

学校代号 10532

学号 B100200044

分类号 U469

密级



湖南大学
HUNAN UNIVERSITY

博士学位论文

汽车产品全生命周期综合效益评价研究

学位申请人姓名 徐建全

培 养 单 位 机械与运载工程学院

导师姓名及职称 杨沿平 教授

学 科 专 业 车辆工程

研 究 方 向 汽车技术与产业发展

论文提交日期 2014 年 6 月

学校代号：10532

学号：B100200044

密级：

湖南大学博士学位论文

汽车产品全生命周期综合效益评价 研究

学位申请人姓名：徐建全

导师姓名及职称：杨沿平 教授

培 养 单 位：机械与运载工程学院

专 业 名 称：车辆工程

论文提交日期：2014 年 6 月 10 日

论文答辩日期：2014 年 9 月 26 日

答辩委员会主席：何莉萍 教授

**A study on life cycle comprehensive benefits assessment of
automotive products**

by

XU Jianquan

B.E.(Fujian Agriculture University)1999

M.S. (Fujian Agriculture and Forestry University)2004

A dissertation submitted in partial satisfaction of the

Requirements for the degree of

Doctor of Engineering

in

Vehicle Engineering

in the

Graduate School

of

Hunan University

Supervisor

Professor YANG Yanping

June, 2014

摘 要

随着经济的快速发展以及人民生活水平的不断提高，中国社会汽车保有量呈现出快速增长的趋势，但这也带来了材料、能源等资源的大量消耗和环境污染的加剧等负面问题。汽车产品的轻量化是实现节能环保的重要途径之一，但以往评价汽车产品的轻量化效果主要关注汽车的运行使用阶段，而未能从整个汽车生命周期的各个阶段予以综合考虑，加之国内的评价研究大多基于国外数据，得出的结论与中国实际情况差距较大。针对上述问题，本论文建立了基于中国数据的汽车产品全生命周期综合效益评价模型，并建立系统动力学模型将汽车产品轻量化（以材料轻量化为重点）对材料、能耗、排放及成本四个方面造成的影响进行动态评价与分析。主要研究内容包括以下六个方面：

（1）构建了汽车产品全生命周期材料、能耗、排放、成本（简称：MEPC）静态评价模型。本论文构建的模型区别于以往生命周期评价“从摇篮到坟墓”的开环过程，而是一个系统边界更宽、适用范围更广、评价指标更为全面的“从摇篮到再生”的完整闭环体系。该模型涵盖汽车产品从材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配、运行使用直至回收利用的生命周期全过程，并可针对不同汽车产品轻量化前后的全生命周期的耗材、耗能、排放及成本等指标进行单独或综合评价。

（2）利用所建立的静态评价模型进行了实证研究，并在此基础上进行敏感性分析。选取海马汽车公司生产的普力马传统汽油车和在此平台上开发的纯电动汽车作为实证研究对象，基于国内的基础数据进行清单分析，得到两款车的静态评价结果。结果表明：在全生命周期能耗方面，纯电动汽车比传统汽油车低；在全生命周期排放方面，纯电动汽车的 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 和 NMVOC 排放比传统汽油车低，然而 CO 、 SO_x 、 NO_x 和 PM 均高于传统汽油车。在静态评价结果基础上进行敏感性分析，对影响全生命周期能耗、排放的敏感因素进行了排序。

（3）对所选的纯电动汽车和传统汽油车进行了全生命周期环境影响评价研究。以静态评价数据为基础，采用 CML 2001 模型进行了两款车的全生命周期影响评价，在此之前对该模型中的不可再生资源耗竭影响（ADP）模块进行了本地化修正。影响评价结果显示：由于铜、锂的高稀缺性，这两类金属使用较多的纯电动汽车的 ADP 显著高于传统汽油车；在温室效应（GWP）方面，纯电动汽车优于传统汽油车；在人体健康损

害影响 (HTP)、光化学烟雾影响 (POCP) 及酸化影响 (AP) 方面, 纯电动汽车均劣于传统汽油车, 导致这一结果的主要原因在于我国以火力发电为主的电力结构 (火电比例为 82.6%)。因此, 纯电动汽车要提高环保效益, 还须优化电力结构和提高发电水平。

(4) 构建了汽车产品轻量化综合效益动态评价模型。汽车产品的高度复杂性决定了其对资源和环境的影响涉及诸多动态变量和不确定因素, 如果仅仅从静态角度对其进行评价, 评价结果难免片面, 可供参考的价值也大为降低。针对这一问题, 本论文在静态评价的基础上, 结合生命周期评价理论、循环经济理论及系统论等理论和方法, 运用系统动力学软件 Vensim 对汽车产品轻量化全生命周期 MEPC 及环境影响评价进行动态分析。通过对汽车产品材料消耗、能源消耗、环境排放及生命周期成本进行深入、系统的研究, 结合敏感性分析得出主要敏感因素后, 选取各系统变量, 从全生命视角建立了材料质量、材料矿石资源消耗、能源消耗、环境排放、成本 (包括生命周期生产成本、环境成本以及用户总成本)、环境影响评价等 6 个子系统流图, 并确定了各相关因素间的数理方程。

(5) 基于静态评价模型并针对所选车型建立以铝代钢、以镁代钢进行轻量化的全生命周期 MEPC 及环境影响评价方程, 在此基础上进行轻量化全生命周期多目标优化研究。选择钢质量减少比例、铝质量增加比例和镁质量增加比例作为设计变量, 全生命周期能耗、GWP 及生产成本作为三个目标。通过多目标优化后, 使汽车在总减重 5% (两款车的钢质量减少比例和镁质量增加比例不同) 时, 实现全生命周期能耗、GWP 同时降低而生产成本不增加的目标。

(6) 基于材料轻量化对所选的纯电动汽车和传统汽油车分别采用铝合金、镁合金等轻质材料替代传统钢进行了动态评价。结果表明, 考虑综合影响作用的铝镁轻量化, 纯电动汽车各项评价指标均有不同程度的下降, 而传统汽油车的全生命周期 PM、CO 排放及环境成本、HTP 等反而有不同程度的升高; 采用铝镁替代钢减轻同样百分比的质量, 纯电动汽车的轻量化效果 (诸如全生命周期能耗、排放、环境成本、生命周期总成本等方面) 优于传统汽油车; 并验证了回收利用过程所带来的节能减排效益。最后, 对汽车使用碳纤维轻量化的全生命周期综合效益进行了初步评价对比, 结果显示, 其单一气体排放物、环境成本、GWP、HTP、POCP、AP 等指标均优于使用铝镁合金轻量化, 但其全生命周期能耗则高于铝镁合金。由于碳纤维价格昂贵, 导致汽车生产成本和用户生命周期总成本均大幅升高, 如能解决好这些问题, 通过碳纤维来进行汽车轻

量化将具有非常广阔的应用前景。

本论文对所构建的汽车产品及其轻量化全生命周期静态和动态评价模型进行了实证应用，研究方法和成果为相关企业制定轻量化评价标准、开发具有真正节能减排价值的汽车轻量化产品提供了理论支持，同时，也可为国家制定汽车产业的可持续发展战略提供决策参考。

关键词：汽车轻量化；生命周期；评价模型；综合效益；系统动力学

Abstract

With the rapid development of economy and the continuous improvement of people's living standards, the vehicle population in China has shown a trend of dramatic increase, but which also has brought about a series of negative effects inevitably, such as massive consumption of materials and resources, increasing environment pollution, etc. Automobile lightweighting is an important way to relieve the pressure of energy conservation and environmental protection, however, most previous researchers of lightweighting assessment paid their special attention to energy saving and emission reduction in the use stage rather than synthesize each stage in life cycle. Furthermore, lots of previous domestic studies of the automotive products' life cycle assessments were based on abroad data which inevitably lead to a large gap between the conclusions drew from those data and the actual conditions in China. Specific to these aforementioned problems and based on the domestic basic data, in this paper an automotive products lightweighting' life cycle comprehensive benefits assessment model has been set up and the dynamic quantitative evaluation and analysis were conducted, focusing on the impacts on materials, energy consumption, emissions and costs that benefit from automotive products' lightweighting (mainly focused on the material lightweighting). The main contents of the study in this paper include the following aspects:

(1) Firstly, a static life cycle assessment model of automotive products were established, by which the materials, energy consumption, emissions and cost (MEPC) could be calculated. Different from most previous life cycle assessments which only pay their special attention to an open-loop process named as "cradle to grave", in this paper a new static assessment model named as "from cradle to regeneration" has been proposed, which is a closed-loop system with a broader boundary, wider scope of application and more universal assessment indexes. Meanwhile, this model includes all the stages from materials acquisition, materials processing, components manufacturing and processing, vehicle assembly, running and using to the

final recycling; therefore, it can also be used to assess the performance of one or more indices including materials saving, energy conservation and emission reduction and its economics for automotive products and its lightweighting.

(2) According to previously established static assessment model, an empirical study and a following sensitivity analysis were conducted. In the study, manufactured in the same production platform of Haima Motor Corporation, a battery electric vehicle and a traditional gasoline vehicle that belong to the same auto type Premacy were selected. Then, in the light of domestic data, the inventory analysis had been made and then led to a static assessment conclusion of these two vehicles. The results indicated that the battery electric vehicle's life cycle energy consumption was lower than its conventional gasoline counterpart. Besides, in its life cycle, the electric vehicle's emission of CO₂, CH₄, N₂O and NMVOC were lower than conventional gasoline vehicle, while CO, SO_x, NO_x and PM were higher than the latter. Following the static assessment, a sensitivity analysis on the main parameters of the model has been made, by which the factors relating to the life cycle emissions and energy consumptions were ranked.

(3) A life cycle impact assessment on battery electric vehicle and conventional gasoline vehicle has been made. On the basis of static assessment data, the CML2001 model was utilized to make life cycle assessment for these two types of vehicles, and the localization correction to the Abiotic Depletion Potential (ADP) module has already been made before that. Its results showed that the ADP of battery electric vehicle was obviously higher than conventional gasoline vehicle, which is because battery electric vehicle used more copper and lithium which belong to the high scarcity metallic materials. While for the index of Global Warming Potential (GWP), the former performs better than the latter. But as the indices of Health Toxic Potential (HTP), Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) and Acid Potential (AP) were concerned, battery electric vehicle was lagging behind. The major reason is that the electric power generated in China is mainly from the thermal power plants (82.6%). Therefore, in order to increase the environmental profits of battery electric vehicle, the next stage of the research should optimize the power structure and improve the emission level of electricity generating.

(4) In this paper a new dynamic model of lightweighting comprehensive benefits assessment has been proposed. The highly complexity of automotive products has determined that their effects on resources and environment are involved with many dynamic variables and uncertainty factors, if an assessment is only made from static standpoint, it is hard to avoid isolated and one-sided result, then the referential value would be much lower. In accordance with static assessment model and through the combination of life cycle assessment theory, circulation economic theory, systemic theory and some other theories, the system dynamics software Vensim has been employed to make some dynamic analysis on automotive products lightweighting life cycle MEPC and impact assessment. Through in-depth and systematic studies on automobile material consumption, energy consumption, environmental emission, life cycle cost and the major sensibility factors that result from sensibility analysis, several variables were selected to establish six sub-system flow block diagrams from life cycle perspective, those sub-systems were classified as material mass, material mineral resource consumption, energy consumption, environment emission, cost (including life cycle manufacturing cost, environmental cost and total cost of users) and impact assessment, eventually the mathematical equations of these factors were set up.

(5) In addition, based on the static assessment model, the life cycle assessment equations were built up to assess the lightweight effects for these two types of vehicles, which was through substituting steel by aluminum or by magnesium, hence, the multi-objective optimization were conducted. The mass ratio of reduction of steel, increasing of aluminum and magnesium were selected as the variables, while the life cycle energy consumption, GWP and manufacturing cost were pointed as the targets. Through the optimization, the goal of reducing the life cycle energy consumption and GWP without increasing the total cost when reducing 5% of the automobile weight was achieved.

(6) Finally, the dynamic analysis was conducted through the material lightweighting for the battery electric vehicle and conventional gasoline vehicle, which selected the lightweight materials such as aluminum alloy, magnesium alloy and some other lightweight materials respectively. The

results showed that after the comprehensive influence was taken into account, the material lightweight by substituting steel with aluminum or magnesium on the chosen electrical vehicle led to a declination in most assessment indices, while which on the chosen conventional gasoline vehicle has made some increasing in the life cycle emissions of PM, CO and environmental cost, HTP and so on. In sum, the lightweight effects (such as life cycle energy consumption, emissions, environmental costs, and the total life cycle costs) of the chosen battery electric vehicle were better than conventional gasoline one in most indices with different degree. In addition, this paper has further demonstrated the energy conservation and emission reduction effect that benefit from the recycling. Finally, a preliminary assessment on the lightweighting effect of carbon fiber were explored, which found that the effects of using carbon fiber on life cycle environmental impact, such as single gas emission, environmental cost, GWP, HTP, POCP and AP, would be superior to that of aluminum and magnesium. While as for life cycle energy consumption, the effect of using carbon fiber would be inferior to aluminum and magnesium. The high cost of using carbon fiber leads to the automotive manufacturing cost and life cycle total cost of users increase dramatically. If these problems can be solved appropriately the prospect of using carbon fiber to realize the goal of automotive lightweighting shall be expected.

In this dissertation, the static and dynamic life cycle assessment models for automotive products and its lightweighting were established and the following empirical studies were conducted accordingly. The research methods and results can serve as theoretical basis for relative enterprises to set up lightweighting assessment standards, to develop lightweighting automotive products of energy saving and emission reduction, and to provide decision-making reference for the government to make the sustainable development strategy of automobile industry.

Key words: automotive lightweighting; life cycle; assessment model; comprehensive benefits; system dynamics

目 录

学位论文原创性声明	I
学位论文版权使用授权书	I
摘 要	II
ABSTRACT.....	V
目 录	IX
第 1 章 绪 论	1
1.1 研究背景与意义	1
1.1.1 研究背景	1
1.1.2 研究意义	3
1.2 文献综述	4
1.2.1 生命周期评价理论概述	4
1.2.2 生命周期评价理论在汽车上的应用	7
1.2.3 汽车轻量化生命周期评价综述	19
1.2.4 当前汽车生命周期评价存在的问题	23
1.3 研究思路和研究内容	24
1.4 本章小结	26
第 2 章 静态评价模型构建	27
2.1 模型结构及系统边界	27
2.2 汽车产品全生命周期材料消耗模型	29
2.3 汽车产品全生命周期能源消耗模型	32
2.3.1 材料获取阶段的能耗	33
2.3.2 材料加工阶段的能耗	33
2.3.3 零部件加工制造阶段的能耗	34
2.3.4 整车装配阶段的能耗	34
2.3.5 使用阶段的能耗	35
2.3.6 回收利用阶段的能耗	37
2.3.7 全生命周期的综合能耗	40
2.4 汽车产品全生命周期排放模型	40
2.4.1 材料获取阶段的排放	41
2.4.2 材料加工阶段的排放	41

2.4.3	零部件加工制造阶段的排放	42
2.4.4	整车装配阶段的排放	42
2.4.5	使用阶段的排放	43
2.4.6	回收利用阶段的排放	44
2.4.7	全生命周期的排放	47
2.5	汽车产品全生命周期成本模型	47
2.5.1	企业视角下的生命周期生产成本模型	47
2.5.2	社会视角下的生命周期环境成本模型	49
2.5.3	用户视角下的生命周期总成本模型	49
2.6	汽车产品全生命周期环境影响评价模型	51
2.6.1	环境影响评价分类	52
2.6.2	资源消耗	53
2.6.3	温室效应影响	54
2.6.4	人体健康损害影响	55
2.6.5	光化学烟雾影响	56
2.6.6	酸化影响	56
2.7	本章小结	56
第3章	汽车全生命周期综合效益静态评价实证研究	57
3.1	研究对象及评价指标	57
3.2	清单数据采集	63
3.3	整车全生命周期 MEPC 静态评价结果	65
3.4	敏感性分析	70
3.5	整车全生命周期环境影响评价结果	75
3.6	本章小结	81
第4章	动态评价模型构建	83
4.1	系统动力学概述	83
4.1.1	系统动力学建模理论	83
4.1.2	系统动力学建模步骤	84
4.1.3	系统动力学软件	85
4.2	系统边界与动态假设	86
4.3	系统动力学动态评价模型构建	88
4.3.1	全生命周期材料及矿石资源消耗子系统	89
4.3.2	全生命周期能源消耗子系统	89
4.3.3	全生命周期排放子系统	95
4.3.4	全生命周期成本子系统	98

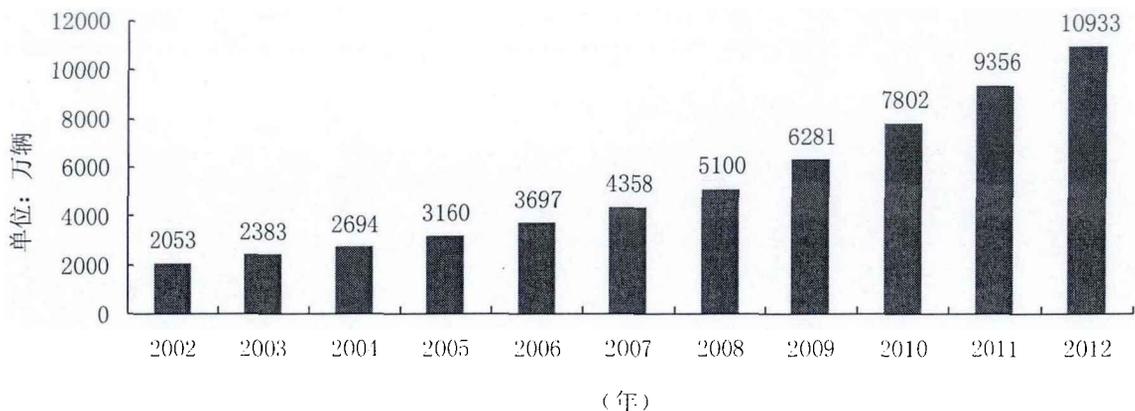
4.3.5 全生命周期环境影响评价子系统.....	102
4.3.6 系统动力学方程与测试	103
4.4 本章小结.....	107
第5章 基于材料轻量化的汽车产品全生命周期评价.....	109
5.1 材料轻量化全生命周期综合效益静态评价	109
5.2 材料轻量化全生命周期多目标优化	115
5.3 某纯电动汽车与传统汽车材料轻量化动态仿真分析.....	118
5.3.1 铝镁轻量化和碳纤维轻量化情景设定	118
5.3.2 铝镁轻量化分析与比较	118
5.3.3 碳纤维轻量化分析与比较	134
5.4 本章小结	142
结论与展望	143
参考文献.....	146
致 谢	163
附录 A 攻读学位期间研究成果清单	164
附录 B 汽车全生命周期清单结果	166
附录 C 动态评价模型的系统动力学流程图	168

第1章 绪 论

1.1 研究背景与意义

1.1.1 研究背景

近年来，随着我国经济持续快速发展和城镇化进程加速推进，汽车保有量持续增加，如图 1.1 所示。2012 年，中国的民用汽车（不包括三轮汽车和低速货车）保有量突破 1 亿辆。2002 至 2011 年，我国汽车销量年均增长 23.5%，大大高于 GDP 的发展速度。2013 年，中国汽车产销量分别达到 2211.68 万辆和 2198.41 万辆，产销首次突破 2000 万辆创历史新高，连续四年突破 1800 万辆，连续五年成为世界第一汽车生产和消费大国。截止 2013 年末，全国民用汽车（包括三轮汽车和低速货车）保有量达到 1.3741 亿辆。根据对市场潜在需求的分析，预计未来较长时间内，中国汽车工业仍将保持稳定增长。全球最大的汽车消费市场已经从美国转移到中国，但是中国也已经感受到了汽车快速增长所带来的巨大压力，诸如石油大量消耗、环境污染、交通拥堵等一系列负面影响和问题已开始显现。



数据来源：各年的中国汽车工业年鉴

图 1.1 2002~2012 年中国民用汽车保有量变化情况

(1) 资源消耗加剧

汽车产品主要的资源消耗包括了钢材、铝材、铜材、铸铁、塑料、橡胶等。据估算，中国乘用车的平均整备质量为 1275kg，2012 年，我国乘用车销量为 1447 万辆，资源总消耗约为 1845 万吨，其中，车用钢材消耗 1199 万吨，铝材消耗 166 万吨，塑料消耗 184 万吨，铸铁消耗 92

万吨，橡胶消耗 92 万吨，玻璃消耗 55 万吨，其它金属消耗约为 55 万吨^[1]。同时随着汽车技术的不断发展，电子化和智能化越来越普及，汽车在稀土、锂等资源消耗方面也越来越多。

（2）能源消耗巨大，能源安全形势严峻

我国石油资源短缺，人均石油存储量仅为世界平均值的 10%，我国自 1993 年成为石油净进口国，其进口量比例逐年上升，如表 1.1 所示。2009 年首次突破 50% 的警戒线。至 2012 年 2 月，我国石油对外依存度已达 57.9%。随着我国进入汽车社会，汽车耗能在能源消耗中所占的比例日益增大。我国汽车用汽、柴油消费占全国汽、柴油消费的 65%，每年新增石油消费的 70% 被新增汽车所消耗。据统计，2011 年我国成品油消耗为 2.43 亿吨，其中车用成品油为 1.67 亿吨，占成品油消耗的 69%^[1]。汽车耗能已成为我国石油对外依存度增加的主要原因之一。美国能源部预测：未来 20 年内，中国 2/3 的石油消费将来自交通运输业，其中汽车消费石油占 1/2 左右。而未来社会，能源储备量的多少决定了社会发展，并直接决定了一个国家的安全情况。因此，在汽车行业节省能源，不仅关系到汽车产业的可持续发展，更关系到国家的能源安全。

表 1.1 2006~2011 年中国石油对外依存度

年份	生产量/百万吨	消费量/百万吨	对外依存度/%
2006	184.8	351.2	47.4
2007	186.3	369.3	49.6
2008	190.4	376.0	49.4
2009	189.5	388.2	51.2
2010	203.0	428.6	52.6
2011	204.0	477.0	56.5

中国单位 GDP 能耗是世界平均水平的 2.5 倍，美国的 3.3 倍，日本的 7 倍，同时高于巴西、墨西哥等发展中国家。“十一五”规划单位 GDP 能耗下降 20%，然而实际情况是：“十一五”期间，全国单位 GDP 能耗下降 19.1%，没有完成目标任务。“十二五”规划提出，单位 GDP 能耗要降低 16%，碳强度要降低 17%，非化石能源占一次能源的消费比要达到 11.4%。而 2011 年全国 GDP 能耗只下降 2.01%，没有达到 3.5% 的目标，可见我国面临的降低能耗压力巨大。

（3）环境污染严重，减排压力巨大

机动车污染已成为我国空气污染的重要来源，是造成灰霾、光化学烟雾污染的重要原因，机动车污染防治的紧迫性日益凸显。机动车排放的污染物有几百种，其中最主要的是一氧化碳（CO）、碳氢化合物（HC）、

氮氧化物(NO_x)、颗粒物(PM)。2010年,全国机动车排放污染物5226.8万吨,比2006年增加了6.4%,"十一五"期间年均增长1.25%;分类别看,CO、HC、 NO_x 、PM排放量"十一五"期间年均增幅达到1.12%、0.92%、2.68%、0.54%,见表1.2。2012年,全国机动车排放污染物4612.1万吨,但四项污染物排放总量与2011年基本持平,其中氮氧化物640.0万吨,颗粒物62.2万吨,碳氢化合物438.2万吨,一氧化碳3471.7万吨。汽车仍是污染物总量的主要贡献者,其排放的 NO_x 和PM超过90%,HC和CO超过70%。

表 1.2 机动车排放物主要污染物情况

	2006年	2009年	2010年	"十一五" 年均增幅	2011年	2012年
机动车排放污染物 (万吨)	4912.6	5143.3	5226.8	1.25%	4607.9	4612.1
其中, 一氧化碳	3863.9	4018.8 (3110.7)	4084.4 (3174.6)	1.12%	3467.1 (2796)	3471.7 (2865.5)
碳氢化合物	465.4	482.2 (358.9)	487.2 (363.5)	0.92%	441.3 (339.2)	438.2 (345.2)
氮氧化物	525.1	583.3 (529.8)	599.4 (536.8)	2.68%	637.5 (576.4)	640.0 (582.9)
颗粒物	58.2	59.0 (56.1)	59.8 (56.5)	0.54%	62.1 (59)	62.2 (59.2)

数据来源:环境保护部,各年的中国机动车污染防治年报。括号内的数据为汽车污染物排放数据。

《中国环境年鉴(2011)》的报告指出,1980~2010年间,我国机动车保有量增加了25倍,机动车污染物排放总量同期增加了12倍。虽然机动车污染物排放量增速显著低于机动车保有量增速,但随着机动车保有量的快速增长,机动车污染物排放总量持续增长的趋势短期内难以扭转^[2]。2009年9月,胡锦涛主席在联合国气候变化峰会上承诺,中国5年减排15亿吨 CO_2 ;中国政府承诺2020单位GDP二氧化碳排放比2005年下降40%-45%,减排压力巨大。

1.1.2 研究意义

传统汽车轻量化与汽车使用中燃油消耗之间的关系,不同的研究机构说法各异。较常见的一种说法是:如果汽车减重10%,可降低油耗8%-9%。世界铝业协会报告则指出,汽车重量每减少10%,油耗可降低6%-8%^[3]。大众汽车公司的研究成果认为,汽车重量减少100kg,每百公里可节省燃油0.3-0.5L,每百公里 CO_2 排放可减少8-11克^[4]。尽管说法不一,但都

表明汽车轻量化对车辆使用节省燃油的直接影响。

我国已将如何有效控制石油消费增长和减少排放列为可持续发展的重要课题。汽车轻量化是汽车产品实现节能环保的重要途径之一。近年来,我国对汽车轻量化的研究工作予以高度重视,2007年12月27日成立了汽车轻量化技术创新战略联盟,这是我国汽车行业的第一个技术创新战略联盟,通过产学研合作,无论是轻量化材料、轻量化结构改进、还是轻量化加工制造工艺等方面均取得了诸多研究成果。但是,我国目前对汽车轻量化产品的节能减排效果主要关注的只是使用阶段,而没有对汽车轻量化产品进行全生命周期综合效益量化评价,为了达到轻量化目的所花费的代价(包括在汽车产品设计、生产制造过程,以及整个回收利用的过程中付出了额外的代价)没有测算清楚,对其能在多大程度上实现节能减排目标也就没有清晰的判断。比如轻量化汽车虽然使用了诸如铝、镁和某些先进的复合物等材料,但汽车材料变轻所节约的能源是否抵消了生产这些材料的巨大能耗和排放?还有某种结构设计虽然能优化材料用量,但在回收报废阶段是否会增加能耗和排放?如果认识不到这些问题的复杂性和多变性,只看局部不看整体、只看表面不看实质,不仅无益于汽车节能减排,有时甚至会适得其反。

汽车轻量化往往需要额外的投入,着眼于全生命周期的轻量化效果,这些额外投入并不一定能通过使用过程的节能减排来补回。立足于从“摇篮到再生”的汽车产品轻量化全生命周期评价,可以对汽车生命周期全过程系统边界之内发生的问题进行全面考察,综合考虑各阶段节能减排情况。本文拟采用系统论方法从资源、能源、环境、经济性等方面量化评价汽车轻量化全生命周期综合效益绩效,汽车产品生命周期包括从原材料获取、加工制造、运行使用、维修保养、报废回收处理与资源再生的全过程,并通过系统动力学模型将汽车产品轻量化对材料、能耗、排放、经济性四方面造成的影响进行动态量化评价分析。

综上,论文研究既可探索实现汽车轻量化的有效途径,又可指导相关企业开发具有真正节能减排价值的汽车轻量化产品,还可为政府出台相关政策提供决策参考,促进汽车产业的可持续发展。

1.2 文献综述

1.2.1 生命周期评价理论概述

生命周期评价(LCA),最初应用可追溯到1969年美国可口可乐公司对不同饮料容器的资源消耗和环境释放所作的特征分析。1990年由“国

际环境毒理学会与化学学会(Society of Environment Toxicology and Chemistry, SETAC)”首次主持召开了有关生命周期评价的国际研讨会。该会议首次提出了“生命周期评价”的概念。在以后的几年里,该组织对生命周期评价从理论到方法上进行了广泛的研究。1993年国际标准化组织正式将生命周期评价 ISO14000 国际标准纳入该体系。

SETAC将生命周期评价定义为:“生命周期评价是一种对产品、生产工艺以及活动对环境的压力进行评价的客观过程,它是通过对能量和物质利用以及由此造成的环境废物排放进行辨识和量化来进行的,其目的在于评估能量和物质利用以及废物排放对环境的影响,寻求改善环境影响的机会。这种评价贯穿于产品、工艺和活动的整个生命周期,包括原材料提取与加工,产品制造、运输及销售、产品的使用、再利用及维护,废物循环及最终废物弃置^[5-7]。”根据ISO14040-2006的定义,生命周期评价是“对一个产品系统的生命周期中输入、输出及其潜在环境影响的汇编和评价”^[8]。

关于生命周期评价的定义,尽管不同机构的表述方式不尽相同,但目前已经趋向于采用比较一致的框架和内容,其总体核心是:生命周期评价是对贯穿产品生命周期全过程(从获取原材料、生产、使用直至最终处置)的环境风险及其潜在环境影响的研究。生命周期评价是对产品或服务“从摇篮到坟墓”的全过程的评价;是一种系统性的、量化的评价方法;是一种充分重视环境影响的评价方法;同时也是一种开放性的评价体系。

经过20多年实践,生命周期评价方法论的国际标准化取得了重要进展。1997年国际标准组织推出ISO14040标准,2006年国际标准组织发布生命周期评价标准新的修订版,以ISO14040:2006和ISO14044:2006^[8,9]代替先前的4个标准。我国也相继推出相关标准,最新的版本是GB/T24044-2008《环境管理—生命周期评价—要求与指南》。

生命周期评价的主要作用如下:有助于企业在产品开发中选择有利于环境的绿色工艺;有助于企业实施生态效益计划,促进企业可持续发展;能够帮助企业有步骤、有计划地实施清洁生产;可以成为政府部门制定环境政策和建立环境产品标准的依据;优化政府的能源、运输和废物管理方案;可以对市场营销进行引导、指导“绿色营销”和“绿色消费”。

目前,各种具有用户友好界面的LCA软件和数据库纷纷推出,促进了LCA的全面应用。生命周期评价的主流软件有SimaPro、GaBi、Athena、Ecomanager、Team、Boustead Model和Umberto等。

ISO14040标准规定LCA的实施步骤如下：目标和范围的定义、清单分析、影响评价和结果解释四个阶段，如图1.2所示。

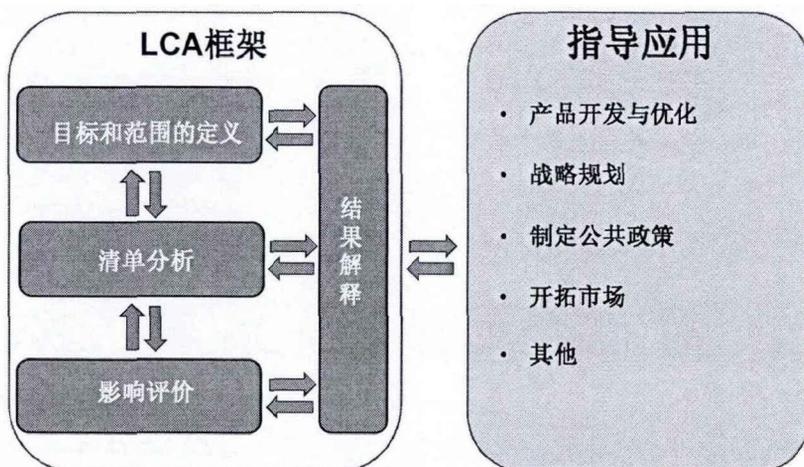


图 1.2 LCA 实施步骤

(1) 目标和范围的定义：这是实施LCA的第一步，它将直接影响到后续整个评价工作以及最终的研究结论。这个阶段要说明开展此项生命周期评价的目的和原因，确定系统边界，指出重要假设和限制以及评价结果的可能应用领域。

(2) 清单分析：对一种产品、工艺和活动在其整个生命周期内的能量与原材料需要量，以及对环境的排放量进行以数据为基础的客观量化过程。清单分析开始于原材料的获取，中间过程包括生产/制造、输配、使用/消费、回收利用，结束于产品的最终处置^[10]。

(3) 影响评价：对清单分析阶段所识别的环境影响进行定量或定性的表征评价，即确定产品系统的物质、能量交换对外部环境的影响。影响评价包括：分类，特征化，量化。分类是将LCI中的输入和输出数据归到不同的环境影响类型的过程。特征化是将每一个影响类目中的不同物质转化和汇总成为统一的单元。量化是确定不同环境类型的相对贡献大小或权重，以期得到总的环境影响水平的过程。

(4) 结果解释：根据规定的目标和范围，综合考虑清单分析和影响评价提供的信息，寻求产品、工艺或活动的整个生命周期内减少能源消耗、原材料使用以及污染排放的可能，从而形成结论并提出建议。

随着生命周期评价在各行业中的应用日趋广泛，其方法体系也在不断发展。目前，国内外常用生命周期评价方法体系主要有^[11]：Environmental Design of Industrial Products 1997(EDIP 97)、Environmental Priority Strategies in Product Development 2000 (EPS 2000)、Eco-indicator 99、Centre of Environmental Science 2001 (CML 2001)、IMPACT 2002 + 和 Environmental Design of Industrial Products 2003(EDIP 2003)体系。综

合来看, LCA方法体系主要分为两类:一类是面向问题(中间点)的方法;另一类是损害为主(终结点)的方法。中间点的方法是对与气候变化、富营养化、酸化、潜在的光化学臭氧生成和人类的毒性相关的环境影响进行评价,可以使用CML 2001、EDIP 97、EDIP 2003和IMPACT 2002 +体系。终结点的方法是划分为各种环境主题,对每一个和人类、自然环境和资源相关的主题造成的损害进行建模。IMPACT 2002 +和Eco-indicator 99体系可用于以造成的损害为导向的方法^[11]。各种评价方法体系都有各自的优缺点,要根据不同的评价对象进行针对性的选用。

1.2.2 生命周期评价理论在汽车上的应用

汽车作为一种复杂的工业产品,在原材料加工阶段使用多种工业材料,制造过程分布在多个厂家,使用周期比较长。因此,汽车的LCA具有过程复杂、数据收集难度大、生命周期阶段不完整等特点。近年来,一些跨国汽车公司如奔驰、大众、沃尔沃、菲亚特等也在积极开展汽车生命周期评价研究,以应对未来针对汽车更加严格的生态标志标准及绿色采购政策^[12]。

1.2.2.1 国外汽车生命周期评价综述

随着对汽车与能源、环境关系认识的进一步向纵深发展, LCA 已成为支持汽车工业可持续发展决策的有力手段之一,在这方面比较典型的是美国能源部下属的阿冈国家实验室的 GREET(Greenhouse gases, Regulated Emissions and Energy use in Transportation)模型,主要用来分析从“油井—车轮”(WTW)整个生产过程中的生命周期,评估代用燃料和先进车辆技术的整个燃料循环的能源效率和排放影响。该模型的优势在于对不同能源产品,汽车类型等进行了详细分类,通过输入相关数据,可对不同汽车类型的能耗和排放分别进行计算。WTW方法及GREET软件被广泛应用于各种汽车及车用燃料的生命周期评价,比如:Wu等^[13]应用GREET对交通替代液体燃料,如菲舍尔-托柴油FTD和二甲醚(DME)的能源和排放进行生命周期评估。

在传统汽车LCA方面,Nigge^[14]对天然气汽车、柴油车和汽油车进行生命周期分析比较,综合考虑所有评估因素,天然气汽车对环境的污染最小。Finkbeiner等^[15]基于LCA理论,结合生命周期分析软件研究了奔驰汽车公司生产的新型S350车型的环境影响,其中CO₂、NO_x等排放均比原车下降。Muñoz等^[16]利用LCA评价了汽车车门内板的生态效益,研究表明车门内板的生态设计能有效减少废弃物填埋和生态毒性影响。Spielmann和Althaus^[17]对瑞士乘用车采用Eco-indicator 99方法进行生命

周期评估,文中侧重评估 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 以及分析如何减少能源消耗和 CO_2 的排放。Sullivan 等^[18]提出一个针对零部件制造和装配 (VMA) 过程的生命周期评价模型,总体而言,VMA 阶段的能源消耗和温室气体的排放占车辆整个生命周期的 3.5%~4.5%。

在电动汽车 LCA 方面,随着汽车电动化问题受到公众的日益关注,对该类技术的环境影响评价也日显必要。因此,近年来出现了不少关于电动汽车的生命周期评价研究,并且很多研究与传统车进行了比较。

McCleese 和 LaPuma^[19]用蒙特卡洛模拟对电动汽车和内燃机汽车进行了生命周期评价,预测在汽车生命周期中的气体排放和能源消耗的差异。Maclean 和 Lave^[20, 21]对内燃机汽车、电动汽车、混合动力汽车及氢燃料电池汽车进行了生命周期对比分析。Boureira 等^[22]对比利时的电动汽车、混合动力汽车、LPG 汽车和汽油车做生命周期评估,结论是纯电动汽车温室效应影响最小。Jaramillo 等^[23]评估并比较了煤制油 (CTL) 汽车、插电式混合动力汽车 (PHEV) 和氢燃料电池汽车 (FCV) 的温室气体排放。结果表明,煤发电当采用碳捕捉和封存技术时,PHEV 的温室气体排放最少,大概比其他两种汽车的温室气体排放低一半。另一方面,CTL 汽车和煤基制氢燃料电池汽车比 PHEV 和传统汽柴油车大幅增加了温室气体排放。Samaras 和 Meisterling^[24]评估了混合动力汽车的温室气体排放,并与传统汽车相比,研究表明混合动力汽车能够减少 32% 的温室气体排放。Messagie 等^[25]用 WTW 方法评估电动汽车在酸化、人类健康、温室气体排放的环保性,包括电动汽车生产电池过程中的排放,还强调了回收电动汽车电池的必要性。Cooney^[26]对比了美国柴油公交车和电动公交车的环境影响,指出电池技术的改进,可降低电动汽车生命周期环境影响,但电网结构仍是占主导地位的因素。Messagie 等^[27]对比利时的传统汽车和新能源微型轿车进行生命周期评估,结果表明:综合考虑所有影响因素,电动汽车具有最好的环保性。汽油车的温室气体排放最严重,而混合动力汽车影响会小很多。另外,在使空气酸化方面,如果没有考虑电池回收,混合动力汽车最严重,其对环境的破坏甚至高于汽油车,主要原因在生产镍氢 (NiMH) 电池过程中的污染较严重。Georgakellos 等^[28]结合使用 LCA 和 EcoSenseLE 工具研究了希腊电动汽车生命周期碳足迹,其电能来自于生物质发电。结果表明,由于生物质能发电具有很高的转化效率,电动汽车有一定的节能效果,而且在限制二氧化碳排放方面具有不错的发挥。Kärnä^[29]采用欧洲 ecoinvent 基础数据,研究不同类型城市公交车 (纯电动、柴油、混合动力等) 所消耗的原材料的碳足迹。Szczechowicz 等^[30]研究基于德国交通模式的电动汽车的排放,并采

用 CML 2001 方法对比评估了纯电动汽车、插电式混合动力汽车和内燃机汽车。

Hawkins 等^[31]比较了电动汽车和传统汽车的生命周期环境影响，结果表明：假设汽车的寿命为 15 万公里，采用当前欧洲的混合电力，电动汽车对全球变暖的影响相比传统汽车降低 10%~24%；然而，人体毒性、淡水生态毒性、淡水水体富营养化、金属枯竭的影响显著增加。Faria 等^[32]对作为个人代步工具的电动汽车做可持续性评估。文中研究电动汽车（EV）经济性与环境保护之间的关系并和传统的内燃机汽车（ICEV）做比较。该评估基于 WTW 方法对汽车不同的能源供给和不同的汽车技术进行分析比较。其研究结果表明，在环境影响方面，EV 的排放比 ICEV 少一半；考虑到整个生命周期（约 10 年）的成本，EV 和 ICEV 相当。将来随着电动汽车电池技术的不断完善，电池价格的逐步降低，电动汽车会占领更多的市场份额。Marshall 等^[33]研究插电式混合动力汽车在正常行驶循环模式下对环境的影响，包括充电、能源消耗和温室气体排放等，并以密歇根州为案例进行了实证研究。

Sharma 等^[34]的研究分两部分：第一部分研究传统汽车、混合动力电动汽车和纯电动汽车在澳大利亚的驾驶条件下的经济性和排放。第二部分对两类汽车（Class-B 和 Class-E）的温室气体排放做生命周期评估，强调要考虑到燃料燃烧时的排放和能源结构的变化。对于 B 类电动汽车，相比内燃机汽车总拥有成本更高。而 E 类混合动力汽车具有最好的经济性和环境效益。Lucas 等^[35, 36]对传统汽车和电动汽车等能源供给基础设施进行生命周期评估，并用蒙特卡洛进行了不确定分析，分析得到的结论是：电动汽车的能源供给基础设施碳排放更多，但是在整车生命周期评估中，其所占的比例不超过 8%。Ma 等^[37]比较了纯电动汽车和内燃机汽车分别在英国和美国加州实际驾驶条件下的生命周期温室气体的排放。MacPherson 等^[38]用 LCA 方法评估了插电式混合动力汽车的燃油经济性和温室气体的排放。文中探讨不同地区电动汽车在其生命周期中的能源消耗和温室气体排放并与美国环境保护署（EPA）燃油经济性网站上的数据做比较。结果表明，不同地区由于电力结构的不同，生命周期温室气体排放存在较大差异，其中最大和最小相差达到 100g/mile。

