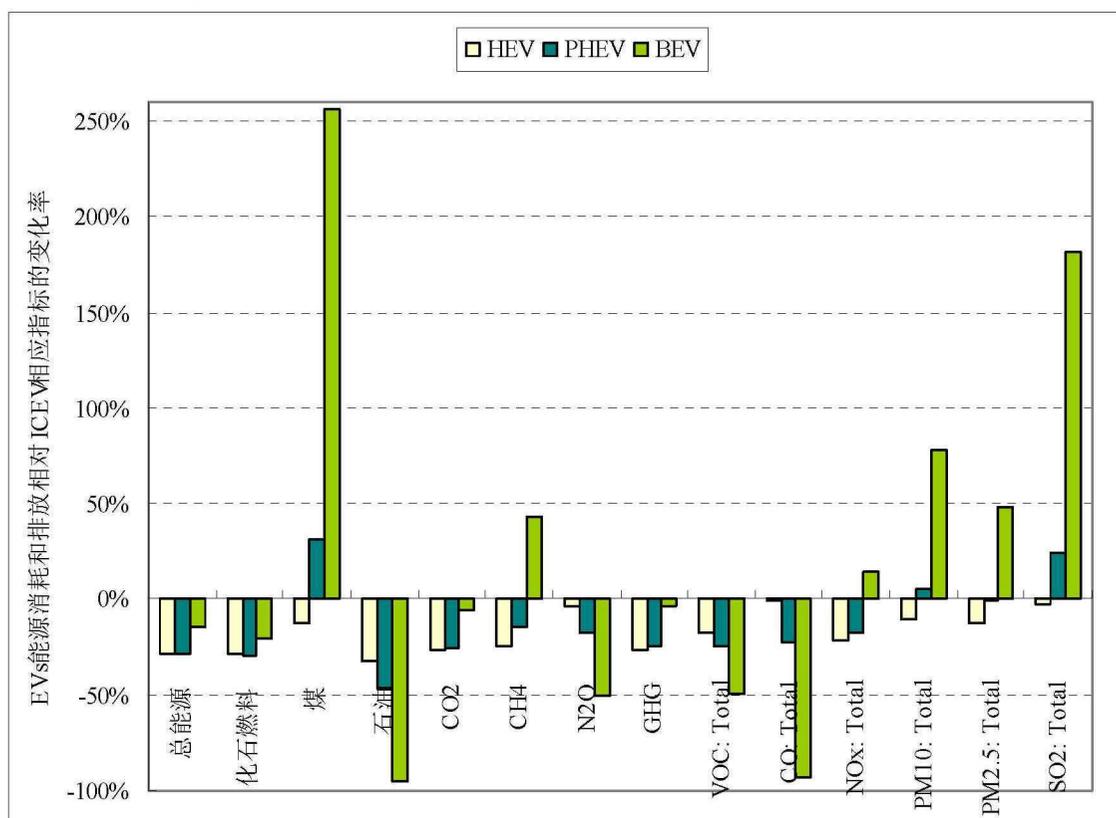


图 6.4 EVs 相对 GICEV 全生命周期环境指标变化率

6.4 全生命周期环境影响评价

本文在获得电动汽车全生命周期环境影响清单的基础上，为了进行电动汽车全生命周期影响评价，将对这些环境影响特征化为环境影响潜势。

6.4.1 特征化

图 6.5 给出了对电动汽车全生命周期环境清单分类特征化。本文采用国际通用的特征化因子对环境影响进行特征化。

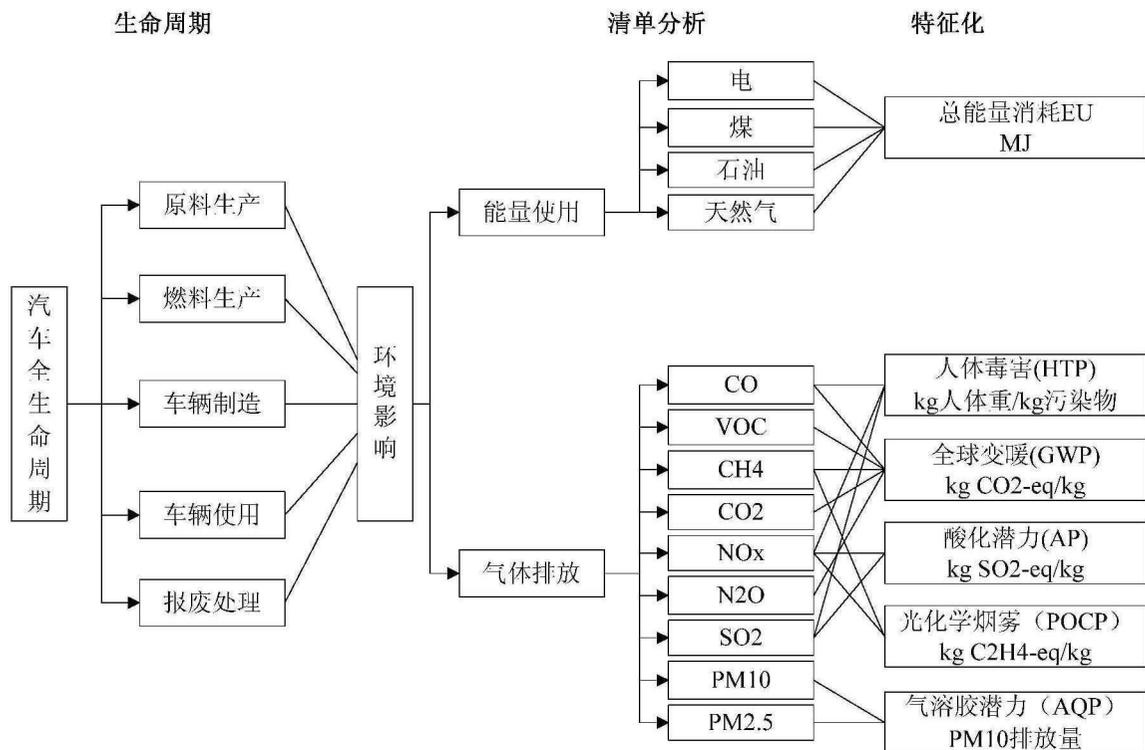


图 6.5 汽车全生命周期清单分类特征化

1. 能量使用

能量使用 (EU, Energy Use) 是生命周期的的一次能源消耗总量，与上文的数据一致。

$$EU = \sum_i \sum_j EN_{ij} \dots\dots\dots (6.1)$$

式中，

EN_{ij} 代表全生命周期中任一功能单位生命周期 i 阶段 j 类能源消耗量。

2. 人体毒性潜势 (HTP)

人体毒性潜势 (HTP, Health Toxic Potential)，是指环境中的有害物质导致人体毒性的潜力，可以用每 kg 污染物质暴露于环境中可能污染的人体重量来表示^[184]。计算公式如下：

$$HTP = \sum_i HTP_i \cdot m_i \dots\dots\dots (6.2)$$

式中,

HTP_i 代表第 i 中排放物的人体毒害潜势因子;

m_i 是污染物 i 的排放量 (kg)。

表 6.1 人体毒性潜势因子^[35]

污染物	HTP(kg 人体重/kg 污染物)
CO	0.012
NO _x	0.78
SO ₂	1.2

3.全球变暖潜势

全球变暖潜势 (GWP, Global Warming Potential) 是指变暖物质圈住地球热量的潜力, 可以用每 kg CO₂ 当量来表示。

计算公式如下:

$$GWP = \sum_i GWP_i \cdot m_i \dots\dots\dots (6.3)$$

式中,

GWP_i 代表第 i 种排放物的全球变暖潜势因子;

m_i 是第 i 中排放物的质量 (kg)。

表 6.2 全球变暖潜势因子^[97]

污染物	GWP (kg CO ₂ -eq/kg)
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298

4.酸化潜势

酸性气体排放会形成酸雨, 导致水土资源酸化, 影响生物繁殖, 并危害人体健康。酸化潜势 (AP, Acid Potential) 是指酸性气体排放导致酸性降雨的潜势, 可以用每 kg SO₂ 当量 (SO₂-eq) 来表示。

计算公式如下:

$$AP = \sum_i AP_i \cdot m_i \dots\dots\dots (6.4)$$

式中,

AP_i 代表酸性气体 i 的非酸化潜势因子;

m_i 是酸性气体 i 的排放量 (kg)。

表 6.3 酸化潜势因子^[35]

污染物	GWP (kg SO ₂ -eq/kg)
SO ₂	1
NO _x	0.7

5. 气溶胶潜力 (AQP)

气溶胶潜力(AQP, Air Quality Potential)是指直径小于 10μm 的颗粒物的气溶胶影响。PM10 这种颗粒物会对人体的呼吸系统造成损伤。

计算公式如下:

$$AQP = \sum M_{PM10} \dots\dots\dots (6.5)$$

式中, M_{PM10} 是 PM10 的排放量 (kg)。

6. 光化学烟雾潜势 (POCP)

光化学烟雾潜势 (POCP, Photochemical Ozone Creation Potential) 指污染物形成光化学烟雾的能力, 以乙烯 (C₂H₄) 为基准。

计算公式如下:

$$POCP = \sum_i POCP_i \cdot m_i \dots\dots\dots (6.6)$$

式中,

$POCP_i$ 代表光化学烟雾排放 i 的光化学烟雾潜势因子;

m_i 是光化学污染物 i 的排放量。

表 6.4 光化学烟雾潜势因子^[64]

污染物	POCP (kg C ₂ H ₄ -eq/kg)
C ₂ H ₄	1
NO _x *	0.028
CH ₄	0.006

*注: 用 NO₂ 值代替

6.4.2 环境影响评价量化

根据上面的算法可以计算出电动汽车全生命周期的环境影响潜势见表 6.5。

可以看出, 随着动力系统电气化程度的提高, 全生命周期总能源消耗和全球变暖

潜势 GWP 均呈现先降低后增加的趋势。而人体毒害潜势 HTP、酸化潜势 AP、气溶胶潜势 AQP 和光化学烟雾潜势 POCP 均随动力系统电气化程度提高而增加。

表 6.5 影响潜势

	EU (MJ/km)	HTP (g 人体/km)	GWP (g CO ₂ -eq/km)	AP (g SO ₂ -eq/km)	AQP (g PM10/km)	POCP (g C ₂ H ₄ -eq/km)
GICEV	3.637	0.810	322.944	0.669	0.108	0.015
WTP	0.760	0.760	0.400	83	0.343	0.042
VC	0.550	0.550	0.307	58	0.259	0.048
PTW	2.327	2.327	0.103	181	0.067	0.018
HEV	2.621	0.736	237.637	0.604	0.096	0.012
WTP	0.501	0.264	55	0.226	0.028	0.006
VC	0.585	0.383	62	0.322	0.051	0.004
PTW	1.535	0.090	120	0.055	0.018	0.002
PHEV	2.617	0.870	243.047	0.721	0.114	0.012
WTP	0.606	0.383	76	0.327	0.038	0.007
VC	0.692	0.418	73	0.352	0.059	0.004
PTW	1.320	0.068	94	0.042	0.017	0.002
BEV	3.113	1.707	312.516	1.443	0.191	0.018
WTP	1.536	1.268	237	1.073	0.119	0.014
VC	0.720	0.439	76	0.370	0.060	0.004
PTW	0.857	0	0	0	0.013	0

本文所研究的车辆生命周期里程为 25 万公里，结合表 6.5 可以得出汽车全生命周期的环境影响潜势，如下图 6.6 所示。

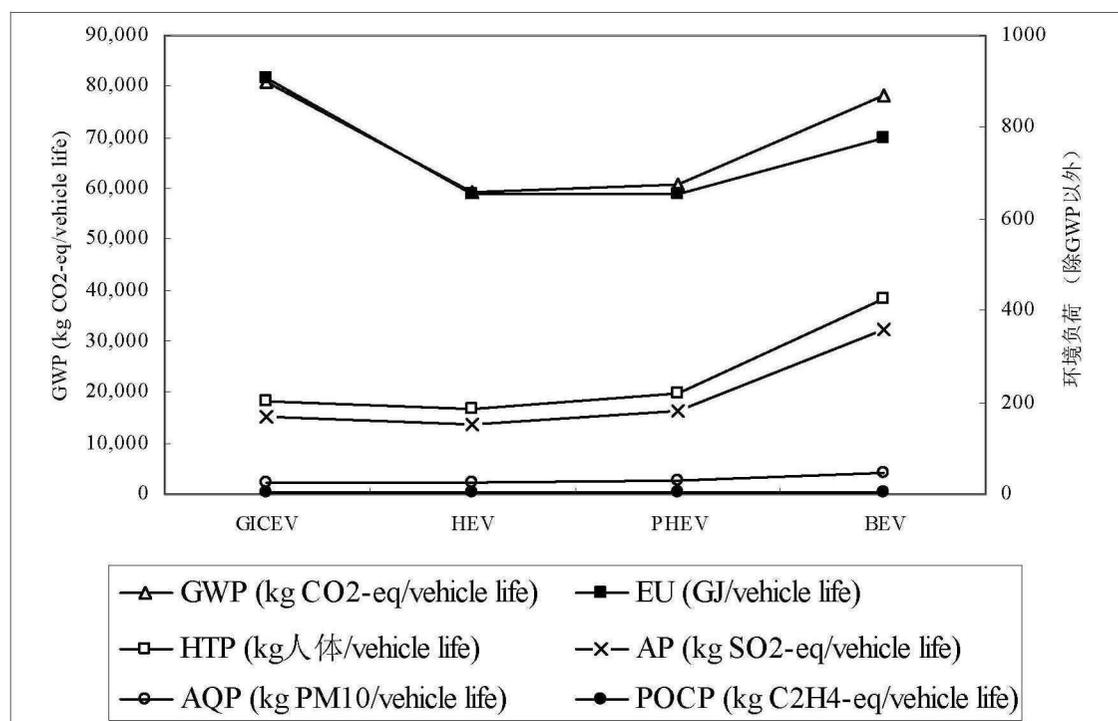


图 6.6 电动汽车全生命周期环境影响潜势

综上，可以看出，在当前中国环境下，从环境影响潜势的角度看，HEV 全生命周期内产生的环境负荷最小，最适合当前中国的能源与环境结构。而当前中国电网能源

结构决定了目前 BEV 的动力源主要来自煤电，这使得当前我国 BEV 的环境效益未能尽如人意。

6.5 本章小结

本章在第 4 章燃料链分析和第 5 章车辆链分析的基础上，对电动汽车全生命周期进行了分析。本章的主要结论有：

- (1) HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期一次能源消耗总量与 GICEV 全生命周期一次能源消耗相比，分别降低了 27.9%、28.0%和 14.4%；其中石油消耗降低了 32.7%、45.9%和 95.0%。
- (2) HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GHG 排放总量与 GICEV 全生命周期 GHG 排放相比，分别降低了 26.4%、24.7%和 3.2%
- (3) 全生命周期 VOC 和 CO 排放，随汽车动力系统电气化程度的提高而降低，BEV 全生命周期的 VOC 和 CO 排放量最低；而 NO_x、PM10、PM2.5 和 SO₂ 排放随汽车动力系统电气化程度的提高呈现先降低后增加的趋势，与其它汽车技术相比，BEV 全生命周期这四种污染物排放量最大。
- (4) 从全生命周期的角度看，BEV 虽然行驶阶段的尾气排放为零，但由于使用以煤电为主导的电能作为动力源，使得当前中国背景下 BEV 全生命周期的能耗和排放都不是最低的。
- (5) 最后，评估了全生命周期环境影响导致的环境影响潜势，从环境负荷的角度评估了中国背景下不同电气化程度汽车的环境效益，并得出在当前中国环境下，HEV 全生命周期产生的环境负荷最小，而 BEV 全生命周期内的环境效益未能尽如人意。

第 7 章 电动汽车全生命周期敏感性分析

所谓敏感性分析，是指研究制约评价指标的有关因素在特定条件下发生变化时对评价指标的影响程度的系统分析方法^[185, 186]。敏感性分析是评估研究中解决不确定性问题的一种系统分析方法。由于电动汽车全生命周期是一个庞大且复杂的系统，本文对电动汽车全生命周期评价进行敏感性分析时，采用单因素敏感性分析方法^[185, 186]。所谓单因素敏感性分析^[185, 186]是假定在同一时间只有一个不确定性因素发生变化，其它因素不变，每次分析这个因素的变化对评价指标的影响大小的方法。

本章针对电动汽车全生命周期环境影响的主要影响因素进行深入研究，分析电动汽车全生命周期的敏感性因素，主要从以下方面进行。

7.1 电力结构

由于我国电力结构以煤电为主导，直接影响电动汽车全生命周期环境影响情况^[187]，为了找出适合我国电动汽车推广的电力结构，本节将分析除生物质电能以外的其它可再生能源电力（水电、风电和太阳能电等，详见表 4.7）替代煤电时，煤电比例对电动汽车全生命周期评价指标的影响。

图 7.1 为电动汽车全生命周期一次能源消耗随煤电比例变化的关系，可以看出，汽车全生命周期一次能源消耗总量与煤电比例基本成线性关系，同时可以看出随动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期一次能源消耗对煤电比例的敏感性提高，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 随煤电比例变化的曲线斜率分别为 0.086、0.0755、0.1349 和 0.4349。同时可以看出，当煤电比例低于 46%时，随动力系统电气化程度提高，全生命周期的能源消耗降低。

当煤电比例为零，即全部为水电、风电和太阳能等可再生电能时，与当前电网能源结构相比，汽车全生命周期一次能源消耗总量减低分别为：GICEV 全生命周期一次能源消耗减少了 0.336MJ/vkm（降低了 9.2%），HEV 的一次能源消耗减少了 0.295MJ/vkm（降低了 11.3%），PHEV 的一次能源消耗减少了 0.521MJ/vkm（降低了 19.9%），BEV 的一次能源消耗减少了 1.698MJ/vkm（降低了 54.5%）。当电力全部来自其它可再生能

源时，BEV 全生命周期一次能源消耗总量与 GICEV 全生命周期消耗总量相比，约为 1:2.33，BEV 相对 GICEV 的节能效益约为 57.1%；然而当电力全部来自煤炭发电时，该比值约为 1:1.04，此时 BEV 相对 GICEV 的节能效益仅为 4.1%。

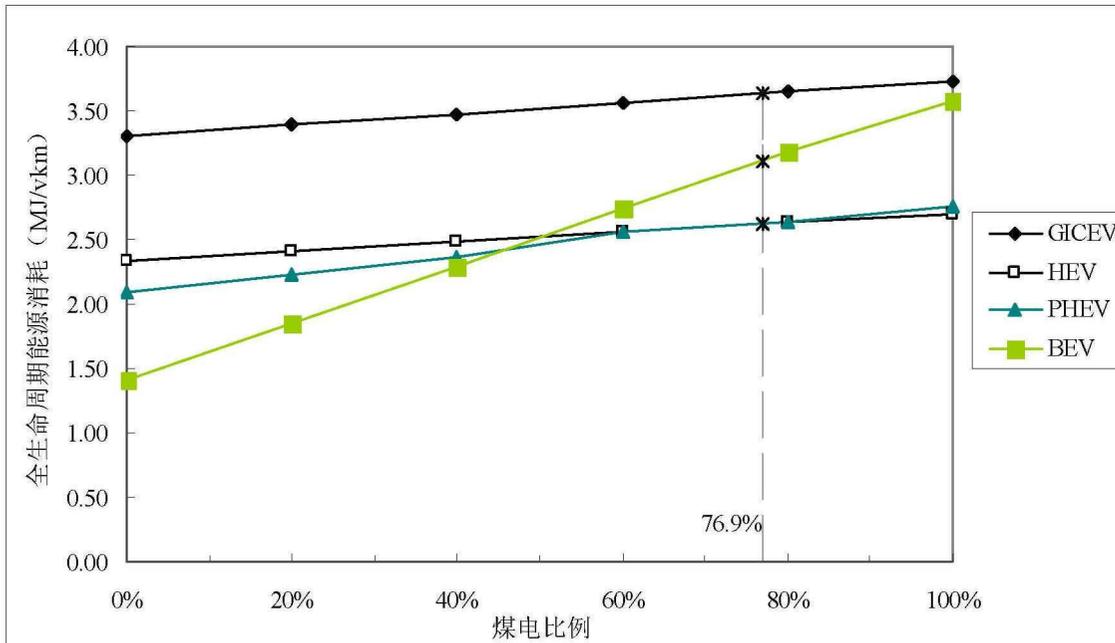


图 7.1 煤电比例对电动汽车全生命周期一次能源消耗的影响

图 7.2 为电动汽车全生命周期煤炭消耗随煤电比例变化的关系，可以看出，汽车全生命周期煤炭消耗总量与煤电比例基本成线性关系，同时可以看出随动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期煤炭消耗对煤电比例的敏感性也逐渐提高。

当煤电比例为零，即全部为其它可再生电能时，与当前电网能源结构相比，汽车全生命周期煤炭消耗量下降分别为：GICEV 全生命周期煤炭消耗减少了 0.496MJ/vkm（降低率为 66.5%），HEV 的煤炭消耗减少了 0.435MJ/vkm（降低率为 66.6%），PHEV 的煤炭消耗减少了 0.769MJ/vkm（降低率为 78.5%），BEV 的煤炭消耗减少了 2.507MJ/vkm（降低率为 94.6%）。

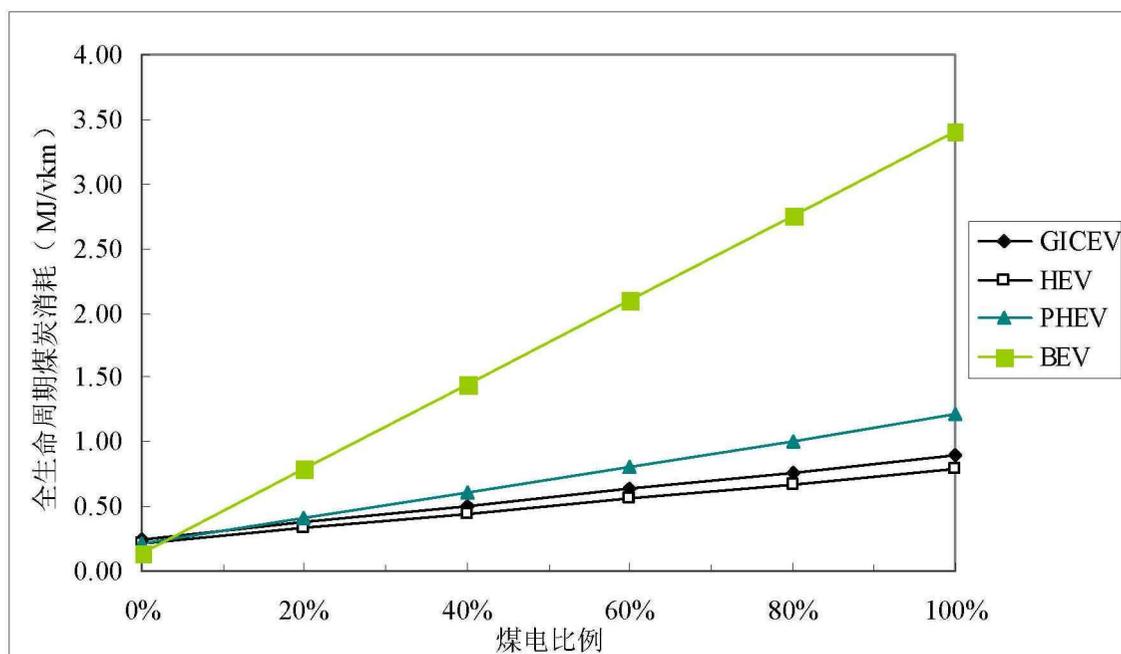


图 7.2 煤电比例对电动汽车全生命周期煤炭消耗量的影响

图 7.3 为电动汽车全生命周期 GHG 随煤电比例变化的关系，可以看出，汽车全生命周期 GHG 排放总量与煤电比例基本成线性关系，同时可以看出随动力系统电气化程度提高，生命周期 GHG 排放对煤电比例的敏感性提高。当煤电比例低于 52.0% 时，随动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期 GHG 排放逐渐降低。

当煤电比例为零，即全部为其它可再生电能时，与当前电网能源结构相比，汽车全生命周期 GHG 排放总量分别下降为：GICEV 全生命周期 GHG 排放减少了 55 g/vkm（降低率为 16.9%），HEV 的 GHG 排放减少了 48 g/vkm（降低率为 20.2%），PHEV 的 GHG 排放减少了 85 g/vkm（降低率为 34.8%），BEV 的 GHG 排放减少了 276 g/vkm（降低率为 88.4%）。当电力全部来自其它可再生能源时，BEV 全生命周期 GHG 排放与 GICEV 全生命周期 GHG 排放相比，约为 1:7.39，BEV 相对 GICEV 的 GHG 减排效益为 86.5%；然而当电力全部来自煤炭时，该比值约为 1:0.87，BEV 相对 GICEV 生命周期 GHG 减排效益为 -15.5%，负号表示 BEV 全生命周期 GHG 排放比 GICEV 高。

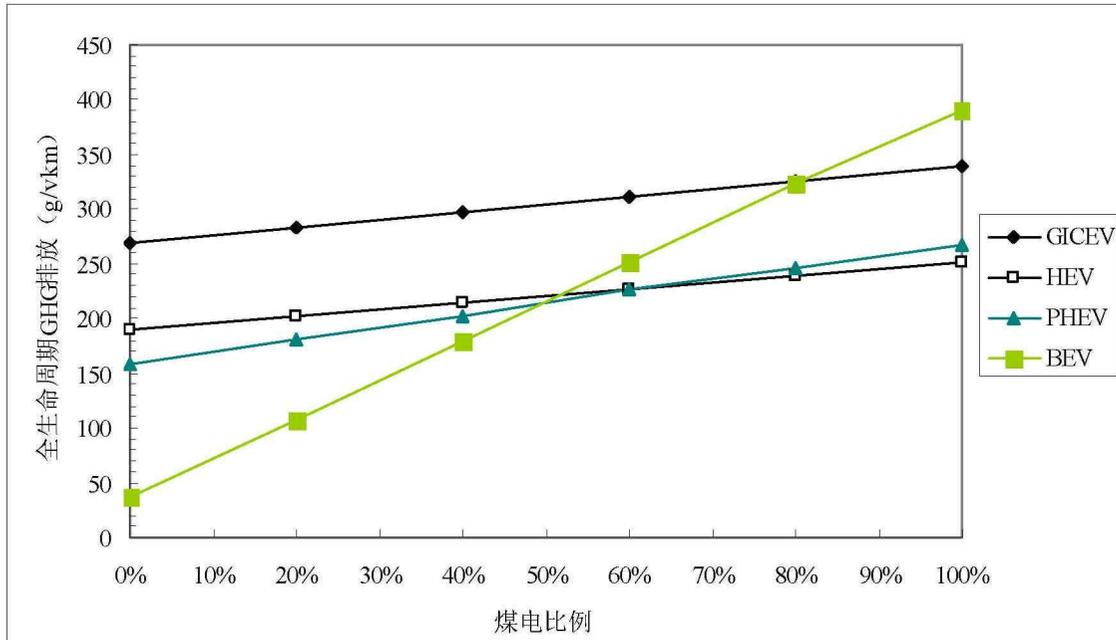


图 7.3 煤电比例对电动汽车全生命周期 GHG 排放的影响

图 7.4 为煤电比例对电动汽车全生命周期常规气体排放的影响情况。从图中可以看出，煤电比例对汽车全生命周期 VOC 和 CO 排放的影响较小，电气化程度越高，两者的排放越低。而由于煤电上游阶段的 NO_x 、PM 和 SO_2 排放较高，煤电比例对 BEV 全生命周期 NO_x 、PM 和 SO_2 的影响程度最大，其次是 PHEV，对 HEV 和 GICEV 的影响程度基本相同。

当电力全部来自其它可再生能源时，BEV 全生命周期 VOC 排放与 GICEV 全生命周期 VOC 排放相比，约为 1:2.34，BEV 相对 GICEV 的 VOC 减排效益为 55.3%；BEV 全生命周期 CO 排放与 GICEV 的相比，约为 1:19.4，BEV 相对 GICEV 的 CO 减排效益为 94.9%；BEV 全生命周期 NO_x 排放与 GICEV 的相比，约为 1:5.55，BEV 相对 GICEV 的 NO_x 减排效益为 82.0%；BEV 全生命周期 PM10 排放与 GICEV 的相比，约为 1:1.53，BEV 相对 GICEV 的 PM10 减排效益为 34.6%；BEV 全生命周期 PM2.5 排放与 GICEV 的相比，约为 1:1.72，BEV 相对 GICEV 的 PM2.5 减排效益为 42.0%；BEV 全生命周期 SO_2 排放与 GICEV 的相比，约为 1:1.37，BEV 相对 GICEV 的 SO_2 减排效益为 26.9%。

然而当电力全部来自煤炭发电时，BEV 全生命周期 VOC 排放与 GICEV 全生命周期 VOC 排放相比，约为 1:1.90，BEV 相对 GICEV 的 VOC 减排效益为 47.3%；BEV 全生命周期 CO 排放与 GICEV 的相比，约为 1:14.8，BEV 相对 GICEV 的 CO 减排效益为 93.2%；BEV 全生命周期 NO_x 排放与 GICEV 的相比，约为 1:0.74，BEV 相对 GICEV