动力电池是电动汽车的核心部件，对其生命周期评价也取得了一些研究成果。Matheys 等^[39]用 Simapro 软件评估了五种不同材料电池（铅酸电池、镍镉电池、镍电池、氯化镍钠电池、锂离子电池）电动汽车对环境的影响，并进行了敏感性分析。Zackrisson 等^[40]评估了用两种不同电池溶液制造的锂离子电池的环境影响，结果表明，使用水作为熔剂更好

而不是使用 N-methyl-2-pyrrolidone (NMP)。Cicconi 等^[41]研究了回收电动汽车磷酸铁锂电池及二次使用对环境所造成的影响,结果表明,锂离子电池的二次使用对环境产生积极的影响,更重要的是,在早期的设计阶段,研究所获得的数据能够帮助制定锂离子电池的二次使用方案。Stamp 等^[42]研究用于电动汽车的碳酸锂不同生产来源对环境所造成的影响。文中从资源供应、生产阶段和使用阶段三个层次分析,采用 Eco-indicator 99 方法评估碳酸锂的三个来源:天然卤水(目前主要来源)、矿石(较少见)和海水(未来选项),并结合电动汽车和传统内燃机汽车进行比较。Sullivan 和 Gaines^[43]研究得出了各种电池“从摇篮到大门”生命周期清单(LCI)的结果。其研究对象是铅酸电池(PbA)、镍镉电池(NiCd)、镍氢电池(NiMH)、硫钠电池(Na/S)和锂离子电池(Li-ion);评估分为两个阶段:电池原材料的生产和电池的生产。结果表明:对于能源消耗,生产原材料,最低的是 PbA,其次是 NiCd;生产电池时,PbA 和 NiCd 占总能源消耗的三分之一而另外三种电池则占一半;对于二氧化碳排放,这两个阶段差不多,其中 PbA 排放最少,而其他电池没有明显的区别。

在燃料电池汽车 LCA 方面,不少学者进行了相关研究,并与传统柴油车或汽油车、天然气汽车进行了比较^[44-50]。Granovskii 等^[48]分析了 3 种制氢来源的资本投资效率,分别是天然气制氢、太阳能制氢和风能制氢。由天然气制氢的燃料电池汽车的能源效率比传统汽车高 25%-30%,且其温室气体排放更少。Campanari 等^[51]用 WTW 方法分析电动汽车和燃料电池汽车的能耗、排放情况,并分析不同场景下的能源供应影响,最终目标是使汽车的动力性和环境保护之间达到一个很好的平衡。Bartolozzi 等^[52]对氢燃料电池汽车和电动汽车进行了生命周期评价,该文对氢能源的供给方式——风能、生物氢能、电解氢,进行了特定的模拟。使用来自可再生能源产生的氢可以在一定程度上解决城市环境可持续发展的问题,是一个非常有吸引力的战略选项。Baptista 等^[53]根据 WTW 计算结果表明,在环境影响方面,基于氢能的混合动力车队有明显的优势。Hwang^[54]利用 GREET 对氢燃料电池汽车氢能源获取路径进行生命周期能源消耗和环境影响评估,并与纯电动汽车和传统汽油车进行对比。氢能源的获取路径有以下六种:天然气蒸汽重整、玉米乙醇、电解水、太阳能、煤炭气化和无碳封存。结果表明:使用太阳能电解氢和电解水制氢在节能和温室气体排放方面具有最大的优势;但是考虑到经济性,使用天然气蒸汽重整方式则会更好。

在汽车报废回收方面,Castro 等^[55]采用 Eco-indicator 99 方法对荷兰

普通乘用车进行了生命周期评价，强调要考虑汽车报废的回收再利用，实施欧盟的 ELV 指令。Sawyer-Beaulieu 和 Tam^[56]对北美报废汽车的各个过程进行了生命周期分析，主要从材料回收角度考虑，但没有得出具体的环境影响值。Tonn 等^[57]对在汽车原材料提取、加工及报废过程中产生的废弃物主要是固体废弃物和有毒有害物质做出了评估，并以三款新车中的钢被铝、钛、镁、塑料、玻璃和碳纤维所替代进行研究。结果表明，三款新车产生的固体废弃物和有毒有害物质大于基准车型，主要是由于材料成分变化引起的。Witik 等^[58]研究碳纤维增强型复合材料（CFRP）回收时对环境的影响。对热解、焚烧与能量回收和填埋处置三种回收方式进行分析比较，同时对汽车使用二次回收的碳纤维（RCF）的效果进行了分析。

在生命周期评价理论和评价方法方面，Joshi^[59]改进了 EIO—LCA 模型，使它成为一种实用的、灵活的、系统的产品生命周期评估工具，从而实现快速、节省成本、全面的产品生命周期评估。应用该改进方法，对钢和塑料的汽车油箱系统进行了生命周期环境影响比较。Schmidt 和 Butt^[60]研究生命周期工具可持续发展指数（PSI）在欧洲福特产品中的应用。可持续发展指数要考虑到环境、经济和社会三方面的综合影响，在福特 S-MAX 和 Galaxy 应用该方法，三个方面指标均比老福特银河有较大的改善。Matheys 等^[61]研究了生命周期评价中功能单位选择的重要性。介绍了电动车动力电池需要考虑的功能单元的所有相关参数的选择，总结了不同功能单位的影响，如能量密度、循环寿命、能量效率、续驶里程。指出不同功能单位的选择方法可以影响评价结果，应采用更标准化的方法来定义功能单元。Mitropoulos 和 Prevedouros^[62]研究建立轻型汽车的生命周期评估的可持续发展框架，其结构由四个层（环境、技术、能源和经济）、三个控制器（用户、法律和本地限制）组成，该评估包括了一套量化的可持续性指标，并对 6 类轻型车辆进行了生命周期评估比较。值得注意的是，该文还比较了噪音水平。Rathod 等^[63]整合了 LCA 和 ECQFD（environmentally conscious quality function deployment）来设计开发电动汽车，使得电动汽车在生产上具有可持续性。ECQFD 可以处理好汽车产品环境和汽车质量要求，LCA 用于评估汽车生产过程中对环境的影响。Yu 和 Kim^[64]研究开发了汽车生命周期环境评估系统。由于收集汽车整个生命周期中的数据要耗费大量的时间、人力、物力，而通用韩国公司的汽车环境评估系统采用自动化和标准化的数据管理方法来解决上述问题。

综上，学者们针对不同车型，不同时间轴和不同国家展开了关于汽

车特别是电动汽车的生命周期评价，其中最常见的研究车型是普遍使用的经济型轿车。这些生命周期评价研究采用了各种影响评价方法，通常气候变化影响包含在所有的研究中。表 1.3 显示了不同学者对经济型电动轿车气候变化影响的研究结果。这些研究结果中的某些差异可由归因于所采用的电力组合不同。另外一个主要的差异是锂离子电池的不同的生命周期清单数据来源不同。根据不同的数据来源生产 1kg 锂离子电池所带来的基于生命周期的气候变化影响，采用 ecoinvent data v2.2 和 Input-output (USA) 两者数据分别为 5.8kg CO₂-eq/kg 和 17.8 kg CO₂-eq/kg，差别高达 12kg CO₂-eq/kg^[65]。

表 1.3 电动汽车（经济型轿车）的基本参数及其行驶 1 公里的气候变化影响

	Held	Lambrecht	Frischknecht	Althaus	Simons	Freire
车辆质量 (kg)	1,670	n.a.	1,632	1,880	1,650	1,531
车辆寿命 (km)	171,600	150,000	150,000	150,000	n.a.	200,000
电池重量 (kg)	400	250	312	400	250	329
电池寿命 (km)	114,400	100,000	75,000	150,000	n.a.	100,000
电耗 (KWh/100km)	22.9	22	20	20	20	18.8
电力来源	DE	DE	CH	CH	CH	PT
温室气体排放 (g CO ₂ -eq/km)	240	225	150	95	110	165

关于电动汽车生命周期温室气体排放的分析是相当不完整的并受到显著不确定性的影响。虽然有生命周期清单 (LCI) 数据库 (其中一部分涉及公共领域)，但针对电动汽车仍存在数据的一致性和生命周期评价方法的标准化这两大问题。要解决这些问题尤其需要汽车 OEM 和供应商的大力支持。尽管有这些限制，由 Ricardo Plc 针对 LowCVP 进行的高层次评价对电动汽车制造及其回收处理的温室气体排放研究起了抛砖引玉的作用^[66]。同时，在大多数电动车生命周期评价研究中都没有涉及与提供充电基础设施和报废回收阶段处理相关的温室气体和其他环境影响。然而，当拿传统汽油车和电动车相比较时，这两个部分是不可忽视的，因为电动车电池的制造及报废处理与传统汽油车有显著的不同。Patterson 等^[66]也指出对纯电动车和插入式混合电动车报废回收阶段的温室气体排放我们知之甚少，需要关注。

关于油箱到车轮阶段或使用阶段已被广泛研究^[67-76]，但仍存在一些不确定性：纯电动汽车油箱到车轮阶段的排放为零但其能源效率在一定

程度上受电池重量的影响^[71]；插电式混合汽车增加了额外的复杂性，即油箱到车轮的温室气体排放量是由它们的效用系数（即：由电力驱动的行驶里程部分）最终确定的^[74]。至于从油井到油箱的温室气体排放，对于电动汽车而言很大程度上取决于所使用的电力的温室气体排放强度。该强度在电池充电的时间不受管理和受管理时变化显著。在后一种情况下，一般使用基于电网平均温室气体强度的官方数字而这很可能导致从油井到车轮电动车的实际温室气体排放强度被明显低估^[75]，但改善这种假设需要复杂的分析。此外，有关电池制造的温室气体排放及其他环境影响的研究也具有显著的不确定性。

1.2.2.2 国内生命周期评价及其在汽车上的应用

中国科学院生态环境研究中心的杨建新等^[77]提出了中国产品生命周期环境影响评价模型，最早完成了中国化的生命周期评价体系的建立工作，并且利用这一体系编制了钢铁^[78]、汽车等产品的生命周期排放清单。

虽然我国起步较晚但也取得了较大的进展^[79]。近年来，国内的科研机构、高校学者和少数企业也在 LCA 方面做了一定的研究：中国科学院、清华大学、同济大学、上海交通大学、复旦大学、湖南大学、重庆大学、大连理工大学、合肥工业大学、山东大学、北京工业大学等均有不同侧重的研究成果。如中国科学院环境研究所开发了绿色产品评估系统 AGP（Assessment for Green Product），将输入-输出（Input-Output）分析方法引入全生命周期评价中，建立了混合型生命周期评价（Hybrid LCA）方法；清华大学开发了绿色度生命周期分析系统 GPLCAS 等。

（1）汽车及其燃料生命周期评价

在车用能源生命周期分析方面，国内研究成果十分丰富。清华大学欧训民等^[76, 80-87]在 GREET 模型平台的基础上，开发建立了中国车用能源全生命分析模型（TLCAM）。模型包含两个部分：终端能源全生命周期（LC）计算平台和具体燃料/车辆路线（LC）分析程序。刘宏等^[88]对煤基甲醇和煤电的几种路径的能源和环境进行了全生命周期分析，评价结果表明：煤电路径在能源效率和环境影响方面都要优于煤基甲醇和常规汽油。郝瀚和张可等^[89-91]对压缩天然气（CNG）和天然气制油（GTL）城市公交客车的能源消耗和环境影响评价结果表明采用 GTL 环境排放大幅降低。霍红等^[92]研究从 2010 至 2050 年中国机动车的能源消耗和温室气体的排放变化。文中采用 WTW 方法评估中国道路运输中的化石能源消耗、石油能源消耗和温室气体排放，并且说明了选择各种不同的政策对汽车燃油经济性和温室气体排放的潜在影响。易红宏等^[93]研究了在燃料

中分别添加不同比例的乙醇和甲酯 2 种生物质,带来的生命周期能耗和污染物排放变化,并对含氧生物质燃料的未来情景进行了预测分析。

同济大学的黄志甲和张旭^[94]提出了燃料上游阶段清单的计算逻辑,并对氢燃料和汽油燃料生命周期进行了分析比较,结果表明,制氢方案是影响燃料电池车的燃料生命周期环境性能的关键。上海交通大学胡志远等^[95-102]对木薯乙醇汽油生命周期能源、环境及经济性进行了详细评价研究。结果表明:与普通汽油比较,木薯乙醇汽油生命周期整体能源消耗升高,石油消耗降低;生命周期温室气体、挥发性有机化合物(VOC)和 CO 等污染物排放降低;而销售价格升高并需要政府补贴。对生物乙醇汽车进行了 3E(经济性、环境、能源)评价,从平衡 3E 考虑,采用 E85 燃料的 FFV 比汽油车好,生物乙醇混合燃料具有很大的发展前景^[103]。此外,还建立了车用汽油、柴油替代燃料的生命周期能源消耗和排放评价模型^[104, 105]。冷如波^[106]建立了产品生命周期 3E+S 评价体系,并对中国生物质燃料乙醇系统进行了案例研究。张亮^[107]对车用煤基二甲醚燃料生命周期的能耗、废气排放进行了研究,该燃料在整个生命周期内 VOC、CO、NO_x、PM₁₀、SO₂ 排放均比传统柴油路线显著减少。于随然和陶璟^[108]研究三个生物质燃料乙醇(BFE)项目的 3E 评价,建立了 3E LCA 评价模型,并介绍了用蒙特卡洛仿真来解决 BFE 生命周期评估的不确定性问题。戴杜等^[109]利用混合生命周期评估模型研究了机电产品全生命周期设计与评价方法和生物质可再生能源项目的全生命周期评价,并对 E10 燃料的生命周期进行了评估。

重庆大学吴锐等^[110]运用 LCA,对以天然气为原料生产压缩天然气、甲醇、二甲醚、柴油 4 种汽车代用燃料系统进行生命周期的能源、环境和经济评价,结论是压缩天然气是富含天然气地区一段时期内汽车代用燃料的优先选择。任玉珑等^[110]从经济、环境和能源三个方面对柴油车进行了系统的生命周期评价。以低谷电电解制氢为研究对象,对其进行 3E 评价,得出在整个生命周期过程中,其总的环境排放比汽油高,在目前条件下推广氢能源时机还不成熟,政府补贴是推动其发展的关键^[111]。大连理工大学林成先等^[112]利用复合生命周期对比评价方法,对煤和秸秆成型燃料在整个生命周期内的能源消耗、环境影响和经济性做了对比分析。从平衡 3E 角度出发,秸秆成型燃料具有替代煤的潜力,但是推广仍需要政府的财政补贴。

北京航空航天大学的高有山和李兴虎^[113]以实施第 1 及第 2 阶段限值后的大型客车为对象,对柴油燃料生命周期 WTW 内的能耗和温室气体排放进行了定量分析, WTT 阶段的分析使用了有关统计数据, TTW 阶段的

分析采用了试验数据。西安交通大学的汪映^[114]对煤基二甲醚和天然气基二甲醚作为车用燃料的生命周期内的单位行驶距离的能耗、温室气体 CO₂ 排放和主要污染物排放进行了评估。评估中考虑了煤基和天然气基二甲醚的不同生产工艺,并结合了车辆运行的实际数据。结果表明:在全生命周期内,使用天然气基二甲醚作为车用燃料,除了 CO 排放略高于使用煤基二甲醚作为车用燃料外,其余各项指标均低于煤基二甲醚。

在整车、零部件生命周期评价方面,合肥工业大学在国内率先开展了机电产品绿色设计与制造方面的研究,近年来利用德国 PE 公司的生命周期分析软件 GaBi 对多款汽车产品的环境影响进行了评价^[115, 116]。比如,张雷等^[116]以国内某两款同一车型的电动与内燃机汽车的动力系统为研究对象,通过 GaBi 建立了生命周期评价模型,在清单数据分析的基础上,采用 CML 2001 模型对两种动力系统分别进行了定量的生命周期环境影响评价。评价结果表明,电动汽车动力系统的全生命周期综合环境影响比内燃机汽车动力系统高,并分别通过回收阶段分析、电能结构分析和敏感性分析对这一结果进行了解释。

中科院的施晓清等^[117]应用燃料生命周期的理论,结合北京市的电动汽车推广计划,以纯电动汽车为例,采用改进的燃料碳排放模型,并设置 6 种情景分析了电动汽车的碳排放及其减排潜力,包括发电能源结构、车用燃料类型(单位燃料的 CO₂ 排放系数)、汽车类型(百公里能耗)、城市交通状况(时速)、煤电发电技术、电池类型(重量、能效)等因素对电动汽车减排潜力的影响。结果表明,发电能源结构和煤电技术供电路线对电动汽车燃料生命周期碳减排空间起决定性作用。

清华大学精仪系较早开展了诸如汽车发动机、空调、冰箱等典型机电产品的绿色设计理论和方法研究。上海交通大学的杨明和陈铭^[118]以再制造发动机为研究对象,运用 LCA 方法,评估再制造发动机的生命周期能源、原材料和环境三个指标。陈胜震和陈铭^[119]对中国目前 8 种典型的清洁能源汽车全生命周期的 100km 行驶成本、环境影响及能源转换效率进行了分析。复旦大学王寿兵等^[120, 121]对中国复杂产业产品生命周期评价进行了研究,评估了中国某普通型两厢轿车生命周期内的能耗和环境排放特性。

重庆大学代应等^[122]分析了汽车的生命周期及其各阶段产生的回收源和流向,并构建了汽车全生命周期绿色回收体系结构模型。艾江鸿等^[123]对电动汽车在全生命周期过程内对环境造成的影响进行了分析,结果表明电动汽车对环境造成的污染小于内燃机汽车,但该文仅分析 CO₂ 排放,未对其它气体排放进行研究。此外,还评价了电动汽车对经济、能源、

环境 3E 体系的影响, 揭示了经济、能源、环境三位一体在电动汽车发展中的内在规律与联系, 并提出了电动汽车的 3E 协调发展建议^[124]。

华南理工大学的伍昌鸿等^[125]以桑塔纳 2000 为例, 对汽车制造、使用及回收过程进行生命周期分析, 并对汽车使用不同车用能源对环境造成的影响进行了比较, 但回收过程未考虑金属的回收利用, 仅考虑了能量回收。刘敬尧等^[126]对我国不同发电方案的环境性能进行了生命周期评价, 考虑我国的能源结构状况, 整体煤气化联合循环发电 (IGCC) 是适合我国的洁净燃煤发电方案。

此外, 中南大学毛果平等^[127]采用产品生命周期评价矩阵的半定量分析方法对发动机制造和再制造过程所造成的环境影响进行了分析比较, 得到各自的环境评价指数。北京师范大学高玉冰等^[128]运用 GREET 模型, 对混合动力轿车、纯电动轿车、氢燃料电池轿车、E10 乙醇汽油轿车 4 类新能源轿车在车辆制造、燃料及电力生产、行驶、拆解 4 个阶段的能耗及主要大气污染物排放进行了分析计算, 并与传统汽油轿车进行比较, 但未考虑汽车报废后的回收问题。苏利阳等^[129]同样采用 WTW 方法, 选取能耗、CO₂、NO_x 和 SO₂ 等关键节能减排指标, 对我国纯电动汽车、汽油汽车和混合动力汽车进行比较分析, 提出了应将纯电动汽车的推广与电力系统改造行动结合起来。

(2) 材料生命周期评价

同济大学的苏醒等^[130]分析了以往几种可再生材料生命周期清单分析算法所存在的问题, 将回收率分解为回收能力、回收水平 2 个因素, 提出了同时考虑这 2 个因素的可再生材料生命周期清单分析新算法。王婧等^[131]利用生命周期方法, 通过清单建模及计算, 分析了 12 种建材产品生产的生命周期能耗与大气污染物排放。清单输出结果表明: 钢材生产的生命周期总能耗和 CO₂ 排放量最大。

北京工业大学狄向华等^[132]对材料环境协调性评价的标准流程方法进行了研究, 提出了标准流程的概念与设计思路、适用于 LCA 环境行为改善的标准流程对照法, 对 LCA 方法作了有益的补充与进一步完善。高峰等^[133]研究了中国的皮江法炼镁的环境负荷, 主要体现在温室效应和酸化效应。沈万霞^[134]对镁合金材料的全生命周期评价结果表明, 原镁等原材料生产阶段和零部件使用两个阶段的环境负荷几乎决定了镁材全生命周期过程的环境影响大小。此外, 该文还以熔剂保护法生产 AM60 镁合金为例, 比较了原生镁合金与再生镁合金的环境影响。

北京理工大学的郁亚娟和陈妍^[135]采用 Simapro 软件对铅酸电池、镍镉电池及锂离子电池进行生命周期评价。结果显示, 环境影响最大的为

镍镉电池,其次是铅酸电池,而锂离子电池影响最小。北航的陈红等^[136]研究了 PE、PP、GPPS 及 PVC 4 种高分子材料的环境影响问题,但系统边界不包括材料的使用阶段。

华南理工大学的汪祺和方利国^[137]通过对锂电正极材料五个阶段对环境的影响进行评估,提出了锂电正极材料 LCA 计算方法,并用该方法分析比较了磷酸铁锂和锰酸锂两种正极材料对环境的影响。结果表明:锰酸锂相对于磷酸铁锂具有更大的环境效益。

兰州理工大学的姜金龙等^[138]对再生铜与精矿铜生产的环境负荷进行了比较,结果表明再生铜的环境协调性较好。此外,对 ABS 工程塑料进行了生命周期能耗、排放评价研究,得到了 ABS 生产过程的环境负荷数据^[139]。中国环境科学研究院的张晗等^[140]应用 eBalance 软件对铅酸蓄电池进行了生命周期评价,结果表明铅酸蓄电池在生产环节的板栅浇铸过程和废弃处理环节的脱硫过程应属于管理中着重控制的部分。

(3) 生命周期评价方法与评价理论的改进

相关研究人员在 LCA 方法论方面开展了大量的研究,包括编目分析研究、分配方法研究、环境影响分类研究、环境因子的确定、物流分析等^[141]。杨建新等^[142]分析了生命周期清单分析中多产品系统和开环再循环系统中所存在的分配问题,并详细探讨其分配原则,提出了对等分配法是目前适合于我国国情的比较合理的分配方法。夏添等^[143]针对产品的具体工艺过程,提出了一套新的清单分析算法。莫华等^[144]提出采用综合数据质量指标(DQI),可以对清单数据进行不确定性分析。刘涛和黄志甲^[145]对进行生命周期清单不确定性分析的主要数据选择提出了选择方法,根据分级二维象限图进行判断,选择出需要重点分析的数据。

国内不少学者也致力于将生命周期影响评价方法进行本地化的研究。杨建新等^[146]首次建立了针对中国环境影响和资源消耗的影响评价方法体系,研究成果被广泛引用。苏向东等^[147]提出了综合比例系数法,可用于计算金属材料的环境负荷定量值。王寿兵等^[148、149]等研究了资源耗竭潜力,在综合考虑资源的消耗速度、储量和特定的基础上,提出了一种计算资源耗竭潜力和当量系数的方法。还提出了一种基于当量因子的环境负荷计量方法,其原理是根据不同环境干扰因子对同一种环境影响类型的相对贡献大小来进行计量,具体包括环境影响类型的确定、环境干扰因子的识别与归类,以及按当量关系进行汇总 3 个步骤。

华中科技大学邵新宇等^[150]在 LCA 基本架构的基础上提出 LCA 与 LCC 集成评价框架,建立了环境与成本的优化模型。同济大学的束庆和张旭^[151]介绍了将 LCA 和 LCCA 进行整合的两种软件 PTLaser 和 TCace

及其设计原理。通过这种完全的整合,决策者可以全面地考虑环境和经济方面的决策相关因素,增进企业的决策效率。

合肥工业大学张雷等^[152]提出了系统边界的确定规则,并结合现有产品的生命周期过程,确定最佳的产品生命周期评价的范围,从而确保产品生命周期评价的准确性。赵志强等^[153]提出了一种将全生命周期评价(LCA)与发明问题解决理论(TRIZ)相结合的产品创新设计方法。结果证明,该方法可以弥补传统设计不能有效考虑产品整个生命周期内环境影响的缺陷。顾国刚等^[154]针对现行的LCA没有考虑清单数据的时间差异,研究了生命周期评价中的时间差异和生命周期排放模式。

四川大学刘夏璐和黄娜等^[155, 156]提出了定量评估并控制LCA数据质量的系统化方法(称为CLCD-Q方法)。王洪涛等^[157]针对LCA对比分析时,常常出现多个指标相互冲突的情况,无法得出明确的结论,提出了适用于各种产品和技术的节能减排综合评价指标(Energy Conservation and Emission Reduction, 简称为ECER指标),并得出明确的结论。山东大学机械工程学院李方义等^[158]提出了利用面向绿色设计的层次分析法(analytic hierarchy process, AHP)方法对产品生命周期环境影响进行分析和评估,并对机电产品的生命周期评价指标与量化方法进行了研究,建立了机电产品环境影响评价指标体系。

(4) LCA相关软件、数据库的开发

生命周期分析作为广泛使用的环境管理工具,用于定量化评价产品系统整个生命周期内的潜在环境影响,其具体应用需要大量的不同层次、不同地区和不同技术水平的相关环境负荷数据和评价方法体系数据的支撑。国外已有多种较为成熟的评价软件和相应的数据库,而国内由于研究起步较晚,至今没有成熟的生命周期软件^[141, 159]。但近年来已有不少学者对此进行了研究探讨。

北京工业大学在系列国家科技计划的支撑下,调研了典型材料生产的环境负荷数据,开展了中国材料环境数据库(SinoCenter)的研究,建立了中国材料生命周期分析数据库平台。数据库包含公用系统,典型材料(钢铁、建筑材料、有色金属、高分子材料、联接材料)等70多个数据集,近十万条环境负荷数据^[160, 161]。

四川大学、亿科环境科技开发了中國生命周期数据库CLCD(Chinese Reference Life Cycle Database),并嵌入到商业化软件eBalance中。中国科学院生态环境研究中心开发了RCESS系统,同济大学开发了中国汽车替代燃料生命周期数据库。近年来,宝钢陆续开展了钢铁生命周期评价研究工作,目前宝钢已完成大部分碳钢产品的生命周期评价,得到了

产品的生命周期环境负荷的量化结果，开发了 4 套钢铁产品生命周期评价软件^[162]。

综上，虽然国内在 LCA 数据库及软件开发取得了一些进展，但目前国内研究开发的 LCA 系统软件和数据库设计总体来说尚未达到产业化阶段^[141]。

(5) 生命周期成本研究

陈晓川和方明伦^[163]对全生命周期成本（LCC）的内涵、构成和估算方法进行了详细的介绍，并提出在我国亟待开展的全生命周期成本问题研究重点和途径有：LCC 标准的制定、面向成本的设计方法和价值工程、LCC 数据采集等。张智力和李茂德^[164]通过比较发现在几种替代燃料中，氢能的综合经济效益最高，但目前在生产、储运及加载的成本等方面还存在一些问题，尚不能大规模投入使用。在这种情况下，甲醇是比较合适的汽车替代燃料。范军锋等^[165]基于生命周期理论对几种典型的新能源汽车的使用成本与温室气体排放、NO_x、非甲烷总烃（NMHC）、颗粒物及能源转换效率进行了评估。在 LCA 基本架构的基础上将 LCA 与 LCC 进行集成评价，并进行综合优化是未来生命周期成本研究的一个重要方向^[150, 151]，如前所述，很多学者先后开展了 3E 评价研究^[106, 119, 166]。重庆大学的任玉珑团队对各种替代燃料、传统车、电动汽车等生命周期成本进行了详尽研究^[10, 110, 124, 167-170]，但其成本分析主要是基于消费者视角。

1.2.3 汽车轻量化生命周期评价综述

1.2.3.1 国外汽车轻量化生命周期评价综述

全球钢铁行业倡导轻量化低排放汽车，在不增加成本的前提下应用先进高强钢降低自重，减少排放和提高安全性。国际钢铁协会下属“世界汽车用钢联盟”已展开“未来钢质汽车（FSV）”项目，其特点是钢制车身结构，重量比标杆 ICE 车减轻 35%以上，排放量在全生命周期减少近 70%。这完全满足了全球范围内汽车安全性和耐久性的需求，并且避免了降低自重的高成本代价。FSV 已开展第二阶段的研究，其目的是向汽车制造商展示最新的钢种和钢材加工制造技术如何用于未来电动汽车的轻量化车身结构。目标是为 2015-2020 年生产的紧凑型纯电动车全面优化一个完全不同的钢质车身结构。文献^[171]介绍了该项目第二阶段研究的最新结果，详细描述了电动汽车的钢质车身结构概念，这种电动汽车已实现挑战性目标——重量约 190kg，且满足 2015-2020 年间的碰撞性能目标以及整个生命周期内温室气体排放总量目标、NVH（噪声、振动与舒适性）和刚性。

FSV 项目的设计开发将生命周期评价法作为设计过程中一个不可分割的部分，并采用了加州大学圣巴巴拉分校（UCSB）的温室气体材料对比模型^[171]。该模型已被用于评价“未来钢质汽车”项目子系统和车身结构设计、钢加工制造方法以及先进的动力系统对汽车生命周期内碳排放的影响。国际钢铁协会研究了先进高强度钢（AHSS）与传统钢相比的优势^[172]（图 1.3），使用高强度钢在减重的同时生命周期温室气体排放量也比传统钢减少 5.7%，而成本较少或没有系统成本变化。

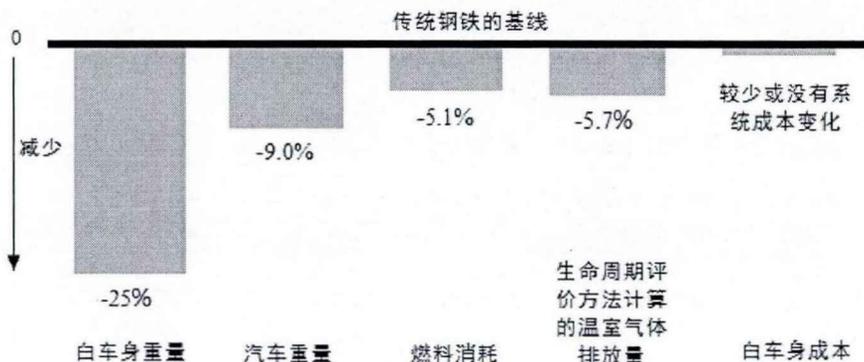


图 1.3 AHSS 相比传统钢铁的优势

未来钢质汽车也与其他基准汽车（2000 年提出的 ULSAB AVC 概念车和 2010 年获得欧洲汽车年终奖的 VW Polo V 车）进行了比较。结果表明，未来钢质汽车在效率和重量方面明显优于基准车型。为了进一步比较，对 Polo V 和 ULSAB AVC 概念车的主要部分进行改造，而后对他们整个生命周期内的碳排放总量进行计算，结果列于表 1.4 中。假定车辆的续航里程为 20 万 km，采用新欧洲行驶循环测试（NEDC）。数据显示：采用美国能源网、先进高强度钢以及电驱动动力系统后，汽车整个生命周期内的碳排放总量减少 56%。在能源网资源充足的地区如欧洲，整个生命周期内的碳排放量减少 68%。

表 1.4 美国和欧洲能源网间的比较 -kgCO₂e

汽车/动力	生产和处理阶段	使用阶段	整个生命周期
Polo V ICE	1479	32655	34134
FSV BEV USA grid	1328	13844	15172
FSV BEV Europe grid	1328	9670	10998

一些学者也相继开展了汽车材料轻量化生命周期的评价研究。Zushi 等^[173]分析了使用碳纤维增强复合材料 CFRP 材料对汽车生命周期能耗和排放的影响，采用 CFRP 的汽车比传统汽车减重 20%，虽然生产 CFRP 要多消耗能源和多排放 CO₂，但在车辆行驶至 15960km 后，CFRP 汽车所产生的 CO₂ 排放量比传统汽车少，但该文未考虑回收问题。Duflou 等^[174]

利用生命周期评价软件 Simapro, 对加工制造碳纤维复合材料的环境影响进行了分析研究。美国橡树岭国家实验室 Das^[175]对碳纤维复合材料进行了生命周期评价, 对比了两种类型碳纤维(传统的纺织型腈纶纤维和可再生的木质素)、部分制造技术(传统的 SMC 和 P4)和一种纤维回收技术的相对寿命周期效益。

在汽车车身及零部件轻量化生命周期研究方面, Das^[176]研究了三种不同原材料(普通低碳钢、高强度钢、铝合金)的汽车白车身轧制零部件的生命周期能耗和温室气体排放。另外, 对汽车行李厢门内板研究表明, 使用铸铝材料比使用常规冲压钢更节省能源消耗^[177]。Subic 等^[178]对不同汽车座椅开展了生命周期评价研究, 该文还考虑了座椅减重带来的环境影响, 环境影响评价因素主要包括温室效应(GWP)、光化学烟雾(POCP)、酸化(AP)、水体富营养化(EP)和不可再生资源耗竭(ADP), 但这些研究的基础数据大多采用 GaBi 4 的数据。Ribeiro 等^[179]以汽车翼子板为例, 分析低碳钢、高强度钢和铝合金三种材料的综合性能, 运用生命周期理论选择满足其材料性能的前提下经济成本和环境影响最小的材料。Puri 等^[180]对三种不同材料(钢、铝、玻璃纤维)的汽车门外板及其回收方案进行了详细的生命周期评价。Witik 等^[181]以轿车行李厢隔板为研究对象, 分别比较了 6 种不同材料(钢、SMC、GMT、SRIM GF、Mag、SRIM CF)的环境影响及生命周期成本。

Koffler 和 Rohde-Brandenburger^[182]分析了三种汽车轻量化组件对温室气体排放的影响, 使用过程采用 NEDC 计算能耗和排放。Kim 等^[183]研究了汽车分别使用铝和高强度钢, 设置 5 种情景(用高强度钢减重 6%; 用铝减重 6%; 用铝减重 11%; 用高强度钢减重 19%; 用铝减重 23%), 分析了不同减重情景对温室气体排放量的影响。Mayyas 等^[184]用 LCA 方法评估了采用不同材料的汽车白车身完整的生命周期能耗和 CO₂ 排放, 包括原生材料的获取和加工、制造、使用和维修、回收阶段, 还包括了燃料开采及其生产阶段。通过敏感性分析了不同材料选择的优劣性。该文所建立的 LCA 模型将有助于在早期设计阶段(即概念设计阶段), 作为生态设计决策支持工具。

近年来, 欧美日等汽车制造强国均开展了铝、镁等轻质结构材料替代钢质零部件的生命周期比较研究^[185-187]。Bertram 等^[188]以 ISO14040 为基础构建了温室气体生命周期排放模型, 通过四个零部件实例估算了铝在汽车上的应用所减少的温室气体排放量, 得出用 1kg 铝代替 1kg 低碳钢、铸铁或高强度钢, 可减少排放 13kg~20kg 的 CO₂。Hakamada 等^[186]评估了汽车零部件用镁合金代替传统钢的能源消耗和温室气体排放, 由

于质量的减少，尽管镁在生产制造时能耗高于钢和铝合金，但其总能耗仍低于钢和铝合金；而且镁零部件的回收利用可以减少温室气体的排放。Bush^[187]研究以镁轻质材料应用在汽车前端零部件，“从摇篮到坟墓”评估对环境的潜在影响；指出应通过“绿色供应链”使镁的使用具有可持续性，特别对皮江法原工艺的改进及改进 EOL 价值链，是提高镁的可持续发展行之有效的策略。

1.2.3.2 国内汽车轻量化生命周期评价综述

中国汽车工程学会王智文^[189]指出需要用全生命周期的分析方法来评价各种轻量化技术包括轻量化材料及其制造技术，以确定轻量化材料技术的节能、环保和经济性。上汽集团冯奇等^[190]认为应根据全生命周期分析方法，对汽车轻量化的 4 种主流技术（新环保材料、绿色制造技术、先进结构设计、现代连接技术）进行分析和比较。但以上两篇文献仅仅提出了思路，并未开展实质性的生命周期评价研究。

合肥工业大学刘志峰等^[191]利用国外的 GaBi 软件对使用铝合金和复合材料的汽车发动机罩的生命周期环境影响进行了评价和对比分析。北京工业大学聂祚仁^[192, 193]指出从生命周期角度来看，衡量一种材料的综合环境性能，不能仅仅考虑材料在使用过程中的环境效益，而忽略了其生产、加工制造、废弃、循环利用等其他阶段的环境表现。从当前的技术水平和交通工具行驶 20 万 km 的生命周期这两个方面考虑，铝比镁具有更好的环境表现。丁宁等^[194]基于生命周期评价的基础理论和技术框架，分析了铝合金轮毂生命周期能耗和温室气体排放，并与钢制轮毂进行了比较。吉林大学刘海东^[195]指出需从生命周期角度出发，对传统乘用车轻量化的绿色效应给予综合的评价，才能够得出正确的结论。该文构造了 3 组共 12 个乘用车轻量化方案，用以对不同的乘用车轻量化方案的绿色效应进行评价和比较。

湖南大学中国汽车技术与产业发展研究中心李飞龙等^[196]以 GREET 模型为基础，选取丰田普锐斯（Prius）作为实例，比较了轻量化 Prius 及普通 Prius 汽车车身的全生命周期的能耗并进行了敏感性分析。郝夏艳等^[197]假设某汽车发动机上的某铸铁部件由铝合金部件替换，对由此导致的能耗差异进行分析。徐建全等^[198]指出在目前动力电池成本高、关键技术尚未突破的状况下，纯电动汽车比燃油汽车对轻量化的需求更为迫切。

综上所述，国内在汽车轻量化生命周期评价研究尚属起步阶段，尚没有系统的评价研究。一些研究采用国外的基础数据库，如 GaBi、GREET，与中国实际国情并不匹配。

1.2.4 当前汽车生命周期评价存在的问题

LCA 方法在过去 20 多年中,得到了快速发展和广泛应用,但它还存在应用范围、评价范围、评价方法、数据收集等理论实践方面的不足^[199]。国际生命周期小组(ILCP)认为 LCA 的发展存在的问题,主要分为以下三方面:首先是 LCI 数据库的建设仍不完善,清单数据收集需要花费大量的人力物力财力而且数据的通用性较差;其次是截止目前,全球仍然没有统一的 LCIA 方法,一些影响评价方法仍存在较大争议^[200];最后是民众和企业、政府部门对于 LCA 思想的认知不足。

在汽车及其轻量化生命周期评价方面,通过上面的分析可以看出,国内外学者对能源消耗和环境排放等问题进行了一些研究,但还存在一些问题,主要有以下几个方面:

(1) 相比于传统汽车,电动汽车轻量化的相关研究目前却较少,文献^[201]重点阐述了电动汽车的整车轻量化及其相关技术,但未与传统汽车进行对比分析,也未从生命周期角度进行评价。

(2) 目前国内外研究还没有系统建立汽车(包括电动汽车)轻量化的全生命周期评价体系,缺乏对汽车轻量化全生命周期材料消耗、能源消耗、环境排放及经济性四个方面的综合评价。因此,需要构建一个合适的综合评价模型,以获得客观的量化评价。

(3) 国内生命周期评价研究的系统边界较窄,主要集中在产品的生产和使用阶段,对汽车回收利用阶段材料、能耗和排放的影响分析鲜有涉及。即使有考虑回收,很多研究仅计算回收正效益的情况或仅计算汽车报废过程的能耗排放,未对回收利用阶段进行综合考虑,这将带来评估的偏差。

(4) 对于环境排放问题,虽然国外的研究已经做了大量的汽车生命周期评价,但很多仅关注 CO₂ 温室气体排放的问题,很少对其它环境排放的影响比如颗粒物 PM 进行量化分析^[202]。

(5) 国内 LCA 研究通常依靠国外发达国家开发出来的一些生命周期软件和方法,生命周期清单分析或清单数据库也大多依靠国外的数据,这并不适合我国国情,所得出的结果也会有较大的局限性。

(6) 目前很多研究仅仅是静态计算评价,不具备预测功能和前瞻性,未考虑汽车技术变革对汽车材料、能耗、排放及经济性的动态影响,同时也缺少反馈分析。因此,针对不同区域资源禀赋、不同产品结构特征,对汽车产品轻量化生命周期各个阶段进行动态分析与仿真尤显重要。

(7) 生命周期评价结果的敏感性分析在国内很多生命周期评价研究

中常常被忽略。实际上敏感性分析是一个很重要的工作，对于准确确定主要环境影响因素和模型数据不确定性对影响评价结果的影响程度上都很重要，然而国内生命周期评价往往忽略了敏感性分析环节^[202]。

(8) 大多汽车生命周期影响评价较少考虑不可再生资源的耗竭情况^[195]，但汽车作为材料(含上游的金属矿石资源)、各种一次能源的巨大消耗者，忽略了这一点，生命周期影响评价是不完整的。