的 NO_x 减排效益为-74.1%; BEV全生命周期 PM_{10} 排放与GICEV的相比,约为1:0.50, BEV相对GICEV的 PM_{10} 减排效益为-99.7%; BEV全生命周期 $\text{PM}_{2.5}$ 排放与GICEV的相比,约为1:0.60, BEV相对GICEV的 $\text{PM}_{2.5}$ 减排效益为-65.9%; BEV全生命周期 SO_2 排放与GICEV的相比,约为1:0.32, BEV相对GICEV的 SO_2 减排效益为-208.7%。

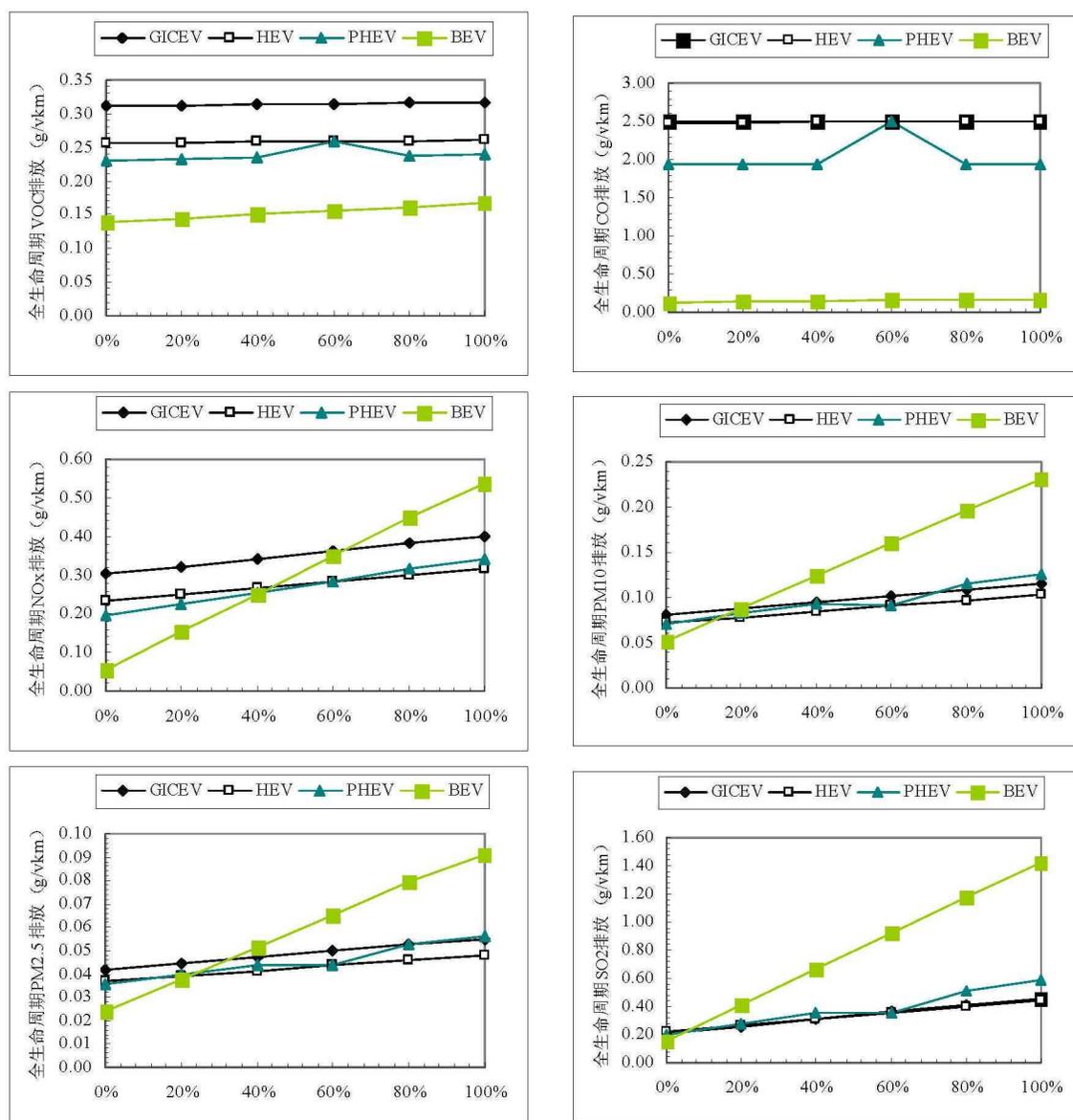


图 7.4 煤电比例对电动汽车全生命周期常规气体排放的影响

以上只是从煤电比例对电动汽车全生命周期环境清单的角度讨论的,然而很多环境清单是属于同一类环境影响潜势的,即它们对环境造成的负荷是同一类的,因此下面将从环境负荷的角度出发,探讨煤电比例对环境负荷的影响。

图 7.5 为电动汽车全生命周期环境负荷对煤电比例的敏感性分析。从图中可以看

出, BEV 全生命周期 EU 消耗对煤电比例的敏感度最高; 煤电比例每降低 20%, GICEV 生命周期 EU 平均降低 2.4%, HEV 平均降低 2.9%, PHEV 平均降低 5.3%, BEV 全生命周期 EU 平均降低 16.8%, 即 GICEV 对煤电比例的敏感度为 12%, HEV 为 15%, PHEV 为 27%, BEV 对煤电的敏感度为 84%。随着动力系统电气化程度提高, 汽车对电网结构中煤电比例的敏感度明显增加。

当电力全部来自其它可再生能源时, 相对 GICEV 全生命周期 HTP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 HTP 环境效益分别为 7.5%、19.6%和 55.9%; 相对 GICEV 全生命周期 GWP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GWP 环境效益分别为 29.3%、41.0%和 86.5%; 相对 GICEV 全生命周期 AP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AP 环境效益分别为 8.5%、20.0%和 54.5%; 相对 GICEV 全生命周期 AQP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AQP 环境效益分别为 10.6%、11.5%和 34.6%; 相对 GICEV 全生命周期 POCP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 POCP 环境效益分别为 24.6%、36.2%和 80.9%。此时, 随着动力系统电气化程度提高, 汽车全生命周期的环境效益逐渐提高。

然而, 当电力全部来自煤炭发电时, 相对 GICEV 全生命周期 HTP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 HTP 环境效益分别为 9.4%、-11.7%和-138.0%; 相对 GICEV 全生命周期 GWP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GWP 环境效益分别为 25.8%、21.1%和-15.5%; 相对 GICEV 全生命周期 AP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AP 环境效益分别为 10.0%、-12.2%和-143.0%; 相对 GICEV 全生命周期 AQP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AQP 环境效益分别为 11.0%、-8.8%和-99.7%; 相对 GICEV 全生命周期 POCP, HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 POCP 环境效益分别为 21.4%、12.8%和 -43.8%。此时, 随着动力系统电气化程度提高, 汽车全生命周期的环境效益逐渐恶化。

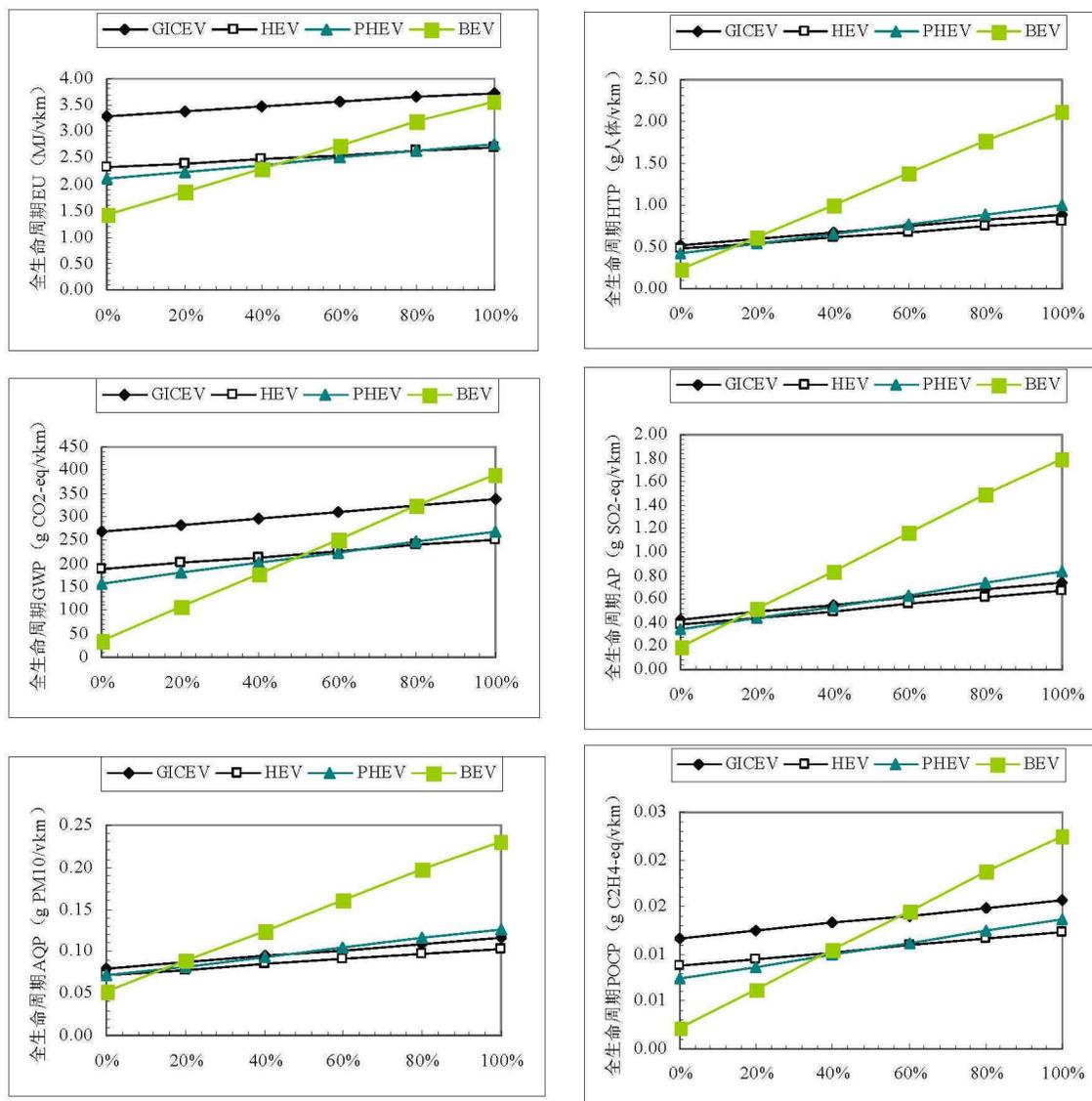


图 7.5 煤电比例对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响

综上所述可以看出，煤电比例是电动汽车全生命周期的一个重要敏感性因素。在当前中国背景下，当煤电比例低于 12% 时，BEV 全生命周期对环境造成负荷最小。如果可以采取有效的处理措施捕集并处理掉煤电上游阶段固定场所的气体排放，那么仅从 EU 的角度考虑，当煤电比例低于 46% 时，BEV 是环境最友好的车辆。

7.2 再生材料

再生材料生产过程的能源消耗和排放均低于原生材料，从第 5 章的分析可知，钢约占汽车质量的三分之二，因此分析再生钢材料对汽车全生命周期环境清单的影响。为了保证汽车的性能，通常汽车制造工业所使用的再生材料限制在 20%-30% 以内^[103, 153]。因此，本文将在该范围内，评估再生材料对电动汽车全生命周期环境影响潜势的

影响。

从第 5 章分析可知 GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 中的钢质量分别为：766kg（占整车重的 62.3%）、820kg（占整车重的 66.5%）、867kg（占整车重的 66.6%）、776kg（占整车重的 66.8%）。根据第 5 章的分析可以计算出再生钢利用率对汽车全生命周期环境负荷的影响，如下图 7.6 所示。

从图中可以看出，再生钢使用率对 PHEV 全生命周期 EU 影响最大，PHEV 全生命周期 EU 对再生钢使用率的敏感度为 5.8%、其后依次是 HEV（5.6%）、BEV（4.5%）和 GICEV（3.8%），可以看出汽车全生命周期 EU 对再生钢使用率的敏感度由其自身的钢质量决定，钢质量越大对再生钢使用率的敏感性越大。

从再生钢使用率对汽车全寿命周期 HTP 看，再生钢对 HEV 全生命周期的 HTP 影响最大，HEV 全寿命周期 HTP 对再生钢使用率的敏感度为 14.7%、其后依次是 PHEV（13.4%）、GICEV（12.4%）和 BEV（6.2%），可以看出汽车全生命周期 HTP 对再生钢使用率的敏感度的规律性不强。

从再生钢使用率对汽车全寿命周期 GWP 看，规律与汽车全寿命周期 EU 一致。再生钢对 HEV 全生命周期的 GWP 影响最大，PHEV 全寿命周期 GWP 对再生钢使用率的敏感度为 9.3%，其后依次 HEV 是（9.0%）、BEV（6.5%）和 GICEV（6.2%），可以看出汽车全生命周期 GWP 对再生钢使用率的敏感度由其自身的钢质量决定，钢质量越大对再生钢使用率的敏感性越大。

从再生钢使用率对汽车全寿命周期 AP、AQP 和 POCP 看，再生钢使用率对三者影响规律同 HTP，均是 HEV 全寿命周期三种环境潜势对再生钢使用率的敏感度最大、其后依次是 PHEV、GICEV 和 BEV。