1.3 研究思路和研究内容

本文得到国家自然科学基金项目“面向电动汽车产品的全生命周期 MEP 评价与多目标优化研究”(项目号: 71173072)及“汽车全生命周期节能减排评价研究”(项目号: 70973034)的资助。

本文将建立汽车产品全生命周期综合效益评价模型，以材料消耗(含矿石资源消耗)、能源消耗、排放及生命周期成本四个大类指标来评价汽车产品及其轻量化的综合效益，全生命周期各个阶段包括从原材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配到运行使用、回收利用，采用静态和动态评价相结合的方法，并进行实证分析。本文的研究技术路线如图 1.4 所示，主要分如下几个阶段进行研究。

(1) 文献综述与实地调研

综述国内外相关文献资料，全面梳理国内外学者对汽车轻量化及生命周期评价研究的相关文献，并对相关研究成果进行整理，掌握国内外汽车轻量化的研究现状及发展趋势。

通过到汽车轻量化技术创新战略联盟、中国汽车工程研究院、中国汽车技术研究中心、湖南大学汽车车身先进设计制造国家重点实验室等科研院所以及海马汽车等企业实地调研，获取大量详实的资料；并与汽车轻量化领域的知名专家学者进行深度访谈，开拓研究思路。以上这些宝贵的一手资料将为整个项目研究提供基础支撑。

(2) 清单分析与静态评价模型构建

区别于美国阿冈国家实验室的 GREET 模型和其他 LCA 评价模型，本文从社会整体利益和价值最大化的视角，运用矩阵论、优化设计理论等方法，针对中国的资源与环境现状，对汽车及其轻量化“从摇篮到再生”整个生命周期过程的“材料、能耗、排放、成本”进行清单分析，建立汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型，采用 Matlab 编程进行量化评价，并进行敏感性分析和环境影响评价。

(3) 动态评价模型构建

本文不仅从数学上做静态计算，而且还基于静态分析结果，运用系

统论、循环经济理论、生命周期评价理论以及系统动力学等方法，通过系统动力学软件 Vensim PLE 建立汽车产品轻量化综合效益动态评价模型。动静结合的评价方法使得评价结果可以多元化的表达出来，并且具有前瞻性和预测性。

(4) 实证分析

选取某厂同一级别的传统汽油车和纯电动汽车作为实证研究对象，对其全生命周期的材料、能耗、排放和经济性进行静、动态评价，量化评价结果。根据实证研究结果对模型进行完善，提高其普适性。研究成果可为企业建立轻量化评价标准提供数据支持和理论依据，同时可为国家制定汽车产业发展战略提供决策参考。

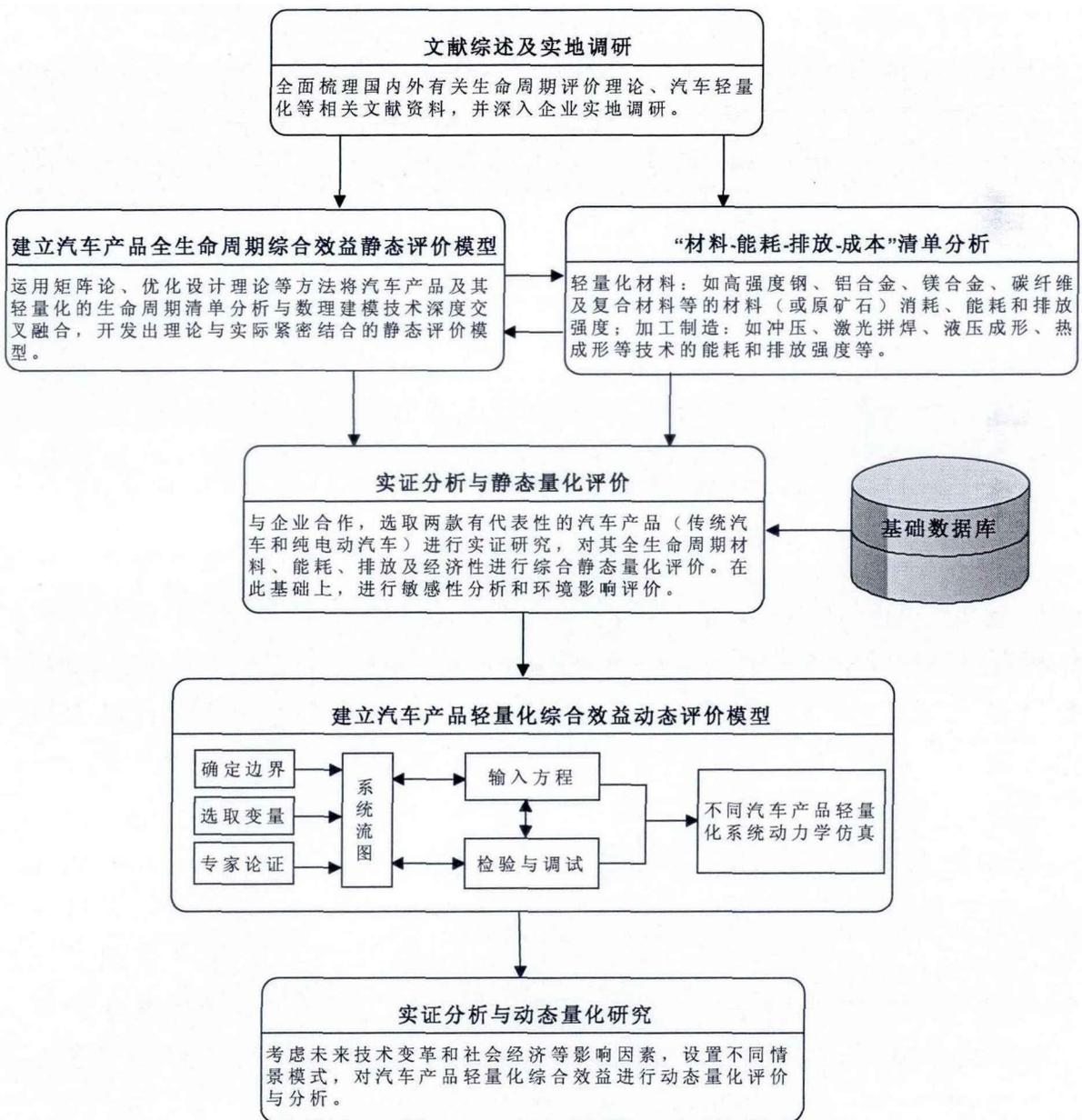


图 1.4 技术路线图

1.4 本章小结

汽车快速增长给中国带来了诸如材料、石油等资源大量消耗、环境污染加剧、道路交通拥堵等一系列负面问题。轻量化是汽车产品实现节能环保的重要途径之一。汽车轻量化往往需要额外的投入，着眼于全生命周期的轻量化效果，这些额外投入并不一定能通过使用过程的节能减排来补回。因此，本文提出建立汽车产品全生命周期综合效益评价模型，并通过系统动力学模型将汽车轻量化对材料、能源、环境排放、经济性四个方面造成的影响进行量化分析和动态评价。本章对国内外汽车生命周期评价及汽车轻量化生命周期评价进行了综述，总结了目前汽车生命周期评价存在的一些问题，最后介绍了本文的研究思路和研究内容。

第 2 章 静态评价模型构建

汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型的建立是本论文的基础，本章首先确定整个模型的结构及系统边界，然后根据生命周期评价理论，运用矩阵论、优化设计理论等方法分别构建汽车及其轻量化全生命周期材料消耗模型、能源消耗模型、排放模型、成本模型及环境影响评价模型。

2.1 模型结构及系统边界

传统汽车及其产品生命周期是从“摇篮到坟墓”的过程，这是一个开环系统。若不考虑回收，这必然会夸大一些影响效果，造成一些误差。而现代汽车的生命周期是从“摇篮到再生”的过程，是对传统产品生命周期的扩展，即现代汽车的生命周期除原材料生产、设计制造、运输销售、使用服务阶段外，还包括回收再利用阶段及无害化处理阶段，这是一个闭环系统^[203]。比如钢在汽车上的应用，如图 2.1 所示，从钢生产、加工制造、使用到报废回收进行再生钢生产，形成了一个闭环系统。

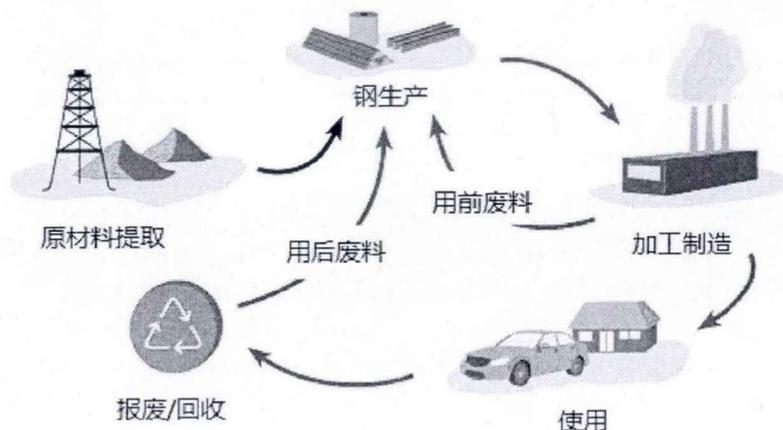


图 2.1 车用钢的生命周期^[204]

根据国际钢铁协会的资料，钢铁生产过程的废物率接近于零，目前原料利用率可达 98%左右，这意味着原料有约 98%转化成可用的钢材或可循环的副产品。而且钢铁产品具有轻量化潜力、持久耐用且可回收，因此有助于资源保护。钢铁产品报废后几乎可以 100%回收，确保用于钢铁生产的资源没有损失，并可无限制地循环使用。钢铁因其含磁特性，易于从废物堆中分离出来，确保高回收率并避免被填埋于垃圾中。每年全世界回收的钢铁比所有其他材料的回收总和还多，每年约有 5 亿吨废钢

被重新熔炼，回收废钢相当于可以避免 7 亿吨的二氧化碳排放；可以节省 7.1 亿吨的铁矿石，及节省相当于 2.22 亿吨无烟煤的能量。

国外对于机电类产品的回收再利用要求越来越高，欧盟规定到 2015 年欧盟国家使用的汽车零部件的 95%以上要求能够回收再利用^[180]。目前欧洲汽车部件所用钢铁的回收率高达 90%以上。钢铁的耐用性和长生命周期通常意味着废钢量不足以满足需求。

然而，国内在对汽车的回收再利用方面研究很薄弱，没有相关的严格法律进行规范，很多应当报废的汽车仍然在使用，回收利用率很低，而且大大增加了安全隐患。另外，国内研究人员在产品的设计开发阶段很少考虑汽车报废后的回收利用问题，没有做到面向回收利用的设计，这些将导致能源和资源的严重浪费，也是不可持续的。

本文的研究目的是系统对汽车轻量化前后进行全生命周期的材料（M）、能耗（E）、环境排放（P）及成本（C）评价（简称：MEPC）。功能单位：1 辆汽车。生命周期行驶里程设定为 30 万 km。系统边界如图 2.2 所示，汽车生命周期的各个阶段本文定义为：材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配、使用直至报废、回收利用。对于汽车回收再利用阶段，本文暂考虑金属的回收再利用；而对于汽车报废后零部件再使用、再制造和能量回收、填埋处理、逆向物流等暂不考虑。另外，运输过程的能耗和排放，已包含在各个阶段中。

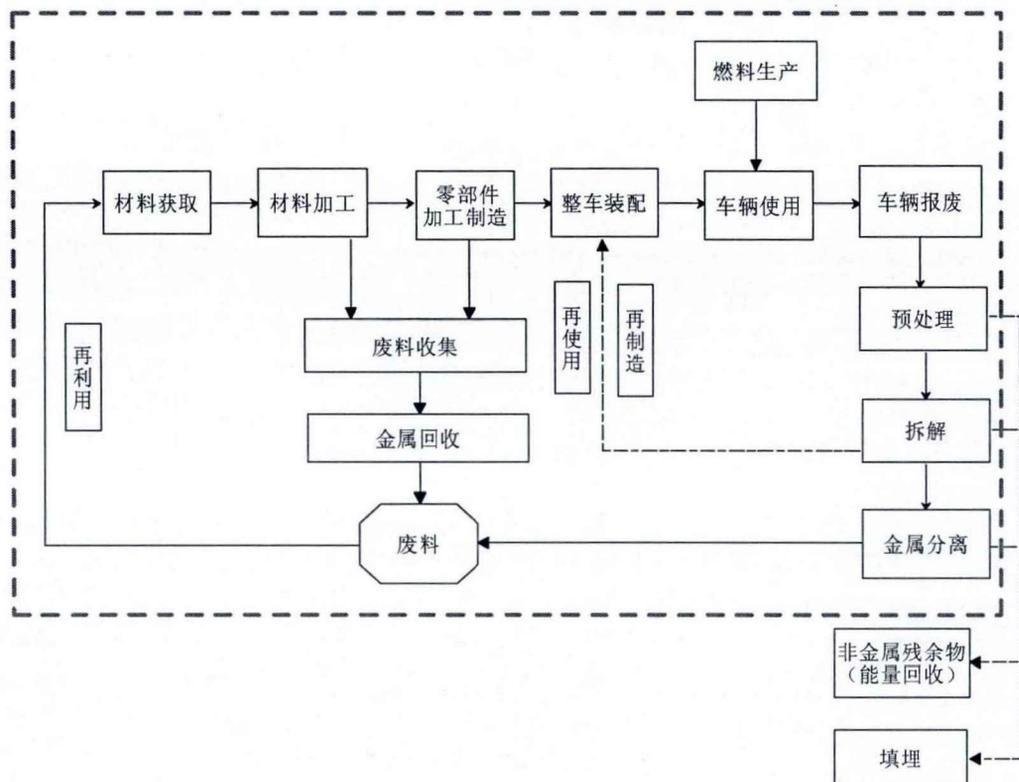


图 2.2 系统边界

2.2 汽车产品全生命周期材料消耗模型

系统边界定义好后，通过分析各个阶段输入的材料和能源及输出的排放，即可计算全生命周期的材料、能耗和排放，其计算框图如图 2.3 所示。在材料获取阶段，包括两类材料，分别为原生材料和再生材料。废料的三种来源分别是：汽车报废回收的金属材料、材料加工阶段的废料和零部件加工制造阶段的废料。框图中 R_S 为再生材料的比例； R_F 为材料加工利用率； R_A 为零部件加工制造利用率； λ_{rc} 为矿石利用率； R_C 为加工废料收集过程的回收率； R_{MS} 为加工废料的金属材料回收率； R_{PRE} 为汽车报废回收预处理阶段的材料回收率； R_D 为汽车报废回收拆解阶段的材料回收率； R_M 为汽车报废回收金属分离阶段的材料回收率； ψ 为回收废料车辆循环利用率，以下建模将进一步进行说明。

建立汽车轻量化材料消耗评价模型旨在评估汽车轻量化的生命周期材料及资源消耗差异情况，该模型首先根据汽车的子系统（含零部件）数量、材料组成以及零部件的生命周期更换情况，建立汽车及其轻量化的质量矩阵，然后根据质量矩阵构建材料消耗差异矩阵，最后根据从资源（原矿石）到材料的制备过程特点，构建出资源消耗差异矩阵，从而计算出汽车轻量化前后的资源消耗量差异。

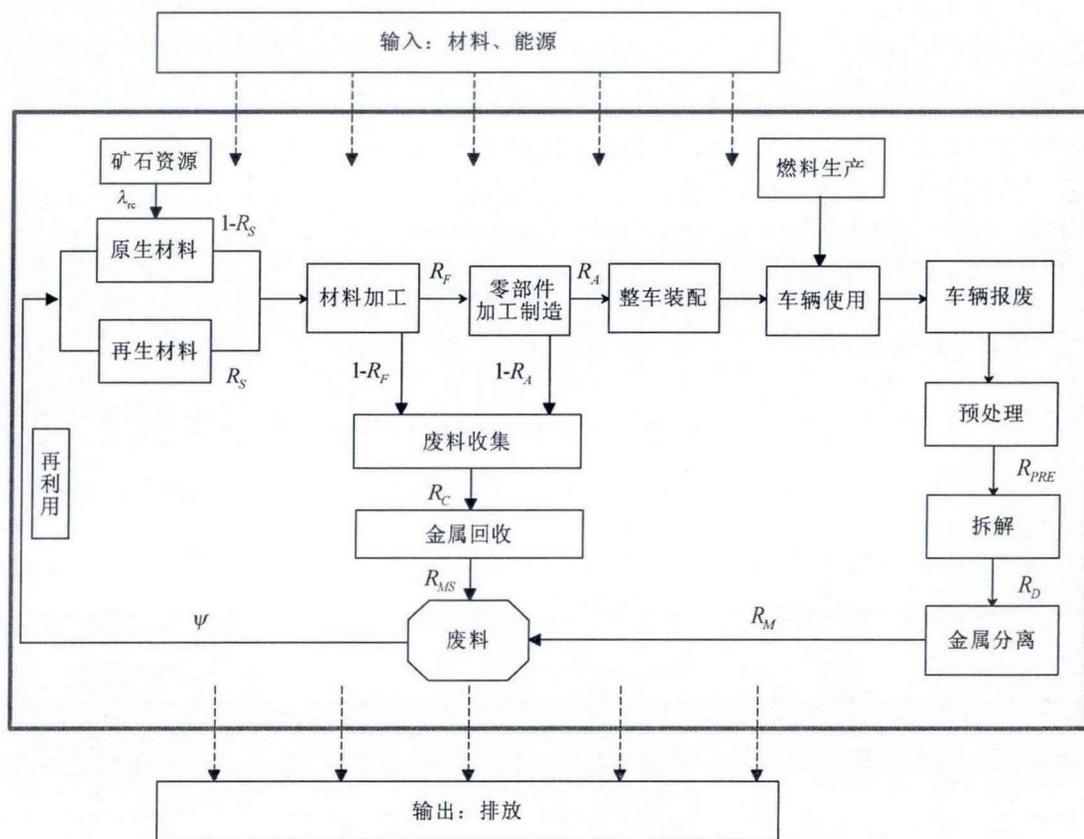


图 2.3 计算框架图

首先，根据汽车各零部件的数量和材料组成情况，列出零部件各种材料质量的比例矩阵 α_{mp} ：

$$\alpha_{mp} = [\alpha_{i,j}]_{v \times w} \tag{2.1}$$

式中， v 表示汽车零部件的数量；

w 表示车用材料的数量；

$\alpha_{i,j}$ 表示第 i 种零部件第 j 种材料的质量百分比，这里 $\sum_{j=1}^w \alpha_{ij} = 1$ 。

零部件的质量矩阵 M_{sub} 可表示为：

$$M_{sub} = [m_1 \ m_2 \ \dots \ m_i \ \dots \ m_v]^T \tag{2.2}$$

式中， m_i 表示零部件 i 的质量，本文规定质量的单位统一为 kg，则整车的

整備质量 $m_0 = \sum_{i=1}^v m_i$ 。

不同零部件不同材料的质量矩阵为 M_p ：

$$M_p = [m_{p,i,j}]_{v \times w} = \begin{bmatrix} m_1 \alpha_{11} & m_1 \alpha_{12} & \dots & m_1 \alpha_{1j} & \dots & m_1 \alpha_{1w} \\ m_2 \alpha_{21} & m_2 \alpha_{22} & \dots & m_2 \alpha_{2j} & \dots & m_2 \alpha_{2w} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ m_i \alpha_{i1} & m_i \alpha_{i2} & \dots & m_i \alpha_{ij} & \dots & m_i \alpha_{iw} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ m_v \alpha_{v1} & m_v \alpha_{v2} & \dots & m_v \alpha_{vj} & \dots & m_v \alpha_{vw} \end{bmatrix} \tag{2.3}$$

式中， $m_{p,i,j}$ 表示第 i 种零部件第 j 种材料的质量。

材料 j 在汽车中的总质量 m_{pj} 可表示为：

$$m_{pj} = \sum_{i=1}^v m_{p,i,j} \tag{2.4}$$

汽车在使用过程中，往往需要更换一些零部件，特别是纯电动汽车，目前的电池寿命还不足以支撑汽车的整个生命周期，中途需要更换电池。本文定义汽车零部件更换矩阵 M_{p-RP} ：

$$M_{p-RP} = [m_{p-rp,i,j}]_{v \times w} \tag{2.5}$$

式中， $m_{p-rp,i,j}$ 表示更换第 i 种零部件第 j 种材料的质量。

车用材料在零部件加工制造过程的利用率矩阵 R_A 为 w 阶对角矩阵：

$$R_A = \text{diag} \{ r_{a1,1} \ r_{a2,2} \ \dots \ r_{a3,3} \ \dots \ r_{aw,w} \} \tag{2.6}$$

原材料加工的利用率矩阵 R_F 为 w 阶对角矩阵：

$$R_F = \text{diag}\{r_{f1,1} \ r_{f2,2} \ \cdots \ r_{f3,3} \ \cdots \ r_{fw,w}\} \quad (2.7)$$

则材料未加工前的质量矩阵 M_{unf} 为：

$$M_{unf} = [m_{unf,i,j}]_{v \times w} = (M_P + M_{P-RD}) \cdot R_A^{-1} \cdot R_F^{-1} \quad (2.8)$$

式中， $m_{unf,i,j}$ 表示第 i 种零部件第 j 种材料未加工前的质量。其中，第 j 种原材料未加工前的质量 m_{unf_j} 为：

$$m_{unf_j} = \sum_{i=1}^v m_{unf,i,j} \quad (2.9)$$

其次，建立汽车原生材料的矿石资源消耗矩阵，即从原矿石到原材料的过程，比如从铁矿石冶炼钢铁的过程。定义制造各零部件所需的材料在材料获取过程的矿石利用率矩阵 λ_{rc} 为 w 阶对角矩阵：

$$\lambda_{rc} = \text{diag}\{\lambda_{1,1} \ \lambda_{2,2} \ \cdots \ \lambda_{j,j} \ \cdots \ \lambda_{w,w}\} \quad (2.10)$$

式中， $\lambda_{j,j}$ 表示第 j 种材料在材料获取过程中所对应的矿石利用率。需要说明的是，本文仅考虑金属材料的矿石资源消耗，以计算资源耗竭情况所带来的影响。

定义再生材料的比例矩阵 R_S 为 w 阶对角矩阵：

$$R_S = \text{diag}\{r_{s,1,1} \ r_{s,2,2} \ \cdots \ r_{s,j,j} \ \cdots \ r_{s,w,w}\} \quad (2.11)$$

式中， $r_{s,j,j}$ 表示第 j 种材料使用再生材料的比例。

则可得到汽车需要消耗的原矿石的质量矩阵 M_{or} ：

$$M_{or} = [m_{or,i,j}]_{v \times w} = M_{unf} \cdot (1 - R_S) \cdot \lambda_{rc}^{-1} \quad (2.12)$$

式中， $m_{or,i,j}$ 表示第 i 种零部件第 j 种材料消耗的矿石质量。

获取第 j 种材料消耗的原矿石质量 m_{or_j} 可表示为：

$$m_{or_j} = \sum_{i=1}^v m_{or,i,j} \quad (2.13)$$

为了描述汽车轻量化的质量变化情况，定义汽车的轻量化质量矩阵 ΔM ：

$$\Delta M = [\Delta m_{i,j}]_{v \times w} \quad (2.14)$$

式中， $\Delta m_{i,j}$ 表示第 i 种零部件第 j 种材料轻量化后的质量差异量。本文规定质量差异量为轻量化后的质量减去轻量化前的质量，下文的能耗、排

放及成本差异也同理。

对矩阵 ΔM 的第 i 行求和，得出第 i 种零部件轻量化后的质量差异量：

$$\Delta m_i = \sum_{j=1}^w \Delta m_{ij} \quad (2.15)$$

对矩阵 ΔM 的第 j 列求和，得出第 j 种材料轻量化后的质量差异量：

$$\Delta m_j = \sum_{i=1}^v \Delta m_{ij} \quad (2.16)$$

则汽车总的减重量 Δm 为：

$$\Delta m = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^w \Delta m_{ij} \quad (2.17)$$

汽车轻量化零部件更换矩阵 ΔM_{P-RP} 为：

$$\Delta M_{P-RP} = [\Delta m_{p-rp i,j}]_{v \times w} \quad (2.18)$$

式中， $\Delta m_{p-rp i,j}$ 表示轻量化后更换第 i 种零部件第 j 种材料的质量差异量。

汽车轻量化未加工原材料的质量差异矩阵 ΔM_{unf} 为：

$$\Delta M_{unf} = (\Delta M + \Delta M_{P-RP}) \cdot R_A^{-1} \cdot R_F^{-1} \quad (2.19)$$

汽车轻量化消耗的原矿石质量差异矩阵 M_{or-LW} 为：

$$M_{or-LW} = \Delta M_{unf} \cdot (1 - R_s) \cdot \lambda_{rc}^{-1} \quad (2.20)$$

2.3 汽车产品全生命周期能源消耗模型

在汽车产品全生命周期的各个阶段需要消耗很多能源，如汽油、柴油、天然气、电力、水等。本文重点考查所消耗的不可再生能源，暂不考虑消耗的可再生能源。此外，在计算能耗强度时，对于电力等二次能源消耗，最终都折算成一次能源消耗。

由于过程燃料（如电力、柴油等）自身的上游阶段能源消耗也需要计算，因此构成了较为复杂的反复调用过程^[205]。本文采用北京工业大学的基础能源数据库，能源生产均考虑了各类能源生产及使用（原煤、焦炭、原油、天然气、电力、运输）的交互作用与影响，如电力生产要用原煤、原油、燃料油、天然气和运输，而运输过程要用电力、燃料油等，燃料油生产又要用电力、原油、运输等交互作用。在能源系统清单计算过程中，采用矩阵计算和迭代方法，进行了 8 次迭代计算，结果误差小于 1%。本文规定能耗的单位统一使用 MJ，下面分阶段进行建模。

2.3.1 材料获取阶段的能耗

分别构建原生材料和再生材料获取阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-V} 和 E_{ECI-S} :

$$E_{ECI-V} = [ev_{i,j}]_{w \times z} \quad (2.21)$$

$$E_{ECI-S} = [es_{i,j}]_{w \times z} \quad (2.22)$$

式中, z 表示在材料获取阶段消耗的能源种类数; $ev_{i,j}$ ($es_{i,j}$) 表示获取第 i 种原生(或再生)材料过程中第 j 种能源的消耗强度(单位统一为: MJ/kg)。本文采用了北京工业大学的中国材料生命周期清单数据, 该能耗强度矩阵已包含材料获取阶段的上游能耗及运输过程的能耗。

则材料获取阶段的能源消耗矩阵 E_{m1} 和能源消耗量 e_{m1} 分别为:

$$E_{m1} = [e_{m1,i,j}]_{v \times z} = [M_{mf} \cdot (I - R_S)] \cdot E_{ECI-V} + (M_{mf} \cdot R_S) \cdot E_{ECI-S} \quad (2.23)$$

$$e_{m1} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m1,i,j} \quad (2.24)$$

式中, $e_{m1,i,j}$ 表示第 i 种零部件在材料获取阶段第 j 种能源消耗量; I 为 w 阶单位对角矩阵。

汽车轻量化后在材料获取阶段的能源消耗差异矩阵 E_{m1-LW} 和能源消耗差异量 e_{m1-LW} 分别为:

$$E_{m1-LW} = [e_{m1-LW,i,j}]_{v \times z} = \Delta M_{mf} \cdot [(I - R_S) \cdot E_{ECI-V} + R_S \cdot E_{ECI-S}] \quad (2.25)$$

$$e_{m1-LW} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m1-LW,i,j} \quad (2.26)$$

式中, $e_{m1-LW,i,j}$ 表示轻量化后第 i 种零部件在材料获取阶段第 j 种能源消耗差异量。

2.3.2 材料加工阶段的能耗

构建材料加工阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-MP} :

$$E_{ECI-MP} = [emp_{i,j}]_{w \times z} \quad (2.27)$$

式中, $emp_{i,j}$ 表示第 i 种材料在材料加工阶段第 j 种能源的消耗强度。

则材料加工阶段的能源消耗矩阵 E_{m2} 和能源消耗量 e_{m2} 分别为:

$$E_{m2} = [e_{m2,i,j}]_{v \times z} = M_{mf} \cdot E_{ECI-MP} \quad (2.28)$$

$$e_{m2} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m2_{i,j}} \quad (2.29)$$

汽车轻量化后在材料加工阶段的能源消耗差异矩阵 E_{m2-LW} 和能源消耗差异量 e_{m2-lw} 分别为：

$$E_{m2-LW} = \left[e_{m2-lw_{i,j}} \right]_{v \times z} = \Delta M_{unf} \cdot E_{ECI-MP} \quad (2.30)$$

$$e_{m2-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m2-lw_{i,j}} \quad (2.31)$$

2.3.3 零部件加工制造阶段的能耗

构建零部件加工阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-PP} ：

$$E_{ECI-PP} = \left[epp_{i,j} \right]_{w \times z} \quad (2.32)$$

式中， $epp_{i,j}$ 表示第 i 种材料在零部件加工制造阶段第 j 种能源的消耗强度。

则零部件加工阶段的能源消耗矩阵 E_{m3} 和能源消耗量 e_{m3} 分别为：

$$E_{m3} = \left[e_{m3_{i,j}} \right]_{v \times z} = (M_{unf} \cdot R_F) \cdot E_{ECI-PP} \quad (2.33)$$

$$e_{m3} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m3_{i,j}} \quad (2.34)$$

汽车轻量化后在零部件加工阶段的能源消耗差异矩阵 E_{m3-LW} 和能源消耗差异量 e_{m3-lw} 分别为：

$$E_{m3-LW} = \left[e_{m3-lw_{i,j}} \right]_{v \times z} = (\Delta M_{unf} \cdot R_F) \cdot E_{ECI-PP} \quad (2.35)$$

$$e_{m3-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m3-lw_{i,j}} \quad (2.36)$$

2.3.4 整车装配阶段的能耗

构建整车装配阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-A} ：

$$E_{ECI-A} = \left[ea_{i,j} \right]_{w \times z} \quad (2.37)$$

式中， $ea_{i,j}$ 表示第 i 种材料在整车装配阶段第 j 种能源的消耗强度。

则整车装配阶段的能源消耗矩阵 E_{m4} 和能源消耗量 e_{m4} 分别为：

$$E_{m4} = \left[e_{m4_{i,j}} \right]_{v \times z} = M_P \cdot E_{ECI-A} \quad (2.38)$$

$$e_{m4} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m4_{i,j}} \quad (2.39)$$

汽车轻量化后在整车装配阶段的能源消耗差异矩阵 E_{m+LW} 和能源消耗差异量 e_{m+lw} 分别为：

$$E_{m+LW} = \left[e_{m+lw_{ij}} \right]_{v \times z} = \Delta M \cdot E_{ECL-A} \quad (2.40)$$

$$e_{m+lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{m+lw_{ij}} \quad (2.41)$$

2.3.5 使用阶段的能耗

在计算使用阶段的能源消耗时，不仅要考虑车辆使用阶段的直接能源消耗情况，还需要考虑生产各种燃料（如：汽油、柴油等）过程中的上游能源消耗情况。

假设汽车的百公里能耗矩阵 Q_s 为：

$$Q_s = \left[q_{s1} \ q_{s2} \ \cdots \ q_{sj} \ \cdots \ q_{sz} \right] \quad (2.42)$$

式中， q_{sj} 表示单一模式下的百公里油（或电、气）耗，单位：L/100km 或 KWh/100km， $Nm^3/100km$ 。需要说明的是，对于电动汽车的电力消耗，在计算能耗时还需考虑充电效率，本文取 0.9。车辆总行驶里程 VTM 为 300000km（以每年 2 万公里，行驶 15 年计算）。

各种燃料的低热值矩阵 F_{LCV} 为：

$$F_{LCV} = \left[f_{lc_{v1}} \ f_{lc_{v2}} \ \cdots \ f_{lc_{vj}} \ \cdots \ f_{lc_{vz}} \right] \quad (2.43)$$

式中， $f_{lc_{vj}}$ 表示第 j 种燃料每单位发出的热值，液体燃料单位为 MJ/L；对于电力，单位为 MJ/KWh；天然气的单位为 MJ/ Nm^3 。

各种燃料所占的比例矩阵 α_F 为：

$$\alpha_F = \left[\alpha_{f1} \ \alpha_{f2} \ \cdots \ \alpha_{fj} \ \cdots \ \alpha_{fz} \right] \quad (2.44)$$

式中， α_{fj} 表示第 j 种燃料在使用阶段所占的比例， $\sum_{j=1}^z \alpha_{fj} = 1$ 。

则汽车在使用阶段的直接能耗 $E_{U-direct}$ 为：

$$E_{U-direct} = \left[e_{u-d1} \ e_{u-d2} \ \cdots \ e_{u-dj} \ \cdots \ e_{u-dz} \right] = VTM \cdot Q_s \cdot F_{LCV} \cdot \alpha_F / 100 \quad (2.45)$$

式中， e_{u-dj} 表示第 j 种能源在使用阶段的直接能耗。

生产每单位 MJ 燃料需消耗各种能源，其能源消耗矩阵 F_P 为：

$$F_P = \left[f_{p1} \ f_{p2} \ \cdots \ f_{pj} \ \cdots \ f_{pz} \right] \quad (2.46)$$

式中， f_{pj} 表示生产每 MJ 燃料消耗的第 j 种燃料的能量，单位为 MJ/MJ。

则汽车在使用阶段的间接能耗 $E_{U-indirect}$ 为：

$$E_{U-indirect} = [e_{u-ind1} \ e_{u-ind2} \ \cdots \ e_{u-indj} \ \cdots \ e_{u-indz}] = E_{U-direct} \cdot *F_P \quad (2.47)$$

最终得到汽车在使用阶段的总能耗矩阵 E_U 及总能耗 e_u ：

$$E_U = [e_{u1} \ e_{u2} \ \cdots \ e_{uj} \ \cdots \ e_{uz}] = E_{U-direct} + E_{U-indirect} \quad (2.48)$$

$$e_u = \sum_{j=1}^z e_{uj} \quad (2.49)$$

这里需要指出的是，由于电力是二次能源，计算电力的能耗时，直接转换成一次能源（煤、原油、天然气）对应的能耗。对于纯电动汽车，使用过程可能需要更换电池，这部分的能耗本文将其放在使用阶段计算，增加的这部分能耗等于电池更换次数乘以单个电池的生产能耗。

根据国际铝业协会资料^[206]，整理得到汽车轻量化后节约的单位能源消耗矩阵 E_{sa} 为：

$$E_{sa} = [e_{sa1} \ e_{sa2} \ \cdots \ e_{saj} \ \cdots \ e_{saz}] = \{100 \cdot (1-f_a)/m_0\} \cdot Q_s \quad (2.50)$$

式中， E_{sa} 表示减重 100kg 节约的单位能源消耗量。传统汽车：单位为 L/(100km·100kg)；纯电动汽车：单位为 KWh/(100km·100kg)。 f_a 表示空气阻力占总行驶阻力的比例。对于小型车主要用作长途行驶， $f_a=40%$ ；对于小型车主要在城市工况行驶， $f_a=35%$ ；对于中型车和豪华车主要用作长途行驶， $f_a=50%$ ^[206]。

如前所述，可得到汽车轻量化后节约的能源消耗矩阵及能源消耗量。则汽车轻量化后在使用阶段的直接能耗差异矩阵 $E_{U-LW-direct}$ 为：

$$E_{U-LW-direct} = [e_{u-lw-d1} \ e_{u-lw-d2} \ \cdots \ e_{u-lw-dj} \ \cdots \ e_{u-lw-dz}] = VTM \cdot \Delta m \cdot E_{sa} \cdot *F_{LCV} \cdot *\alpha_F / 100 \quad (2.51)$$

汽车轻量化后在使用阶段的间接能耗差异矩阵 $E_{U-LW-indirect}$ 为：

$$E_{U-LW-indirect} = [e_{u-lw-ind1} \ e_{u-lw-ind2} \ \cdots \ e_{u-lw-indj} \ \cdots \ e_{u-lw-indz}] = E_{U-LW-direct} \cdot *F_P \quad (2.52)$$

最终得到汽车轻量化后在使用阶段的总能耗差异矩阵 E_{U-LW} 及总能耗差异量 e_{u-lw} ：

$$E_{U-LW} = [e_{u-lw_{1,1}} \ e_{u-lw_{1,2}} \ \cdots \ e_{u-lw_{1,j}} \ \cdots \ e_{u-lw_{1,z}}] = E_{U-LW-direct} + E_{U-LW-indirect} \quad (2.53)$$

$$e_{u-lw} = \sum_{j=1}^z e_{u-lw_{1,j}} \quad (2.54)$$

2.3.6 回收利用阶段的能耗

本文拓宽了回收利用的系统边界，由图 2.3 计算框架图可以看出，回收利用既包括汽车报废后经预处理、拆解、金属分离的废料回收利用，还包括材料加工阶段与零部件加工制造阶段所产生的废料回收利用，并综合考虑了回收利用过程的正负效益。因此，回收利用阶段的能耗主要由三部分组成：一部分是材料回收再利用过程的能耗收益；另一部分是汽车报废回收过程所需的能耗；最后是材料加工及零部件加工制造产生的废料回收过程所需的能耗。

汽车报废回收利用过程预处理阶段的材料回收率矩阵 R_{PRE} 为 w 阶对角矩阵：

$$R_{PRE} = \text{diag} \{ r_{pre_{1,1}}, r_{pre_{2,2}}, \dots, r_{pre_{j,j}}, \dots, r_{pre_{w,w}} \} \quad (2.55)$$

拆解阶段的材料回收率矩阵 R_D 为 w 阶对角矩阵：

$$R_D = \text{diag} \{ r_{d_{1,1}}, r_{d_{2,2}}, \dots, r_{d_{j,j}}, \dots, r_{d_{w,w}} \} \quad (2.56)$$

金属分离阶段的材料回收率矩阵 R_M 为 w 阶对角矩阵：

$$R_M = \text{diag} \{ r_{m_{1,1}}, r_{m_{2,2}}, \dots, r_{m_{j,j}}, \dots, r_{m_{w,w}} \} \quad (2.57)$$

材料加工和零部件加工所产生的废料在收集过程的回收率和金属材料回收的回收率矩阵分别为 R_C 和 R_{MS} ：

$$R_C = \text{diag} \{ r_{c_{1,1}}, r_{c_{2,2}}, \dots, r_{c_{j,j}}, \dots, r_{c_{w,w}} \} \quad (2.58)$$

$$R_{MS} = \text{diag} \{ r_{ms_{1,1}}, r_{ms_{2,2}}, \dots, r_{ms_{j,j}}, \dots, r_{ms_{w,w}} \} \quad (2.59)$$

假设汽车报废回收和材料、零部件加工产生的废料回收进入车辆循环的利用率矩阵为 ψ ：

$$\psi = \text{diag} \{ \psi_{1,1}, \psi_{2,2}, \dots, \psi_{j,j}, \dots, \psi_{w,w} \} \quad (2.60)$$

本文假设废料全部进入再生材料的生产^[207]，得到回收利用阶段材料的能耗收益矩阵和能耗分别为 E_{RM} 和 e_{rm} ：

$$\begin{aligned} E_{RM} &= [e_{rm_{ij}}]_{v \times z} \\ &= M_{unf} \cdot \psi \cdot [(I - R_F) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot (I - R_A) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot R_A \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot R_M - R_S] \cdot (E_{ECL-S} - E_{ECL-V}) \end{aligned} \quad (2.61)$$

$$e_{rm} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rm_{ij}} \quad (2.62)$$

如前所述，同理可得出汽车轻量化后回收利用阶段材料的能耗收益差异矩阵和能耗差异量分别为 E_{RM-LW} 和 e_{rm-lw} ：

$$\begin{aligned} E_{RM-LW} &= \left[e_{rm-lw_{ij}} \right]_{v \times z} \\ &= \Delta M_{unf} \cdot \Psi \cdot \left[(I-R_F) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot (I-R_A) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot R_A \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot R_M - R_S \right] \cdot (E_{ECI-S} - E_{ECI-V}) \end{aligned} \quad (2.63)$$

$$e_{rm-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rm-lw_{ij}} \quad (2.64)$$

构建汽车报废回收预处理阶段的能源消耗强度矩阵 $E_{ECI-PRE}$ ：

$$E_{ECI-PRE} = \left[er_{pre_{ij}} \right]_{w \times z} \quad (2.65)$$

式中， $er_{pre_{ij}}$ 表示第 i 种材料在预处理阶段第 j 种能源的消耗强度。

则预处理阶段的能源消耗矩阵 E_{R-PRE} 和能源消耗量 e_{rpre} 分别为：

$$E_{R-PRE} = \left[e_{rpre_{ij}} \right]_{v \times z} = M_P \cdot E_{ECI-PRE} \quad (2.66)$$

$$e_{rpre} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rpre_{ij}} \quad (2.67)$$

汽车轻量化后预处理阶段的能源消耗差异矩阵 $E_{R-PRE-LW}$ 和能源消耗差异量 $e_{rpre-lw}$ 分别为：

$$E_{R-PRE-LW} = \left[e_{rpre-lw_{ij}} \right]_{v \times z} = \Delta M \cdot E_{ECI-PRE} \quad (2.68)$$

$$e_{rpre-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rpre-lw_{ij}} \quad (2.69)$$

构建汽车报废回收拆解阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-D} ：

$$E_{ECI-D} = \left[er_{d_{ij}} \right]_{w \times z} \quad (2.70)$$

式中， $er_{d_{ij}}$ 表示第 i 种材料在拆解阶段第 j 种能源的消耗强度。

则拆解阶段的能源消耗矩阵 E_{R-D} 和能源消耗量 e_{rd} 分别为：

$$E_{R-D} = \left[e_{rd_{ij}} \right]_{v \times z} = M_P \cdot R_{PRE} \cdot E_{ECI-D} \quad (2.71)$$

$$e_{rd} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rd_{ij}} \quad (2.72)$$

汽车轻量化后报废回收拆解阶段的能源消耗差异矩阵 E_{R-D-LW} 和能源

消耗差异量 e_{rd-lw} 分别为：

$$E_{R-D-LW} = \left[e_{rd-lw_{i,j}} \right]_{v \times z} = \Delta M \cdot R_{PRE} \cdot E_{ECI-D} \quad (2.73)$$

$$e_{rd-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rd-lw_{i,j}} \quad (2.74)$$

构建汽车报废回收金属分离阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-MS} ：

$$E_{ECI-MS} = \left[er_{ms_{i,j}} \right]_{w \times z} \quad (2.75)$$

式中， $er_{ms_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在金属分离阶段第 j 种能源的消耗强度。

则金属分离阶段的能源消耗矩阵 E_{R-MS} 和能源消耗量 e_{rms} 分别为：

$$E_{R-MS} = \left[e_{rms_{i,j}} \right]_{v \times z} = M_P \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot E_{ECI-MS} \quad (2.76)$$

$$e_{rms} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rms_{i,j}} \quad (2.77)$$

汽车轻量化后金属分离阶段的能源消耗差异矩阵 $E_{R-MS-LW}$ 和能源消耗差异量 e_{rms-lw} 分别为：

$$E_{R-MS-LW} = \left[e_{rms-lw_{i,j}} \right]_{v \times z} = \Delta M \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot E_{ECI-MS} \quad (2.78)$$

$$e_{rms-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rms-lw_{i,j}} \quad (2.79)$$

构建材料和零部件加工废料收集阶段的能源消耗强度矩阵 E_{ECI-SC} ：

$$E_{ECI-SC} = \left[er_{sc_{i,j}} \right]_{w \times z} \quad (2.80)$$

式中， $er_{sc_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在加工废料收集阶段第 j 种能源的消耗强度。

则加工废料收集阶段的能源消耗矩阵 E_{R-SC} 和能源消耗量 e_{rsc} 分别为：

$$E_{R-SC} = \left[e_{rsc_{i,j}} \right]_{v \times z} = M_{unf} \cdot \left[(I - R_F) + R_F \cdot (I - R_A) \right] \cdot E_{ECI-SC} \quad (2.81)$$

$$e_{rsc} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rsc_{i,j}} \quad (2.82)$$

汽车轻量化后加工废料收集阶段的能源消耗差异矩阵 $E_{R-SC-LW}$ 和能源消耗差异量 e_{rsc-lw} 分别为：

$$E_{R-SC-LW} = \left[e_{rsc-lw_{i,j}} \right]_{v \times z} = \Delta M_{unf} \cdot \left[(I - R_F) + R_F \cdot (I - R_A) \right] \cdot E_{ECI-SC} \quad (2.83)$$

$$e_{rsc-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rsc-lw_{i,j}} \quad (2.84)$$

构建材料和零部件加工废料金属回收阶段的能源消耗强度矩阵

E_{ECI-SM} :

$$E_{ECI-SM} = \left[er_{sm\ i,j} \right]_{v \times z} \quad (2.85)$$

式中, $er_{sm\ i,j}$ 表示第 i 种材料在加工废料金属回收阶段第 j 种能源的消耗强度。

则材料和零部件加工废料金属回收阶段的能源消耗矩阵 E_{R-SM} 和能源消耗量 e_{rsm} 分别为:

$$E_{R-SM} = \left[e_{rsm\ i,j} \right]_{v \times z} = \left\{ M_{wuf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot R_C \right\} \cdot E_{ECI-SM} \quad (2.86)$$

$$e_{rsm} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rsm\ i,j} \quad (2.87)$$

汽车轻量化后材料和零部件加工废料金属回收阶段能源消耗差异矩阵 $E_{R-SM-LW}$ 和能源消耗差异量 e_{rsm-lw} 分别为:

$$E_{R-SM-LW} = \left[e_{rsm-lw\ i,j} \right]_{v \times z} = \left\{ \Delta M_{wuf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot R_C \right\} \cdot E_{ECI-SM} \quad (2.88)$$

$$e_{rsm-lw} = \sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^z e_{rsm-lw\ i,j} \quad (2.89)$$

综上, 回收利用阶段的能耗 e_r 为:

$$e_r = e_{rm} + e_{rpre} + e_{rd} + e_{rms} + e_{rsc} + e_{rsm} \quad (2.90)$$

汽车轻量化回收利用阶段的能耗差异量 e_{r-lw} 为:

$$e_{r-lw} = e_{rm-lw} + e_{rpre-lw} + e_{rd-lw} + e_{rms-lw} + e_{rsc-lw} + e_{rsm-lw} \quad (2.91)$$

2.3.7 全生命周期的综合能耗

将各个阶段汽车的能源消耗进行求和, 即可计算出全生命周期的综合能源消耗 e_t 及轻量化的能耗差异量 e_{t-lw} :

$$e_t = e_{m1} + e_{m2} + e_{m3} + e_{m4} + e_u + e_r \quad (2.92)$$

$$e_{t-lw} = e_{m1-lw} + e_{m2-lw} + e_{m3-lw} + e_{m4-lw} + e_{u-lw} + e_{r-lw} \quad (2.93)$$

2.4 汽车产品全生命周期排放模型

由图 2.3 计算框架图可以看出, 系统边界内输出的各种排放, 包括了从矿石资源开采到各种材料加工制造的排放、零部件加工制造和整车装配的排放、各种燃料生产到车辆使用过程的排放以及车辆报废回收各

过程和加工废料回收过程的排放等。本文采用北京工业大学的基础能源数据库，能源生产的上游排放均考虑了各类能源生产及使用的交互作用与影响。下面分阶段进行建模。

2.4.1 材料获取阶段的排放

分别构建原生材料和再生材料获取阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-V} 和 P_{ECI-S} ：

$$P_{ECI-V} = [pv_{ij}]_{w \times y} \quad (2.94)$$

$$P_{ECI-S} = [ps_{ij}]_{w \times y} \quad (2.95)$$

式中， y 表示污染物排放种类数； pv_{ij} (ps_{ij})表示获取第*i*种原生（或再生）材料过程中产生第*j*种污染物的排放强度（单位统一为： kg/kg ）。本文采用了北工大中国材料生命周期清单数据，该强度矩阵已包含材料获取阶段的上游排放，也包含了运输阶段的排放。则材料获取阶段的排放矩阵 P_{m1} 为：

$$P_{m1} = [p_{m1,ij}]_{v \times y} = M_{wf} \cdot [(I-R_s) \cdot P_{ECI-V} + R_s \cdot P_{ECI-S}] \quad (2.96)$$

则材料获取阶段第*j*种污染物的排放量 p_{m1j} 为：

$$p_{m1j} = \sum_{i=1}^v p_{m1,ij} \quad (2.97)$$

汽车轻量化后在材料获取阶段的排放差异矩阵 P_{m1-LW} 和第*j*种污染物排放差异量 p_{m1-lw_j} 分别为：

$$P_{m1-LW} = [p_{m1-lw,ij}]_{v \times y} = \Delta M_{wf} \cdot [(I-R_s) \cdot P_{ECI-V} + R_s \cdot P_{ECI-S}] \quad (2.98)$$

$$p_{m1-lw_j} = \sum_{i=1}^v p_{m1-lw,ij} \quad (2.99)$$

2.4.2 材料加工阶段的排放

构建材料加工阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-MP} ：

$$P_{ECI-MP} = [pmp_{ij}]_{w \times y} \quad (2.100)$$

式中， pmp_{ij} 表示第*i*种材料在材料加工阶段第*j*种污染物的排放强度。

则材料加工阶段的排放矩阵 P_{m2} 和第*j*种污染物排放量 p_{m2j} 分别为：

$$P_{m2} = [p_{m2,ij}]_{v \times y} = M_{wf} \cdot P_{ECI-MP} \quad (2.101)$$

$$P_{m2_j} = \sum_{i=1}^v P_{m2_{i,j}} \quad (2.102)$$

汽车轻量化后在材料加工阶段的排放差异矩阵 P_{m2-LW} 和第 j 种污染物排放差异量 p_{m2-lw_j} 分别为：

$$P_{m2-LW} = \left[P_{m2-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \Delta M_{unf} \cdot P_{ECI-MP} \quad (2.103)$$

$$p_{m2-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{m2-lw_{i,j}} \quad (2.104)$$

2.4.3 零部件加工制造阶段的排放

构建零部件加工阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-PP} ：

$$P_{ECI-PP} = \left[ppp_{i,j} \right]_{w \times y} \quad (2.105)$$

式中， $ppp_{i,j}$ 表示第 i 种材料在零部件加工制造阶段第 j 种污染物的排放强度。

则零部件加工阶段的排放矩阵 P_{m3} 和第 j 种污染物排放量 p_{m3_j} 分别为：

$$P_{m3} = \left[P_{m3_{i,j}} \right]_{v \times y} = (M_{unf} \cdot R_F) \cdot P_{ECI-PP} \quad (2.106)$$

$$p_{m3_j} = \sum_{i=1}^v P_{m3_{i,j}} \quad (2.107)$$

汽车轻量化后在零部件加工阶段的排放差异矩阵 P_{m3-LW} 和第 j 种污染物排放差异量 p_{m3-lw_j} 分别为：

$$P_{m3-LW} = \left[P_{m3-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = (\Delta M_{unf} \cdot R_F) \cdot P_{ECI-PP} \quad (2.108)$$

$$p_{m3-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{m3-lw_{i,j}} \quad (2.109)$$

2.4.4 整车装配阶段的排放

构建整车装配阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-A} ：

$$P_{ECI-A} = \left[pa_{i,j} \right]_{w \times y} \quad (2.110)$$

式中， $pa_{i,j}$ 表示第 i 种材料在整车装配阶段第 j 种污染物的排放强度。

则整车装配阶段的排放矩阵 P_{m4} 和第 j 种污染物排放量 p_{m4_j} 分别为：

$$P_{m4} = \left[P_{m4_{i,j}} \right]_{v \times y} = M_P \cdot P_{ECI-A} \quad (2.111)$$

$$P_{m4_j} = \sum_{i=1}^y P_{m4_{ij}} \quad (2.112)$$

汽车轻量化后在整车装配阶段的排放差异矩阵 P_{m4-LW} 和第 j 种污染物排放差异量 p_{m4-lw_j} 分别为：

$$P_{m4-LW} = \left[P_{m4-lw_{ij}} \right]_{v \times y} = \Delta M \cdot P_{ECT-A} \quad (2.113)$$

$$p_{m4-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{m4-lw_{ij}} \quad (2.114)$$

2.4.5 使用阶段的排放

在计算使用阶段的污染物排放时，不仅要考虑车辆使用阶段的直接排放情况，还需要考虑生产各种燃料过程中的上游排放情况。

各种能源使用时的排放强度矩阵 P_{PEI} 为：

$$P_{PEI} = \left[p_{pei_{ij}} \right]_{z \times y} \quad (2.115)$$

式中， $p_{pei_{ij}}$ 表示每消耗 1MJ 第 i 种能源时的第 j 种污染物排放量，单位为 kg/MJ。

汽车在使用阶段的直接排放矩阵 $P_{U-direct}$ 为：

$$P_{U-direct} = \left[p_{u-direct_1} \ p_{u-direct_2} \ \cdots \ p_{u-direct_j} \ \cdots \ p_{u-direct_y} \right] = E_{U-direct} \cdot P_{PEI} \quad (2.116)$$

式中， $p_{u-direct_j}$ 表示汽车在使用阶段第 j 种污染物的直接排放量。

生产每单位 MJ 燃料时的排放强度矩阵 P_{PPEI} 为：

$$P_{PPEI} = \left[p_{ppei_{ij}} \right]_{z \times y} \quad (2.117)$$

式中， $p_{ppei_{ij}}$ 表示生产每 MJ 燃料时第 j 种污染物的排放量，单位为 kg/MJ。

则汽车在使用阶段的间接排放为 $P_{U-indirect}$

$$P_{U-indirect} = \left[p_{u-ind_1} \ p_{u-ind_2} \ \cdots \ p_{u-ind_j} \ \cdots \ p_{u-ind_y} \right] = E_{U-direct} \cdot P_{PPEI} \quad (2.118)$$

式中， p_{u-ind_j} 表示汽车在使用阶段第 j 种污染物的间接排放量。

最终得到汽车在使用阶段的总排放矩阵 P_U 为：

$$P_U = \left[p_{u_1} \ p_{u_2} \ \cdots \ p_{u_j} \ \cdots \ p_{u_y} \right] = P_{U-direct} + P_{U-indirect} \quad (2.119)$$

式中， p_{u_j} 表示汽车在使用阶段第 j 种污染物的总排放量。需要说明的是，对于纯电动汽车，使用过程电池更换这部分的排放本文将其放在使用阶

段计算，增加的这部分排放等于电池更换次数乘以单个电池生产过程的排放。

汽车轻量化后在使用阶段的直接排放差异矩阵 $P_{U-LW-direct}$ 为：

$$P_{U-LW-direct} = \begin{bmatrix} p_{u-lw-direct_1} & p_{u-lw-direct_2} & \cdots & p_{u-lw-direct_j} & \cdots & p_{u-lw-direct_y} \end{bmatrix} = E_{U-LW-direct} \cdot P_{PEI} \quad (2.120)$$

式中， $p_{u-lw-direct_j}$ 表示轻量化后在使用阶段第 j 种污染物的直接排放差异量。

汽车轻量化后在使用阶段的间接排放差异矩阵 $P_{U-LW-indirect}$ 为：

$$P_{U-LW-indirect} = \begin{bmatrix} p_{u-lw-ind_1} & p_{u-lw-ind_2} & \cdots & p_{u-lw-ind_j} & \cdots & p_{u-lw-ind_y} \end{bmatrix} = E_{U-LW-indirect} \cdot P_{PPEI} \quad (2.121)$$

式中， $p_{u-lw-ind_j}$ 表示轻量化后在使用阶段第 j 种污染物的间接排放差异量。

最终得到汽车轻量化后在使用阶段的总排放差异矩阵 P_{U-LW} 为：

$$P_{U-LW} = \begin{bmatrix} p_{u-lw_1} & p_{u-lw_2} & \cdots & p_{u-lw_j} & \cdots & p_{u-lw_y} \end{bmatrix} = P_{U-LW-direct} + P_{U-LW-indirect} \quad (2.122)$$

式中， p_{u-lw_j} 表示汽车轻量化后在使用阶段第 j 种污染物的总排放差异量。

2.4.6 回收利用阶段的排放

与前述的回收利用阶段的能耗计算同理，回收利用阶段的排放主要由三部分组成：一部分是材料回收再利用过程的排放收益；另一部分是汽车报废回收过程的排放；最后是材料加工及零部件加工制造产生的废料回收过程的排放。

汽车回收利用阶段材料的排放收益矩阵 P_{RM} 和第 j 种污染物的排放收益量 p_{rm_j} 为：

$$P_{RM} = \begin{bmatrix} p_{rm_{ij}} \end{bmatrix}_{v \times y}$$

$$= M_{wf} \cdot \psi \cdot \left[(I - R_F) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot (I - R_A) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot R_A \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot R_M - R_S \right] \cdot (P_{ECL-S} - P_{ECL-V}) \quad (2.123)$$

$$p_{rm_j} = \sum_{i=1}^v p_{rm_{ij}} \quad (2.124)$$

同理可得出汽车轻量化后回收利用阶段材料的排放收益差异矩阵和第 j 种污染物的排放收益差异量分别为 P_{RM-LW} 和 p_{rm-lw_j} ：

$$P_{RM-LW} = \begin{bmatrix} p_{rm-lw_{ij}} \end{bmatrix}_{v \times y}$$

$$= \Delta M_{wf} \cdot \psi \cdot \left[(I - R_F) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot (I - R_A) \cdot R_C \cdot R_{MS} + R_F \cdot R_A \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot R_M - R_S \right] \cdot (P_{ECL-S} - P_{ECL-V}) \quad (2.125)$$

$$P_{rm-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{rm-lw_{i,j}} \quad (2.126)$$

构建汽车报废回收预处理阶段的排放强度矩阵 $P_{ECI-PRE}$:

$$P_{ECI-PRE} = \left[pr_{pre_{i,j}} \right]_{w \times y} \quad (2.127)$$

式中, $pr_{pre_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在预处理阶段第 j 种污染物的排放强度。

则预处理阶段的排放矩阵 P_{R-PRE} 和第 j 种污染物的排放量 P_{rpre_j} 分别为:

$$P_{R-PRE} = \left[P_{rpre_{i,j}} \right]_{v \times y} = M_P \cdot P_{ECI-PRE} \quad (2.128)$$

$$P_{rpre_j} = \sum_{i=1}^v P_{rpre_{i,j}} \quad (2.129)$$

汽车轻量化后预处理阶段的排放差异矩阵 $P_{R-PRE-LW}$ 和第 j 种污染物排放差异量 $p_{rpre-lw_j}$ 分别为:

$$P_{R-PRE-LW} = \left[P_{rpre-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \Delta M \cdot P_{ECI-PRE} \quad (2.130)$$

$$P_{rpre-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{rpre-lw_{i,j}} \quad (2.131)$$

构建汽车报废回收拆解阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-D} :

$$P_{ECI-D} = \left[pr_{d_{i,j}} \right]_{w \times y} \quad (2.132)$$

式中, $pr_{d_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在拆解阶段第 j 种污染物的排放强度。

则拆解阶段的排放矩阵 P_{R-D} 和第 j 种污染物的排放量 P_{rd_j} 分别为:

$$P_{R-D} = \left[P_{rd_{i,j}} \right]_{v \times y} = M_P \cdot R_{PRE} \cdot P_{ECI-D} \quad (2.133)$$

$$P_{rd_j} = \sum_{i=1}^v P_{rd_{i,j}} \quad (2.134)$$

汽车轻量化后报废回收拆解阶段的排放差异矩阵 P_{R-D-LW} 和第 j 种污染物排放差异量 p_{rd-lw_j} 分别为:

$$P_{R-D-LW} = \left[P_{rd-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \Delta M \cdot R_{PRE} \cdot P_{ECI-D} \quad (2.135)$$

$$P_{rd-lw_j} = \sum_{i=1}^v P_{rd-lw_{i,j}} \quad (2.136)$$

构建汽车报废回收金属分离阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-MS} :

$$P_{ECI-MS} = \left[pr_{ms_{i,j}} \right]_{w \times y} \quad (2.137)$$

式中， $pr_{ms_i,j}$ 表示第 i 种材料在金属分离阶段第 j 种污染物的排放强度。

则金属分离阶段的排放矩阵 P_{R-MS} 和第 j 种污染物排放量 p_{rms_j} 分别为：

$$P_{R-MS} = \left[p_{rms_{i,j}} \right]_{v \times y} = M_P \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot P_{ECI-MS} \quad (2.138)$$

$$p_{rms_j} = \sum_{i=1}^v p_{rms_{i,j}} \quad (2.139)$$

汽车轻量化后金属分离阶段的排放差异矩阵 $P_{R-MS-LW}$ 和第 j 种污染物排放差异量 p_{rms-lw_j} 分别为：

$$P_{R-MS-LW} = \left[p_{rms-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \Delta M \cdot R_{PRE} \cdot R_D \cdot P_{ECI-MS} \quad (2.140)$$

$$p_{rms-lw_j} = \sum_{i=1}^v p_{rms-lw_{i,j}} \quad (2.141)$$

构建材料和零部件加工废料收集阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-SC} ：

$$P_{ECI-SC} = \left[pr_{sc_{i,j}} \right]_{w \times y} \quad (2.142)$$

式中， $pr_{sc_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在加工废料收集阶段第 j 种污染物的排放强度。

则加工废料收集阶段的排放矩阵 P_{R-SC} 和第 j 种污染物排放量 p_{rsc_j} 分别为：

$$P_{R-SC} = \left[p_{rsc_{i,j}} \right]_{v \times y} = M_{unf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot P_{ECI-SC} \quad (2.143)$$

$$p_{rsc_j} = \sum_{i=1}^v p_{rsc_{i,j}} \quad (2.144)$$

汽车轻量化后加工废料收集阶段的排放差异矩阵 $P_{R-SC-LW}$ 和第 j 种污染物排放差异量 p_{rsc-lw_j} 分别为：

$$P_{R-SC-LW} = \left[p_{rsc-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \Delta M_{unf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot P_{ECI-SC} \quad (2.145)$$

$$p_{rsc-lw_j} = \sum_{i=1}^v e_{rsc-lw_{i,j}} \quad (2.146)$$

构建材料和零部件加工废料金属回收阶段的排放强度矩阵 P_{ECI-SM} ：

$$P_{ECI-SM} = \left[pr_{sm_{i,j}} \right]_{w \times y} \quad (2.147)$$

式中， $pr_{sm_{i,j}}$ 表示第 i 种材料在加工废料金属回收阶段第 j 种污染物的排放强度。

则材料和零部件加工废料金属回收阶段的排放矩阵 P_{R-SM} 和第 j 种污染物排放量 p_{rsm_j} 分别为：

$$P_{R-SM} = \left[p_{rsm_{i,j}} \right]_{v \times y} = \left\{ M_{unf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot R_C \right\} \cdot P_{ECI-SM} \quad (2.148)$$

$$P_{rsm_j} = \sum_{i=1}^v P_{rsm_{i,j}} \quad (2.149)$$

汽车轻量化后材料和零部件加工废料金属回收阶段的排放差异矩阵 $P_{R-SM-LW}$ 和排放差异量 p_{rsm-lw_j} 分别为：

$$P_{R-SM-LW} = \left[p_{rsm-lw_{i,j}} \right]_{v \times y} = \left\{ \Delta M_{unf} \cdot [(I-R_F) + R_F \cdot (I-R_A)] \cdot R_C \right\} \cdot P_{ECI-SM} \quad (2.150)$$

$$p_{rsm-lw_j} = \sum_{i=1}^v p_{rsm-lw_{i,j}} \quad (2.151)$$

综上，回收利用阶段第 j 种污染物的排放量 p_r 为：

$$p_r = p_{rm_j} + p_{rpre_j} + p_{rd_j} + p_{rms_j} + p_{rsc_j} + p_{rsm_j} \quad (2.152)$$

汽车轻量化回收利用阶段第 j 种污染物的排放差异量 p_{r-lw_j} 为：

$$p_{r-lw_j} = p_{rm-lw_j} + p_{rpre-lw_j} + p_{rd-lw_j} + p_{rms-lw_j} + p_{rsc-lw_j} + p_{rsm-lw_j} \quad (2.153)$$

2.4.7 全生命周期的排放

将各个阶段汽车的排放进行求和，即可计算出全生命周期第 j 种污染物的综合排放 p_{t_j} 及轻量化第 j 种污染物的排放差异量 p_{t-lw_j} ：

$$p_{t_j} = p_{m1_j} + p_{m2_j} + p_{m3_j} + p_{m4_j} + p_{u_j} + p_{r_j} \quad (2.154)$$

$$p_{t-lw_j} = p_{m1-lw_j} + p_{m2-lw_j} + p_{m3-lw_j} + p_{m4-lw_j} + p_{u-lw_j} + p_{r-lw_j} \quad (2.155)$$

2.5 汽车产品全生命周期成本模型

在产品生命周期的各个阶段所发生的各项成本之和称为产品生命周期成本。以往研究很多仅从消费者角度，仅考虑使用阶段的情况，未从全生命周期角度进行评估。本文拟从企业、社会、用户三个视角，对产品生命周期成本进行分析，这将更有利于企业从不同角度加强成本的管理和控制。

2.5.1 企业视角下的生命周期生产成本模型

采用先进材料、先进加工制造工艺进行轻量化可能会带来企业成本的增加，本节从企业视角重点考虑汽车轻量化后的生产制造成本差异，如材料成本、加工成本和设备成本的差异，这三类成本都是基于零部件的质量、不同材料及其成型工艺，因此这是一个近似的成本仅用于比较

的目的^[208]。本文规定成本的单位统一为¥。

构建每种材料的单位价格矩阵 C_{up} ：

$$C_{up} = [c_{up_{1,1}} \quad c_{up_{2,1}} \quad \cdots \quad c_{up_{i,1}} \quad \cdots \quad c_{up_{n,1}}]^T \quad (2.156)$$

式中， $c_{up_{i,1}}$ 表示第*i*种材料的单位价格，单位：¥/kg。

则材料成本差异矩阵 C_{MD} 为：

$$C_{MD} = [c_{md_{i,1}}]_{v \times 1} = \Delta M \cdot R_A^{-1} \cdot C_{up} \quad (2.157)$$

式中， $c_{md_{i,1}}$ 表示第*i*种零部件轻量化后的材料成本差异量。

汽车轻量化后的材料成本差异量 c_{md} 为：

$$c_{md} = \sum_{i=1}^v c_{md_{i,1}} \quad (2.158)$$

汽车轻量化零部件第*k*种加工制造工艺的加工成本差异量 c_{pd_k} ^[208] 为：

$$c_{pd_k} = (\varepsilon_{0_k} \cdot \Delta m_k^{\varepsilon_{1_k}} + \varepsilon_{2_k}) \times 6.2/n_{bs} \quad (2.159)$$

式中， ε_{0_k} 、 ε_{1_k} 和 ε_{2_k} 为第*k*种加工制造工艺加工成本对应的系数； Δm_k 表示采用第*k*种加工制造工艺的零件质量差异量； n_{bs} 表示汽车的批量数，本文取 100000。

则汽车轻量化零部件加工制造的加工成本差异量 c_{pd} 为：

$$c_{pd} = \sum_{k=1}^s c_{pd_k} \quad (2.160)$$

式中，*s*表示加工制造工艺的种类数。

汽车轻量化零部件第*k*种加工制造工艺的设备成本差异量 c_{id_k} ^[208] 为：

$$c_{id_k} = \frac{1}{n_{rp}} (\varepsilon_{10_k} \cdot \Delta m_k^{\varepsilon_{1_k}} + \varepsilon_{12_k}) \times 6.2 / (r_{eu} \cdot l_{ep}) \quad (2.161)$$

式中， ε_{10_k} 、 ε_{1_k} 和 ε_{12_k} 为第*k*种加工制造工艺设备成本对应的系数； n_{rp} 表示每年的生产效率，本文取 200000 件/年； r_{eu} 表示设备的利用率，本文取 100%； l_{ep} 表示设备的寿命，本文取 10 年。

则汽车轻量化零部件加工制造的设备成本差异量 c_{id} 为：

$$c_{id} = \sum_{k=1}^s c_{id_k} \quad (2.162)$$

综上，汽车轻量化后生产成本差异量 c_d 为：

$$c_d = c_{md} + c_{pd} + c_{id} \quad (2.163)$$

2.5.2 社会视角下的生命周期环境成本模型

本节从社会视角构建汽车轻量化生命周期成本差异模型，主要考虑生命周期环境成本的影响。环境成本是指开采、生产、运输、使用、回收和处理商品所造成的环境污染和生态破坏所需补偿的费用，它贯穿于汽车的整个生命周期。生命周期环境成本可以由生命周期中各类大气污染物的排放量乘以相应污染物的单位环境成本得到^[209]。空气污染单位成本的确定，截止目前，还没有较为全球公认的空气污染单位成本参数，本文参考国外相似的研究成果，采用文献^[209]的相关数据，如表 2.1 所示。

表 2.1 本文所采用的大气污染单位成本

污染物	环境成本 (\$/t)
CO ₂	1.76
CH ₄	45
N ₂ O	833
CO	16.7
SO _x	405
NO _x	304
PM	15646
NMVOC	340

汽车污染物排放的单位环境成本矩阵 C_{PCL} 为：

$$C_{PCL} = [c_{pci_1} \ c_{pci_2} \ \cdots \ c_{pci_j} \ \cdots \ c_{pci_v}] \quad (2.164)$$

式中， c_{pci_j} 表示第 j 种污染物的单位环境成本，单位：\$/t，汇率按 1 美元 = 6.2 人民币计算。

则汽车第 j 种污染物的环境成本 c_{e_j} 及汽车轻量化第 j 种污染物的环境成本差异量 c_{e-lw_j} 为：

$$c_{e_j} = p_{l_j} \cdot c_{pci_j} / 1000 \quad (2.165)$$

$$c_{e-lw_j} = p_{l-lw_j} \cdot c_{pci_j} / 1000 \quad (2.166)$$

2.5.3 用户视角下的生命周期总成本模型

汽车轻量化后单从使用阶段看节省了运行成本，但如果从生命周期角度看，要具体分析，例如轻量化采用了新材料、新工艺等势必增加购置成本，而且还要考虑车辆的报废处理成本。本节从消费者角度出发构建汽车生命周期成本模型，旨在评估汽车轻量化生命周期成本收益效果。以下以电动汽车为例进行分析，电动汽车生命周期成本模型框架^[210]，如

图 2.4 所示，传统燃油汽车与电动汽车相比主要少了起始的电池购置成本和使用过程中的电池更换成本等。目前电动汽车缺乏市场竞争力，其中一个主要原因是电池成本高，在电动汽车生产成本构成中，电池成本（包括电池管理系统）约占整车的一半。另外，由于电池使用寿命有限，中途更换电池将进一步增加电动汽车的使用成本，大大降低其经济性。

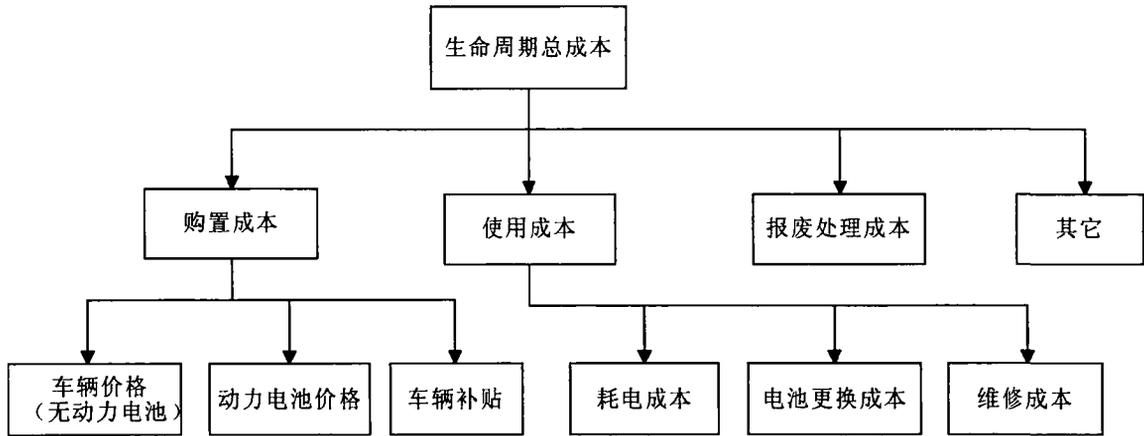


图 2.4 电动汽车生命周期总成本模型框架

用户视角下的电动汽车轻量化生命周期总成本差异表示如下：

$$C_{total-d} = C_{b-d} + C_{use-d} + C_{r-d} + C_{other} \tag{2.167}$$

$$= (C_{vehicle-d} + C_{battery-d} - C_{subsidy-d}) + (C_{f-d} + C_{replacement-d} + C_{maintenance-d}) + (C_{disposal-d} - C_{return-d}) + C_{other}$$

式中， $C_{total-d}$ 表示生命周期总成本差异量； C_{b-d} 表示购置成本差异量； C_{use-d} 表示使用成本差异量； C_{r-d} 表示报废处理成本差异量。 $C_{vehicle-d}$ 表示车辆的原始购置成本（无动力电池）差异量； $C_{battery-d}$ 表示动力电池的购置成本差异量； $C_{subsidy-d}$ 表示电动汽车的补贴差异量； C_{f-d} 表示使用阶段的燃料成本差异量； $C_{replacement-d}$ 表示电池更换成本差异量； $C_{maintenance-d}$ 表示车辆维修成本差异量； $C_{disposal-d}$ 表示车辆报废回收处理过程产生的成本差异量； $C_{return-d}$ 表示车辆报废回收带来的收益差异量，如电池回收，本文取电池价格的 10%； C_{other} 表示车辆的其它成本差异量。

构建燃料的单位价格矩阵 C_{FP} ：

$$C_{FP} = \begin{bmatrix} c_{fp_1} & c_{fp_2} & \cdots & c_{fp_j} & \cdots & c_{fp_z} \end{bmatrix} \tag{2.168}$$

式中， c_{fp_j} 表示第 j 种燃料的单位价格。对于纯电动汽车，单位为 ¥/KWh；对于燃油汽车，单位为 ¥/L。

则汽车轻量化生命周期燃料成本差异矩阵 C_{FD} 及燃料成本差异量 c_{f-d} 分别为：

$$C_{FD} = \begin{bmatrix} c_{fd_{1,j}} \end{bmatrix}_{1 \times z} = (VTM \cdot \Delta m \cdot E_{sa} \cdot \alpha_F / 100) \cdot C_{FP} \tag{2.169}$$

$$c_{f-d} = \sum_{j=1}^z c_{fd,j} \quad (2.170)$$

目前大部分研究对动力电池更换次数按无条件进位取整数计算，但最后一块电池往往并不能与汽车同时期报废，其剩余使用周期还能供其它汽车使用(或用作其它用途)，而取整数的计算方式并未考虑车辆报废后电池的剩余价值，容易夸大电池更换次数的阶跃性变化。因此，为计算电池的实际消耗量并考虑到电池的梯度利用，本文中对动力电池更换次数保留小数位^[198]。

对燃油汽车而言，轻量化的直接收益是燃油消耗量的减少，以及由此带来的燃油消费成本降低；与燃油汽车不同的是，轻量化不但使电动汽车电力能源消费成本减少，还能因其对电池使用里程的增益，而减少电池在汽车全生命周期中的更换次数，从而减少消费者的电池使用成本。因此，电动汽车轻量化使用阶段的收益包括两部分，一部分是减少的电能消费成本；另一部分是减少的电池使用成本，其等于减少的电池更换次数乘以电池价格。

电动汽车电池更换成本差异量 $C_{replacement-d}$ 为：

$$C_{replacement-d} = (VTM/B_{life-lw} - 1) * C_{battery-lw} - (VTM / B_{life} - 1) * C_{battery} \quad (2.171)$$

式中， $B_{life-lw}$ 表示轻量化后动力电池的寿命； B_{life} 表示轻量化前动力电池的寿命； $C_{battery-lw}$ 表示轻量化后动力电池的价格； $C_{battery}$ 表示轻量化前动力电池的价格。

2.6 汽车产品全生命周期环境影响评价模型

国际标准化组织对“生命周期影响评价”的定义：LCIA 是整个产品生命周期中的一个要素，用于评估某个产品系统对环境的潜在影响。影响评价的种类可以分为：全球性、区域性和本地性三大类。全球性影响包括：资源消耗、全球变暖潜势、臭氧分解潜势等。区域性影响包括：酸化指数、土地使用等。本地影响包括：人类和经济潜在的毒性、富营养化程度、光化学污染潜势等。其它影响诸如噪音、臭气、垃圾掩埋、电离辐射等。

根据 ISO14040-2006 标准，LCIA 的技术框架^[8]，如图 2.5 所示。整个影响评价由必备要素和可选要素组成。其中必备要素是用来将 LCI 结果转换为参数结果。它包括选择影响类型、类型参数和特征化模型；分类；以及特征化三步。这是国际标准化组织和我国国家标准要求进行生命周期影响评价所必须完成的步骤和内容。可选要素用来将参数结果归

一化、分组或加权以及数据质量分析等，研究者可根据需要自行确定是否进行。考虑到目前不同研究机构对归一化基准和加权的权重分配还存在较大争议，本文暂不计算归一化及加权评价。

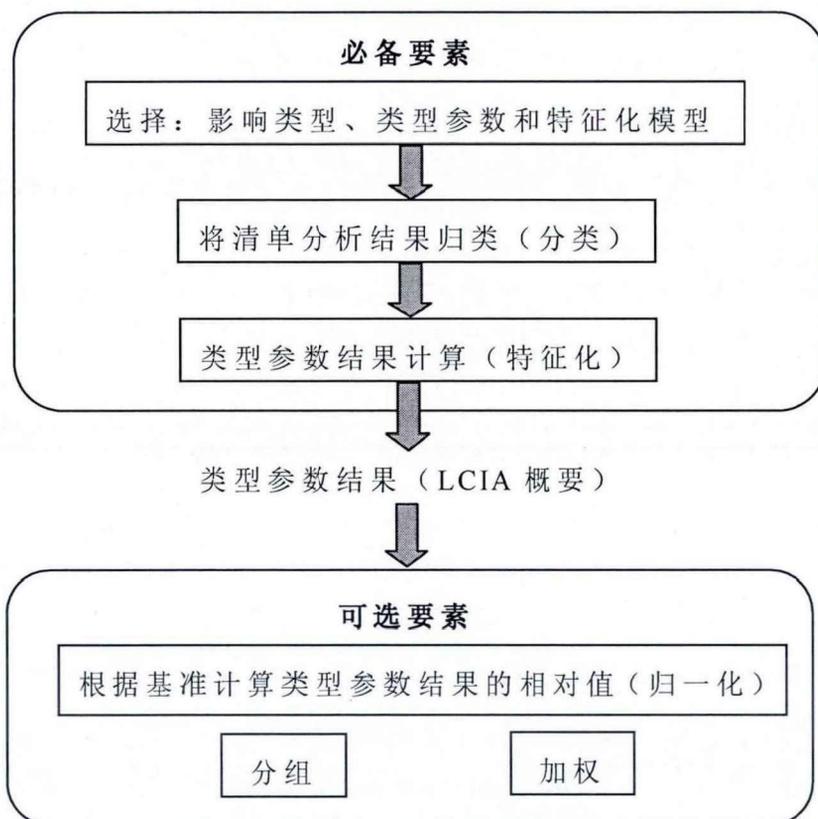


图 2.5 LCIA 技术框架

2.6.1 环境影响评价分类

如前所述，生命周期影响评价是对清单分析阶段所识别出来的环境负荷影响进行定量或定性的描述和评价。本文主要采用国际上比较流行的荷兰莱顿大学环境科学研究中心研发的生命周期环境影响评价方法——CML 2001 模型^[211]（Guinée et al, 2001）进行影响评价分析。CML 2001 模型把环境影响分为：全球变暖、资源消耗、人类毒性、酸化、富营养化、淡水生态毒性、海水生态毒性、臭氧层损耗、光化学臭氧合成、放射性辐射、土壤生态毒性等 11 类。本文仅考虑污染物排放到空气中和资源消耗的影响。采用生态指数法的分类原则，将环境影响类型分为不可再生资源消耗（ADP）、温室效应（GWP）、人体健康损害（HTP）、光化学烟雾（POCP）和酸化（AP）五类，见表 2.2。其中，生产原材料的矿石资源消耗及一次能源消耗归为不可再生资源消耗；带来温室效应的气体有 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 等；带来人体健康损害的气体有 PM、 NO_x 和 SO_x 等；带来光化学烟雾的气体有 NO_x 、CO、 CH_4 和 NMVOC 等；带来酸化

影响的气体有 SO_x 、 NO_x 等。

需要说明的是，在生命周期影响评价中，其方法还在不断地发展完善之中，特别是毒性影响评价，尽管有些方法已经在实践中应用，一些方法还在研究当中，但迄今为止，在生命周期的研究领域中并没有一个统一的方法。

表 2.2 生命周期影响评价分类

清单分析类型		物质属性	影响类目
输入	输出		
自然资源影响			
原材料矿石		不可再生	不可再生资源消耗
资源、燃料			ADP
非生命生态系统的影响			
	气体	温室气体	温室效应 GWP
	气体	大气悬浮颗粒物	人体健康损害 HTP
	气体	导致光化学烟雾的物质	光化学烟雾 POCP
	气体	通过反应生成 H 离子的物质	酸化 AP

分类完成后，下一个步骤就是进行特征化。特征化的目的是将每一个影响类目中的不同物质转化和汇总成为统一的单元。根据前面计算所得的清单分析结果，通过相关性系数进行转换，从而计算整个影响类目的影响范围，最终得到各特征化结果。

2.6.2 资源消耗

资源可分为可再生资源 and 不可再生资源两大类，其中不可再生资源是指非生命的，如各种矿石、化石燃料等。矿产资源的开发利用和耗竭问题是生命周期评价体系中的重要组成部分，然而国外诸多研究的热点大多只考虑温室气体排放所产生的温室效应问题。目前国内外研究对矿产资源耗竭问题的认知程度，仍远不及其在开发利用过程中产生的温室效应等问题。