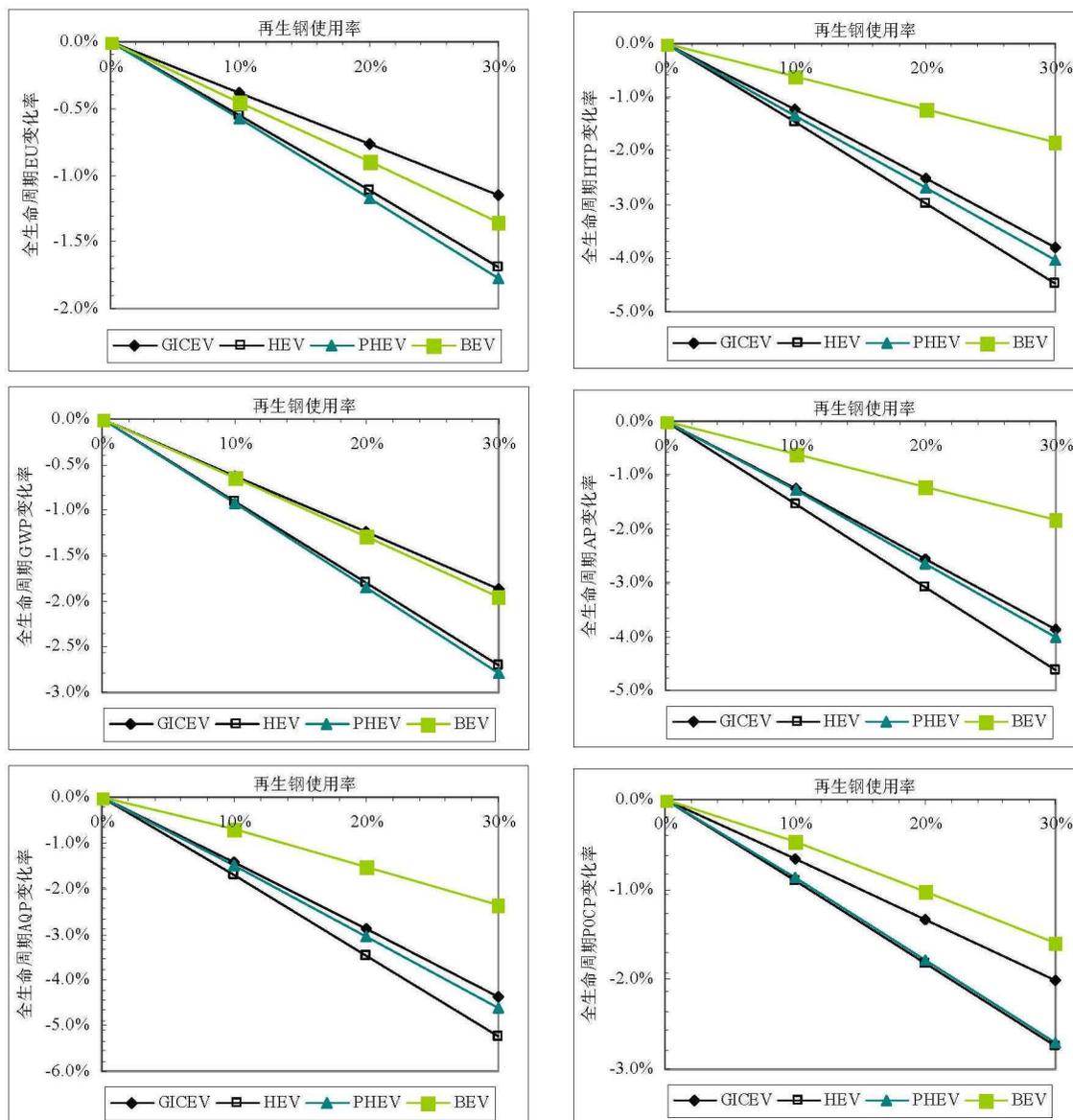


图 7.6 再生钢利用率对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响

7.3 车辆寿命

汽车寿命直接影响维修阶段零部件更换的次数，且对全生命周期评价结果起到非常重要的作用。而通过前文的分析可知，汽车制造商和相关评价研究设定的汽车寿命里程一般为 150000-300000km [26, 92, 141, 188]，因此本文将分析汽车寿命里程分别为 15、20 和 30 万公里时电动汽车全生命周期环境影响的变化情况，假设动力电池均能满足汽车寿命里程，轮胎和流体的更换次数由自身特性和汽车寿命里程共同决定且采用向上取整的方法，则可计算出寿命里程对电动汽车生命周期环境影响的影响情况，如下图

7.7 所示。

图 7.7 为电动汽车生命周期环境影响潜势随汽车寿命里程的变化的敏感性分析。

从图中可以，汽车寿命里程对电动汽车全生命周期各环境影响潜势的影响规律基本相同，均存在一个最优寿命里程，且该最优寿命里程约是 25 万公里。

从全生命周期 EU 看，当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时，能源消耗急剧升高，PHEV 的敏感度最高为 998%，其后依次为 BEV 864%，HEV 847%，GICEV 575%；这主要是由于寿命里程增加后生命周期需要更换的零部件次数也随之增加，零部件生产的能源强度高。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时，能源消耗呈现缓慢上升趋势，此时 PHEV 的敏感度最高为 33%、其后依次是 BEV 为 29%、HEV 为 28%、GICEV 为 19%。

从全生命周期 HTP 看，当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时，人体毒害潜势急剧升高，HEV 的敏感度最高为 1947%，其后依次是 PHEV 1796%，GICEV 1428%，BEV 955%；这主要由于生产所需更换的零部件及 WTP 的综合作用导致的。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时，HTP 呈现缓慢上升趋势，此时 HEV 的敏感度最高为 63%、其后依次是 PHEV 为 59%、GICEV 为 46%、BEV 为 32%。

从全生命周期 GWP 看，当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时，全球变暖潜势急剧升高，PHEV 的敏感度最高为 1132%，其后依次是 HEV 993%，BEV 903%，GICEV 684%。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时，HTP 呈现缓慢上升趋势，此时 PHEV 的敏感度最高为 36%、其后依次是 HEV 为 31%、BEV 为 30%、GICEV 为 21%。

从全生命周期 AP 看，当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时，酸化潜势急剧升高，HEV 的敏感度最高为 1997%，其后依次是 PHEV 1827%，GICEV 1457%，BEV 952%。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时，AP 呈现缓慢上升趋势，此时 HEV 的敏感度最高为 65%、其后依次是 PHEV 为 60%、GICEV 为 47%、BEV 为 32%。

从全生命周期 AQP 看，当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时，气溶胶潜势急剧升高，HEV 的敏感度最高为 1995%，其后依次是 PHEV 1952%，GICEV 1692%，BEV 1169%。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时，AQP 呈现缓慢上

升趋势,此时 HEV 的敏感度最高为 64%,其后依次是 PHEV 为 63%,GICEV 为 54%,BEV 为 40%。

从全生命周期 POCP 看,当寿命里程从 25 万公里增加到 30 万公里时,光化学烟雾潜势急剧升高,PHEV 的敏感度最高为 1279%,其后依次是 HEV 1165%,BEV 895%,GICEV 854%。当寿命里程从 25 万公里降低到 20 万和 15 万公里时,POCP 呈现缓慢上升趋势,此时 PHEV 的敏感度最高为 41%,其后依次是 HEV 为 37%,BEV 为 30%,GICEV 为 27%。

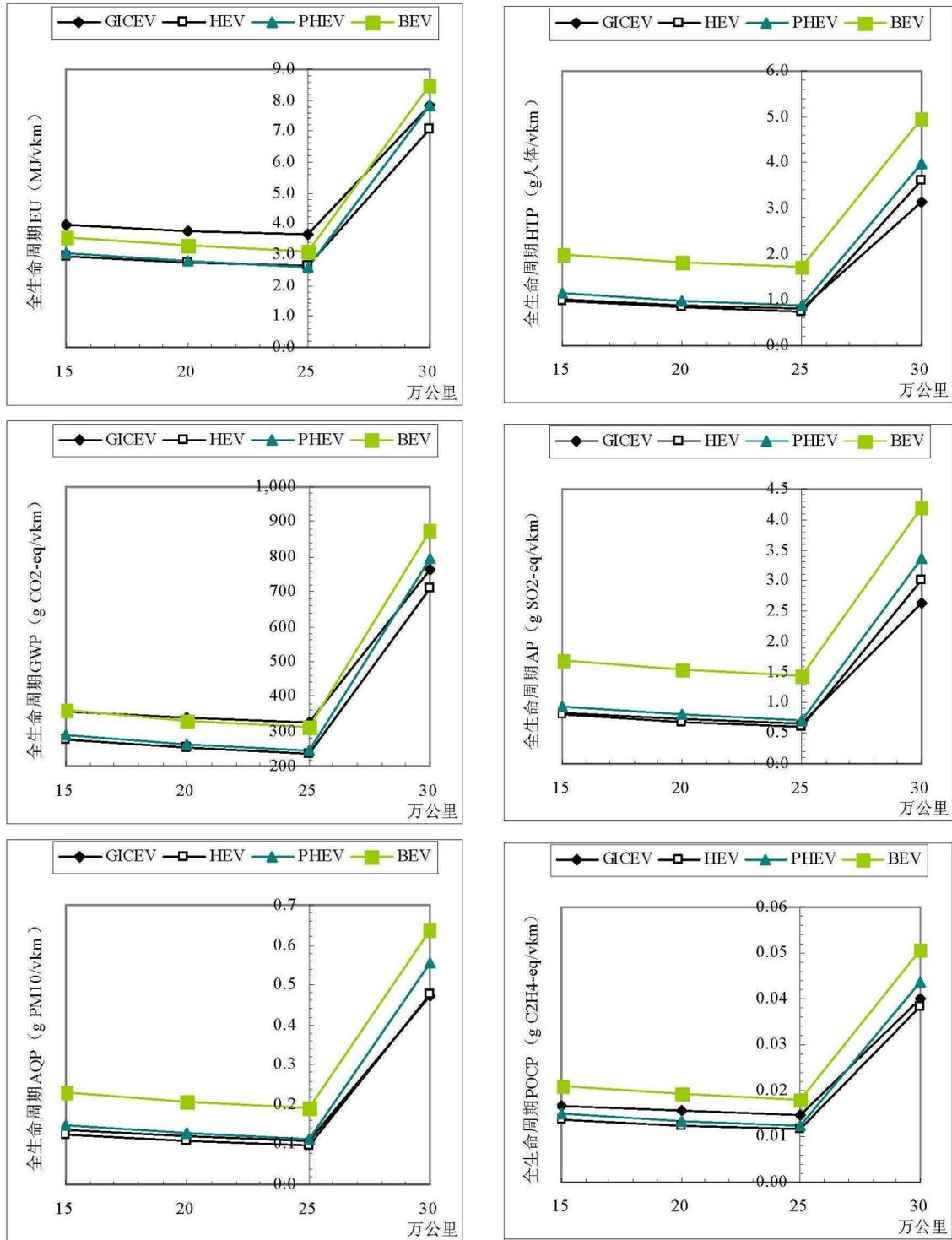


图 7.7 寿命里程对电动汽车全生命周期环境影响潜势的影响

从上面的分析可以看出，从 EU、GWP 和 POCP 角度，PHEV 对寿命里程的敏感度最高；从 HTP、AP 和 AQP 的角度，HEV 对寿命里程的敏感度最高。

7.4 电动汽车推广对能源结构的影响

前文分析并量化了电动汽车全生命周期的能源消耗与环境排放，并与传统汽油内

燃机汽车做对比分析、给出了功能单位下电动汽车的节能和减排效益。传统内燃机汽车在2010年我国汽车保有量7801万辆，其中乘用车占汽车保有量比重的59%^[189]，而柴油乘用车和其它燃料乘用车占乘用车市场的比重不足1%^[190, 191]，本文假设乘用车保有量中99%的是汽油乘用车，由此可以推算出2010年我国汽油乘用车保有量约为4557万辆。本文假设所研究的中型乘用车（Mid-size passenger car）的燃油经济性代表中国乘用车燃油经济性的平均水平。

在我国电网结构下BEV的动力燃料主要是煤电，因此本文以BEV为典型案例，分析其替代10%、20%、30%、40%和50%的汽油乘用车保有量时，对我国能源结构影响。表7.1给出了2010年我国的原油消耗量、原油进口量和煤炭消耗量。

表7.1 我国能源情况^[5]

项目	万吨
原油消费总量	42874.55
原油进口总量	23931.00
煤炭消费总量	312236.50
煤炭生产量	323500.0
煤炭可供量	319772.0

通过计算可以得出，BEV对GICEV不同替代率下，从全生命周期的角度出发BEV和GICEV在2010年的原油和煤炭消耗情况，如下表7.2所示。

表7.2 BEV替代GICEV的能源消耗情况

项目	0%	10%	20%	30%	40%	50%
一次能源/10 ⁴ TJ	276.2	272.2	268.2	264.2	260.3	256.3
原油消耗/万吨	4150.0	3755.6	3361.2	2966.7	2572.5	2178.1
煤炭消耗/万吨	2498.5	3137.0	3775.5	4413.9	5052.4	5690.9

根据表7.1和表7.2，可以得出BEV对传统汽油车不同替代率下，对我国能源结构的影响，如下图7.8所示。可以看出，随着BEV对GICEV替代率的增加，我国原油消耗总量和进口总量均下降，煤炭消耗总量和煤炭生产总量均增加。当BEV对GICEV的替代率为50%时，每年可以节约 1.99×10^8 GJ的一次能源（折合为9423.4万吨标准煤），其中节约原油1971.8万吨，每年可以节约GICEV原油消耗量的47.5%；另外可以使我国原油消耗总量降低4.60%，原油进口总量降低8.24%；且对煤炭行业影响很小，煤炭消耗总量和生产总量仅增加约1.0%。同时可以发现，当BEV替代50%的GICEV时，我国煤炭生产和消费量均增加约1%，而我国原油对外依存度从55.8%降低至53.7%，降低了两个多百分点，这对我国能源安全具有重大意义。

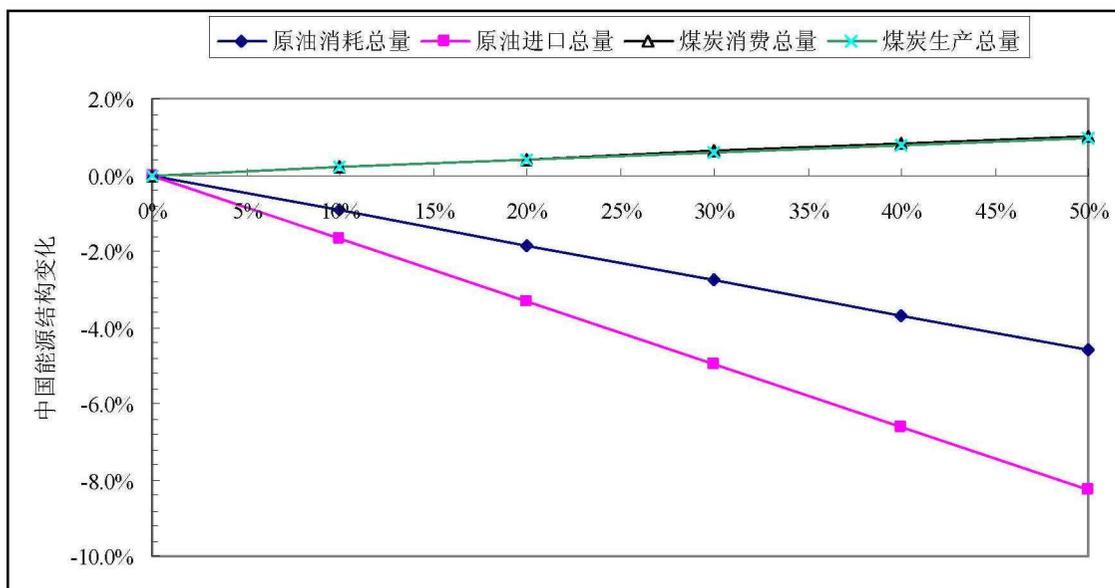


图 7.8 BEV 替代 GICEV 对我国能源结构的影响

7.5 本章小结

本章分别从煤电比例、再生材料、车辆寿命三个方面，分析了电动汽车全生命周期的环境影响潜势。主要结论如下：

- (1) GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 EU 对煤电比例的敏感度分别为 12%、15%、27%和 84%；即随着电气化程度提高，汽车全生命周期各环境影响潜势对煤电比例的敏感度也增加；即 BEV 对煤电的敏感度最高。
- (2) 当电力全部为除生物质电能以外的其它可再生电能(水电、风电和太阳能电等)时，BEV 全生命周期一次能源消耗总量与 GICEV 全生命周期消耗总量相比，约为 1:2.33(BEV 节能效益约为 57.1%)；BEV 全生命周期 GHG 排放与 GICEV 全生命周期 GHG 排放相比，约为 1:7.39 (BEV 的 GHG 减排效益为 86.5%)；BEV 相对 GICEV 全生命周期的 VOC 减排效益为 55.3%，CO 减排效益为 94.9%，NO_x减排效益为 82.0%，PM10 减排效益为 34.6%，PM2.5 减排效益为 42.0%，SO₂减排效益为 26.9%。
- (3) 当电力全部来自其它可再生能源时，相对 GICEV 全生命周期 HTP，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 HTP 环境效益分别为 7.5%、19.6%和 55.9%；相对 GICEV 全生命周期 GWP，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 GWP 环境效益分别为

29.3%、41.0%和 86.5%；相对 GICEV 全生命周期 AP，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AP 环境效益分别为 8.5%、20.0%和 54.5%；相对 GICEV 全生命周期 AQP，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 AQP 环境效益分别为 10.6%、11.5%和 34.6%；相对 GICEV 全生命周期 POCP，HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 POCP 环境效益分别为 24.6%、36.2%和 80.9%。此时，随着动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期的环境效益逐渐提高。

- (4) 然而当电力全部来自煤炭发电时，随着动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期的环境效益逐渐恶化。BEV 相对 GICEV 全生命周期的节能效益仅为 4.1%；BEV 相对 GICEV 生命周期 GHG 减排效益为-15.5%；BEV 相对 GICEV 全生命周期的 VOC、CO、NO_x、PM10、PM2.5 和 SO₂ 的减排效益分别为 47.3%、93.2%、-74.1%、-99.7%、-65.9%和-208.7%。BEV 相对 GICEV 全生命周期的 HTP、GWP、AP、AQP、POCP 的环境效益分别为-138.0%、-15.5%、-143.0%、-99.7%和-43.8%。
- (5) 再生钢使用率对 PHEV 全生命周期 EU 影响最大，PHEV 全生命周期 EU 对再生钢使用率的敏感度为 5.8%、其后依次是 HEV(5.6%)、BEV(4.5%)和 GICEV (3.8%)；汽车全生命周期 EU 和 GWP 对再生钢使用率的敏感度由其自身的钢质量决定，钢质量越大对再生钢使用率的敏感性越大。从 HTP、AP、AQP 和 POCP 角度看，HEV 全寿命周期对再生钢使用率的敏感度最大、其后依次是 PHEV、GICEV 和 BEV。
- (6) 约 25 万公里是汽车全生命周期环境影响潜势的最优寿命里程，当寿命里程增加时，环境负荷急剧增加；当寿命里程降低时，环境负荷缓慢增加。
- (7) 最后，本章分析了 BEV 对汽油 GICEV 不同替代率下，对我国能源结构的影响，研究发现当替代率为 50%时，当 BEV 对 GICEV 的替代率为 50%时，每年可以节约一次能源 9423.4 万吨标准煤，其中节约原油 1971.8 万吨，节约 GICEV 年原油消耗量的 47.5%，且对煤炭行业影响很小仅增加 1.0%的产销量。

第 8 章 全文总结与展望

8.1 全文总结

汽车保有量的快速增长，导致我国交通行业对石油的依赖度增加，给我国能源安全带来更大挑战的同时也增加了大气污染，而电动汽车使用过程能源转化效率高且低尾气或零尾气排放，政府大力扶持电动汽车的推广应用。

实质上电动汽车是将污染源转移到了上游的发电环节，在我国电网结构主要是煤电，且发电效率远低于石油提炼的情况下，电动汽车是否具有节能环保作用有待研究，同时将电动汽车制造环节考虑在内时，能耗和排放情况又是怎样也是需要回答的问题，因此本文从电动汽车全生命周期的角度，给出详细的解答。

本文采用全生命周期评价方法，建立了基于我国国情的电动汽车全生命周期能源消耗与气体排放评价模型，以每辆电动汽车行驶 1km (/vkm) 为功能单位，通过 PLCI 和 EIOLCI 相结合的 HLCI 方法获取模型的关键输入参数，应用汽车生命周期评价软件 GREET 进行仿真计算，得到了电动汽车全生命周期一次能源消耗情况、常规气体排放与温室气体排放情况，并对环境影响进行了评估，同时与 GICEV 对比分析了电动汽车全生命周期的能源环境效益。最后分析了电动汽车全生命周期的敏感性因素以及电动汽车替代传统汽油车对我国能源结构的影响。得出以下结论：

- (1) 从全生命周期来看，在当前中国环境下 HEV、PHEV 和 BEV 的一次能源消耗总量分别为 2.621MJ/vkm、2.617MJ/vkm、和 3.113MJ/vkm；与 GICEV 全生命周期一次能源节约效益分别为 27.9%、28.0%和 14.4%；其中石油节约效益分别为 32.7%、45.9%和 95.0%。
- (2) 当电力全部为水电、风电和太阳能等可再生电能时，随着动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期的环境效益逐渐提高。BEV 全生命周期一次能源消耗总量与 GICEV 全生命周期消耗总量相比，约为 1:2.33 (BEV 节能效益约为 57.1%)；BEV 全生命周期 GHG 排放与 GICEV 全生命周期 GHG 排放相比，约为 1:7.39 (BEV 的 GHG 减排效益为 86.5%)；BEV 相对 GICEV 全生命周期

的 VOC 减排效益为 55.3%，CO 减排效益为 94.9%，NO_x 减排效益为 82.0%，PM₁₀ 减排效益为 34.6%，PM_{2.5} 减排效益为 42.0%，SO₂ 减排效益为 26.9%。此时，BEV 相对 GICEV 全生命周期的 HTP、GWP、AP、AQP 和 POCP 的环境效益分别为 55.9%、86.5%、54.5%、34.6%和 80.9%。

- (3) 然而当电力全部来自煤炭发电时，随着动力系统电气化程度提高，汽车全生命周期的环境效益逐渐恶化。BEV 相对 GICEV 全生命周期的节能效益仅为 4.1%；BEV 相对 GICEV 生命周期 GHG 减排效益为-15.5%；BEV 相对 GICEV 全生命周期的 VOC、CO、NO_x、PM₁₀、PM_{2.5} 和 SO₂ 的减排效益分别为 47.3%、93.2%、-74.1%、-99.7%、-65.9%和-208.7%。BEV 相对 GICEV 全生命周期的 HTP、GWP、AP、AQP、POCP 的环境效益分别为-138.0%、-15.5%、-143.0%、-99.7%和-43.8%。
- (4) 随着汽车动力系统电气化程度的提高，汽车全生命周期各环境影响潜势对煤电比例的敏感度也增加。其中，GICEV、HEV、PHEV 和 BEV 全生命周期 EU 对煤电比例的敏感度分别为 12%、15%、27%和 84%。
- (5) 汽车所含钢材质量越高，其对再生钢使用率的敏感度越高。PHEV 全生命周期 EU 对再生钢使用率的敏感度最高为 5.8%，其后依次是 HEV (5.6%)、BEV (4.5%) 和 GICEV (3.8%)。
- (6) 汽车全生命周期环境影响潜势的最优寿命里程约为 25 万公里，当寿命里程大于此值时，环境负荷急剧增加；当寿命里程低于此值时，环境负荷缓慢增加。
- (7) 最后，本文分析了当前电网结构下，BEV 替代 GICEV 对我国能源结构的影响。研究发现当替代率为 50%时，每年可以节约 1.99×10^8 GJ 的一次能源（折合为 9423.4 万吨标准煤），其中节约原油 1971.8 万吨，节约 GICEV 年原油消耗量的 47.5%，且对煤炭行业影响很小仅增加 1.0%的产销量，这对我国能源安全具有重大意义。

8.2 创新点说明

本文从全生命周期的角度分析了电动乘用车全生命周期的能源消耗与环境排放，并对比各种燃料/技术车辆的评价结果，进而提出改进建议，具有重要的理论和实践指导意义，主要创新点在于：

- 1、在中国首次对电动汽车进行全生命周期评价：从原材料开采、电能和燃油生产与配送、汽车制造、汽车使用、汽车报废与回收的全过程对电动汽车的全生命周期进行系统的分析，并对其全生命周期内的环境影响（包括能源消耗与排放）做出了系统的研究与评价。
- 2、首次基于中国技术水平、生产条件和汽车使用环境，采用 HLCA 方法（此方法既避免了 PLCA 的截断误差，又消除了 EIOLCA 的过程评估的难题）完成了 LCA 分析的关键输入数据收集，建立了中国电动汽车 HLCA 清单模型，形成了一套适用于中国电动汽车分析与评价的方法。
- 3、通过系统的研究表明：在中国以煤电为主的电力结构条件下，电动汽车的节能与环保效益不明显，它只是将目前汽车使用阶段的环境污染转移到了上游的发电过程；如果使用风电、太阳能电及水电等清洁电能，电动汽车将产生明显的节能与环保效益，对中国的能源安全和环境保护具有重大的意义。

8.3 研究展望

本文基于中国背景，对电动汽车进行了全生命周期分析和环境效益评价，在中国尚属首例。由于电动汽车评价系统极为复杂，涉及学科领域较多，有很多问题还需进一步深入研究；同时相关数据搜集过程耗时量过大，需要更多的案例研究和数据积累。因此，今后研究工作重点主要如下：

- 1、进一步完善电动汽车全生命周期评价体系；
- 2、与企业、政府合作，建立权威的产品生命周期基础数据库，使今后的 LCA 研究更便捷和准确；
- 3、基于中国国情的电动汽车全生命周期经济性分析。

参考文献

- [1] 中国汽车技术研究中心, 中国汽车工业协会. 中国汽车工业年鉴 [M]. 北京: 《中国汽车工业年鉴》期刊社, 2011.
- [2] 中华人民共和国国家统计局. 2009 年国民经济和社会发展统计公报 [R]. 北京: 中华人民共和国国家统计局, 2010.
- [3] 中华人民共和国国家统计局. 2010 年国民经济和社会发展统计公报 [R]. 北京: 中华人民共和国国家统计局, 2011.
- [4] 中华人民共和国国家统计局. 2013 年国民经济和社会发展统计公报 [R]. 北京: 国家统计局, 2014.
- [5] 国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴 2011 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [6] 国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴 2013 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2014.
- [7] 中华人民共和国环境保护部. 中国机动车污染防治年报 (2011) [R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2011.
- [8] GOVERNMENT V. Environmental Impacts of Electric Vehicles in Victoria [R]. Victoria Department of Transport, 2012.
- [9] 中华人民共和国国务院. 节能与新能源汽车产业发展规划 (2012-2020) [R]. 北京: 国务院, 2012.
- [10] DELUCCHI M A. Emissions of greenhouse gases from the use of transportation fuels and electricity – volume 1: main text [R]. Argonne: Center for transportation research, Argonne national laboratory, 1991.
- [11] COHN R S. Electric Vehicle Life Cycle Analysis [D]. Cambridge, MA MIT, 1994.
- [12] ERIKSSON E, BLINGEB M, LIIVGREN G. Life cycle assessment of the road transport sector [J]. The Science of the Total Environment, 1996, 69-76.
- [13] SCHWEIMER G W, SCHUCKERT M. Life Cycle Inventory of a Golf [R]. Germany: Volkswagen AG, Wolfsburg, 1996.
- [14] WEISS M A, HEYWOOD J B, ELISABETH M. DRAKE, et al. On the Road in 2020- A life-cycle analysis of new automobile technologies.pdf [R]. Energy Laboratory, 2000.
- [15] SCHWEIMER, LEVIN. Life Cycle Inventory for the Golf A4 [R]. Germany: 2000.
- [16] VOLKSWAGEN. The Golf Environmental Commendation – Background Report [R]. Germany: Volkswagen AG Group Research, 2008.
- [17] VOLKSWAGEN. The Golf Environmental Commendation - Background Report [R]. Germany: Volkswagen AG, 2012.
- [18] VOLKSWAGEN AG. The Caddy Environmental Commendation Background Report [R]. Germany: Volkswagen AG Group Research, 2010.

- [19] VOLKSWAGEN AG. The Polo Environmental Commendation Background Report [R]. Germany: Volkswagen AG Group Research, 2010.
- [20] VOLKSWAGEN AG. The Passat Environmental Commendation Background Report [R]. Germany: Volkswagen AG Group Research, 2010.
- [21] 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.
- [22] 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.
- [23] 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.
- [24] Daimler AG. Lifecycle Environmental Certificate for the E-Class [R]. Germany: Daimler AG, 2009.
- [25] Daimler AG. Lifecycle Environmental Certificate Mercedes-Benz C-Class [R]. Germany: Daimler AG, 2013.
- [26] Daimler AG. Lifecycle Environmental Certificate for the S-400 Hybrid [R]. Stuttgart, Germany: Daimler AG, 2009.
- [27] TOYOTA. Prius Environmental Declaration [R]. Europe: Toyota Motor Corporation, 2009.
- [28] 孙柏铭, 严瑞. 生命周期评价方法及在汽车代用燃料中的应用 [J]. 现代化工, 1998, (7): 34-38.
- [29] 黄志甲, 张旭. 汽车燃料的生命周期评价模型 [J]. 同济大学学报, 2003, 31(12): 1472-1476.
- [30] 束庆. 公交车能源供应及动力系统生命周期评价 [D]. 上海: 同济大学, 2004.
- [31] 伍昌鸿, 马晓茜, 陈勇, 等. 汽车制造、使用及回收的生命周期分析 [J]. 汽车工程, 2006, 28(2): 207-211.
- [32] 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: S197 - S208.
- [33] OU X, YAN X, ZHANG X. Using coal for transportation in China: Life cycle GHG of coal-based fuel and electric vehicle, and policy implications [J]. International Journal of Greenhouse Gas Control, 2010, 4(5): 878-887
- [34] 艾江鸿, 李海锋, 林鉴军. 电动汽车的全寿命周期环境影响分析 [J]. 技术经济, 2010, 29(3): 35-39.
- [35] 胡志远. 燃料乙醇生命周期评价及多目标优化方法研究 [D]. 上海: 上海交通大学, 2004.
- [36] 张亮. 车用燃料煤基二甲醚的生命周期能源消耗、环境排放与经济性研究 [D]. 上海: 上海交通大学, 2007.
- [37] 杨恒. 基于 GREET 的汽车代用燃料生命周期评价 [D]. 长安: 长安大学, 2007.
- [38] 柴智勇. 基于 GREET 模型的车用生物质燃料能耗及排放研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2007.
- [39] 方景瑞. 新能源汽车能源及环境效益的分析研究与评价 [D]. 长春: 吉林大学, 2009.
- [40] H K KINEN T. Environmental adaption of concrete [R]. Australia: Valtion teknillinen tutkimuskeskus, 1996.
- [41] JENSEN A A, HOFFMAN L, M LLER B T, et al. Life Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources [M]. European Environment Agency, 1997.