为了评估不可再生资源消耗对于环境的影响，本论文采用了由荷兰莱顿大学提出的 CML 资源耗竭特征化法，该算法的核心思想是基于某类资源开采量与其储量平方的比例来衡量该类不可再生资源的耗竭程度^[212]。由于各个国家或地区的资源禀赋迥异，为了准确计算某产品针对某国或某地的资源耗竭影响，必须先对模型进行本地化修正。北京工业大学的聂祚仁团队已经在这方面做了大量工作，经其修正后的 CML 模型不仅考虑了中国的矿产资源采储情况，还针对中国各类金属矿产开采过程

中的损耗与回收等过程进行了进一步修正。

为了使不同类型资源耗竭影响的结果便于比较与处理，CML 特征化模型中引入了参照资源（基准资源）的概念，将不同类型资源耗竭影响统一为基准资源耗竭影响当量。具体算法是，通过选取某种资源的耗竭系数为基准，然后将其它资源的耗竭系数与该基准值进行比较，从而得到相对于该基准的相对值^[212]。国际上约定俗成选取金属锑作为参照资源，并将其耗竭系数作为当量因子的基准值，所得到的其它类型资源耗竭影响的单位统一为 kg 锑当量，其计算方程如下：

$$ADP_i = \frac{Dr_i / (R_i)^2}{Dr_{ref} / (R_{ref})^2} \quad (2.172)$$

式中， ADP_i 表示资源 i 的资源耗竭相对系数，单位为 kg 锑当量/kg；

Dr_i 表示资源 i 当年的开采量，单位为 $\text{kg}\cdot\text{yr}^{-1}$ ；

R_i 表示资源 i 的储量，单位为 kg；

Dr_{ref} 表示参考资源（锑）当年的开采量，单位为 $\text{kg}\cdot\text{yr}^{-1}$ ；

R_{ref} 表示参考资源（锑）的储量，单位为 kg。

对于铜、铅、锌、镍等主要有色金属矿产的储量和产量我国常采用矿石中的金属含量作为计量单位，而没有相对应的矿石储、采量的统计数据。因此在计算有色金属资源的实际开采量，采用年产量乘上一个修正系数^[212]。其计算方程如下：

$$Dr_i = P_i \cdot \eta \quad (2.173)$$

式中， P_i 表示资源 i 的年产量，单位为 $\text{kg}\cdot\text{yr}^{-1}$ ；

η 表示年开采量的修正系数。

对于化石能源，如煤炭、原油和天然气等，其特征化因子的计算方程^[212]如下：

$$ADP_{i,eng} = \frac{Dr_{i,eng} \cdot \varepsilon / (R_{i,eng} \cdot \varepsilon)^2}{Dr_{ref} / (R_{ref})^2} \quad (2.174)$$

式中， $ADP_{i,eng}$ 表示化石能源 i 的特征化因子，单位为 kg 锑当量/kgce；

$Dr_{i,eng}$ 表示化石能源 i 的年开采量；

ε 表示化石能源 i 的折标准煤系数；

$R_{i,eng}$ 表示化石能源 i 的储量。

2.6.3 温室效应影响

大气中的 CO_2 和其它温室气体的增加会产生“温室效应”，从而使全

球平均气温升高并引起全球气候发生重大变化。全球变暖影响潜能 (GWP) 是指某种物质与 CO₂ 相比, 对温室效应的贡献值, 影响评价采用相关性因子方法来计算, 由排放的相关气体与相关性系数相乘得到。政府间气候变化专家委员会 (IPCC) 在其 1996 年发行的国家温室气体盘查清册指导纲要中, 提供 100 年期间各种全球暖化潜势, GWP 的相关性系数, 如表 2.3 所示。需要说明的是, 引起温室效应的气体非常之多, 本文参照国际通行做法考虑 CO₂、CH₄ 和 N₂O 这三种影响较大的气体。

GWP 计算方程如下:

$$GWP = \sum_j GWP_{aj} \times p_{ij} \quad (2.175)$$

式中, GWP 表示每功能单位温室气体的全球变暖影响, 单位: kg CO₂ 当量;

GWP_{aj} 表示污染物 j 的 GWP 相关性系数。

表 2.3 各种污染物物质的环境影响相关性系数

污染物	相关性系数			
	GWP	HTP	POCP	AP
CO ₂	1	—	—	—
CH ₄	21	—	0.006**	—
N ₂ O	310	—	—	—
PM	—	0.82*	—	—
NO _x	—	1.2*	0.028**	0.7*
SO _x	—	0.096*	—	1*
CO	—	—	0.027**	—
NMVOC	—	—	0.416*	—

注: *来源^[213]; **来源^[211]

2.6.4 人体健康损害影响

人体健康损害包含两部分, 一部分是排出的大气悬浮颗粒, 也称气溶胶, 是一种化学成分复杂、直径小于 10 微米的颗粒物, 这种颗粒物对人体的呼吸系统会造成损伤。另一部分是 SO₂、NO_x 等有害气体。HTP 的相关性系数, 如表 2.3 所示。HTP 的计算方程如下:

$$HTP = \sum_j HTP_{hj} \times p_{ij} \quad (2.176)$$

式中, HTP 表示每功能单位人体健康损害的影响, 单位: kg 1,4-二氯苯当量;

$HTP_{b,j}$ 表示污染物 j 的 HTP 相关性系数。

2.6.5 光化学烟雾影响

光化学烟雾是大气中的自由基、 NO_x 与碳氢化合物等通过光化学反应产生的，其产物如果高度集中，人类过多吸入可能引发咳嗽和气喘等健康问题。光化学氧化反应潜能因子（POCP）是指以化合物乙烯（系数为 1.0）为参照物对这种效应的贡献的相关度。影响评价是基于识别 POCP 相关性系数和相关化合物的数量的乘积。POCP 的相关性系数，如表 2.3 所示。POCP 的计算方程如下：

$$POCP = \sum_j POCP_{cj} \times p_{t_j} \quad (2.177)$$

式中， $POCP$ 表示每功能单位的光化学烟雾影响，单位： $\text{kg C}_2\text{H}_4$ 当量； $POCP_{cj}$ 表示污染物 j 的 POCP 相关性系数。

2.6.6 酸化影响

酸化影响（AP）是指污染物的释放可能对导致酸雨产生一定的作用和贡献。影响特征化是以 SO_2 （系数为 1.0）作为参照物，按其相关性系数进行计算。AP 的相关性系数，如表 2.3 所示。AP 的计算方程如下：

$$AP = \sum_j AP_{dj} \times p_{t_j} \quad (2.178)$$

式中， AP 表示每功能单位的光化学烟雾影响，单位： kg SO_2 当量； AP_{dj} 表示污染物 j 的 AP 相关性系数。

2.7 本章小结

本章构建了汽车产品及其轻量化全生命周期综合效益静态评价模型，它区别于以往大多只研究“从摇篮到坟墓”的开环过程，这是一个“从摇篮到再生”的闭环系统，同时也是一个通用化的模型。该模型分别涵盖了汽车产品从材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配、使用直至回收利用的全过程，可用于评价各类汽车及其轻量化全生命周期材料（含矿石资源）消耗、能耗、排放、经济性及 ADP、GWP、HTP、POCP、AP 影响评价。

第3章 汽车全生命周期综合效益静态评价实证研究

以第二章建立的汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型为基础平台，本章通过和企业合作，确定评价车型，对所选车型进行全生命周期综合效益评价。汽车生命周期评价的清单分析所需的数据量庞大，国内外差别也较大，本文尽量采集国内的数据进行实证分析，以提高评价的精度。

3.1 研究对象及评价指标

为应对日益突出的燃油供求矛盾和环境污染问题，世界主要汽车生产国正纷纷加快部署，将发展电动汽车上升到国家战略。我国也将新能源汽车列为战略性新兴产业，并出台了《节能与新能源汽车产业发展规划（2012-2020）》，明确了以纯电驱动为新能源汽车发展和汽车工业转型的主要战略取向。目前全球乘用电动车规模仅为十万级，但市场需求增速较高。国内乘用电动车市场规模远小于国外电动车市场，2013年总销量仅突破万辆。当前纯电动汽车的开发主要有三种模式：传统车平台改造、全新平台开发及模块化开发，这三种模式有其各自的优点和不足。

传统车平台改造，顾名思义，即在已经较为成熟的传统燃油汽车车型平台上进行电动化改造，将原先的动力总成、油箱及相应的控制部分换成电机、电池、电控并进行一系列匹配。这种开发模式投入成本相对较少，技术上难度较低，开发周期较短，因此也是大部分传统汽车制造商在进行电动汽车前期研发时所采用的开发模式。但由于传统车型平台并非专为电动汽车设计，因此存在着一系列先天不足，如驱动电机、动力电池的大小将受限于平台的承载能力，电池布置后还需要对结构进行加固等。

全新平台开发则是另起炉灶，重新设计新的电动汽车平台，从起始阶段开始就充分考虑电动部分的特点与需求，并进行相应的优化，因而理论上能够得到更加经济、安全、可靠的电动汽车产品。但这种开发模式对于资金投入、技术力量的要求高，开发周期也相对较长。采用这种开发模式的，以宝马i系列纯电动车最为典型，其采用了铝合金底盘，而车厢部分则大部分应用了轻量的碳纤维材料，因此即使加上电池组，其车重依然保持在可以接受的范围内，这也是量产车第一次采用这种技术。

而模块化开发介于以上两种之间，部分模块全新开发，大多模块改

造。模块化开发以特斯拉纯电动车最为典型，该公司运用先进技术和配置从高端车型入手，一开始就避开了产能和销售两大难题。特斯拉最大的技术成就就是它成功地无缝整合了该车的的所有部件，尤其是那个由7000块小电池组成的动力系统。同时它迈出了不同寻常的一步，就是自行制造汽车元件，比如铝合金车身面板和塑料件等。

目前，国产纯电动乘用车主要定位在中低端市场，相对价格较低，配置较低。国内大部分汽车厂家，如奇瑞、北汽、江淮等所开发的纯电动汽车基本上是在传统车平台基础上进行的。为此，本文选择海马汽车公司生产的普力马传统汽油车和在此平台上开发的纯电动汽车作为评价对象，进行全生命周期材料、能源消耗、排放和经济性等评价对比分析。纯电动汽车和传统汽油车的外观区别仅改了前格栅，充电接口位于车辆的前方车标处，其它基本没有变化，见图3.1。车身外廓尺寸：长×宽×高分别为4295mm×1705mm×1555mm；轴距为2670mm。纯电动汽车电池布置图及前舱布置图，如图3.2-图3.3所示。动力电池包布置在地板下方，各种控制器布置在前舱内。动力电池的能量密度为80Wh/kg，质量300kg；电机控制器型号为CE12-21-600。纯电动汽车的百公里耗电为14KWh，续航里程为150km。传统汽油车的发动机排量为1.6L，百公里油耗为8L。



a) 纯电动车



b) 传统车

图 3.1 评价对象

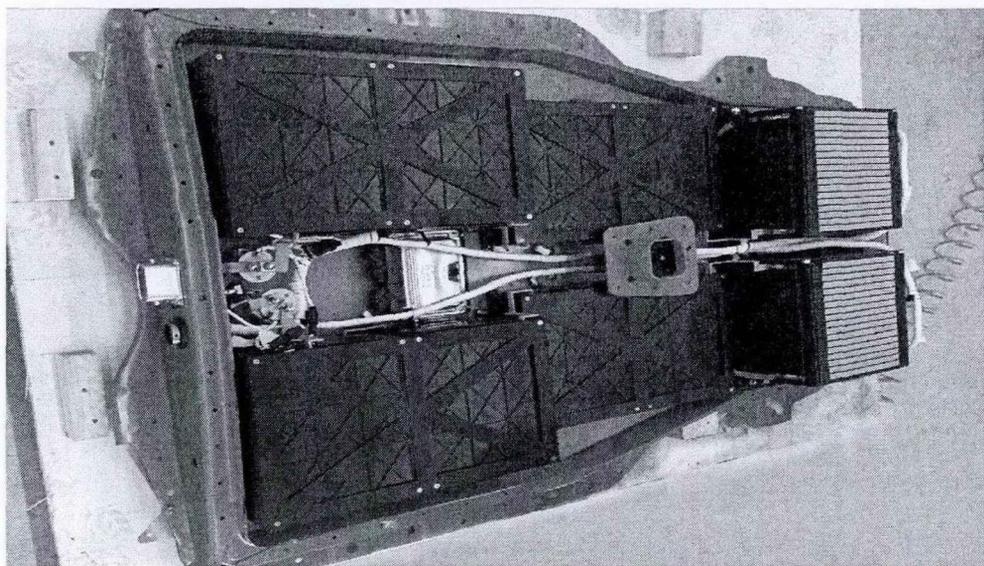
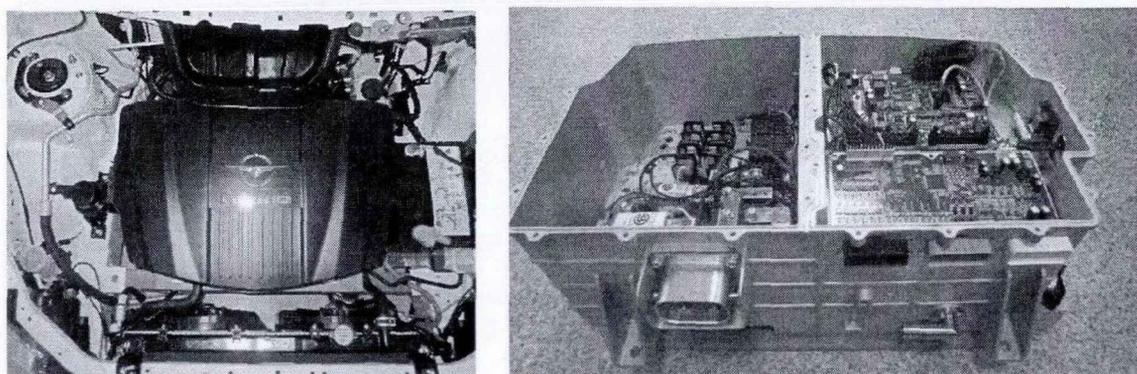


图 3.2 纯电动车内部结构及电池布置图



a) 前舱布置俯视图

b) 揭开装饰盖后的内部结构

图 3.3 纯电动车前舱布置图

评价指标包括全生命周期材料消耗（含矿石资源消耗）、能源消耗、排放和生命周期成本四大类。能源种类包含以下几种：汽油、柴油、电、天然气、燃料油、燃料煤等，计算能耗强度时最终都转换成一次能源，即原煤、原油和天然气。在排放方面，本文主要关注气体排放物的情况，生命周期排放评价指标确定以下几种：温室气体类 GHGs（ CO_2 、 CH_4 、 N_2O ）；其它污染物 CO 、 SO_x 、 NO_x 、PM（含 PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ ）、NMVOC。环境影响评价指标主要是：ADP、GWP、HTP、POCP 和 AP。

由于本文的评价对象为传统汽油车和纯电动汽车，为了突出两者的区别，把它们的主要差异部件也单独列出，具体汽车的子系统分类及质量，如表 3.1 所示。纯电动汽车的整备质量为 1480kg，传统汽油车的整备质量为 1349kg。纯电动汽车和传统汽油车的白车身组成，如表 3.2 所示，其中白车身材料屈服极限 $\geq 780\text{MPa}$ 的质量有 7.2kg， $440\text{MPa} \leq$ 材料屈服极限 $\leq 780\text{MPa}$ 的质量有 302kg。

表 3.1 汽车各子系统的组成及质量

汽车子系统	纯电动汽车	传统汽油车	备注
发动机/kg	0	129	
变速器/kg	20	34	传统车为手动版
动力电池/kg	300	0	能量密度: 80Wh/kg
车用电机/kg	66	0	功率密度: 2.4KW/kg
电子控制器/kg	14	0	
白车身/kg	390	363	
附件/kg	300	433	包括座椅、仪表板、内外装饰件和玻璃、各种电器等
底盘/kg	365	365	
其它/kg	25	25	各种流体等
整备质量/kg	1480	1349	

表 3.2 纯电动汽车和传统汽油车白车身各部分的质量

BIW 组成	纯电动汽车	传统汽油车
	BIW 质量/kg	BIW 质量/kg
前地板	40	20
后地板+两边梁	64	64
前车身	51	44
地板零件组合	24	24
后柱内板+前柱内板	43	43
侧围总成	57	57
顶盖	21.5	21.5
后盖	14	14
前门	27	27
后门	29	29
发动机盖	12	12
小件	7.5	7.5
白车身总质量	390	363

前一章所建立的汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型是一个通用而全面的模型, 结合考虑汽车轻量化对材料、结构和工艺的要求, 本文将汽车材料分为 19 种, 如表 3.3 所示。需要说明的是, 由于车用材料种类繁多, 如果细化到每种具体型号材料难度大, 所以本文暂以大类

表示。参考美国阿冈国家实验室开发的 GREET 软件，汽车各子系统的材料构成比例，如表 3.4-表 3.6 所示。

表 3.3 汽车材料

金属材料		非金属材料
传统钢	锻镁	CFRP 碳纤维复合材料
高强度钢	铸镁	GFRP 玻璃纤维增强塑料
不锈钢	铜	塑料
铸铁	铅	橡胶
锻铝	锌	玻璃
铸铝	镍	
挤压铝	锂	

纯电动汽车的动力电池采用 LiMn_2O_4 正极材料，实际锂资源消耗约占动力电池质量的 1.28%。锂离子电池的其它材料主要包括了石墨/碳；粘合剂；电解液；电解质；热绝缘；冷却液：乙二醇等。 LiMn_2O_4 合成方法有固相法和液相法。 LiMn_2O_4 采用固相合成法时，流程较为简单，容易操作。一般以 Li_2CO_3 和电解 MnO_2 为原料，将两者混合，均匀研磨，在 $380^\circ\text{C} \sim 840^\circ\text{C}$ 下烧结并保温 1 天后，降至室温后取出。采用此方法制造 LiMn_2O_4 还需要用到很多材料，比如 H_2 、盐酸（HCl）、纯碱（ Na_2CO_3 ）、浓缩卤水锂、石灰、有机溶剂、硫酸（ H_2SO_4 ）、酒精、柠檬酸、过氧化氢（ H_2O_2 ）、NMP、锂、石灰石、 Li_2CO_3 和 MnO_2 等。液相合成方法较多，有溶胶-凝胶法、乳液-干燥法、Pechini 法等。Pechini 法采用 LiNO_3 和 $\text{Mn}(\text{NO}_3)_2$ 再与柠檬酸混合成粘液，发生酯化反应，经真空干燥、氧化焙烧、球磨粉碎等工艺可得到符合要求的产品。本文采用固相法计算动力电池的能耗和排放。

表 3.4 纯电动汽车动力电池、车用电机、电子控制器的材料构成比例^[214]

	传统钢	锻铝	铸铝	铜	LiMn ₂ O ₄	塑料	橡胶	其它
动力电池	1.40%	19.10%	0.00%	10.90%	33.40%	3.20%	0.00%	32.00%
车用电机	36.10%	0.00%	36.10%	27.80%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
电子控制器	5.00%	0.00%	46.90%	8.20%	0.00%	23.80%	3.70%	12.40%

表 3.5 纯电动汽车变速器、白车身、附件和底盘的材料构成比例^[214]

	传统钢	高强度钢	铸铁	锻铝	铸铝	铜	塑料	橡胶	玻璃	其它
变速器	60.50%	0.00%	0.00%	20.00%	0.00%	18.90%	0.20%	0.00%	0.00%	0.40%
白车身	13.03%	86.97%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
附件	27.09%	0.00%	0.00%	1.61%	0.00%	4.37%	41.63%	1.15%	11.00%	13.15%
底盘	84.10%	0.00%	6.90%	0.00%	1.00%	1.20%	1.80%	4.40%	0.00%	0.60%

表 3.6 传统汽油车各子系统的材料构成比例^[214]

	传统钢	高强度钢	铸铁	锻铝	铸铝	铜	塑料	橡胶	玻璃	其它
发动机	39.50%	0.00%	28.60%	0.00%	17.10%	2.90%	9.30%	2.60%	0.00%	0.00%
变速器	30.00%	0.00%	30.00%	30.00%	0.00%	0.00%	5.00%	5.00%	0.00%	0.00%
白车身	6.56%	93.44%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
附件	41.72%	0.00%	0.00%	1.29%	0.00%	3.49%	33.27%	0.92%	7.62%	11.69%
底盘	84.10%	0.00%	6.90%	0.00%	1.00%	1.20%	1.80%	4.40%	0.00%	0.60%

3.2 清单数据采集

本文数据采集的原则是尽量采用国内的本地数据，国内数据没有的则参考国外权威的相关文献。再生材料的获取比例暂取 0，材料获取过程的矿石利用率、材料加工利用率及零部件加工制造利用率，如表 3.7 所示。废料回收进入车辆循环利用率，本文取 0.8；回收过程各种材料的回收利用率，如表 3.8 所示。

表 3.7 矿石利用率、材料加工利用率、零部件加工制造利用率

材料	矿石利用率*	材料加工利用率	零部件加工制造利用率
传统钢	0.3277	0.93	0.55
高强度钢	0.3277	0.93	0.55
不锈钢	0.3277	0.62	1
铸铁	0.3277	1	0.8
锻铝	0.2262	1	0.52
铸铝	0.2262	1	0.8
挤压铝	0.2262	1	0.8
锻镁	0.0935	1	0.96
铸镁	0.0935	1	0.55
铜	0.0039	1	0.5
铅	0.0192	1	1
锌	0.0155	1	1
镍	0.03	1	1
锂	0.03	1	1
CFRP	/	1	0.5
GFRP	/	1	0.5
塑料	/	1	0.5
橡胶	/	1	0.5
玻璃	/	1	0.5

数据来源^[208, 215]；*来自北京工业大学中国材料生命周期清单数据库

表 3.8 回收过程的各种材料回收利用率^[215]

材 料	预处理阶段 的材料回收 率	拆解阶段的 材料回收率	金属分离阶 段的材料回 收率	加工废料收 集过程的回 收率	加工废料的 金属材料回 收率
传统钢	97%	98%	95%	99%	98%
高强度钢	97%	98%	95%	99%	98%
不锈钢	97%	98%	95%	99%	98%
铸铁	97%	98%	95%	99%	98%
锻铝	97%	90%	90%	99%	93%
铸铝	97%	90%	90%	99%	93%
挤压铝	97%	90%	90%	99%	93%
锻镁	97%	90%	90%	99%	93%
铸镁	97%	90%	90%	99%	93%
铜	97%	90%	90%	99%	93%
铅	97%	90%	90%	99%	93%
锌	97%	90%	90%	99%	93%
镍	97%	90%	90%	99%	93%
锂	97%	90%	90%	99%	93%

汽油生产的单位能耗为 1.48MJ/MJ，电力生产的单位能耗为 2.85MJ/MJ，汽油低热值取 31.23MJ/L。汽油价格取 7.46¥/L，电力销售价格取 0.6¥/KWh。在电力生产结构中，其中火电比例为 82.6%。传统汽油车的实际排放数据如下：HC 为 0.03g/km；CO 为 0.2g/km；NO_x 为 0.015g/km，达到了国五的排放标准。本文在计算汽油燃烧时产生的 CO₂、CH₄、N₂O 排放，采用 IPCC 推荐的系数：CO₂ 排放系数为 2.26kg/L；CH₄ 排放系数为 8.16×10⁻⁴kg/L；N₂O 排放系数为 2.61×10⁻⁴kg/L。SO_x 排放按照汽油的含硫量进行计算，本文取含硫量为 50ppm。PM 和 NMVOC 排放的计算在美国 GREET 软件基础上进行调整。

采用先进的制造工艺是汽车轻量化技术的三大途径之一，近年来，激光拼焊、液压成型、热成形、辊压成型等制造工艺开始越来越多被采用。因此，本文把零部件加工制造工艺主要分为钢冲压、激光拼焊、热成形、液压成型、辊压成型、锻造、铸造；有色金属的冲压、挤压、压铸、锻造；复合材料的复合片材模塑和树脂传递模塑。不同加工制造工艺的加工成本系数、设备成本系数，如表 3.9 至表 3.10 所示。

表 3.9 不同加工制造工艺的加工成本系数表^[208]

加工方式	ε_{0_k}	ε_{1_k}	ε_{2_k}
钢冲压	506037	0.402	
钢激光拼焊	506037	0.402	
钢热冲压成形	506037	0.402	
钢辊压成型	230.6	1	4897
钢管液压成型		1	690000
钢锻造	947.46	1	7530.5
铸造	0.3931	1	942.8
有色金属冲压	779106	0.402	
有色金属挤压	314.18	1	939.86
有色金属压铸	9551.3	1	8384.5
有色金属锻造	3158.2	1	7530.5
复合片材模塑	2994.3	1	9340.2
树脂传递模塑	57.459	1	897.03

表 3.10 不同加工制造工艺的设备成本系数表^[208]

加工方式	ε_{i0_k}	ε_{i1_k}	ε_{i2_k}
钢冲压	2478928	0.2282	
钢激光拼焊	2478928	0.2282	3800000
钢热冲压成形	2478928	0.2282	1000000
钢辊压成型	6573.1	1	245343
钢管液压成型		1	3350000
钢锻造	47206	1	376528
铸造	6.2836	1	18897
有色金属冲压	3167177	0.2282	
有色金属挤压	141868	1	187581
有色金属压铸	62886	1	188371
有色金属锻造	157353	1	376528
复合片材模塑	8337.5	1	65750
树脂传递模塑	958.74	1	8663

3.3 整车全生命周期 MEPC 静态评价结果

基于静态评价模型，采用 Matlab 编程，把清单数据输入模型，可得

出纯电动汽车（以下简称：EV）及传统汽油车（以下简称：CV）包含回收利用阶段的全生命周期材料、能耗、排放及成本。各个阶段及整个生命周期的能耗、排放，如图 3.4 至图 3.7 所示。生命周期总能耗及排放的具体数据，如表 3.11 至表 3.12 所示，其余各个阶段的能耗及排放数据，详见附录 B1~B2。

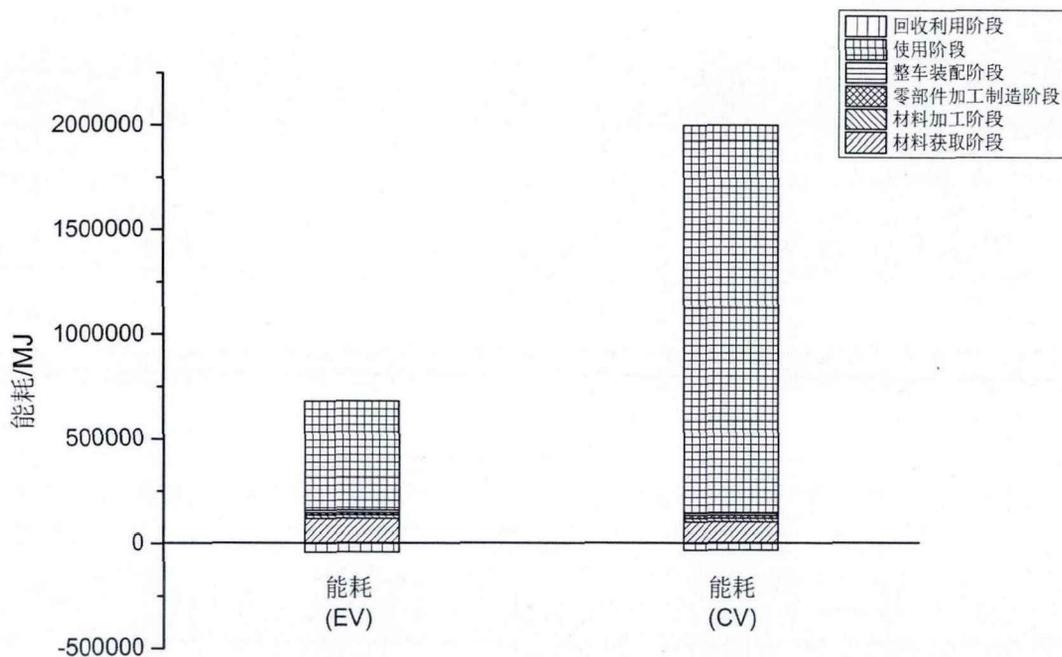


图 3.4 全生命周期能耗

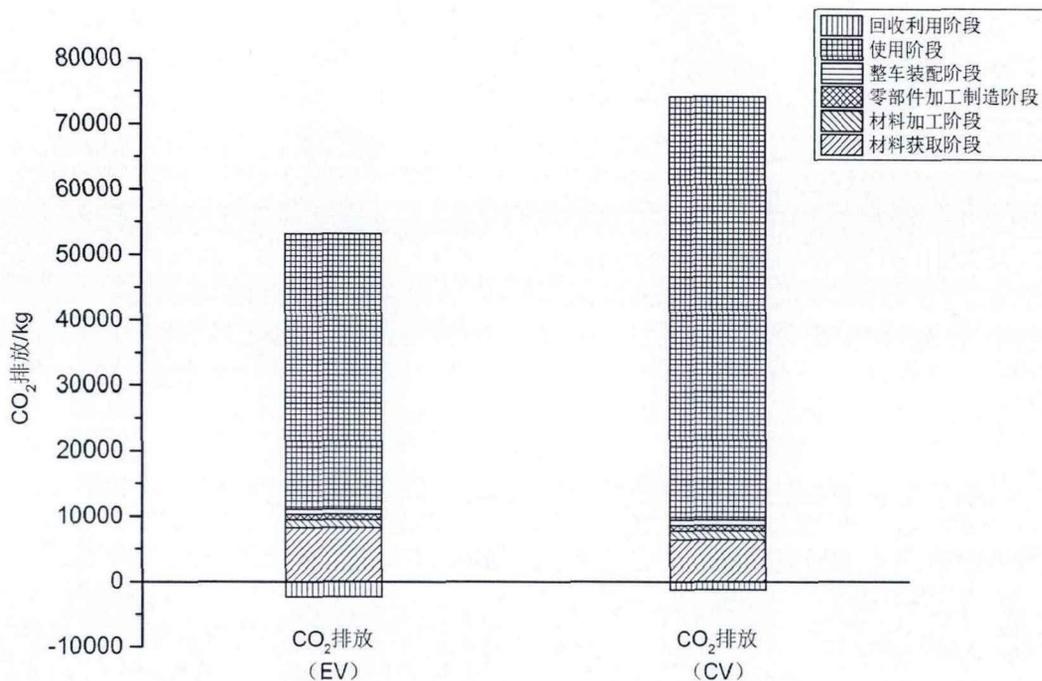


图 3.5 全生命周期 CO₂ 排放

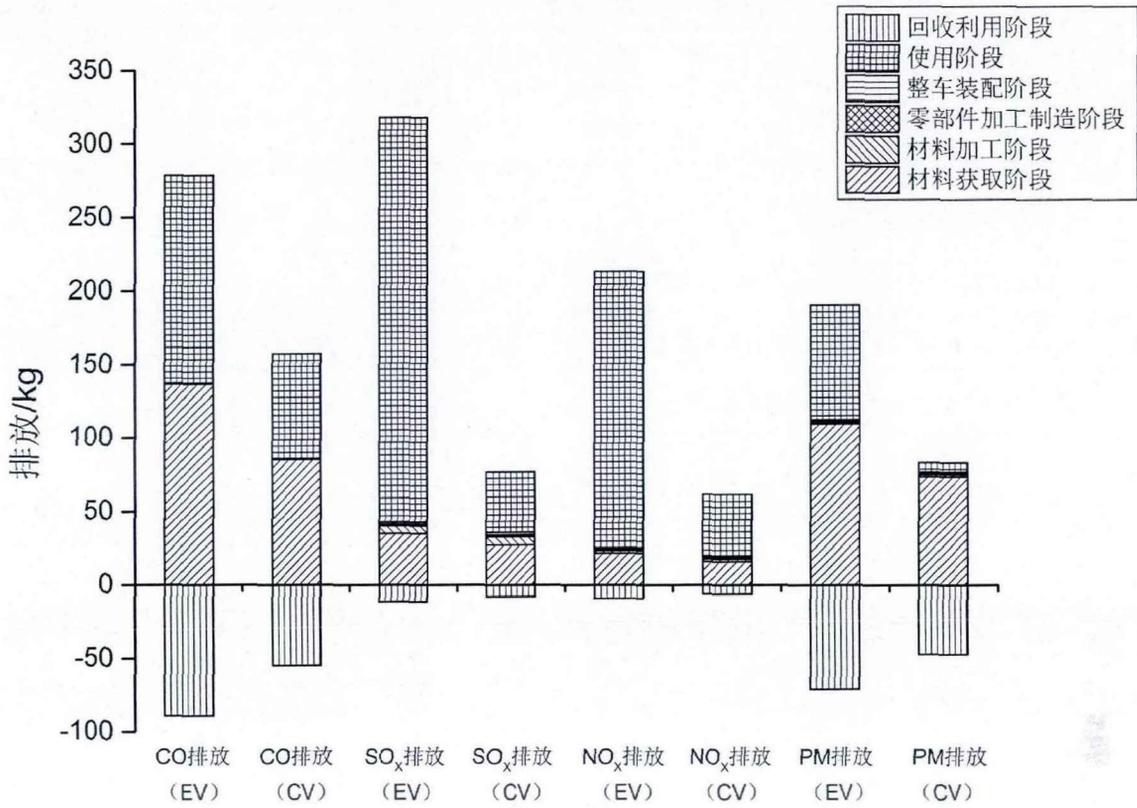


图 3.6 全生命周期 CO、SO_x、NO_x、PM 排放

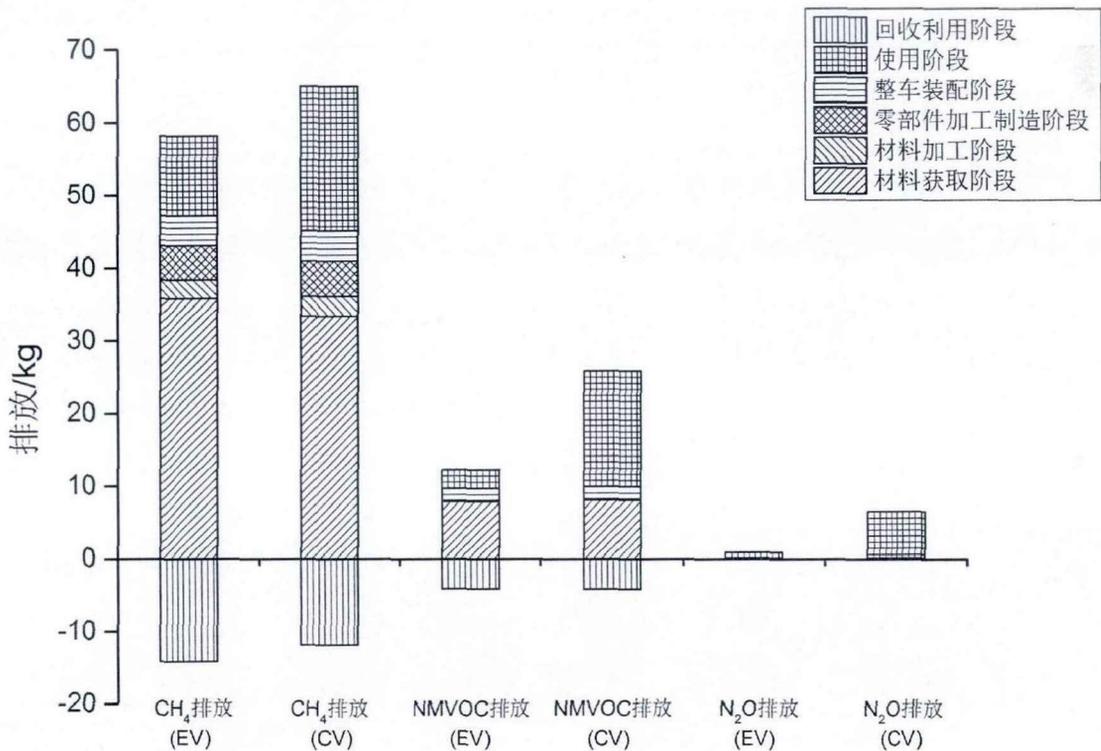


图 3.7 全生命周期 CH₄、NMVOC、N₂O 排放

表 3.11 两款车的生命周期能耗及回收利用能耗

	纯电动汽车	传统汽油车
总能耗（考虑回收利用）	6.36E+05	1.97E+06
回收利用能耗	-4.25E+04	-3.22E+04
回收利用能耗占比	-6.68%	-1.64%
总能耗（未考虑回收利用）	6.79E+05	2.00E+06

表 3.12 两款车的生命周期排放及回收利用排放

气体排放物	纯电动汽车			传统汽油车		
	总排放 /kg	回收利用 排放/kg	回收利用 占比	总排放 /kg	回收利用 排放/kg	回收利用 占比
CO ₂	5.08E+04	-2.32E+03	-4.57%	7.28E+04	-1.27E+03	-1.74%
CH ₄	44.02	-14.12	-32.08%	53.14	-11.86	-22.32%
N ₂ O	0.89	-0.02	-2.25%	6.54	-0.01	-0.15%
CO	189.47	-89.08	-47.02%	102.47	-54.75	-53.43%
SO _x	306.69	-11.42	-3.72%	69.22	-7.86	-11.36%
NO _x	204.24	-9.23	-4.52%	55.40	-6.16	-11.12%
PM	119.70	-70.92	-59.25%	36.37	-47.11	-129.53%
NM VOC	8.13	-4.15	-51.05%	21.65	-4.22	-19.49%

由上可以看出，纯电动汽车的全生命周期能耗比传统汽油车低，减少了 67.72% (1.33×10^6 MJ)，主要原因是该款纯电动汽车的百公里耗电较低，导致其使用阶段的能耗低于传统汽车。对于纯电动汽车，生命周期若考虑回收利用，回收利用能耗占比达 -6.68%。从八种气体排放物看，纯电动汽车全生命周期 CO₂、CH₄、N₂O 和 NMVOC 排放比传统汽油车低，分别减少了 30.22% (2.2×10^4 kg)、17.16% (9.12kg)、86.39% (5.65kg) 和 62.45% (13.52kg)，纯电动汽车对温室气体减排显著。但在以火电为主的电力结构下，纯电动汽车全生命周期 CO、SO_x、NO_x 和 PM 均高于传统汽油车，分别增加了 84.90% (87kg)、343.07% (237.47kg)、268.66% (148.84kg) 和 229.12% (83.33kg)。两款车的气体排放物特别是 CH₄、CO、PM、NMVOC 在回收利用阶段的排放收益显著，其中纯电动汽车和传统汽油车回收利用的阶段的 PM 排放占比分别为 -59.25% 和 -129.53%。因此，对于汽车产品生命周期评价，回收利用阶段应该加以考虑，否则会夸大得出的结论。这也要求设计者在研发阶段就应该考虑未来汽车材料的回收再利用。

从总体来看,虽然绝大多数评价指标在使用阶段的占比较大,但细分讲,由图 3.6 和图 3.7 可以看出,纯电动汽车在材料获取阶段的 CH₄、PM、NMVOC 排放高于使用阶段,CO 排放也较大接近于使用阶段;传统汽油车在材料获取阶段的 CH₄、CO、PM 排放高于使用阶段。两款车在回收利用阶段的 PM 排放收益也高于使用阶段。因此,评价汽车产品是否真正节能减排,一定要从全生命周期角度来看,不能仅仅只看使用阶段,也要特别关注材料获取阶段及回收利用阶段的节能减排。

以上分析了能耗和排放情况,下面分析两款车的生命周期成本。在当前条件下,纯电动汽车由于动力电池价格高,其生产成本必然高于传统汽油车;在环境成本方面,纯电动汽车为 13375¥,也高于传统汽油车 4706¥。纯电动汽车与传统汽油车的用户生命周期总成本变化情况,如表 3.13 所示。可以看出,纯电动汽车在有国家补贴的情况下,生命周期总成本比传统汽油车低。首先,由于国家补贴,纯电动汽车的购置成本仅比传统车多了 2.5 万元;其次,使用过程产生费用即使需要更换电池,但由于电价远远低于油价,导致总使用成本比传统车少了近 3 万元;最后,由于动力电池的回收利用价值较高,其报废处理成本也较传统车少 2 万多元。将购置成本、使用成本及报废处理成本综合起来,纯电动汽车的生命周期总成本比传统车低 2.6 万元。需要说明的是,如果没有国家补贴,当前纯电动汽车的生命周期总成本仍高于传统车。

表 3.13 纯电动汽车与传统汽油车生命周期总成本对比

成本类型	纯电动汽车/¥	传统汽油车/¥
购置成本	104880	80000
车辆价格	80000	80000
动力电池价格	74880	/
车辆补贴	-50000	/
使用成本	158320	188040
耗电(油)成本	28000	179040
维修成本	18000	9000
电池更换成本	112320	/
报废处理成本	-27464	-6000
车辆回收价格	-5000	-6000
电池回收价格	-22464	/
生命周期总成本	235736	262040

3.4 敏感性分析

敏感性分析是指从定量分析的角度研究有关因素发生某种变化对某一个或一组关键指标影响程度的一种不确定分析技术。敏感性分析的主要作用是确定评价指标的敏感因素，寻找出最敏感、影响最大的主要变量因素；计算主要变量因素的变化引起评价指标变动的范围，以便全面掌握各种方案可能出现的变动情况，最大减少或避免不利因素的影响，从而改善和提高实施效果。