- [42] ISO. ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines [S]. Switzerland, 2006.
- [43] ISO. ISO 14040:1997 Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principle and Frame [S]. Geneva, Switzerland, 1997.
- [44] ISO. ISO 14041:1998 Environmental management — Life Cycle Assessment — Goal and scope definition and inventory analysis [S]. Geneva, Switzerland, 1998.
- [45] ISO. ISO 14042:2000 Environmental management — Life cycle assessment — Life cycle impact assessment [S]. 2000.
- [46] ISO. ISO 14043:2000 Environmental management — Life cycle assessment — Life cycle interpretation [S]. Switzerland, 2000.
- [47] ISO. ISO/TS 14048:2002 Environmental management — Life cycle assessment — Data documentation format [S]. Switzerland: ISO, 2002.
- [48] 国家技术监督局. 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.
- [49] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 24044-2008 环境管理 生命周期评价 要求与指南 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [50] WHITAKER M B. Life cycle assessment of transit systems in the U.S. and INDIA: Impications for a carbon-constrained future [D]. Denver, USA: University of Colorado, 2007.
- [51] FAVA J, DENISON R, JONES B, et al. A Technical Framework for Life-Cycle Assessment [M]. SETAC, 1991.
- [52] VIGON B W, TOLLE D A, CORNABY B W, et al. Life-cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles [R]. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 1993.
- [53] ISO. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework [S]. Switzerland, 2006.
- [54] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 24040-2008 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, 2008.
- [55] HABERMACHER F. Comparison of LCA results between electric and conventional vehicle scenarios [D]. ETH Zurich, 2011.
- [56] SUYANG G, JINGJING L. Life Cycle Assessment on Autoliv's Electronic Control Unit [D]. Sweden: Chalmers University of Technology, 2010.
- [57] BAUMANN H, TILLMAN A-M. The Hitch Hiker's Guide to LCA [M]. Lund, Sweden: Studentlitteratur, 2004.
- [58] 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.
- [59] HUANG Y S A. Life Cycle Management of Reducing Impacts on Climate Change at a Regional Level [D]. Pittsburgh, PA; Carnegie Mellon University, 2009.
- [60] CHESTER M V. Life-cycle Environmental Inventory of Passenger Transportation in the United

- States [D]. Berkeley: University of California, 2008.
- [61] LENZEN M. Errors in Conventional and Input-Output—based Life-Cycle Inventories [J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2000, 4(4): 127-148.
- [62] BILEC M M. A Hybrid Life Cycle Assessment Model for Construction Processes [D]. University of Pittsburgh, 2007.
- [63] SPIVAK A. A Theoretical Model for Life Cycle Inventory Analysis using a Disaggregated Hybrid Methodology [D]. The University of Toledo, 2011.
- [64] GUINEE J B. Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards [M]. United States of America: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [65] SUH S, HUPPES G. Methods for Life Cycle Inventory of a product [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2005, 13(7): 687-697.
- [66] ROWLEY H V, LUNDIE S, PETERS G M. A hybrid life cycle assessment model for comparison with conventional methodologies in Australia [J]. *Int J Life Cycle Assess*, 2009, 14(6): 508-516.
- [67] LEE M B, WHITE G. Embodied energy LCA assessment of replace / refurbish options for traditional buildings [R]: Crichton Carbon Centre and Small World Consulting for Historic Scotland.
- [68] NIELSEN A M, WEIDEMA B P. Input/Output analysis - Shortcuts to life cycle data? [R]. Danish: Danish Environmental Protection Agency, 2001.
- [69] REIMANN K, FINKBEINER M, HORVATH A, et al. Evaluation of environmental life cycle approaches for policy and decision making support in micro and macro level applications [R]. Italy, 2010.
- [70] LEONTIEF W W. Quantitative Input and Output Relations in the Economic Systems of the United States [J]. *The Review of Economics and Statistics*, 1936, 18(3): 105-125.
- [71] MARHEINEKE T, FRIEDRICH R, KREWITT W. Application of a Hybrid-Approach to the Life Cycle Inventory Analysis of a Freight Transport Task [C]. proceedings of the SAE982201, Graz, Austria, December 1-3, 1998.
- [72] 郭婉容. 个体经济学 [M]. 臺北市: 三民书局, 1989.
- [73] 张雪花, 张宝安. 投入产出分析在可持续发展计划中的应用 [J]. *中国环境管理干部学院学报*, 2002, (4): 15-19.
- [74] 陈锡康. 投入产出方法 [M]. 北京: 人民出版社, 1983.
- [75] 李珮蓓. 結合 IO-LCA 與碳足跡評估分析研究: 以 IC 業為例 [D]. 台湾: 成功大学, 2010.
- [76] 戴杜. 基于混合建模的生命周期评价方法 [D]. 上海: 上海交通大学, 2006.
- [77] 中华人民共和国国家统计局. 2011 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [78] MAJEAU-BETTEZ G, STR MMAN A H, HERTWICH E G. Evaluation of Process- and Input-Output-based Life Cycle Inventory Data with Regard to Truncation and Aggregation Issues [J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(23): 10170-10177.
- [79] TRELOAR G J. A Comprehensive Embodied Energy Analysis Framework [D]. Australia: Deakin University, 1998.
- [80] LAVE L B, JOSHI S, MACLEAN H L, et al. Environmental Input-Output Life Cycle Analysis: A

- Summary of Results Including a Comparison with the SETAC Approach [C]. proceedings of the Total Life Cycle Conference and Exposition, Austria, 1998.
- [81] CHESTER M V. Life-cycle Environmental Inventory of Passenger Transportation in the United States [D]. Berkeley: University of California, 2008.
- [82] BILEC M M. A Hybrid Life Cycle Assessment Model for Construction Processes [D]. Pittsburgh: University of Pittsburgh, 2007.
- [83] SHARRARD A L. Greening Construction Processes using an input-output based hybrid life cycle assessment model [D]. Carnegie Mellon University, 2007.
- [84] ALVAREZ-GAITAN J P, PETERS G M, ROWLEY H V, et al. A hybrid life cycle assessment of water treatment chemicals [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, 18(7): 1291-1301.
- [85] HEIJUNGS R, SUH S. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment* [M]. Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [86] CONTESTABILE M, OFFER G, NORTH R. *Electric Vehicles: A Synthesis of the Current Literature with a Focus on Economic and Environmental Viability* [R]. London: Imperial College London, 2012.
- [87] LI S, LI J, LI N, et al. Vehicle Cycle Analysis Comparison of Battery Electric Vehicle and Conventional Vehicle in China[C]. SAE International: USA.; proceedings of the SAE/KSAE 2013 Powertrains, Fuels & Lubricants Meeting, Seoul, October 21-23, 2013.
- [88] MOON P, BURNHAM A, WANG M. Vehicle-Cycle Energy and Emission Effects of Conventional and Advanced Vehicles [C]. proceedings of the 2006 World Congress, Detroit, Michigan, April 3-6, 2006.
- [89] EPA. What Are the Six Common Air Pollutants? [EB/OL]. U.S., 2012.
<http://www.epa.gov/airquality/urbanair/>. [2013.12.17].
- [90] EPA. Overview of Greenhouse Gases [EB/OL]. U.S., 2013.
<http://www.epa.gov/climatechange/ghgemissions/gases.html>. [2013.12.17].
- [91] WIKIPEDIA. Vehicle size class [EB/OL]. U.S., 2013.
http://en.wikipedia.org/wiki/Vehicle_size_class. [2014.02.15].
- [92] HAWKINS T R, GAUSEN O M, STR MMAN A H. Environmental impacts of hybrid and electric vehicles—a review [J]. *Int J Life Cycle Assess*, 2012, (17): 997-1014.
- [93] LI S, LI N, HOU Y, et al. Assessment of life cycle energy consumption and emissions for conventional and advanced powertrain vehicles [J]. *Advanced Materials Research*, 2013, 773: 244-249.
- [94] TRIPP B M. *Evaluating the life-cycle of biodiesel in North America* [D]. Toronto, 2008.
- [95] WANG M Q. GREET 1.5 - Transportation fuel-cycle model Volume1: methodology, development, use, and results [R]. Illinois: Argonne National Laboratory, 1999.
- [96] EPA. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources* [M]. Research Triangle Park: U.S. Environmental Protection Agency, AP-42, Fifth Edition, 1995.

- [97] IPCC. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 [R]. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007.
- [98] LI S, LI N, LI J, et al. Vehicle cycle energy and carbon dioxide analysis of passenger car in China [C]. proceedings of the AASRI Procedia, 2012.
- [99] BROWN M T, HERENDEEN R A. Embodied energy analysis and EMERGY analysis: a comparative view [J]. Ecological Economics, 1996, 19(3): 219-235.
- [100] JU L P, CHEN B. Embodied energy and emergy evaluation of a typical biodiesel production chain in China [J]. Ecological Modelling, 2011, 222(14): 2385-2392.
- [101] ABC. Carbon Cops: Embodied emissions and energy [R]. U.S.: American Broadcasting Corporation, Inc, 2007.
- [102] BULUCEA C A, NICOLA D A, BRANDUSA C, et al. Embodied Energy and Environmental Impact in Electric Transportation Systems[C]. proceedings of the 4th IASME / WSEAS International Conference on ENERGY & ENVIRONMENT (EE'09), Cambridge, UK, February 24-26, 2009.
- [103] LI S, LI J, LI N, et al. Evaluation of Environmental Impacts of Traction Motor Production and Disposal [J]. Transactions of Tianjin University, 2013, 19 (6): 413-418.
- [104] BURNHAM A, WANG M, WU Y. Development and Applications of GREET 2.7-The Transportation Vehicle-Cycle Model [R]. Chicago: Argonne National Laboratory, 2006.
- [105] MACPHERSON N D, KEOLEIAN G A, KELLY J C. Fuel Economy and Greenhouse Gas Emissions Labeling for Plug-In Hybrid Vehicles from a Life Cycle Perspective [J]. Journal of Industrial Ecology, 2012, 16(5): 761-773.
- [106] EPA. AP-42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors [R]. U.S.: Environmental Protection Agency, 1995.
- [107] EPA. Mobile 6.2 [DB/OL]. [2012.8.12]. <http://www.epa.gov/oms/mobile.htm>.
- [108] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB17930-2006 车用汽油 [S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2006.
- [109] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB19147-2009 车用柴油 [S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2009.
- [110] 中国煤炭工业协会. 2011 中国煤炭工业发展研究报告 [M]. 北京: 中国经济出版社, 2011.
- [111] 中华人民共和国交通运输部. 2011 中国交通运输统计年鉴 [M]. 北京: 人民交通出版社, 2011.
- [112] BP. BP Statistical Review of World Energy June 2011 [R]. UK: British Petroleum, 2011.
- [113] SHEN W, HAN W, CHOCK D, et al. Well-to-wheels life-cycle analysis of alternative fuels and vehicle technologies in China [J]. Energy Policy, 2012, 49: 296-307.
- [114] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB17930-2011 车用汽油 [S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2011.
- [115] ANL. GREET Model [DB/OL]. [2012.09.25]. <http://greet.es.anl.gov/>.

- [116] 《中国电力年鉴》编委会. 2011 中国电力年鉴 [M]. 北京: 中国电力出版社, 2011.
- [117] 中国电力企业联合会. 全国电力工业统计快报 (2010 年) [R]. 2011.
- [118] IEA. World Energy Outlook 2007: China and India Insights [R]. France: The International Energy Agency (IEA), 2007.
- [119] EPA. The 2008 National Emissions Inventory [DB/OL]. [2013.12.1].
<http://www.epa.gov/ttn/chieftnet/2008inventory.html>.
- [120] S. JOSHI, LAVE L, MACLEAN H, et al. A Life Cycle Comparison of Alternative Transportation Fuels [C]. SAE Technical Paper 2000-01-1516, 2000.
- [121] STEFAN U. REVIEW OF TRANSPORTATION FUEL LIFE CYCLE ANALYSIS [R]. Alpharetta, GA: Coordinating Research Council, Inc., 2011.
- [122] WIKIPEDIA. Toyota Prius [EB/OL]. United States, 2014. http://en.wikipedia.org/wiki/Toyota_Prius. [2014.02.09].
- [123] WIKIPEDIA. Toyota Prius Plug-in Hybrid [EB/OL]. United States, 2014.
http://en.wikipedia.org/wiki/Toyota_Prius_Plug-in_Hybrid. [2014.02.09].
- [124] EPA. 2010 Toyota Prius [EB/OL], 2011. www.fueleconomy.gov. [20110303].
- [125] GONDER J. Real-World PHEV Fuel Economy Prediction [R]. U.S.: NREL (National Renewable Energy Laboratory), 2011.
- [126] WIKIPEDIA. Nissan Leaf [EB/OL]. U.S., 2014. http://en.wikipedia.org/wiki/Nissan_Leaf. [2014.02.15].
- [127] AGUIRRE K, EISENHARDT L, LIM C, et al. Lifecycle Analysis Comparison of a Battery Electric Vehicle and a Conventional Gasoline Vehicle [R]. California Air Resources Board, 2012.
- [128] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB 27999-2011 乘用车燃料消耗量评价方法及指标 (第三阶段) [S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2011.
- [129] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB 19578-2004 乘用车燃料消耗量限值 (第二阶段) [S]. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2004.
- [130] 国家发展和改革委员会. 节能中长期专项规划 [R]. 北京: 国家发改委, 2004.
- [131] GONDER J, BROOKER A. Deriving In-Use PHEV Fuel Economy Predictions from Standardized Test Cycle Results [C]. proceedings of the Presented at the 5th IEEE Vehicle Power and Propulsion Conference, Dearborn, Michigan, September 7-11, 2009.
- [132] MARSHALL B M, KELLY J C, LEE T-K, et al. Environmental assessment of plug-in hybrid electric vehicles using naturalistic drive cycles and vehicle travel patterns: A Michigan case study [J]. Energy Policy, 2013, 58: 358-370.
- [133] ELGOWAINY A, BURNHAM A, WANG M, et al. Well-To-Wheels Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Plug-in Hybrid Electric Vehicles [C]. proceedings of the SAE, 2009-01-1309.
- [134] NEMRY F, LEDUC G, MU OZ A. Plug-in Hybrid and Battery-Electric Vehicles: State of the research and development and comparative analysis of energy and cost efficiency [R]. Seville, Spain:

- European Commission, Joint Research Centre, 2009.
- [135] CONG H, HEWU W, OUYANG M. Survey of Daily Vehicle Travel Distance and Impact Factors in Beijing[C]. proceedings of the 7th IFAC Symposium on Advances in Automotive Control, National Olympics Memorial Youth Center, Tokyo, Japan, 2013.
- [136] MADURO M. WELL-TO-WHEEL GREENHOUSE GAS EMISSIONS AND ENERGY USE ANALYSIS OF HYPOTHETICAL FLEET OF ELECTRIFIED VEHICLES IN CANADA AND THE U.S. [D]. University of Ontario Institute of Technology, 2010.
- [137] SAE. Utility Factor Definitions for Plug-In Hybrid Electric Vehicles Using 2001 U.S. DOT National Household Travel Survey Data. SAE J2841 [S]. US: SAE International, 2009.
- [138] WANG M Q, HUANG H-S. A Full Fuel-Cycle Analysis of energy and Emissions Impacts of Transportation Fuels Produced from Natural Gas [R]. US: Argonne National Laboratory, The Center for Transportation Research, Energy Systems Division for US DOE, 1999.
- [139] EIA. Emissions of Greenhouse Gases in the United States 1996 [R]. US DOE: Energy Information Administration, 1997.
- [140] BURNHAM A. Updated Vehicle Specifications in the GREET Vehicle-Cycle Model [R]. U.S.: Center for Transportation Research, Argonne National Laboratory, 2012.
- [141] HAWKINS T R, SINGH B, MAJEAU-BETTEZ G, et al. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles [J]. Journal of Industrial Ecology, 2013, 17(1): 53-64.
- [142] FINKBEINER M, KAUFMAN S, KEOLEIAN G. Comparative Life Cycle Assessment of Aluminum and Steel Truck Wheels [R]. PE INTERNATIONAL & Five Winds Strategic Consulting, 2012.
- [143] BOYD S B, HORVATH A, DORNFELD D. Life-Cycle Energy Demand and Global Warming Potential of Computational Logic [J]. Environ Sci Technol, 2009, 43(19): 7303-7309.
- [144] Toyota Prius Gasoline-Electric Hybrid Synergy Drive Dismantling Manual (NHW20 Series) [M]. Toyota Motor Corporation, 2004.
- [145] TOYOTA. Toyota Technical Training: Section 3 High-Voltage Battery [M]. Toyota Motor Corporation. 2007.
- [146] 一汽丰田. 油电混合双擎动力 [EB/OL]. 长春, 2013.
<http://www.ftms.com.cn/vehicles/prius/index.php>. [2013.12.10].
- [147] WIKI. Toyota Prius Plug-in Hybrid [EB/OL].
http://green.wikia.com/wiki/Toyota_Prius_Plug-in_Hybrid. [2014.02.13].
- [148] TOYOTA. Toyota Prius Plug-in Hybrid Gasoline-Electric Hybrid Synergy Drive ZVW35: Hybrid Vehicle Dismantling Manual [M]. Toyota Motor Corporation, 2011.
- [149] 人民网. 丰田 PHEV 中国实证项目中期报告交流会在津召开 [EB/OL]. 2011.
<http://auto.people.com.cn/GB/15715110.html>. [2013.12.15].
- [150] TOYOTA. Toyota Partners with CATARC on Prius PHEV Trials in China [EB/OL]. 2010.
<http://chinaautoweb.com/2010/10/toyota-partners-with-catarc-on-prius-phev-trials-in-china/>. [2013.12.15].

- [151] NISSAN. 2011 LEAF Dismantling Guide [M]. USA: 2010 NISSAN NORTH AMERICA, INC., 2010.
- [152] WIKIPEDIA. Nissan Tiida [EB/OL]. U.S. <http://en.wikipedia.org/wiki/Tiida>. [2014.01.10].
- [153] 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.
- [154] CASTRO M B G, REMMERSWAAL J A M, REUTER M A. Life cycle impact assessment of the average passenger vehicle in the Netherlands [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2003.
- [155] WEISS M A, HEYWOOD J B, SCHAFFER A, et al. Comparative Assessment of Fuel Cell Cars [R]. U.S.: Massachusetts Institute of Technology, 2003.
- [156] EPRI. Comparing the benefits and impacts of hybrid electric vehicle options [R]. USA, 2001.
- [157] CTA. Automotive System Cost Modeling Tool (ASCM) [R]. U.S.: Center for Transportation Analysis(CTA), Oak Ridge National Laboratory.
- [158] CTA. Automotive Systems Cost Model (ASCM) [R]. U.S.: Department of Energy, FreedomCAR and Vehicle Technologies Program, 2005.
- [159] LI S, LI N, GAO Y, et al. Vehicle Cycle Environmental Impacts Assessment of a China Passenger Car[C]. IEEE Computer Society; proceedings of the 2012 International Conference on Biomedical Engineering and Biotechnology, Macau, China, May 28 - May 30, 2012.
- [160] MATHEYS J, TIMMERMANS J-M. Comparison of the Environmental impact of 5 Electric Vehicle Battery technologies using LCA [C]. 13th CIRP INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ENGINEERING, 2006.
- [161] GAINES L, SINGH M. Energy and Environmental Impacts of Electric Vehicle Battery Production and Recycling [R]. Argonne National Laboratory, 1995.
- [162] MAJEAU-BETTEZ G, HAWKINS T R, STR MMAN A H. Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles [J]. Environ Sci Technol, 2011, 45: 4548-4554.
- [163] HAAPALA K R. DEVELOPMENT OF MODELS FOR ENVIRONMENTAL PERFORMANCE IMPROVEMENT OF STEEL PRODUCT MANUFACTURING [D]. U.S.; Michigan Technological University, 2008.
- [164] HASANBEIGI A, PRICE L, ADEN N, et al. A Comparison of Iron and Steel Production Energy Use and Energy Intensity in China and the U.S [R]. USA: ERNEST ORLANDO LAWRENCE BERKELEY NATIONAL LABORATORY, 2011.
- [165] XX 市环境保护研究所. XXX 铁矿环评报告书 [R]. 2003.
- [166] 中国经济信息网. 2010 中国行业年度报告系列之钢铁 [R]. 2010.
- [167] 中铝网. 中国铝业年鉴 2011 [M]. 北京: 中国铝业公司, 2011.
- [168] 中国有色金属工业协会. 中国有色金属工业年鉴 2011 [M]. 北京: 中国有色金属工业协会, 2011.
- [169] KEOLEIAN G, MILLER S, KLEINE R D, et al.. Life Cycle Material Data Update for GREET

- Model [R]. Ann Arbor, Michigan: Center for Sustainable Systems, University of Michigan, 2012.
- [170] GAINES L, SULLIVAN J, BURNHAM A, et al.. Life-Cycle Analysis for Lithium-Ion Battery Production and Recycling [J]. TRANSPORTATION RESEARCH RECORD, 2011, 2252: 57-65.
- [171] NOTTER D A, GAUCH M, WIDMER R, et al.. Contribution of Li-Ion Batteries to the Environmental Impact of Electric Vehicles [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(17): 6550-6556.
- [172] DUNN J B, GAINES L, BARNES M, et al.. Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly, and End of Life Stages of the Automotive Lithium Ion Battery Life Cycle, ANL/ESD/12-3 [R]. U.S.: Argonne National Laboratory, 2012.
- [173] HART K, AMARAKOON S. Lithium-ion Batteries and Nanotechnology for Electric Vehicles: A Life-Cycle Assessment [R]. U.S.: Environmental Protection Agency, 2012.
- [174] SCHUCHERT M, SAUR K, FLORIN H, et al.. Life cycle analysis: Getting the total picture on vehicle engineering alternatives [J]. Automotive Engineering, 1996, 104(33): 49-52.
- [175] GALITSKY C, WORRELL E. Energy Efficiency Improvement and Cost Saving Opportunities for The Vehicle Assembly Industry [R]. U.S.: Environmental Protection Agency, 2008.
- [176] ZAMEL N, LI X. Life cycle comparison of fuel cell vehicles and by internal combustion engine vehicles for Canada and the United States [J]. Journal of Power Sources, 2006, 162: 1241-1253.
- [177] PAPASAVVA S, KIA S, CLAYA J, et al.. Life Cycle Environmental Assessment of Paint Processes [J]. Journal of Coatings Technology, 2002, 74(925): 65-76.
- [178] SULLIVAN J L, BURNHAM A, WANG M. Energy-Consumption and Carbon-Emission Analysis of Vehicle and Component Manufacturing [R]. Illinois: Argonne National Laboratory, 2010.
- [179] PAPASAVVA S, KIA S, CLAYA J, et al.. Characterization of automotive paints: an environmental impact analysis [J]. Progress in Organic Coatings, 2001, 43: 193-206.
- [180] BOYD G A. Development of a Performance-based Industrial Energy Efficiency Indicator for Automobile Assembly Plants [R]. U.S.: Argonne National Laboratory, 2005.
- [181] DUBARRY M, TRUCHOT C, LIAWA B Y, et al. Valuation of plug-in vehicle life-cycle air emissions and oil displacement benefits [J]. Journal of Power Sources, 2011, 196: 10336-10343.
- [182] USER P. Toyota Prius User-Guide [M]. 2007.
- [183] J.L. S, WILLIAMS R L, YESTER S, et al. Life Cycle Inventory of a Generic U.S. Family Sedan: Overview of Results USCAR AMP Project[C]. proceedings of the SAE 982160, Warrendale, Penn, 1998.
- [184] 冷如波. 产品生命周期 3E+S 评价与决策分析方法研究 [D]. 上海: 上海交通大学, 2007.
- [185] 路君平. 项目评估与管理 [M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2009.
- [186] 秦兆伟. 项目论证与评估 [M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2011.
- [187] HUO H, ZHANG Q, WANG M, et al. Environmental Implication of Electric Vehicles in China [J]. Environ Sci Technol, 2010, 44: 4856-4861.
- [188] COMPANY F M. Product Sustainability Index - Ford Motor Company [R]. Germany: Ford of Europe, 2007.

- [189] 中国行业咨询网. 2013 年中国乘用车细分市场及需求预测分析 [EB/OL]. 2013.
<http://www.china-consulting.cn/news/20130819/s90574.html>.
- [190] 曹小军. 柴油汽车油耗较汽油车更低节省在百份之 30 以上 [EB/OL]. 2012.
<http://www.iautos.cn/news/newscontent.asp?newsid=51837>.
- [191] 盖世汽车研究院. 2009 年以来各类燃料汽车销量占比分析 [EB/OL]. 2012.
<http://auto.gasgoo.com/News/2012/07/3009011511560068439210.shtml>. [2014.02.10].

附录一 LCI 结果

1、WTP 结果清单

表 0.1 汽油 WTP 影响清单

	原油开采	原油运输	汽油加工	汽油输配	WTP
能耗：MJ/MJ 汽油输出					
总能源	0.0687	0.0224	0.2357	0.0108	0.3375
化石能源	0.0661	0.0223	0.2279	0.0107	0.3270
煤炭	0.0271	0.0017	0.1278	0.0011	0.1577
石油	0.0340	0.0202	0.0253	0.0095	0.0891
排放：g/MJ 汽油输出					
CO ₂	6.5508	1.8546	20.3369	0.8840	29.6262
CH ₄	0.0942	0.0024	0.1245	0.0012	0.2223
N ₂ O	0.0001	0.0000	0.0003	0.0000	0.0005
GHG	8.9359	1.9274	23.5388	0.9200	35.3222
VOC	0.0028	0.0009	0.0220	0.0004	0.0261
CO	0.0027	0.0040	0.0127	0.0019	0.0213
NO _x	0.0116	0.0273	0.0406	0.0104	0.0899
PM10	0.0026	0.0018	0.0128	0.0004	0.0176
PM2.5	0.0014	0.0016	0.0058	0.0004	0.0092
SO ₂	0.0198	0.0131	0.0494	0.0020	0.0843

表 0.2 电力 WTP 影响清单

	原料阶段	燃料阶段	WTP
能耗: MJ/MJ 电力输出			
总能源	0.1186	2.6728	2.7914
化石能源	0.1158	2.4398	2.5556
煤炭	0.0808	2.3839	2.4647
石油	0.0262	0.0130	0.0392
排放: g/MJ 电力输出			
CO ₂	10.2955	229.4393	239.7349
CH ₄	0.8426	0.0030	0.8456
N ₂ O	0.0002	0.0038	0.0040
GHG	31.4053	230.6498	262.0551
VOC	0.0177	0.0032	0.0209
CO	0.0099	0.0290	0.0390
NO _x	0.0411	0.3223	0.3635
PM10	0.0951	0.0366	0.1316
PM2.5	0.0224	0.0287	0.0511
SO ₂	0.0194	0.9125	0.9320

2、WTW 结果清单

表 0.3 GICEV WTW 环境清单结果

项目	能耗 MJ/km、排放 g/km				各阶段百分比		
	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段	合计	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段
总能源	0.186	0.574	2.327	3.087	6.0%	18.6%	75.4%
化石能源	0.181	0.555	2.327	3.063	5.9%	18.1%	76.0%
煤炭	0.059	0.300	0.000	0.359	16.4%	83.6%	0.0%
石油	0.111	0.081	2.047	2.239	4.9%	3.6%	91.4%
CO ₂	18	52	179	249	7.3%	20.9%	71.8%
CH ₄	0.208	0.309	0.009	0.526	39.6%	58.7%	1.7%
N ₂ O	0.000	0.001	0.007	0.009	3.6%	9.2%	87.1%
GHG	23	60	181	265	8.8%	22.7%	68.5%
VOC	0.008	0.055	0.112	0.175	4.6%	31.4%	64.0%
CO	0.014	0.036	2.328	2.378	0.6%	1.5%	97.9%
NO _x	0.084	0.125	0.088	0.297	28.2%	42.2%	29.5%
PM10	0.009	0.033	0.018	0.060	15.7%	54.6%	29.8%
PM2.5	0.006	0.015	0.009	0.031	20.6%	49.6%	29.9%
SO ₂	0.071	0.126	0.006	0.203	35.0%	62.3%	2.8%