为了比较不同因素的敏感性，根据文献^[153]定义敏感度因子：

$$S_{ij} = (\Delta B_i / B_i) / (\Delta I_j / I_j) \quad (3.1)$$

式中， B_i 为第*i*种全生命周期能耗及环境影响指标值， I_j 为第*j*种清单数据值。当 I_j 变化 ΔI_j 时， B_i 相应地变化 ΔB_i ， S_{ij} 即为 B_i 对 I_j 的敏感度， S_{ij} 的绝对值越大代表越敏感。本文设敏感因素的变化范围为±10%。

经过初步筛选，选定以下几个参数作为敏感因素：百公里耗电（EV）、百公里油耗（CV）、行驶里程、充电效率（EV）、电力生产能耗强度（EV）、电力生产排放强度（EV）、汽油生产能耗强度（CV）、汽油生产排放强度（CV）、原生钢能耗强度、原生铝能耗强度、原生钢排放强度、原生铝排放强度，钢零部件加工制造利用率、锻铝零部件加工制造利用率、铸铝零部件加工制造利用率、回收钢车辆循环利用率、回收铝车辆循环利用率等。纯电动汽车生命周期能耗、排放对百公里耗电的敏感性，如图 3.8-图 3.9 所示，其中生命周期能耗、CO₂、N₂O、SO_x、NO_x对百公里耗电比较敏感，敏感度分别为 0.753、0.756、0.794、0.851、0.868。传统汽油车生命周期能耗、排放对百公里油耗的敏感性，如图 3.10-图 3.11 所示，其中生命周期能耗、CO₂、N₂O、CO、NO_x、NMVOC对百公里油耗比较敏感，敏感度分别为 0.944、0.888、0.976、0.691、0.753、0.737。同理可得出生命周期能耗、排放与行驶里程、燃料生产排放强度等其它敏感因素的关系。最终汇总得到敏感度的排序，如表 3.14 所示。

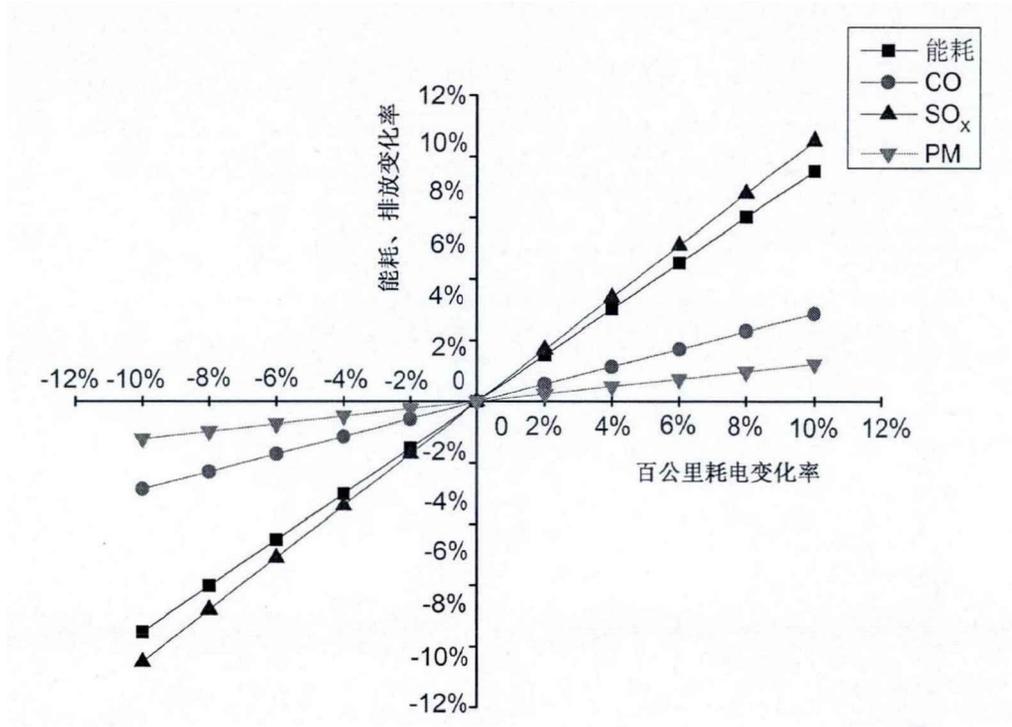


图 3.8 纯电动汽车生命周期能耗、CO、SO_x、PM 对百公里耗电的敏感性

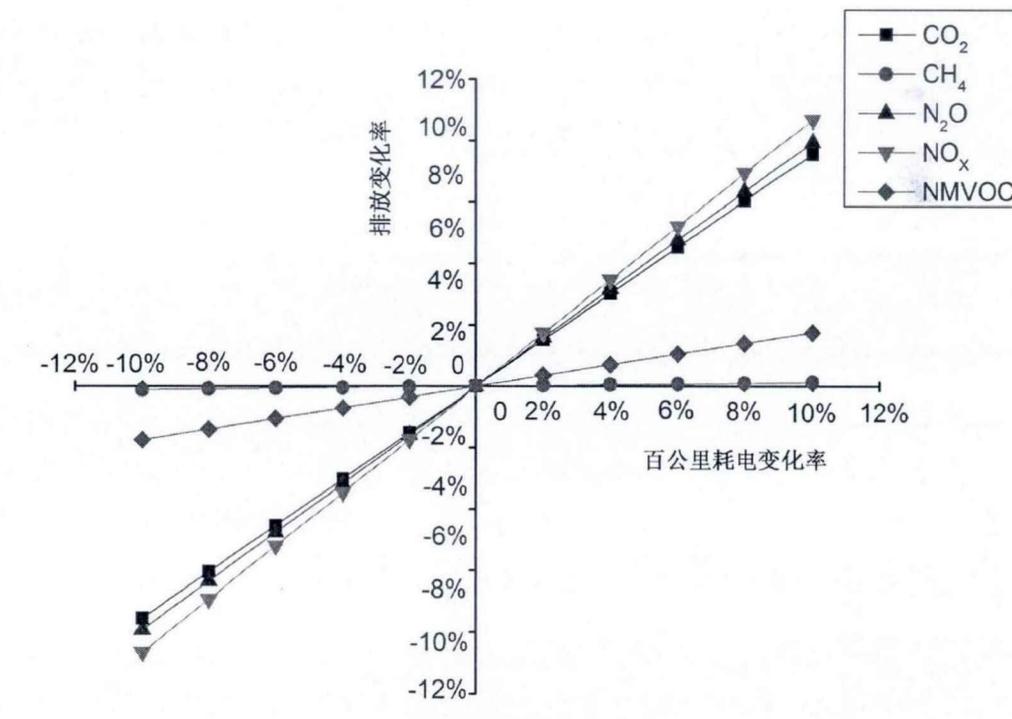


图 3.9 纯电动汽车生命周期 CO₂、CH₄、N₂O、NO_x、NMVOC 对百公里耗电的敏感性

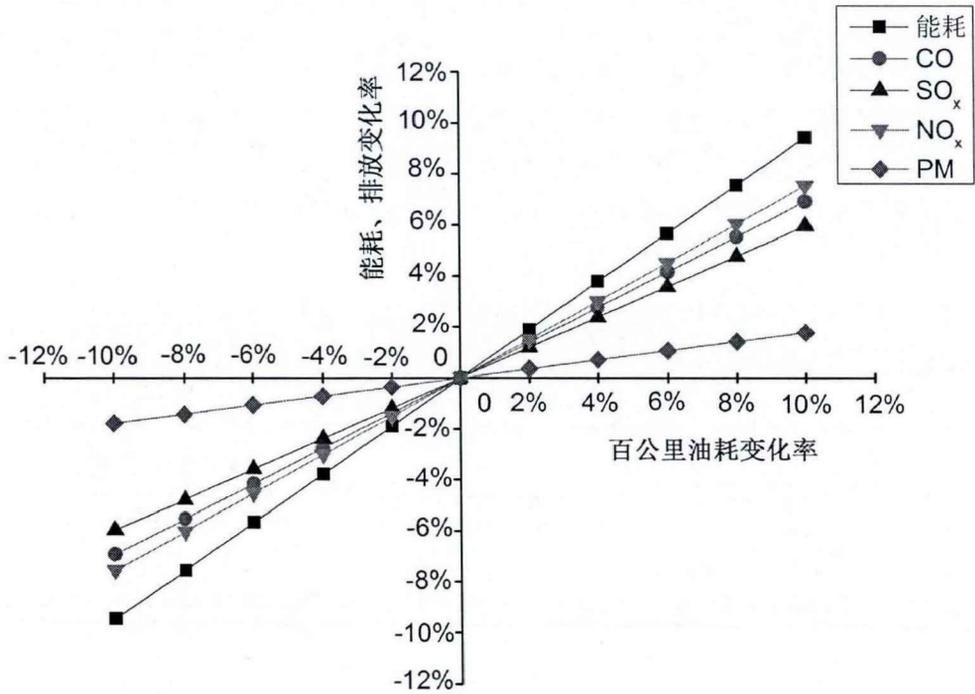


图 3.10 传统汽油车生命周期能耗、CO、SO_x、NO_x、PM 对百公里油耗的敏感性

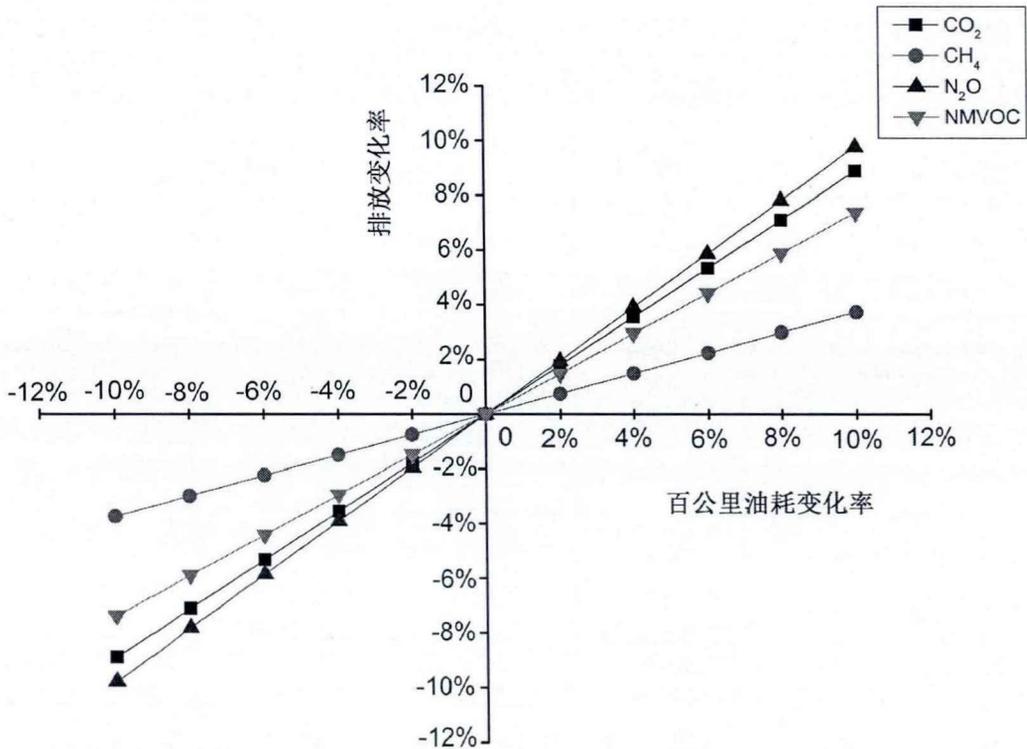


图 3.11 传统汽油车生命周期 CO₂、CH₄、N₂O、NMVOC 对百公里油耗的敏感性

表 3.14 敏感度排序

敏感度 排 序	1	2	3	4	5
能耗 (EV)	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产能 耗强度	充电效率	钢零部件 加工制造 利用率	锻铝零部件 加工制造利 用率	原生铝能 耗强度
能耗 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	汽油生产 能耗强度	钢零部件 加工制造 利用率	回收钢车辆 循环利用率	原生钢能 耗强度
CO ₂ 排放 (EV)	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产排 放强度	充电效率	钢零部件 加工制造 利用率	锻铝零部件 加工制造利 用率	原生铝排 放强度
CO ₂ 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	汽油生产 排放强度	钢零部件 加工制造 利用率	原生钢排放 强度	回收钢车 辆循环利 用率
CH ₄ 排放 (EV)	钢零部件加 工制造利用 率	锻铝零部 件加工制 造利用率	原生铝排 放强度	回收钢车辆 循环利用率	回收铝车 辆循环利 用率
CH ₄ 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	钢零部件 加工制造 利用率	回收钢车 辆循环利 用率	原生钢排放 强度	回收铝车 辆循环利 用率
N ₂ O 排放 (EV)	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产排 放强度	充电效率	钢零部件 加工制造 利用率	锻铝零部件 加工制造利 用率	原生铝排 放强度
N ₂ O 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	汽油生产 排放强度	钢零部件 加工制造 利用率	原生钢排放 强度	回收钢车 辆循环利 用率
CO 排放 (EV)	锻铝零部件 加工制造利 用率	原生铝排 放强度	回收铝车 辆循环利 用率	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产排 放强度	充电效率
CO 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	回收钢车 辆循环利 用率	回收铝车 辆循环利 用率	钢零部件加 工制造利用 率	原生钢排 放强度
SO _x 排放 (EV)	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产排 放强度	充电效率	钢零部件 加工制造 利用率	锻铝零部件 加工制造利 用率	原生铝排 放强度

SO _x 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	汽油生产 排放强度	钢零部件 加工制造 利用率	回收钢车辆 循环利用率	原生钢排 放强度
NO _x 排放 (EV)	百公里耗电、 行驶里程、 电力生产排 放强度	充电效率	锻铝零部 件加工制 造利用率	原生铝排 放强度	钢零部件 加工制造 利用率
NO _x 排放 (CV)	百公里油耗、 行驶里程	汽油生产 排放强度	钢零部件 加工制造 利用率	回收钢车辆 循环利用率	原生钢排 放强度
PM 排放 (EV)	锻铝零部 件加工制 造利用 率	原生铝排 放强度	回收铝车 辆循环利 用率	回收钢车 辆循环利 用率	钢零部 件加工 制造利 用率
PM 排放 (CV)	回收钢车 辆循环利 用率	钢零部 件加工 制造利 用率	回收铝车 辆循环利 用率	原生钢排 放强度	原生铝排 放强度
NM VOC 排放 (EV)	回收钢车 辆循环利 用率	钢零部 件加工 制造利 用率	原生钢排 放强度	百公里耗 电、行驶 里程、电 力生产排 放强度	充电效率
NM VOC 排放 (CV)	百公里油 耗、行驶 里程	回收钢车 辆循环利 用率	钢零部 件加工 制造利 用率	原生钢排 放强度	汽油生 产排放 强度

可以看出，对于纯电动汽车，影响生命周期能耗的主要敏感性因素是：百公里耗电、行驶里程、电力生产能耗强度及充电效率。百公里耗电、行驶里程、电力生产排放强度及充电效率对生命周期 CO₂、N₂O、SO_x、NO_x 排放影响较大。而生命周期 CH₄ 排放对钢零部件加工制造利用率、锻铝零部件加工制造利用率、原生铝排放强度及回收钢车辆循环利用率这 4 个影响因素比较敏感。生命周期 CO 排放对锻铝零部件加工制造利用率、原生铝排放强度、回收铝车辆循环利用率比较敏感。生命周期 PM 排放则对锻铝零部件加工制造利用率、原生铝排放强度、回收铝车辆循环利用率及回收钢车辆循环利用率比较敏感。生命周期 NMVOC 排放对回收钢车辆循环利用率、钢零部件加工制造利用率、原生钢排放强度比较敏感。

对于传统汽油车，影响生命周期能耗的主要敏感性因素是：百公里油耗、行驶里程及汽油生产能耗强度。百公里油耗和行驶里程对生命周期 CO₂、CH₄、N₂O、CO、SO_x、NO_x、NMVOC 影响最大；影响生命周期

CO₂、N₂O、SO_x、NO_x 排放次之的是汽油生产排放强度；影响生命周期 CH₄ 排放次之的是钢零部件加工制造利用率、回收钢车辆循环利用率；影响生命周期 CO 排放次之的是回收钢车辆循环利用率、回收铝车辆循环利用率；影响生命周期 NMVOC 排放次之的是回收钢车辆循环利用率、钢零部件加工制造利用率。而对于生命周期 PM 排放敏感度较高的依次是回收钢车辆循环利用率、钢零部件加工制造利用率、回收铝车辆循环利用率、原生钢排放强度及原生铝排放强度。

3.5 整车全生命周期环境影响评价结果

(1) 资源消耗结果

如前所述，对于不可再生资源耗竭，北京工业大学材料学院聂祚仁团队应用 CML 方法并进行了修正，但采用的是 2004 年数据，已不适用当前中国的实际资源国情。因此，本文将数据更新至 2012 年，主要数据参考国土资源部发布的《中国资源报告》^[216]及其它一些金属、能源年鉴。根据文献^[212]，铜、铅、锌、镍、铈年开采量的修正系数 η 分别为 1.24、1.32、1.31、1.35 和 1.58。通过公式 (2.172、2.173) 可计算出各种资源的特征化当量因子，如表 3.15 和表 3.16 所示。需要说明的是，用于生产原镁的白云石未搜集到 2012 年的数据，本文暂采用北工大的数据，其特征化因子为 3.14E-03。一次能源（煤炭、石油和天然气）的 ADP 特征化当量因子，通过公式 (2.174) 计算得出，如表 3.16 所示。

表 3.15 有色金属资源特征化当量因子

资源类别	2012 年产量 (金属量 t)	2012 年实际开采 量 (金属量 t)	2012 年储量 (金属量 t)	ADP 特征化当量因子 (kg 铈当量/kg)
铈	2.41E+05	3.81E+05	2.38E+06	1.00E+00
铜	1.62E+06	2.01E+06	9.04E+07	3.67E-03
铅	4.65E+06	6.13E+06	6.17E+07	2.40E-02
锌	4.83E+06	6.33E+06	1.24E+08	6.17E-03
镍	2.29E+05	3.09E+05	9.15E+06	5.51E-02
锂	n/a	2.56E+03	2.21E+06	7.80E-03

由公式 (2.13) 计算材料消耗、公式 (2.92) 计算出全生命周期能耗并折算成原煤、原油和天然气三种一次能源消耗，从而得出汽车的资源消耗清单 (表 3.17)，再乘以各自的特征化当量因子，即可计算出各种资源的不可再生资源耗竭 ADP 值 (注：1kgce=29.307MJ)，具体结果如表 3.18 和图 3.12-图 3.15 所示。

表 3.16 矿产资源及能源特征化当量因子

资源类别	2012 年产量	2012 年储量	ADP 特征化当量因子	
			矿石资源: kg 铈当量/kg	一次能源: kg 铈当量/kgce
铁矿石 (t)	1.31E+09	7.75E+10		3.25E-06
铝矿石 (t)	3.15E+07	3.82E+09		3.21E-05
煤炭 (t)	3.65E+09	1.42E+12		3.77E-08
石油 (t)	2.07E+08	3.33E+09		1.95E-04
天然气 (m ³)	1.07E+11	4.38E+12		6.86E-08

表 3.17 汽车资源消耗清单

资源类别	纯电动汽车	传统汽油车
铁矿石 (kg)	5.02E+03	5.72E+03
铝矿石 (kg)	1.48E+03	2.76E+02
铜矿石 (kg)	6.34E+04	1.20E+04
锂 (kg)	3.20E+02	0
原煤 (MJ)	5.58E+05	1.44E+05
原油 (MJ)	2.74E+04	1.73E+06
天然气 (MJ)	5.09E+04	9.09E+04

表 3.18 资源消耗影响评价结果

资源类别	纯电动汽车 ADP	传统汽油车 ADP
	(kg 铈当量)	(kg 铈当量)
铁矿石	1.63E-02	1.86E-02
铝矿石	4.75E-02	8.87E-03
铜矿石	2.33E+02	4.41E+01
锂	2.50E+00	0
原煤	7.18E-04	1.85E-04
原油	1.82E-01	1.15E+01
天然气	1.19E-04	2.13E-04
Σ	2.36E+02	5.56E+01

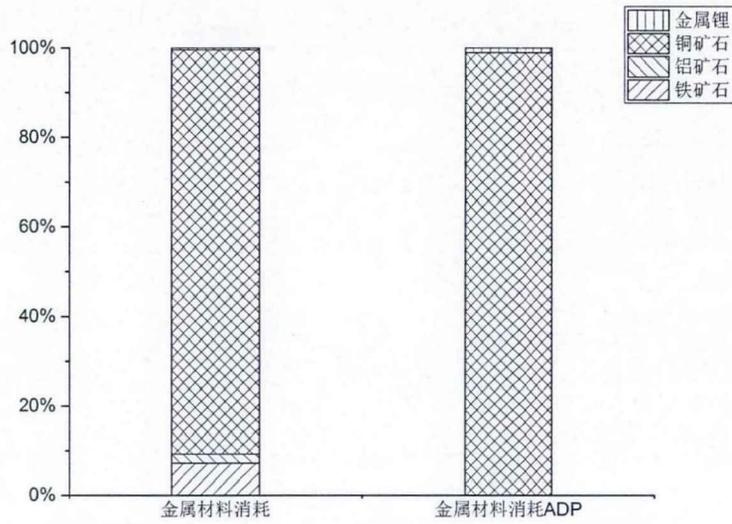


图 3.12 纯电动汽车金属材料消耗及 ADP 百分比

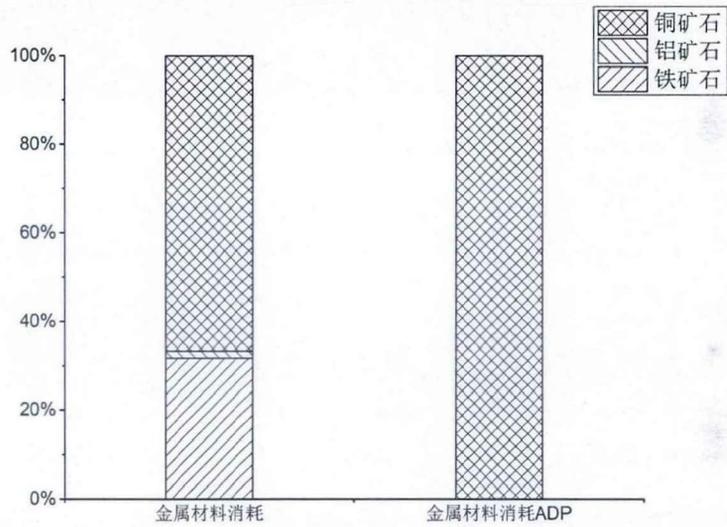


图 3.13 传统汽油车金属材料消耗及 ADP 百分比

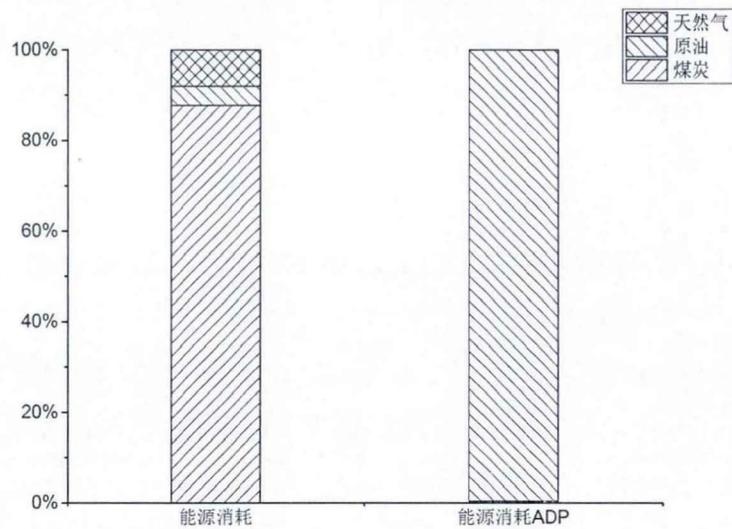


图 3.14 纯电动汽车一次能源消耗及 ADP 百分比

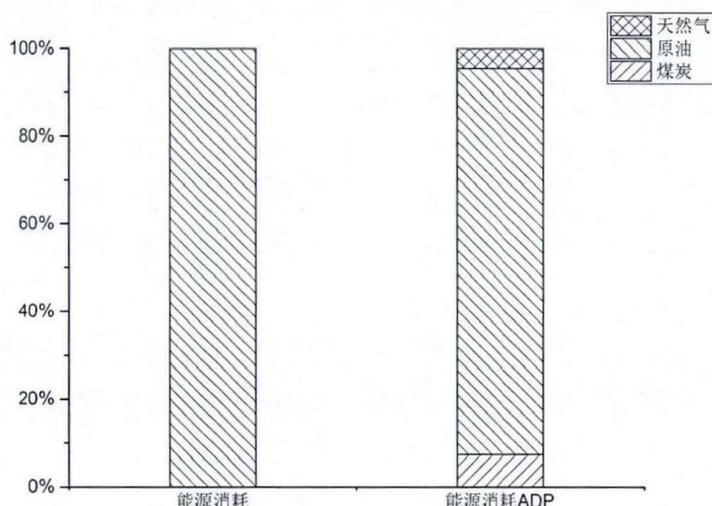


图 3.15 传统汽油车一次能源消耗及 ADP 百分比

可以看出，纯电动汽车对铜矿石的消耗大大高于传统汽油车，主要原因在于纯电动汽车的电子控制器、动力电池和车用电机多消耗了部分铜。虽然铜材料质量在汽车上所占的比例不高，但由于其矿石利用率较低，导致所需的铜矿石消耗大大增加。纯电动汽车的铜矿石消耗占比为 90.28%，而传统汽油车仅占 66.74%，最终折算成 ADP 值均超过 98%（图 3.12-图 3.13）。这也进一步说明了铜矿石的不可再生资源耗竭程度远高于铁矿石和铝矿石。另外，值得注意的是，纯电动汽车对锂资源的消耗达 320kg，锂的 ADP 特征化当量因子高于铜，未来随着电动汽车的逐步普及，对锂资源的消耗也应引起足够的重视。

从折算成一次能源看，由于我国目前的电力结构主要以火电为主，导致了纯电动汽车消耗的煤炭资源比传统汽车大。纯电动汽车消耗的煤炭资源达 87.7%，而石油和天然气分别仅占 4.3%、8.0%，但折算成 ADP 仍然是原油的 ADP 占比大，达到了 99.54%（图 3.14）。两款车的原煤和天然气的资源耗竭均比石油低，也进一步验证了目前我国石油严重短缺的现状，但纯电动汽车能够在一定程度上实现“以煤代油”和“石油替代”目标。从不可再生资源消耗 ADP 来看，纯电动汽车按资源耗竭程度排序，分别为铜矿石、锂资源、原油、铝矿石、铁矿石、原煤和天然气。传统汽油车的不可再生资源耗竭 ADP 排序如下：铜矿石、原油、铁矿石、铝矿石、天然气和原煤。

把材料消耗 ADP 及能源消耗 ADP 进行汇总（表 3.18），纯电动汽车的 ADP 值为 $2.36E+02$ 大于传统汽油车的 ADP 值 $5.56E+01$ ，主要原因是纯电动汽车铜和锂的 ADP 大大高于传统汽油车。

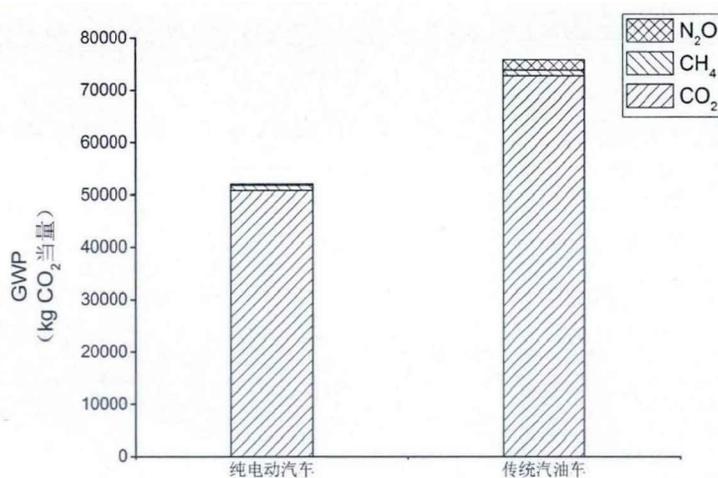
（2）温室效应影响结果

根据公式（2.175），通过上面计算得出的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放量，

乘以各自的 GWP 相关性系数再求和,即可计算出 GWP 值。GWP 的影响结果,如表 3.19 及图 3.16 所示。可以看出,纯电动汽车的温室效应影响比传统汽油车减少了 31.49%,生命周期行驶里程内可比传统车减排 2.39×10^4 kg CO₂ 当量。

表 3.19 温室效应影响评价结果

温室气体	纯电动汽车 GWP (kg CO ₂ 当量)	传统汽油车 GWP (kg CO ₂ 当量)
CO ₂	5.08E+04	7.28E+04
CH ₄	9.24E+02	1.12E+03
N ₂ O	2.75E+02	2.03E+03
∑	5.20E+04	7.59E+04

图 3.16 全球变暖 (GWP) 影响评价 (单位: kg CO₂ 当量)

(3) 人体健康损害结果

根据公式 (2.176), 通过上面计算得出的 PM、NO_x、SO_x 排放量, 乘以各自的 HTP 相关性系数再求和, 即可计算出 HTP 值。人体健康损害 HTP 的影响结果, 如表 3.20 及图 3.17 所示。可以看出, 纯电动汽车对人体健康损害影响比传统汽油车大, 主要是由于 PM 和 NO_x、SO_x 三种污染物排放均高于传统汽油车。

表 3.20 人体健康损害影响评价结果

污染物	纯电动汽车 HTP (kg 1,4-二氯苯当量)	传统汽油车 HTP (kg 1,4-二氯苯当量)
PM	9.82E+01	2.98E+01
NO _x	2.45E+02	6.65E+01
SO _x	2.94E+01	6.65E+00
∑	3.73E+02	1.03E+02

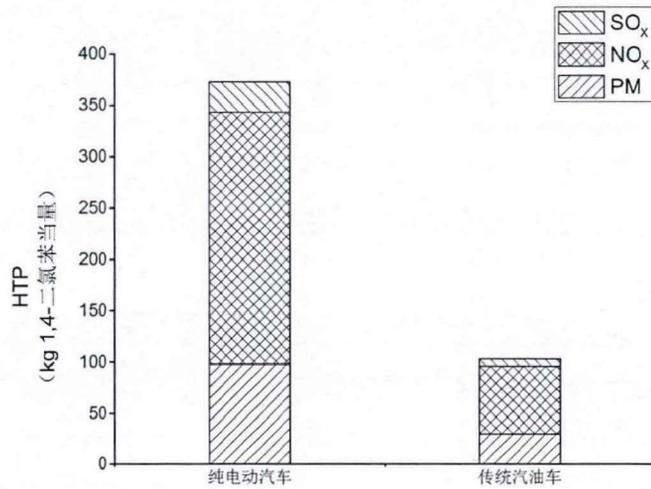


图 3.17 人体健康损害 (HTP) 影响评价 (单位: kg 1,4-二氯苯当量)

(4) 光化学烟雾影响结果

根据公式 (2.177), 通过上面计算得出的 NO_x、CO、CH₄ 和 NMVOC 排放量, 乘以各自的 POCP 相关性系数再求和, 即可计算出 POCP 值。光化学烟雾 POCP 的影响结果, 如表 3.21 及图 3.18 所示。可以看出, 纯电动汽车的光化学烟雾影响大于传统车, 主要原因在于占比重量系数较大的 NO_x 和 CO 污染物排放量纯电动汽车高于传统汽油车。

表 3.21 光化学烟雾影响评价结果

污染物	纯电动汽车 POCP (kg C ₂ H ₄ 当量)	传统汽油车 POCP (kg C ₂ H ₄ 当量)
NO _x	5.72E+00	1.55E+00
CO	5.12E+00	2.77E+00
CH ₄	2.64E-01	3.19E-01
NMVOC	3.38E+00	9.01E+00
Σ	1.45E+01	1.36E+01

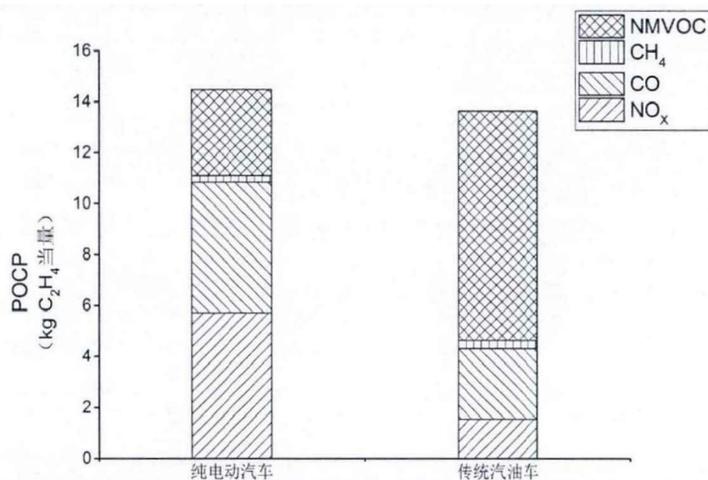


图 3.18 光化学烟雾 (POCP) 影响评价 (单位: kg C₂H₄ 当量)

(5) 酸化影响结果

根据公式 (2.178), 通过上面计算得出的 SO_x 和 NO_x 排放量, 乘以各自的 AP 相关性系数再求和, 即可计算出 AP 值。酸化 AP 的影响结果, 如表 3.22 及图 3.19 所示。可以看出, 由于纯电动汽车 SO_x 和 NO_x 排放高, 导致了纯电动汽车的酸化影响比传统汽油车大。对于我国以火电为主的发电结构, 还应加大力度对火力发电厂进行脱硫脱硝处理, 以降低 SO_x 、 NO_x 的排放, 从而减少酸化的影响。

表 3.22 酸化影响评价结果

污染物	纯电动汽车 AP (kg SO_2 当量)	传统汽油车 AP (kg SO_2 当量)
SO_x	3.07E+02	6.92E+01
NO_x	1.43E+02	3.88E+01
Σ	4.50E+02	1.08E+02

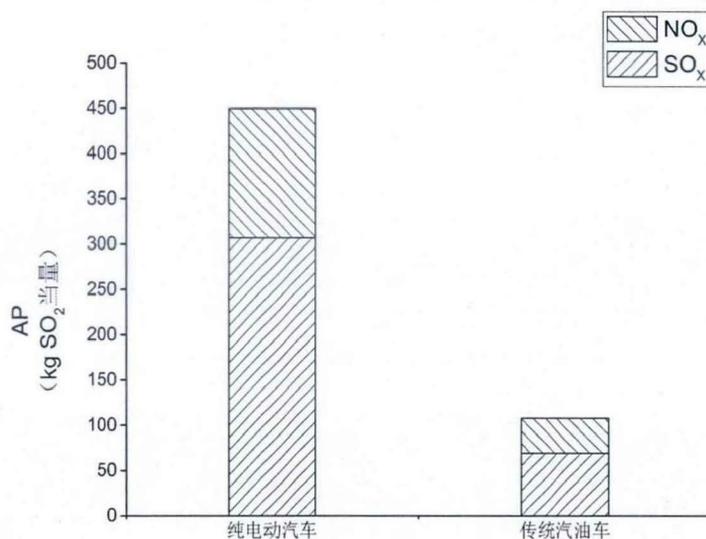


图 3.19 酸化 (AP) 影响评价 (单位: kg SO_2 当量)

3.6 本章小结

基于第二章所建立的汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型, 选取海马汽车公司生产的普力马纯电动汽车和传统汽油车两款对比车型, 进行了清单分析, 得出了包含回收利用阶段的全生命周期静态评价结果。结果表明, 纯电动汽车的全生命周期能耗比传统汽油车低, 但全生命周期的一些排放指标高于传统汽油车。纯电动汽车的生产成本及环境成本均高于传统汽油车, 但对于用户的全生命周期总成本, 纯电动汽车在有国家补贴的情况下低于传统汽油车。在此基础上, 进行了敏感性分

析，对影响全生命周期能耗、排放的敏感因素进行了排序，为后续的系统动力学分析奠定了基础。在生命周期环境影响评价方面，纯电动汽车仅在温室效应 GWP 方面优于传统汽油车。

第4章 动态评价模型构建

已有的汽车产品生命周期评价大多基于静态模型，尚缺乏具有前瞻性、预测性的动态评价与分析。汽车产品的高度复杂性决定了其对资源和环境的影响涉及了诸多动态变量和不确定因素，如果仅仅从静态角度对其进行评价，评价结果难免相对孤立和片面，可供参考的价值也大为降低。基于前两章的静态评价，本章将结合系统论、生命周期评价理论和循环经济理论等方法，运用系统动力学软件 Vensim 构建汽车产品轻量化全生命周期综合效益动态评价模型，以期揭示各影响因素变化对汽车产品轻量化综合效益变化的规律。

4.1 系统动力学概述

系统动力学 (system dynamics, SD) 是系统科学理论与计算机仿真紧密结合、研究系统反馈结构与行为的一门科学，是系统科学与管理科学的一个重要分支^[217]。20世纪70年代末系统动力学开始引入中国，1990年正式成立了国际系统动力学学会中国分会，1993年正式成立了中国系统工程学会系统动力学专业委员会。经过30多年的发展，取得了巨大进步。在理论研究领域，作为国内系统动力学的先驱和积极倡导者王其藩教授出版了国内最早的系统动力学书籍，至今仍被广泛使用^[218]，书中反映了我国系统动力学研究的主要成果。贾仁安和丁荣华^[219]从系统基本的因果关系出发，利用图论分析的相关理论和方法，根据基本要素的因果关系研究整个系统的结构、构建系统存量流量关系图，是系统动力学建模方法研究的重要内容。

4.1.1 系统动力学建模理论

反馈是系统动力学的核心概念，因果回路图是表示系统反馈结构的重要工具，它可以迅速表达关于系统动态形成原因的假说^[217]。一个因果回路图可以包含多个变量，变量之间由标出因果关系的箭头所连接，有的还标出了因果链的极性，(+)表示正反馈，(-)则表示负反馈。

在社会、经济和生态系统中，存量和流量是两种最基本的变量。存量是积累，流量则反映了存量的时间变化。在系统动力学中，设状态变量集合为 $X=[x_1, x_2, \dots, x_n]^T$ ，速率变量集合为 $R=[r_1, r_2, \dots, r_n]^T$ ^[7]。速率变量是状

态变量对时间的导数：

$$X_t = X_0 + \int_0^t R dt \quad (4.1)$$

假定速率变量 R 在 $[t, t + \Delta t]$ 内不变，写成欧拉方程：

$$X(t + \Delta t) = X(t) + \Delta t \times R \quad (4.2)$$

在系统动力学仿真系统中， Δt 用 DT 表示。 $X(t + \Delta t)$ ， $X(t)$ 分别为现在时刻、前一时刻的状态值，以 L 和 L_0 表示； R 为流入速率 R_m 、流出速率 R_{out} 的净流率，由此可得：

$$L = L_0 + DT \times (R_m - R_{out}) \quad (4.3)$$

因果关系图只能描述反馈结构的基本方面，不能表示不同性质变量的区别。因此需要在因果关系图的基础上建立流图 (Flow Diagram)，它可以明确表示出系统的物质流、信息流和反馈作用的全貌，从而为后续输入系统动力学方程奠定基础^[217]。

4.1.2 系统动力学建模步骤

系统动力学建模从本质上是创造性的，建模者一般都遵循图 4.1 的建模步骤^[217]，具体包括以下几个方面：

首先，明确问题、确定系统的边界。在建模中第一个重要的步骤是明确问题，理解模型的目的是什么？一个清晰的目的是成功建模的前提。确定系统的边界可以明确研究范围，把模型控制在合适的范围内。

其次，提出关于问题因果关系的动态假说。一个动态假说是关于问题如何产生的可行假说，它必须以内反馈和系统存量流量图的形式对问题的动态特征提出解释，而且假说是暂定的，随着建模过程的深入可以随时进行修正。建模过程许多余下的工作将帮助测试动态假说。

再次，写方程测试动态假说，测试模型直至达到你的目标。写方程是对你问题理解程度的真正测试，系统动力学实践包含大量测试，可以在写方程阶段，用来找出方程式的缺陷并改进你对系统的理解。测试可以将模型的模拟行为同系统的现实行为作比较，有些模型还需要在极端条件下被测试。

最后，政策设计与评估，此过程要注意不同政策间的相互影响作用。在这几个步骤中，绘制流图和写方程的工作量最大，这也是系统动力学建模的核心内容。需要强调的是，模型要经历经常的反复、持续进行的质疑、测试和精炼。总之，系统动力学建模是一个反复不断完善的过程。

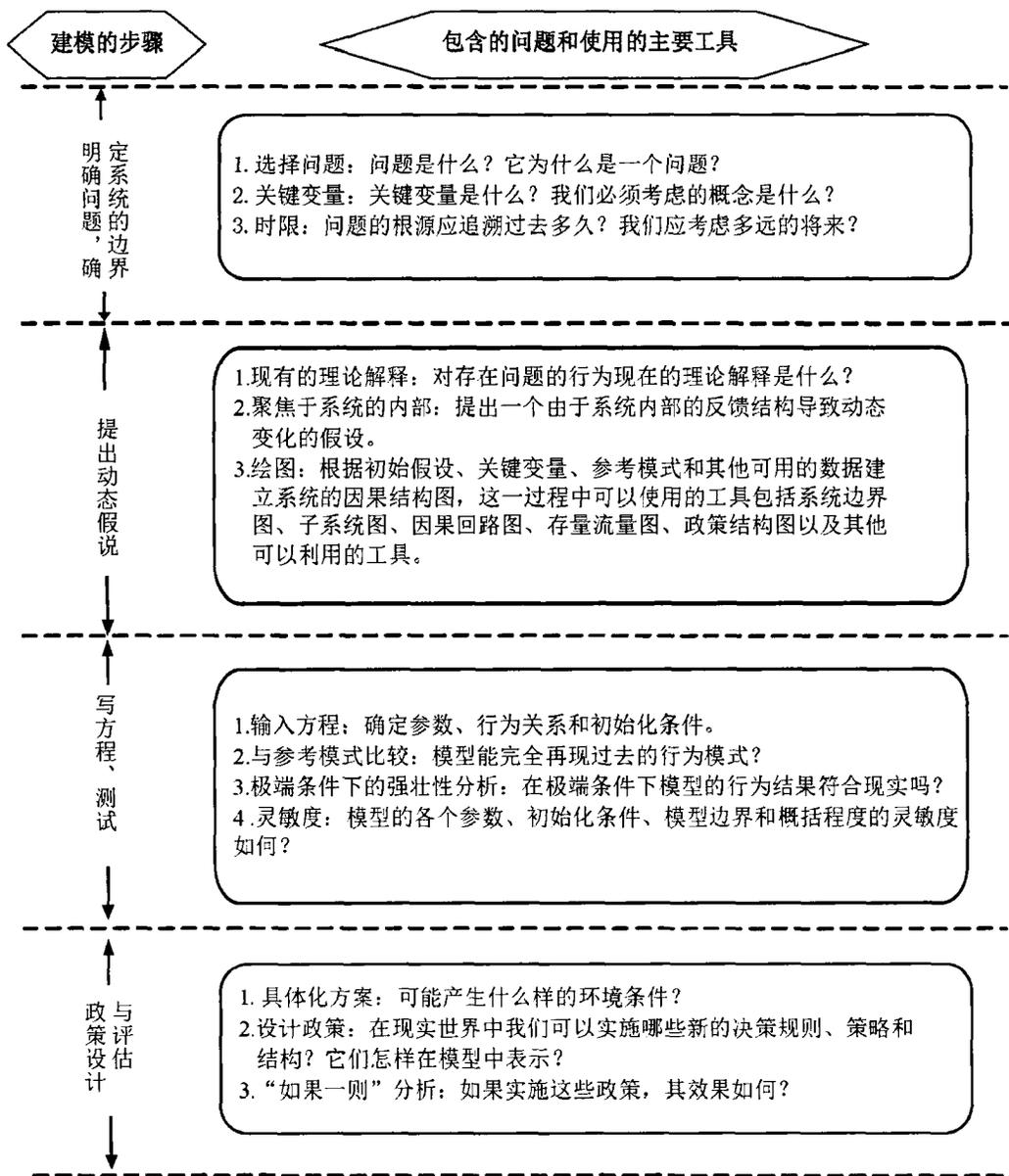


图 4.1 系统动力学的建模步骤

4.1.3 系统动力学软件

从 20 世纪 50 年代至 80 年代, 系统动力学的模拟语言主要是 DYNAMO 系列。到了 20 世纪 90 年代, 随着 Windows 操作系统的普及, 系统动力学软件业发生了巨大的变化, 从原来的编写语言发展到图形化应用软件, 如 STELLA/iThink、Vensim、Powersim、Anylogic 等。其中, 美国 Ventana 公司推出的基于 Windows 操作平台的系统动力学专用软件 Vensim, 是较受欢迎的软件之一, 本文采用此软件进行系统动力学建模。

Vensim 是一个可视化、交互式的建模工具, 其建模简单灵活、容易操作, 用户可以通过因果关系图和流图两种方式创建仿真模型。系统变量之间可以通过用箭头连接建立关系, 其因果关系可以由方程编辑器进

一步精确描述，从而建立一个完整的仿真模型。

本文采用的建模软件为 Vensim PLE 6.2, 其用户界面中包括一个工作区以及其它一系列工具。Vensim 的主窗口是一个工作区, 包括标题栏、菜单、工具栏以及分析工具。当一个模型打开时, 绘图工具和状态栏也会出现, 如图 4.2 所示。

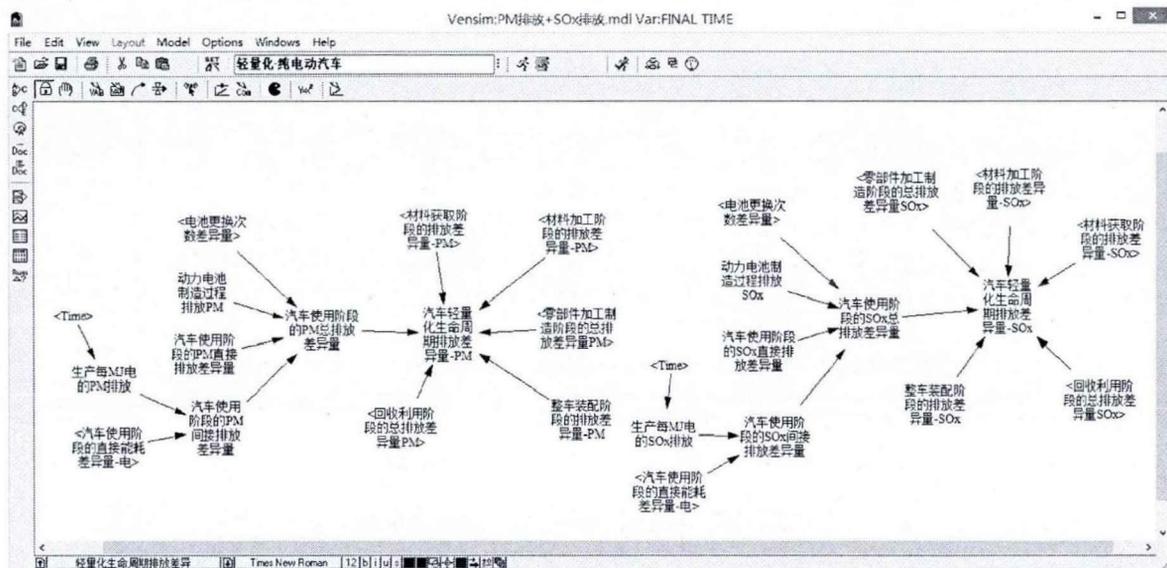


图 4.2 Vensim 的用户界面

运用 Vensim 建立和分析模型的典型步骤如下:

- (1) 构建一个模型或者打开一个现有的模型。
- (2) 用结构分析工具(树型图)检查模型结构。
- (3) 模型仿真, 通过调节模型参数取值, 看模型对参数取值变动如何反应。
- (4) 使用数据分析工具(图形和图表)更详细的检查模型的行为特征。
- (5) 执行控制的模拟实验并精简模型。
- (6) 使用模拟合成模式下的输出结果、分析工具输出, 自定义图形和图表向客户/观众展示模型和它的行为表现。

4.2 系统边界与动态假设

基于系统动力学软件 Vensim, 分析纯电动汽车与传统汽油车全生命周期 MEPC 及环境影响评价的动态变化趋势, 以 2012 年为基础情景年份, 2020 年为最终预测情景年份。系统边界与静态评价相同, 包括了汽车全生命周期的各个阶段: 材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配、使用直至报废以及回收利用。从第三章的敏感性分析可以看出, 百公里耗电(或油耗)对汽车生命周期能耗、排放影响很大, 而汽车的轻

量化最大的益处就是降低百公里耗电（或油耗）。国内汽车轻量化专家马鸣图对铝镁替代钢的减重进行了研究，在等弯曲刚度条件下，采用铝替代钢可减重 51%，镁替代钢可减重 61%；在等弯曲强度条件下，采用铝替代钢可减重 62%，镁替代钢可减重 74%^[220]。

本文综合中国汽车工程学会主导的汽车轻量化技术创新战略联盟发布的历年中国汽车轻量化技术研讨会报告集及其它相关文献，结合中国的实际情况，进行如下动态假设：

（1）至 2020 年，整车整备质量降低 10%，铝合金的比例提高至 15%，镁合金的比例提高至 2%。轻量化后汽车的各项性能均能满足要求。

（2）本文重点考察铝镁替代钢的轻量化，而对于碳纤维等复合材料在汽车轻量化上的应用，本文仅从战略的角度进行探讨。因为目前碳纤维价格特别昂贵，远远超出了消费者所能承受的价格范围；另外碳纤维复合材料还存在难以回收、生产装备及工艺技术还不很成熟等问题。假设碳纤维替代钢的比例为 1:2。

（3）以第三章得出的重要敏感性因素为基础，假设随着技术的进步，至 2020 年，电力生产能耗及排放强度、汽油生产能耗及排放强度、原生钢及原生铝排放强度分别降低 10%；钢及铝的零部件加工制造利用率分别提高 10%、回收钢及回收铝车辆循环利用率由 0.8 提高至 0.9。纯电动汽车的充电效率由当前的 90%提高至 95%。

（4）未来随着电动汽车的普及，电池成本将呈下降趋势，根据国务院颁布的《节能与新能源汽车产业发展规划（2012—2020 年）》，单位容量电池成本由 4 元/Wh 降低至 1.5 元/Wh。本文假定电池的容量保持不变。电动汽车的推广初期由于购置成本大大高于燃油汽车，需靠政府财政补贴，才能提升消费者对电动汽车的购买力和购买欲望。初始补贴设定为 5 万元/车，并且采用退坡补贴制度，到 2020 年零补贴。

（5）电力销售价格由 0.6 元/KWh 提高至 1 元/KWh。按照国际油价总体发展趋势，燃油价格将逐步增大。燃油价格由当前的 7.46 元/L 提高至 14 元/L^[210]。电动汽车的维修成本为 6 元/百公里，燃油汽车的维修成本为 3 元/百公里^[170]。本文重点关注两类车型经济性的差异部分，对于购置牌照费用和相关手续费用如保险费、养路费等相对于其它成本较小，本文将这部分成本忽略不计。汽车材料价格近年来波动幅度不大（动力电池已单独考虑），本文暂不考虑汽车材料的价格变化。

（6）纯电动汽车的技术进步包括了动力电池的技术进步，未来其能量密度、循环寿命及续航里程都将不断提升。动力电池轻量化是纯电动汽车轻量化的一部分，但其本质是提高动力电池的能量密度。而传统汽

车的技术进步包括了发动机、变速器等技术改进，进而可提高它的燃油经济性。本文为了重点突出比较纯电动汽车与传统汽车的轻量化效果，选择动力电池以外的部件同时减轻同样百分比的质量进行轻量化后各种评价参数的对比。

4.3 系统动力学动态评价模型构建

根据建立的静态评价模型及动态假设、关键变量的选取，运用系统动力学软件 Vensim PLE 构建系统动力学模型对汽车轻量化全生命周期的材料消耗差异、能源消耗差异、环境排放差异以及生命周期成本差异等进行动态分析。具体的动态评价系统结构图，如图 4.3 所示。评价模块包括了汽车材料质量子系统；汽车材料矿石资源消耗子系统；汽车全生命周期能源消耗子系统；汽车全生命周期环境排放子系统；汽车全生命周期成本子系统；汽车全生命周期环境影响评价子系统，以上几个子系统都涵盖了汽车生命周期的各个阶段。驱动模块主要由技术进步、市场因素及政策等构成，通过驱动模块设定动态变化参数。评价模块和驱动模块可以互相反馈，逐步优化动态评价系统。需要说明的是，由于本文的评价对象为纯电动汽车和传统汽油车，为方便对比研究，分别建立了各自的系统动力学模型。

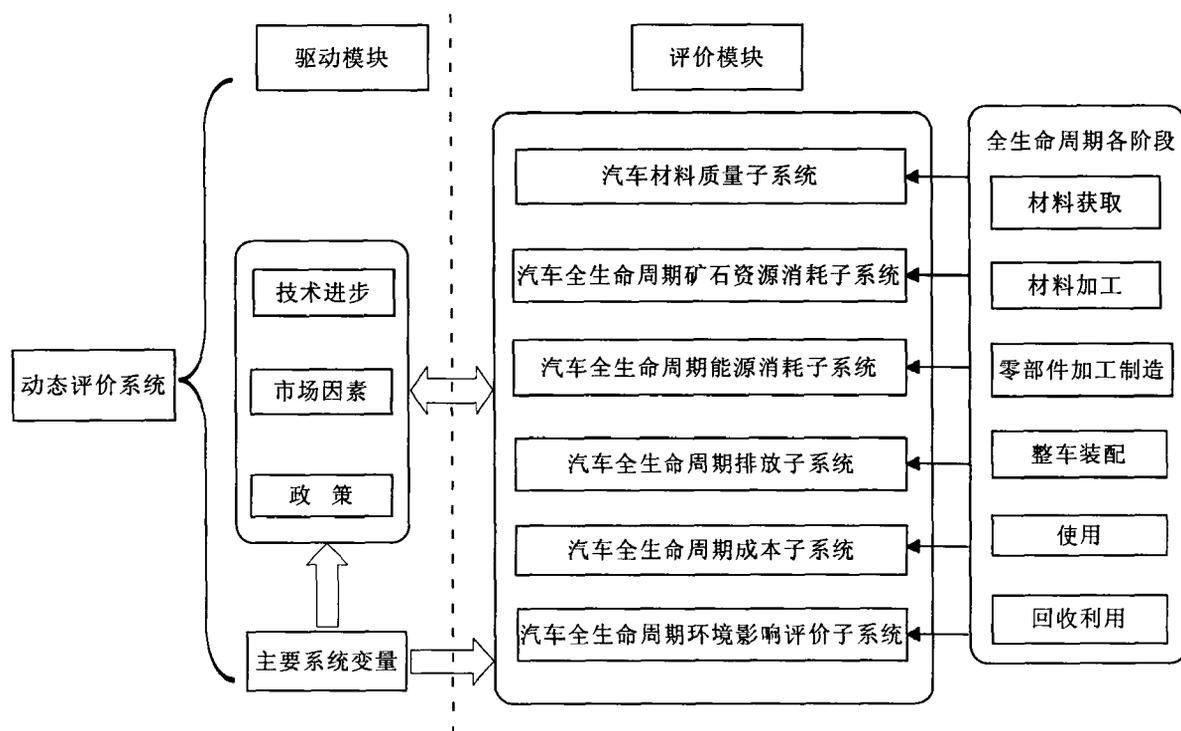


图 4.3 动态评价系统结构图

4.3.1 全生命周期材料及矿石资源消耗子系统

通过 Vensim 软件，首先建立汽车材料质量子系统，材料质量包括了传统钢、高强度钢、不锈钢、铸铁、锻铝、铸铝、挤压铝、锻镁、铸镁、铜、铅、锌、镍、锂、CFRP、GFRP、塑料、橡胶、玻璃及其它材料的质量。全生命周期铁矿石资源消耗流图，如图 4.4 所示。由传统钢、高强度钢、不锈钢和铸铁的质量及零部件加工制造利用率、材料加工制造利用率、铁矿石利用率，可得出消耗的铁矿石质量。变量“零部件加工制造利用率-传统钢”是时间的函数。同理也可建立其它矿石资源，如铝矿石、白云石、铜矿石、金属锂消耗的系统流图。

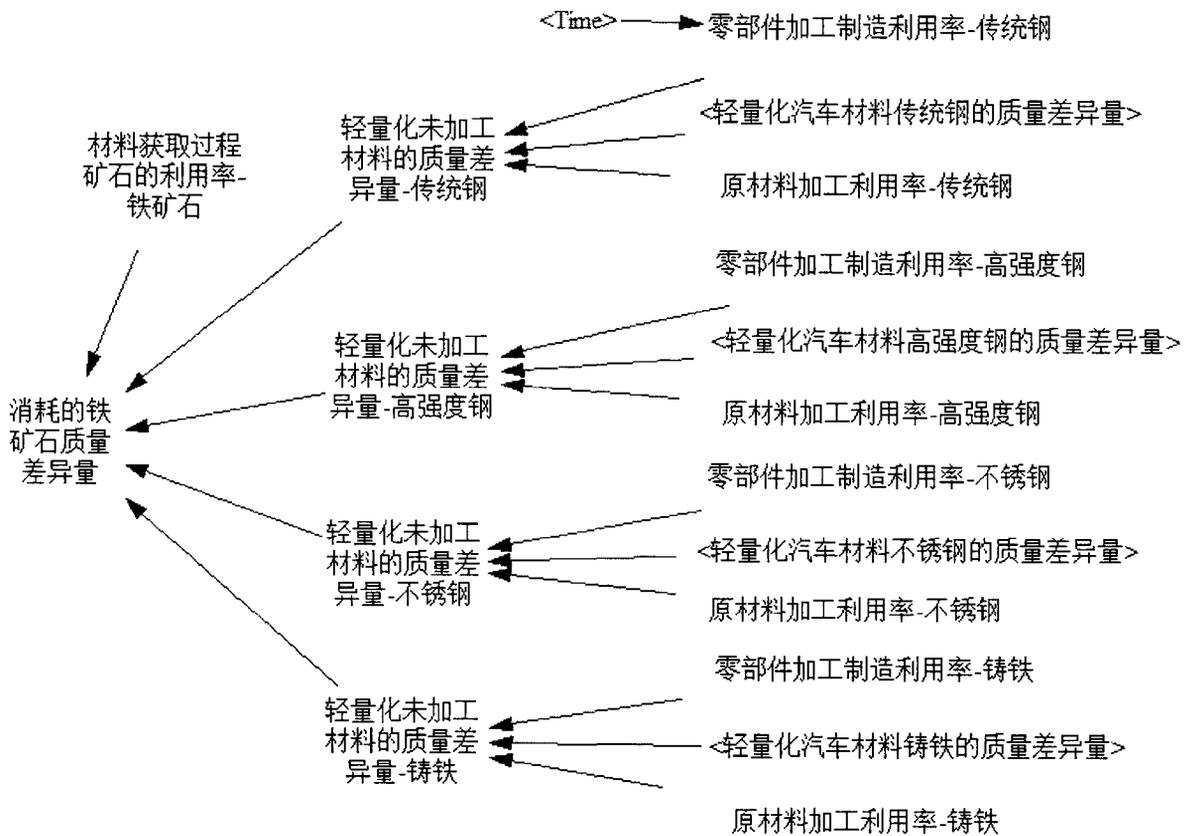


图 4.4 矿石资源消耗流图

4.3.2 全生命周期能源消耗子系统

通过建立汽车生命周期各个阶段的能耗模块，最后综合集成可得到整个生命周期的能源消耗。本节重点介绍材料获取阶段、回收利用阶段和使用阶段、全生命周期的能耗流图，其余汽车生命周期各个阶段的能耗流图详见附录图 C1-图 C4。

材料获取阶段的能耗流图，如图 4.5 所示。材料获取阶段的总能耗可由每种车用材料在材料获取阶段的能耗相加而成。通过 Vensim 软件的

原因树状图 (Tree Diagram) 工具, 可以查看传统钢在材料获取阶段能耗差异量的原因树状图 (图 4.6), 即可以追踪什么变量引起某些变量的改变。可以看出, 影响“材料获取阶段的能耗差异量-传统钢”的第一层因素有: “再生材料的比例-传统钢”、“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢”、“轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢”。本文在计算材料获取阶段的能耗强度时, 先分别计算出各种材料原煤、原油、天然气三种一次能源的消耗强度, 再进行求和。因此, 第二层影响因素有“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原油”、“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原煤”、“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢天然气”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原油”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原煤”、“原生材料的比例-传统钢天然气”。此外, 影响“轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢”的因素有: “原材料加工利用率-传统钢”、“轻量化汽车材料传统钢的质量差异量”和“零部件加工制造率-传统钢”。

回收利用阶段的能耗收益流图, 如图 4.7 所示。同理回收利用阶段的能耗总收益可由每种车用金属材料在回收利用阶段的能耗收益相加而成。传统钢回收利用阶段的能耗收益差异原因树状图, 如图 4.8 所示。可以看出, 影响“回收利用阶段的能耗收益差异量-传统钢”的第一层因素有: “再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢”、“回收收益利用率-传统钢”、“废料回收进入车辆循环的利用率-传统钢”、“轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢”。而影响“回收收益利用率-传统钢”的因素有: “再生材料的比例-传统钢”、“加工废料在收集阶段的利用率-传统钢”、“加工废料在金属材料回收阶段的利用率-传统钢”、“原材料加工利用率-传统钢”、“拆解阶段的材料利用率-传统钢”、“汽车报废回收利用过程预处理收集阶段的材料利用率-传统钢”、“金属回收阶段的材料利用率-传统钢”、“零部件加工制造利用率-传统钢”; “废料回收进入车辆循环的利用率-传统钢”的影响因素是“Time”, 即该变量为时间的函数。其它第二层影响因素有“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原油”、“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原煤”、“再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢天然气”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原油”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢原煤”、“原生材料获取阶段的能耗强度-传统钢天然气”、“轻量化汽车材料传统钢的质量差异量”。

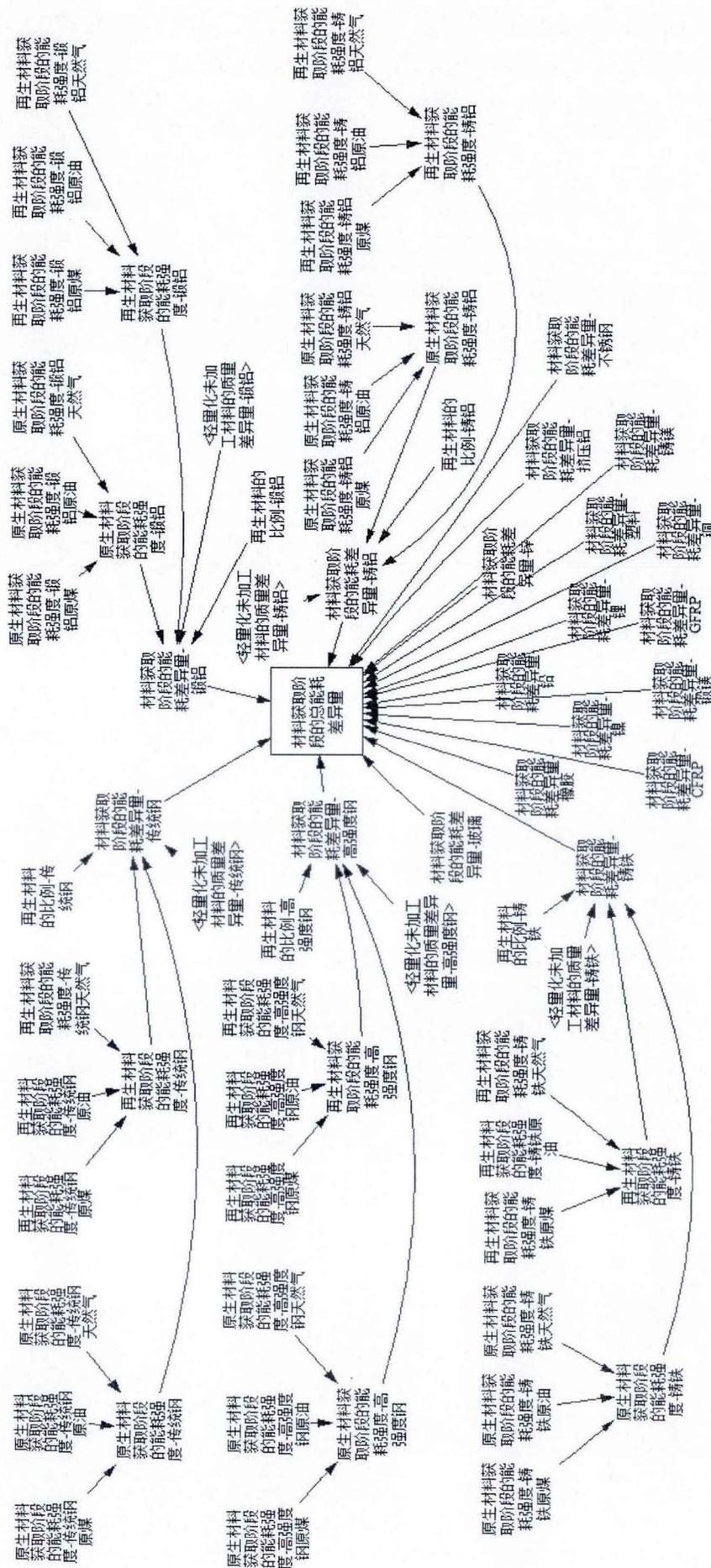


图 4.5 材料获取阶段的能耗流程图

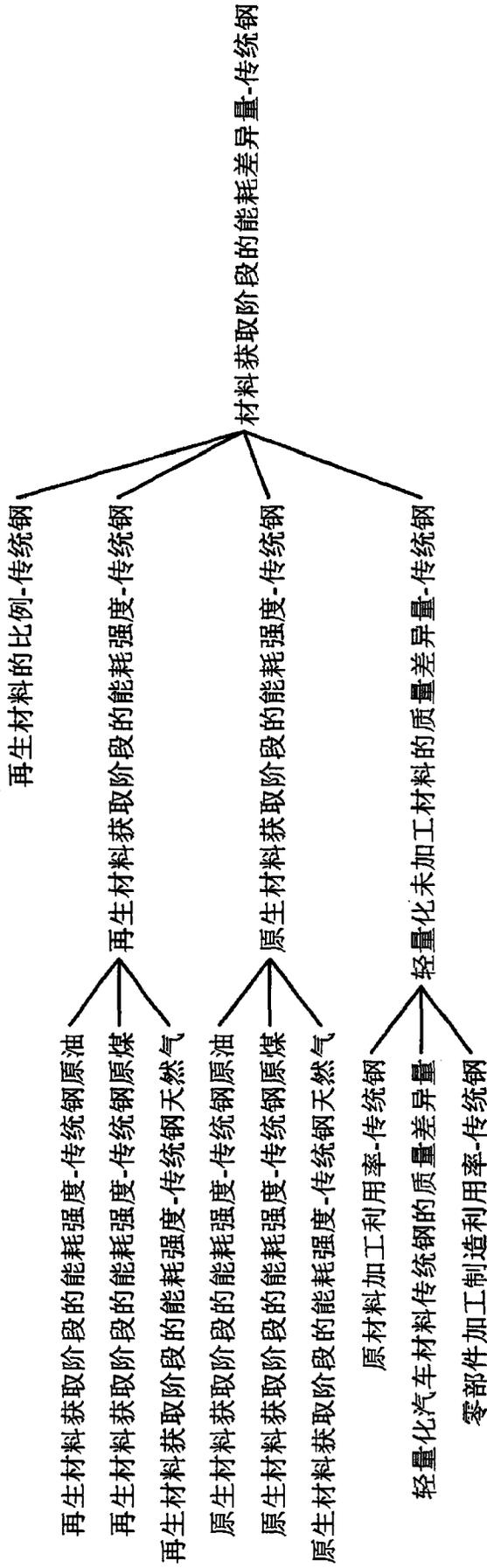


图 4.6 传统钢材获取阶段的能耗差异量原因树状图

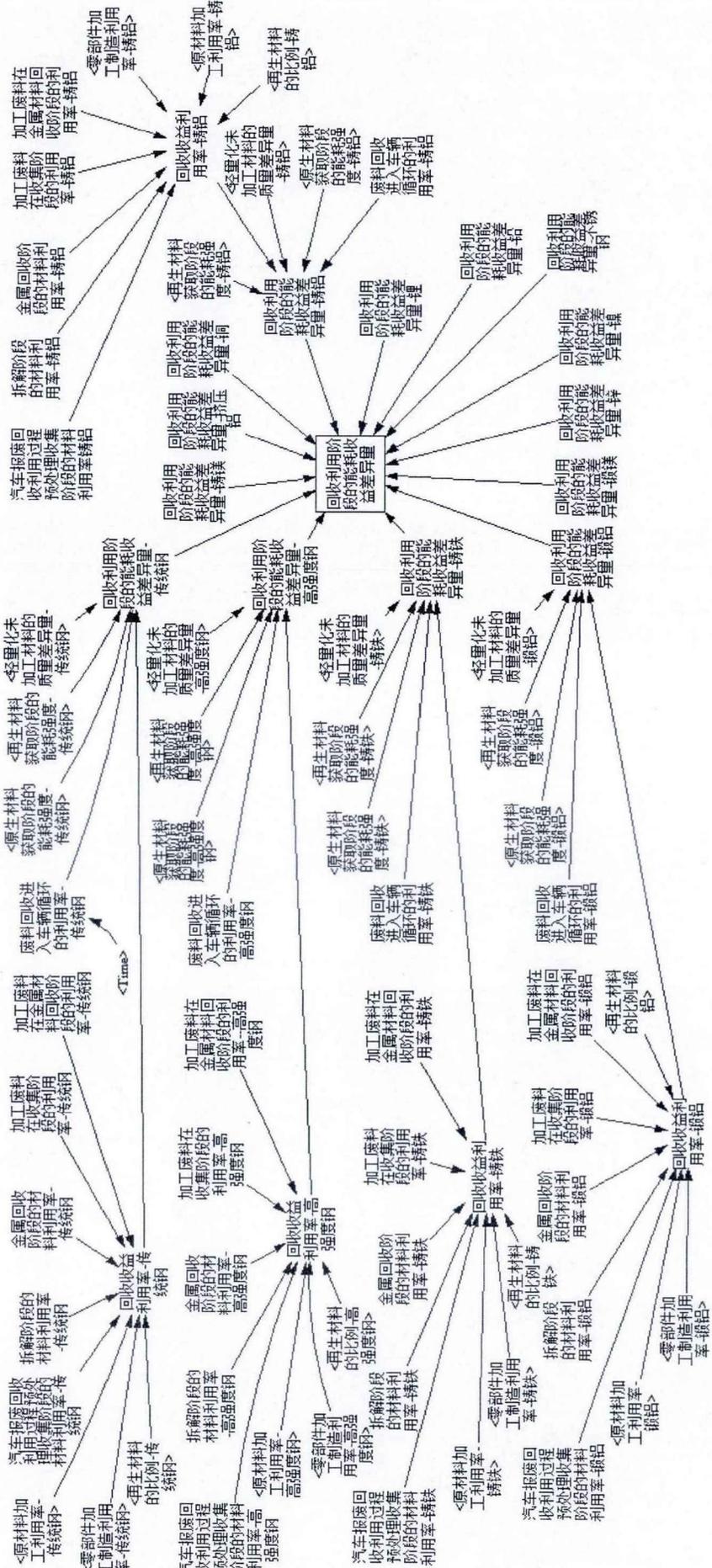


图 4.7 回收利用阶段的能耗收益流程图

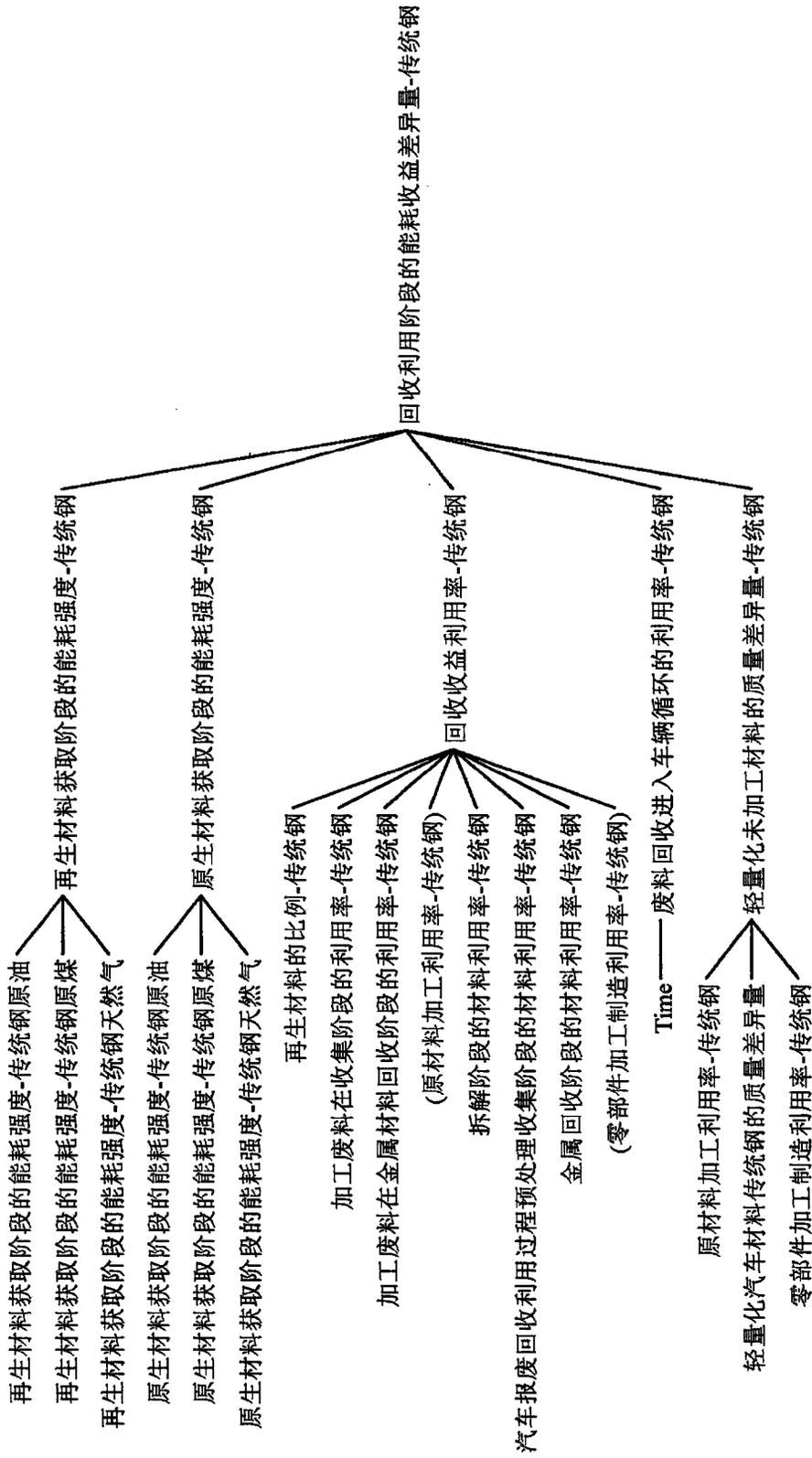


图 4.8 传统钢回收利用阶段的能耗收益差异量原因树状图

使用阶段及全生命周期能耗流图，如图 4.9 所示。影响“汽车轻量化生命周期能耗差异量”的第一层因素有：“材料获取阶段的总能耗差异量”、“材料加工阶段的总能耗差异量”、“零部件加工制造阶段的总能耗差异量”、“整车装配阶段的总能耗差异量”、“汽车使用阶段的总能耗差异量”和“回收利用阶段的总能耗差异量”。而“汽车使用阶段的总能耗差异量”的影响因素有：“汽车使用阶段的直接能耗差异量-汽油”、“汽车使用阶段的间接能耗差异量”、“电池更换次数差异量”及“动力电池制造过程能耗”。此外，“充电效率”和“生产每单位 MJ 电的能耗”这两个变量根据动态假设设置成时间的函数。

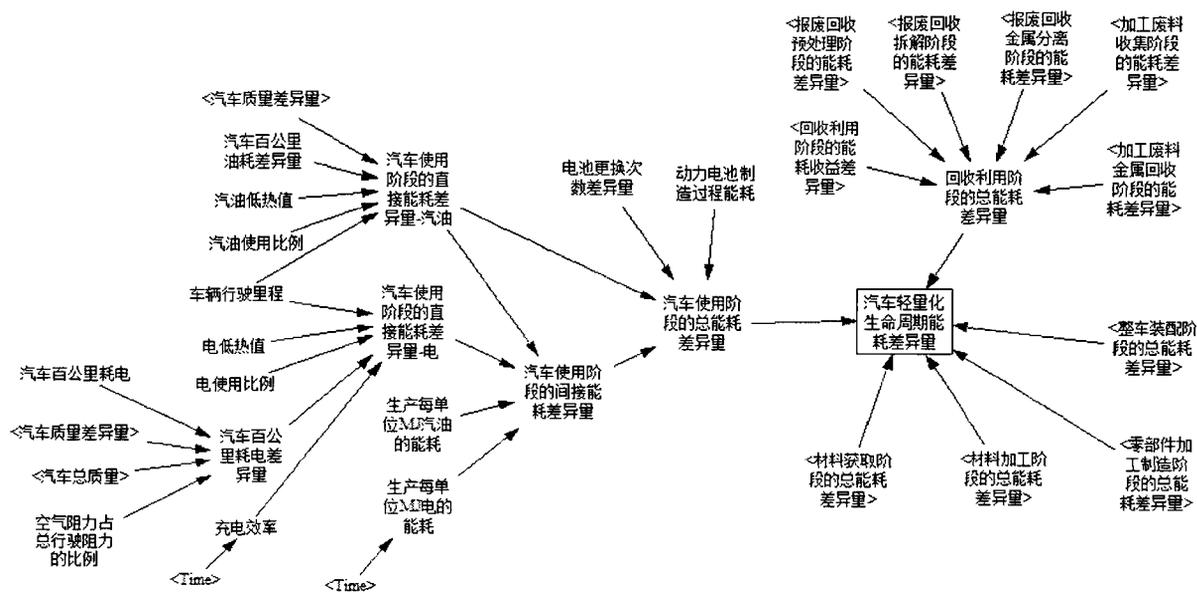


图 4.9 使用阶段及全生命周期能耗流图

4.3.3 全生命周期排放子系统

通过建立汽车生命周期各个阶段的排放模块，最后集成可得到整个生命周期的排放。本节重点介绍材料获取阶段、回收利用阶段 CO₂ 排放流图，其余汽车生命周期各个阶段的 CO₂ 排放流图详见附录图 C5-图 C8。需要说明的是，其它 7 种气体排放物参照 CO₂ 同理可构建好流图。

材料获取阶段的排放流图，如图 4.10 所示。材料获取阶段的 CO₂ 排放量可由每种车用材料在材料获取阶段的 CO₂ 排放量相加而成。从传统钢在材料获取阶段的 CO₂ 排放量原因树状图（图 4.11）可以看出，影响“材料获取阶段的排放差异量-传统钢 CO₂”的第一层因素有：“再生材料的比例-传统钢”、“再生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂”、“原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂”、“轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢”。第二层影响因素有“原材料加工利用率-传统钢”、“轻量化汽车

材料传统钢的质量差异量”和“零部件加工制造率-传统钢”；变量“原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂”是时间的函数。

回收利用阶段的 CO₂ 排放收益流图，如图 4.12 所示。同理回收利用阶段的 CO₂ 排放总收益可由每种车用金属材料在回收利用阶段的 CO₂ 排放收益相加而成。传统钢回收利用阶段的 CO₂ 排放收益差异量原因树状图，如图 4.13 所示。可以看出，影响“回收利用阶段的能耗收益差异量-传统钢 CO₂”的第一层因素有：“再生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂”、“原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂”、“回收收益利用率-传统钢”、“废料回收进入车辆循环的利用率-传统钢”、“轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢”。