表 0.4 HEV WTW 环境清单结果

项目	能耗 MJ/km、排放 g/km				各阶段百分比		
	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段	合计	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段
总能源	0.123	0.378	1.535	2.036	6.0%	18.6%	75.4%
化石能源	0.119	0.366	1.535	2.021	5.9%	18.1%	76.0%
煤炭	0.039	0.198	0.000	0.237	16.4%	83.6%	0.0%
石油	0.073	0.053	1.351	1.477	4.9%	3.6%	91.4%
CO ₂	12	34	118	164	7.3%	20.9%	71.8%
CH ₄	0.137	0.204	0.004	0.345	39.8%	59.0%	1.2%
N ₂ O	0.000	0.001	0.007	0.008	2.5%	6.4%	91.1%
GHG	15	40	120	175	8.8%	22.6%	68.6%
VOC	0.005	0.036	0.077	0.119	4.4%	30.6%	65.0%
CO	0.010	0.024	2.328	2.361	0.4%	1.0%	98.6%
NO _x	0.055	0.083	0.074	0.211	26.1%	39.1%	34.8%
PM10	0.006	0.022	0.018	0.045	13.6%	47.3%	39.1%
PM2.5	0.004	0.010	0.009	0.023	17.8%	43.0%	39.2%
SO ₂	0.047	0.083	0.004	0.134	35.0%	62.3%	2.8%

表 0.5 PHEV WTW 环境清单结果

项目	能耗 MJ/km、排放 g/km				各阶段百分比		
	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段	合计	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段
总能源	0.110	0.496	1.320	1.926	5.7%	25.8%	68.5%
化石能源	0.107	0.469	1.309	1.885	5.7%	24.9%	69.4%
煤炭	0.040	0.333	0.107	0.480	8.3%	69.4%	22.2%
石油	0.060	0.043	1.056	1.159	5.2%	3.7%	91.1%
CO ₂	11	56	92	159	6.7%	35.2%	58.1%
CH ₄	0.214	0.159	0.003	0.376	56.8%	42.4%	0.9%
N ₂ O	0.000	0.001	0.006	0.007	2.7%	13.2%	84.2%
GHG	16	60	94	170	9.4%	35.3%	55.2%
VOC	0.006	0.029	0.059	0.094	6.8%	30.7%	62.5%
CO	0.009	0.022	1.770	1.801	0.5%	1.2%	98.3%
NO _x	0.048	0.105	0.056	0.210	23.1%	50.2%	26.7%
PM10	0.017	0.021	0.017	0.055	30.7%	39.1%	30.2%
PM2.5	0.006	0.012	0.008	0.026	23.7%	44.8%	31.5%
SO ₂	0.039	0.180	0.003	0.222	17.5%	81.2%	1.3%

表 0.6 BEV WTW 环境清单结果

项目	能耗 MJ/km、排放 g/km				各阶段百分比		
	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段	合计	原料阶段	燃料阶段	行驶阶段
总能源	0.102	1.434	0.857	2.393	4.2%	59.9%	35.8%
化石能源	0.099	1.309	0.783	2.191	4.5%	59.7%	35.7%
煤炭	0.069	1.279	0.765	2.113	3.3%	60.5%	36.2%
石油	0.022	0.007	0.004	0.034	66.8%	20.8%	12.4%
CO ₂	9	208	0	217	4.3%	95.7%	0.0%
CH ₄	0.762	0.003	0.000	0.765	99.6%	0.4%	0.0%
N ₂ O	0.000	0.003	0.000	0.004	3.9%	96.1%	0.0%
GHG	28	209	0	237	12.0%	88.0%	0.0%
VOC	0.016	0.003	0.000	0.019	84.7%	15.3%	0.0%
CO	0.009	0.026	0.000	0.035	25.5%	74.5%	0.0%
NO _x	0.037	0.292	0.000	0.329	11.3%	88.7%	0.0%
PM10	0.086	0.033	0.013	0.132	65.2%	25.1%	9.7%
PM2.5	0.020	0.026	0.005	0.051	39.9%	51.2%	8.9%
SO ₂	0.018	0.825	0.000	0.843	2.1%	97.9%	0.0%

3、电池清单

表 0.7 启动电池生产的环境清单

Lead-Acid	GICEV	HEV	PHEV	BEV
能耗: MJ/启动电池				
总能源消耗	615.827	378.049	378.049	378.049
化石燃料	586.100	359.800	359.800	359.800
煤	438.125	268.960	268.960	268.960
石油	60.314	37.026	37.026	37.026
排放: g/启动电池				
CO ₂	42,881	26,324	26,324	26,324
CH ₄	238.369	146.332	146.332	146.332
N ₂ O	0.637	0.391	0.391	0.391
GHG	49,030	30,099	30,099	30,099
VOC	16.699	10.251	10.251	10.251
CO	30.478	18.710	18.710	18.710
NO _x	81.599	50.093	50.093	50.093
PM10	60.717	37.274	37.274	37.274
PM2.5	27.423	16.834	16.834	16.834
SO ₂	487.251	299.118	299.118	299.118

表 0.8 动力电池生产的环境清单

	Ni-MH: HEV	Li-Ion: PHEV	Li-Ion: BEV
能源消耗: MJ/动力电池			
总能源消耗	4451.129	13849.148	25554.249
化石燃料	4240.698	13089.268	24206.614
煤	3092.806	8890.916	15534.465
石油	763.373	2016.814	4091.987
排放: g/动力电池			
CO ₂	366,682	1,108,225	1,999,600
CH ₄	1339.116	4185.878	7696.351
N ₂ O	6.099	15.262	27.248
GHG	402,088	1,237,190	2,232,226
VOC	75.577	255.431	487.140
CO	382.574	493.874	874.522
NO _x	595.691	1777.812	3264.935
PM10	293.526	1220.538	2095.076
PM2.5	126.319	596.218	1045.892
SO ₂	5683.570	7117.290	11557.228

4、汽车全生命周期清单

表 0.9 GICEV 全生命周期的环境清单

项目	能耗 MJ/vkm、排放 g/vkm				各阶段百分比		
	WTP	车辆周期	PTW	合计	WTP	车辆周期	PTW
总能源	0.760	0.550	2.327	3.637	20.9%	15.1%	64.0%
化石能源	0.736	0.526	2.327	3.589	20.5%	14.7%	64.8%
煤炭	0.359	0.386	0.000	0.745	48.2%	60.5%	36.2%
石油	0.192	0.093	2.047	2.333	8.2%	4.0%	87.8%
CO ₂	70	54	179	303	23.2%	17.7%	59.1%
CH ₄	0.517	0.172	0.009	0.698	74.0%	24.7%	1.3%
N ₂ O	0.001	0.001	0.007	0.009	11.8%	8.0%	80.2%
GHG	83	58	181	323	25.8%	18.0%	56.1%
VOC	0.063	0.140	0.112	0.315	20.0%	44.6%	35.5%
CO	0.050	0.124	2.328	2.502	2.0%	5.0%	93.0%
NO _x	0.209	0.082	0.088	0.378	55.3%	21.6%	23.2%
PM10	0.042	0.048	0.018	0.108	38.9%	44.6%	16.5%
PM2.5	0.022	0.021	0.009	0.052	41.4%	41.0%	17.6%
SO ₂	0.197	0.202	0.006	0.405	48.7%	49.9%	1.4%

表 0.10 HEV 全生命周期的环境清单

项目	能耗 MJ/vkm、排放 g/vkm				各阶段百分比		
	WTP	车辆周期	PTW	合计	WTP	车辆周期	PTW
总能源	0.501	0.585	1.535	2.621	13.8%	16.1%	42.2%
化石能源	0.485	0.559	1.535	2.579	13.5%	15.6%	42.8%
煤炭	0.237	0.417	0.000	0.653	36.2%	60.5%	36.2%
石油	0.127	0.094	1.351	1.571	8.1%	6.0%	86.0%
CO ₂	46	57	118	222	20.9%	25.9%	53.2%
CH ₄	0.341	0.184	0.004	0.529	64.4%	34.8%	0.8%
N ₂ O	0.001	0.001	0.007	0.009	8.1%	8.9%	83.0%
GHG	55	62	120	238	23.2%	26.2%	50.6%
VOC	0.042	0.141	0.077	0.260	16.0%	54.3%	29.7%
CO	0.033	0.132	2.328	2.493	1.3%	5.3%	93.4%
NO _x	0.138	0.087	0.074	0.299	46.2%	29.2%	24.6%
PM10	0.028	0.051	0.018	0.096	28.8%	52.6%	18.5%
PM2.5	0.014	0.022	0.009	0.046	31.1%	48.8%	20.1%
SO ₂	0.130	0.261	0.004	0.394	33.0%	66.1%	0.9%

表 0.11 PHEV 全生命周期的环境清单

项目	能耗 MJ/vkm、排放 g/vkm				各阶段百分比		
	WTP	车辆周期	PTW	合计	WTP	车辆周期	PTW
总能源	0.606	0.692	1.320	2.617	16.7%	19.0%	36.3%
化石能源	0.576	0.659	1.309	2.544	16.1%	18.3%	36.5%
煤炭	0.373	0.498	0.107	0.979	38.2%	60.5%	36.2%
石油	0.103	0.102	1.056	1.261	8.2%	8.1%	83.7%
CO ₂	66	67	92	226	29.4%	29.8%	40.8%
CH ₄	0.373	0.218	0.003	0.595	62.8%	36.7%	0.5%
N ₂ O	0.001	0.001	0.006	0.008	13.9%	12.3%	73.8%
GHG	76	73	94	243	31.3%	30.0%	38.7%
VOC	0.035	0.144	0.059	0.238	14.8%	60.6%	24.6%
CO	0.031	0.141	1.770	1.941	1.6%	7.2%	91.2%
NO _x	0.154	0.102	0.056	0.312	49.3%	32.7%	18.0%
PM10	0.038	0.059	0.017	0.114	33.7%	51.7%	14.6%
PM2.5	0.018	0.026	0.008	0.052	34.0%	50.4%	15.6%
SO ₂	0.219	0.280	0.003	0.503	43.6%	55.8%	0.6%

表 0.12 BEV 全生命周期的环境清单

项目	能耗 MJ/vkm、排放 g/vkm				各阶段百分比		
	WTP	车辆周期	PTW	合计	WTP	车辆周期	PTW
总能源	1.536	0.720	0.857	3.113	42.2%	19.8%	23.6%
化石能源	1.408	0.682	0.783	2.873	39.2%	19.0%	21.8%
煤炭	1.348	0.536	0.765	2.649	50.9%	60.5%	36.2%
石油	0.029	0.082	0.004	0.116	25.4%	71.0%	3.6%
CO ₂	217	69	0	286	75.8%	24.2%	0.0%
CH ₄	0.765	0.232	0.000	0.997	76.7%	23.3%	0.0%
N ₂ O	0.004	0.001	0.000	0.005	78.0%	22.0%	0.0%
GHG	237	76	0	313	75.8%	24.2%	0.0%
VOC	0.019	0.142	0.000	0.161	11.8%	88.2%	0.0%
CO	0.035	0.129	0.000	0.164	21.4%	78.6%	0.0%
NO _x	0.329	0.105	0.000	0.434	75.8%	24.2%	0.0%
PM10	0.119	0.060	0.013	0.191	62.2%	31.1%	6.7%
PM2.5	0.046	0.026	0.005	0.077	60.0%	34.2%	5.9%
SO ₂	0.843	0.296	0.000	1.139	74.0%	26.0%	0.0%

作者简介及攻读学位期间取得的科研成果

作者简介

李书华，女，汉族，1989年出生于安徽省淮北市，主要研究方向为能源多元化与新型动力总成。

发表的学术论文（第一作者）

- [1] LI S, LI J, LI N, et al. Evaluation of Environmental Impacts of Traction Motor Production and Disposal [J]. Transactions of Tianjin University, 2013, 19 (6): 413-418. (EI: 20140217173864)
- [2] LI S, LI J, LI N, et al. Vehicle Cycle Analysis Comparison of Battery Electric Vehicle and Conventional Vehicle in China[C]. SAE 2013-01-2581, SAE International: USA, 2013. (EI: 20135117110960)
- [3] LI S, LI N, GAO Y, et al. Vehicle Cycle Environmental Impacts Assessment of a China Passenger Car[C]. 2012 International Conference on Biomedical Engineering and Biotechnology, Macau, China, May 28 - May 30, 2012. (EI: 20124015485087)
- [4] LI S, LI N, HOU Y, et al. Assessment of life cycle energy consumption and emissions for conventional and advanced powertrain vehicles [C]. Advanced Materials Research, 2013, 773: 244-249. (EI: 20134116835217)
- [5] LI S, LI N, LI J, et al. Vehicle cycle energy and carbon dioxide analysis of passenger car in China [C]. AASRI Procedia, 2012, 2: 25 - 30. (WOS: 000313879200005)
- [6] 李书华，高莹，董庆远，等. 液化天然气发动机燃料供给系统特性研究[J]. 内燃机工程，2013，33(6): 52-57. (EI: 20130215895284)

参加的科研工作

- [1] 国家高技术研究发展计划（863计划2011AA11A288）：“电动汽车能源环境效益分析与电池回收系统”课题——“电动车辆生产链全生命周期分析”。
- [2] 中德合作项目：电动汽车全生命周期分析。

致 谢

本文是在国家 863 计划（2011AA11A288）课题的资助下完成的，感谢国家科技部和北京卡达克技术中心的支持和资助。

博士论文撰写工作已接近尾声，五年的硕博连读生活即将结束，在此特别要感谢我的导师李君教授。五年来恩师严谨的治学态度、渊博的专业知识和精益求精的工作作风，时刻鞭策和激励着我不断进步。本论文的完成与恩师的悉心指导息息相关，无论是选题还是论文细节研究，都是与恩师多次探讨敲定的，倾注了恩师大量的心血。再次衷心的感谢恩师李君教授！

同时，要感谢高莹教授五年来对我科研工作的帮助，高莹教授对知识的钻研精神，鼓舞着我深入思考和学习。还要感谢课题组朱昌吉教授、孙巍副教授、袁新枚副教授、刘宇老师和曲大为老师对我学习和项目研究工作中的帮助。

另外，要感谢课题组 408、413 和 419 室的师兄姐妹们，在我们共同求学过程中相互帮助、鼓励和支持，感谢你们的陪伴，感谢你们对我的宽容和忍让，感谢你们的关怀。向你们表示诚挚的谢意！

最后，衷心感谢我的父母及家人，是你们的支持和鼓励，我才能顺利的完成学业。你们给了我无私的爱，家永远是最坚实的后盾和力量源泉。

向百忙中评审论文的专家表示诚挚的谢意！

李书华

2014 年 3 月 于长春 吉林大学