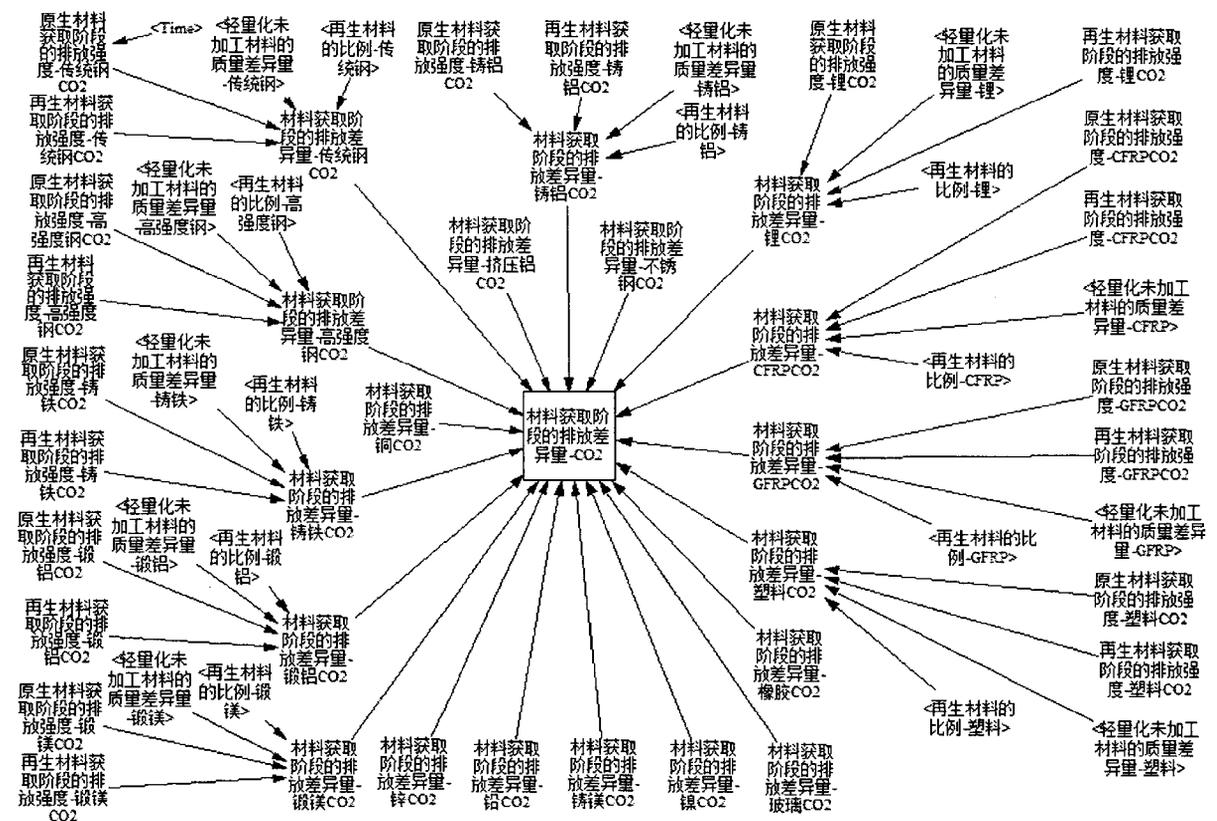


图 4.10 材料获取阶段 CO₂ 排放流图

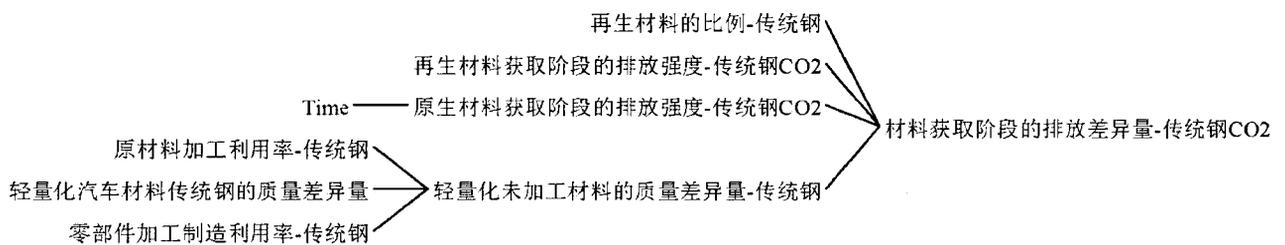


图 4.11 传统钢材料获取阶段的 CO₂ 排放差异量原因树状图

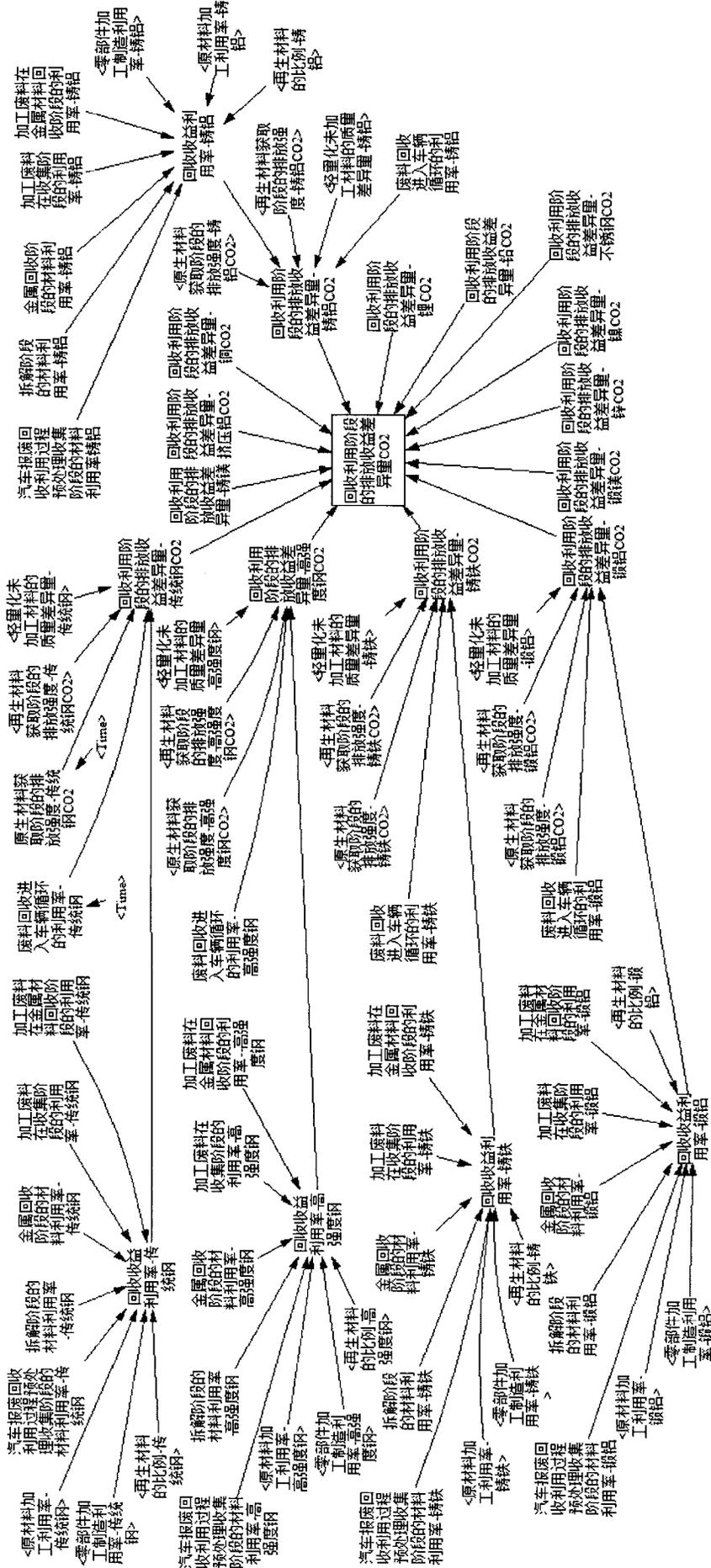


图 4.12 回收利用阶段的 CO₂ 排放收益流图

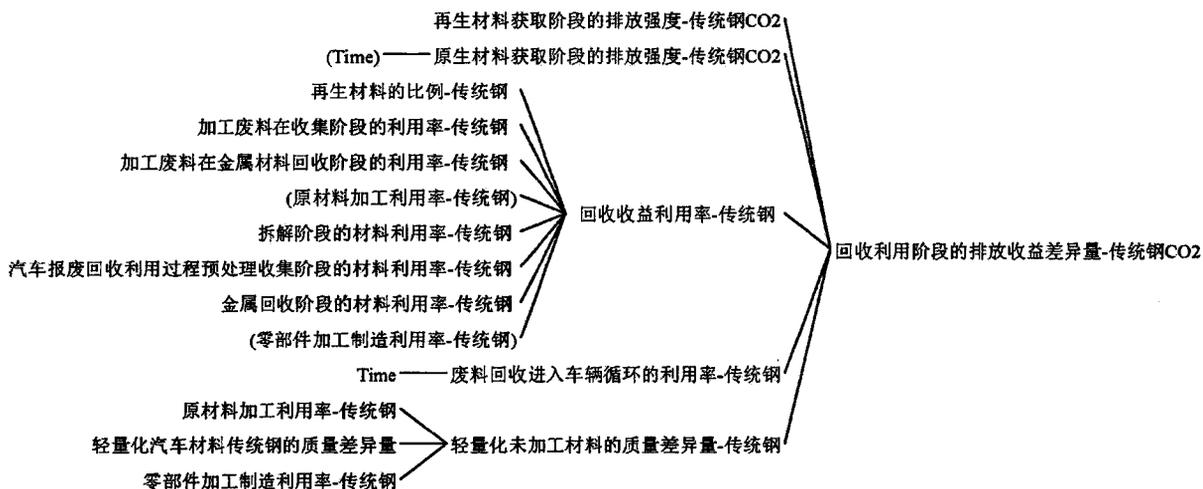


图 4.13 传统钢回收利用阶段的 CO₂ 排放收益差异量原因树状图

4.3.4 全生命周期成本子系统

全生命周期成本子系统分为三个模块。其中，环境成本模块，如图 4.14 所示，它由 8 种气体排放物的环境成本相加得到，而每种污染物的环境成本等于全生命周期气体排放量乘以各自的污染单位成本。用户生命周期总成本模块，以纯电动车为例，如图 4.15 所示，其中变量“车辆补贴价格”、“电力销售价格”、“单位容量电池成本”均为时间的函数，变量“车辆行驶里程”、“汽车百公里耗电”、“电池容量”等根据清单数据通过系统进行设定。企业的生产成本模块，如图 4.16 所示，根据静态评价模型，生产成本由 19 种材料成本和 13 种加工制造工艺的加工成本、设备成本组成，其中高强度钢的加工工艺包含了钢冲压、激光拼焊、热成形、辊压成型、液压成型、锻造。

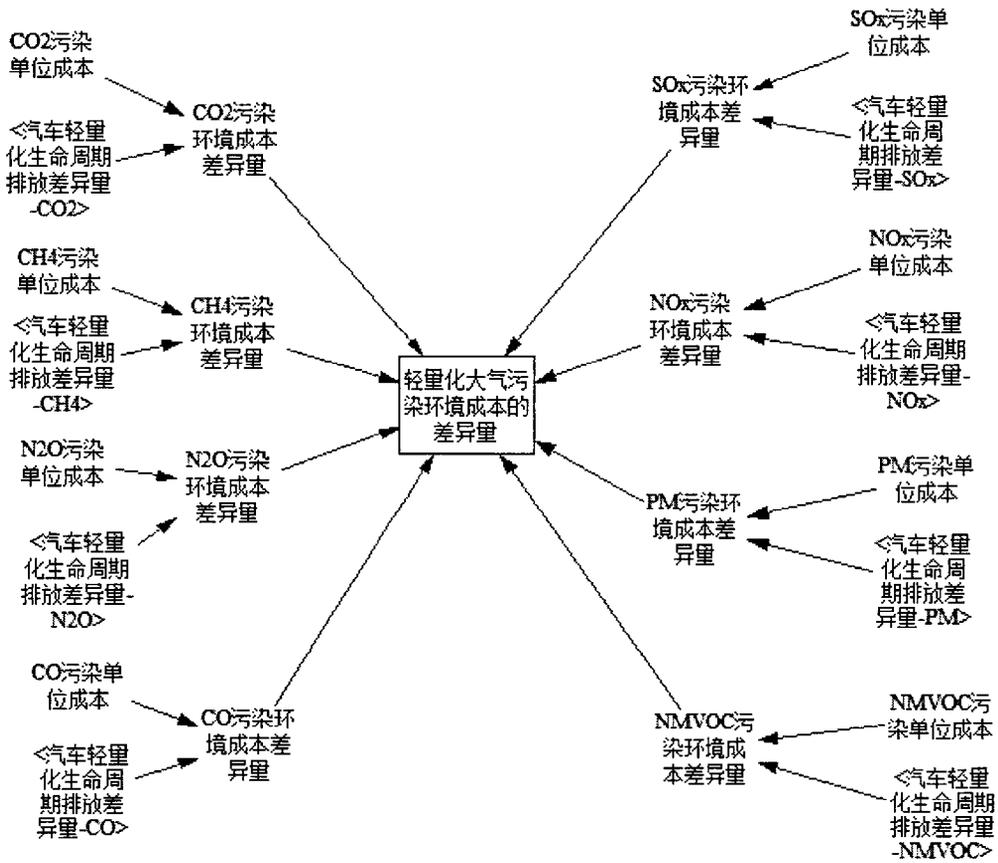


图 4.14 环境成本流图

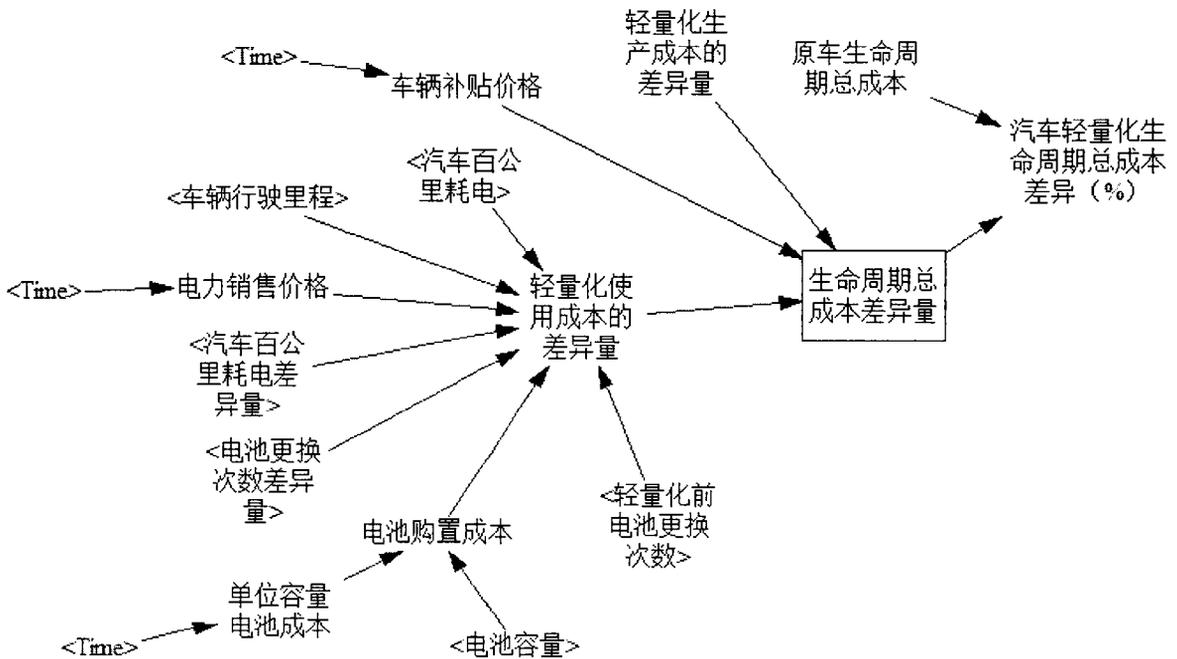
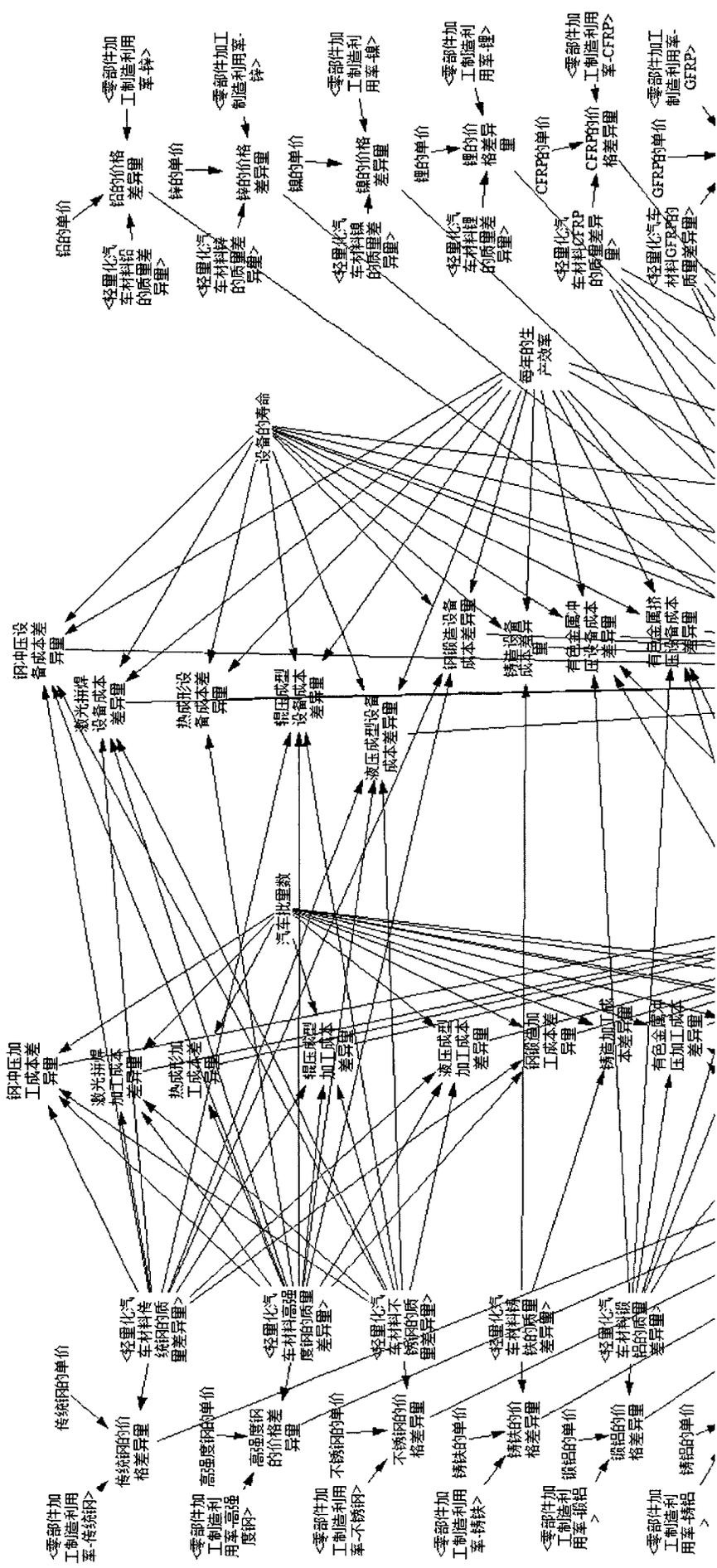


图 4.15 生命周期总成本流图



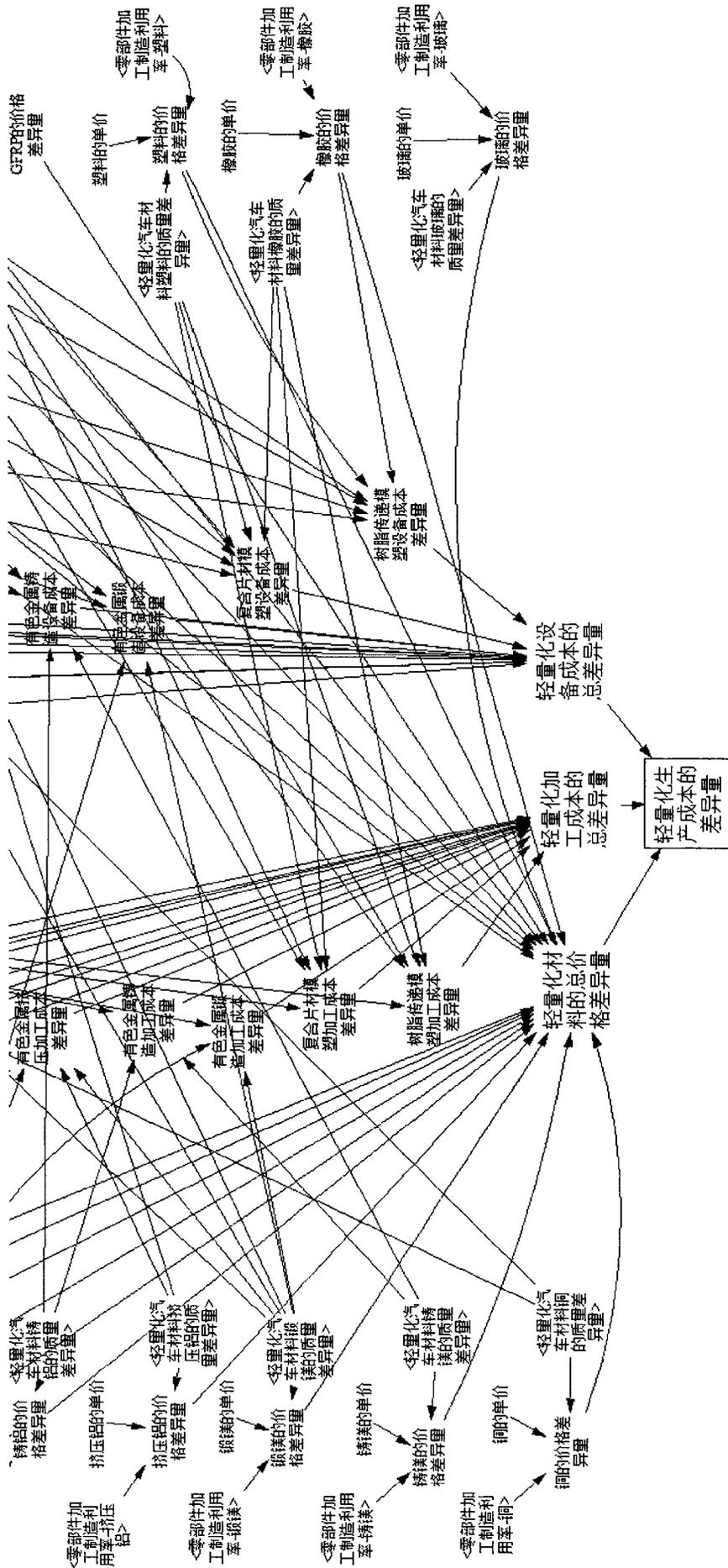


图 4.16 生产成本流程图

4.3.5 全生命周期环境影响评价子系统

全生命周期环境影响评价子系统，包括了 ADP、GWP、HTP、POCP、AP 五个模块，如图 4.17 至图 4.18 所示。需要说明的是，由于未来矿石资源每年的产量和储量不确定因素太多，以至于计算 ADP 基础梯当量会产生较大的误差，因此，本文在系统动力学研究时，暂不考虑计算 ADP 特征化动态变化结果。但在系统里预留了接口（图 4.17），未来可进行补充完善。另外需要说明的是，对于 GWP、HTP、POCP、AP 这四种影响类型，各种污染物物质的环境影响相关性系数，在该子系统里可根据未来影响评价的发展不断进行更新。

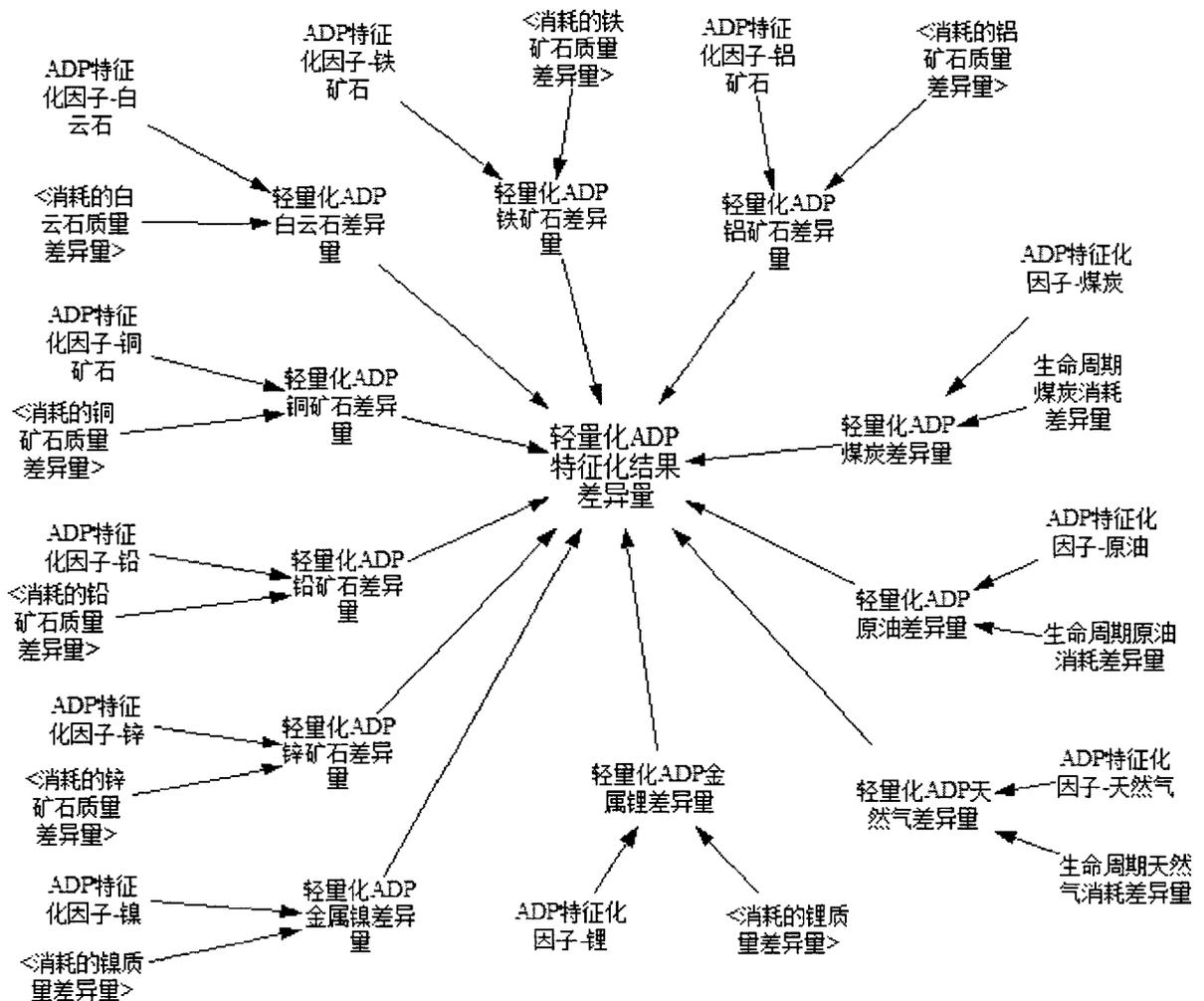


图 4.17 ADP 特征化结果流程图

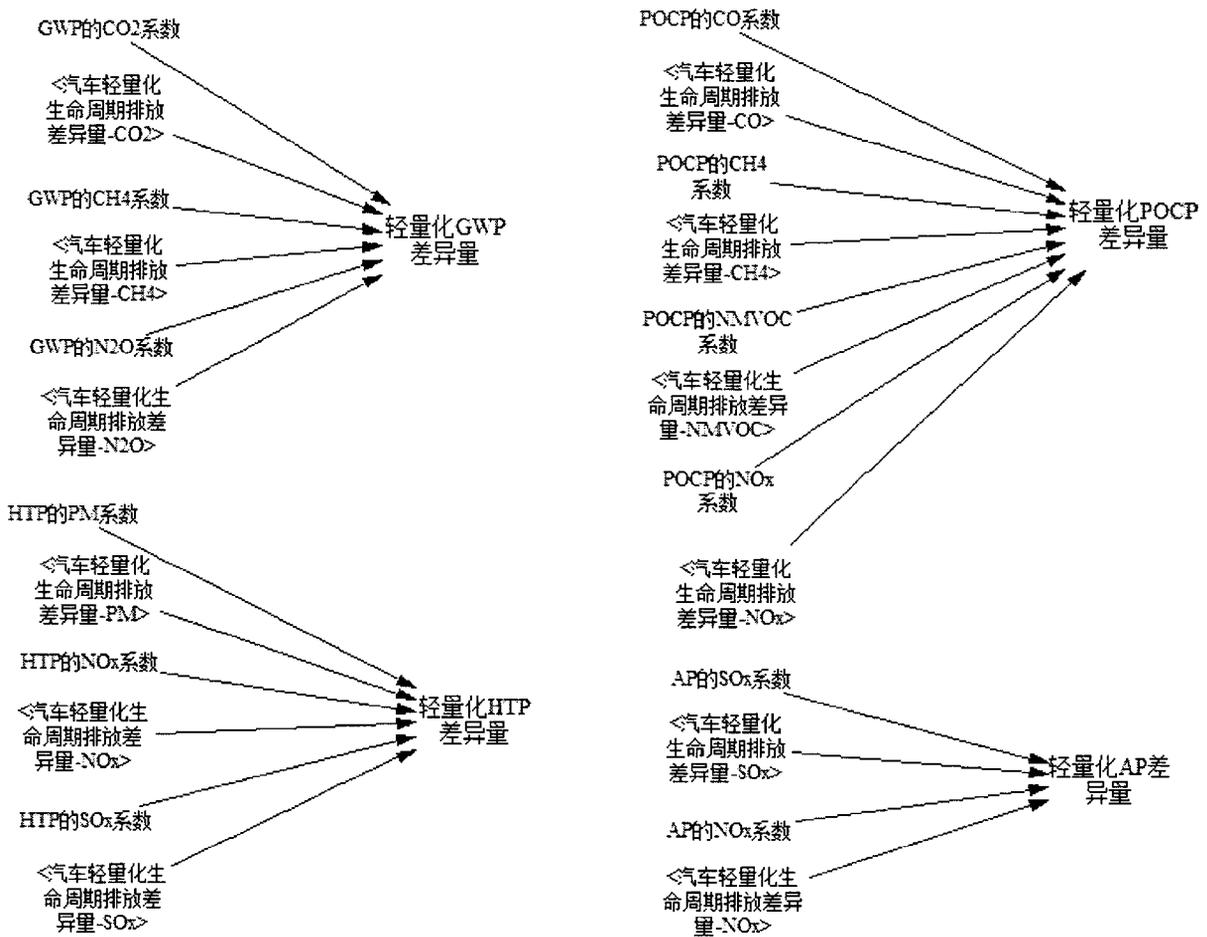


图 4.18 生命周期 GWP、HTP、POCP、AP 流图

4.3.6 系统动力学方程与测试

根据所建立的系统流图，确定系统动力学方程，并进行反复调试检验。流图中每一个箭头意味着需要输入一个方程，本文输入的方程总数将近 3600 个，限于篇幅，列举一些主要的系统动力学方程如下：

- (1) 总减重比例 = WITH LOOKUP (Time,
 ([[2012,0)-(2020,0.1)],(2012,0),(2020,0.1)))
 Units: Dmnl
- (2) 总减重量 = 汽车总质量 * 总减重比例
 Units: kg
- (3) 车辆行驶里程 = 300000
 Units: km
- (4) 充电效率 = WITH LOOKUP (Time,
 ([[2012,0)-(2020,1)],(2012,0.9),(2020,0.95)))
 Units: Dmnl
- (5) 单位容量电池成本 = WITH LOOKUP (Time,

$(([(0,0)-(3000,10)],(2012,4),(2020,1.5)))$

Units: 元/Wh

(6) 电力销售价格 = WITH LOOKUP (Time,
 $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.6),(2020,1)))$)

Units: 元/KWh

(7) 车辆补贴价格 = WITH LOOKUP (Time,
 $(([(0,0)-(3000,50000)],(2012,50000),(2020,0)))$)

Units: 元

(8) "废料回收进入车辆循环的利用率-传统钢" = WITH LOOKUP
(Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.8),(2020,0.9)))$)

Units: Dmnl

(9) "废料回收进入车辆循环的利用率-锻铝" = WITH LOOKUP
(Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.8),(2020,0.9)))$)

Units: Dmnl

(10) "零部件加工制造利用率-传统钢" = WITH LOOKUP (Time,
 $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.55),(2020,0.605)))$)

Units: Dmnl

(11) "零部件加工制造利用率-锻铝" = WITH LOOKUP (Time,
 $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.52),(2020,0.572)))$)

Units: Dmnl

(12) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO₂" = WITH LOOKUP
(Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,2.16205),(2020,1.94584)))$)

Units: kg/kg

(13) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CO" = WITH LOOKUP
(Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.0286667),(2020,0.0258001)))$)

Units: kg/kg

(14) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 CH₄" = WITH LOOKUP
(Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.009981),(2020,0.0089829)))$)

Units: kg/kg

(15) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 N₂O" = WITH LOOKUP
(Time($(([(0,0)-(3000,10)],(2012,2.8561e-005),(2020,2.57049e-005)))$))

Units: kg/kg

(16) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 NMVOC" = WITH
LOOKUP Time, $(([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.00394915),(2020,$

0.00355424)))

Units: kg/kg

(17) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 NO_x" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.005353),(2020,0.0048177)))

Units: kg/kg

(18) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 PM" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.027083),(2020,0.0243747)))

Units: kg/kg

(19) "原生材料获取阶段的排放强度-传统钢 SO_x" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.008866),(2020,0.0079794)))

Units: kg/kg

(20) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 CH₄" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.046603),(2020,0.0419427)))

Units: kg/kg

(21) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 CO" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.519503),(2020,0.467553)))

Units: kg/kg

(22) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 CO₂" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,20)],(2012,16.01),(2020,14.409)))

Units: kg/kg

(23) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 N₂O" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,1.01324e-4),(2020,9.11919e-5)))

Units: kg/kg

(24) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 NMVOC" = WITH
LOOKUP (Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.004735), (2020,
0.0042615)))

Units: kg/kg

(25) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 NO_x" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.04958),(2020,0.044622)))

Units: kg/kg

(26) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 PM" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.372536),(2020,0.335282)))

Units: kg/kg

(27) "原生材料获取阶段的排放强度-锻铝 SO_x" = WITH LOOKUP
(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.058791),(2020,0.0529119)))

Units: kg/kg

(28) 生产每 MJ 电的 CO₂ 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.228889),(2020,0.206)))

Units: kg/MJ

(29) 生产每 MJ 电的 CH₄ 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,3.05556e-006),(2020,2.75e-006)))

Units: kg/MJ

(30) 生产每 MJ 电的 CO 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.000322222),(2020,0.00029)))

Units: kg/MJ

(31) 生产每 MJ 电的 N₂O 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,4.19444e-006),(2020,3.775e-006)))

Units: kg/MJ

(32) 生产每 MJ 电的 NMVOC 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,8.44444e-006),(2020,7.6e-006)))

Units: kg/MJ

(33) 生产每 MJ 电的 NO_x 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.00105556),(2020,0.00095)))

Units: kg/MJ

(34) 生产每 MJ 电的 PM 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,8.66667e-005),(2020,7.8e-005)))

Units: kg/MJ

(35) 生产每 MJ 电的 SO_x 排放 = WITH LOOKUP

(Time,([(0,0)-(3000,10)],(2012,0.00155278),(2020,0.0013975)))

Units: kg/MJ

(36) "材料获取阶段的能耗差异量-传统钢"=

"轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢"*(1-"再生材料的比例-传统钢")*"原材料获取阶段的能耗强度-传统钢"+"轻量化未加工材料的质量差异量-传统钢"*"再生材料的比例-传统钢"*"再生材料获取阶段的能耗强度-传统钢"

Units: MJ

(37) 加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂=

"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-传统钢"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-高强度钢"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-不锈钢"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-铸铁"+"加工废料收集阶段

的排放差异量 CO₂-锻铝"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-铸铝"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-挤压铝"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-锻镁"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-铸镁"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-铅"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-铜"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-锌"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-镍"+"加工废料收集阶段的排放差异量 CO₂-锂"

Units: kg

方程输入及测试完毕，即可进行仿真分析，详见第 5 章。图 4.19 为仿真分析的示意图，其中变量“车辆补贴价格”、“电力销售价格”和“单位容量电池成本”都跟<Time>相连，表示这几个变量是随时间变化的函数。图中还有滑块按钮，如“车辆行驶里程”可以进行滑动调节，方便做不同的仿真分析。

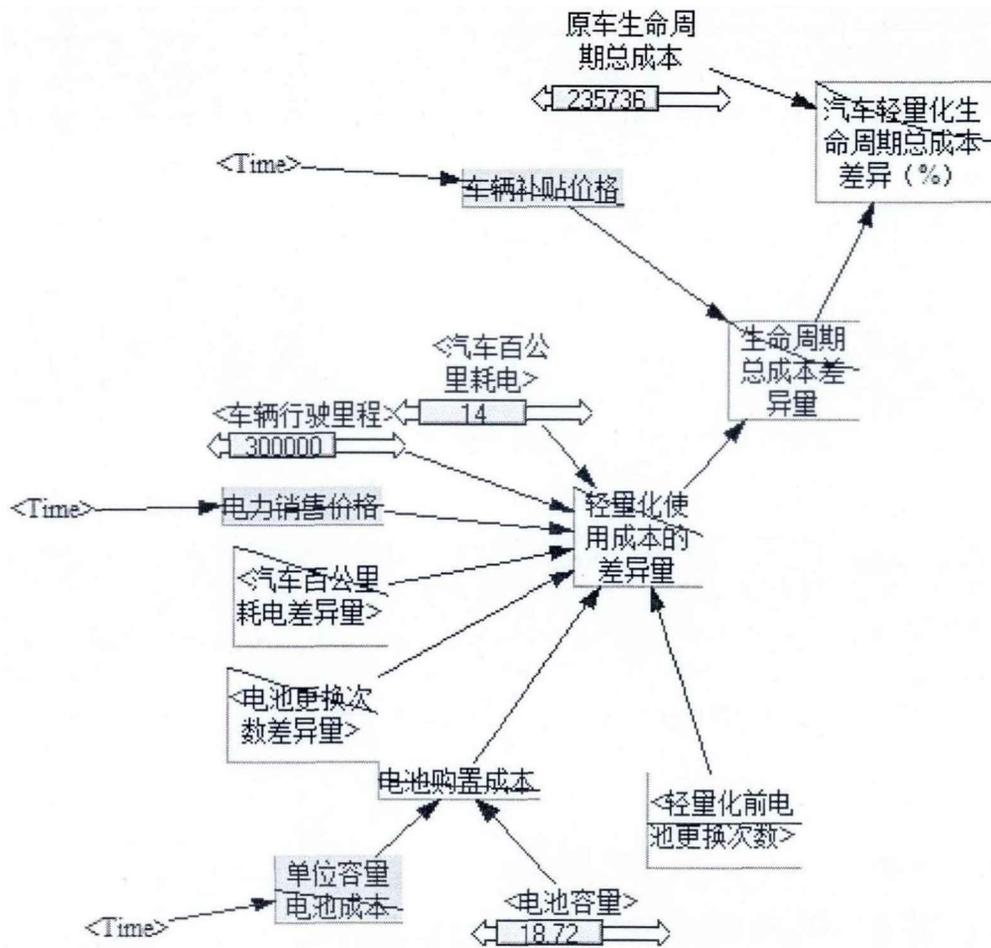


图 4.19 动态仿真分析示意图

4.4 本章小结

区别于已有的汽车产品生命周期评价大多基于静态模型，本章在第二章静态评价模型、第三章对纯电动汽车及传统汽油车进行静态评价的

基础上，结合系统论、生命周期评价理论和循环经济理论等方法，运用系统动力学软件 Vensim 构建汽车产品轻量化综合效益动态评价模型。通过对汽车产品材料消耗、能源消耗、环境排放及生命周期成本等进行深入、系统的研究，结合敏感性分析得出的主要敏感因素，选取各变量，建立子系统流图，确定计算方程，调试检验测试，以便后续进行系统仿真分析。

第5章 基于材料轻量化的汽车产品全生命周期评价

近年来世界各大汽车生产厂家、钢铁协会、铝业协会等组织先后开展了多项汽车轻量化项目的研究。尽管其实现轻量化的技术路线不同,但其轻量化目标相同,主要通过材料、设计和工艺三个方面的工作来实现减重。本章以材料轻量化为重点,对海马汽车公司的两款汽车进行轻量化全生命周期 MEPC 和环境影响评价,在此基础上进行多目标优化研究。

未来可能占据主流的轻量化先进技术汽车的组合有极大的不确定性,这里并不能准确预测出哪一条路线一定会怎么样,哪条线路最优,但是本章借助于系统动力学的动态仿真工具,可以拓宽和理顺思路,分析出各种有利因素和制约因素,从而为相关企业开发具有节能减排价值的汽车轻量化产品提供理论依据,也可为政府出台相关政策提供参考。

5.1 材料轻量化全生命周期综合效益静态评价

清华大学范子杰等^[221]指出汽车轻量化技术的未来研究方向是:汽车结构优化设计理论的完善、多材料一体化、零部件的轻量化和轻量化技术的系统化与集成化。特别强调了各种轻量化技术是相辅相成的,应充分发挥不同轻量化手段的优势,研究汽车材料选择、结构设计和工艺设计的系统化和集成化方法。

材料轻量化始终是汽车轻量化的主要技术途径,当前高强度钢及铝、镁、复合材料等轻质材料在汽车轻量化中被越来越多采用。国际钢铁协会(IISI)先进高强钢应用指南第三版中将高强钢分为传统高强钢(Conventional HSS)和先进高强钢(AHSS)。高强度钢按照 ULSAB 所采用的术语,将屈服强度为 210~550 MPa 的钢定义为高强度钢(HSS),屈服强度为 550 MPa 的钢定义为超高强度钢(UHSS),而先进高强度钢(AHSS)的屈服强度介于 HSS 和 UHSS 之间的强度范围。AHSS 主要包括双相(DP)钢、相变诱导塑性(TRIP)钢、马氏体(M)钢、复相(CP)钢、铁素体+贝氏体(FB)钢、热成形(HF)钢、孪晶诱导塑性(TWIP)钢、二次成形热处理(PFHT)钢和纳米(NANO)钢等^[222]。AHSS 具有良好的吸能特性,在汽车轻量化和提高碰撞安全性方面起着非常重要的作用,已经广泛应用于汽车工业,主要应用于汽车结构件、安全件和加强件,如 A/B/C 柱、车门槛、车门防撞梁等零件。以 ULSAB-AVC 项目为例,

汽车结构几乎全部使用高强钢，其中先进高强钢的比例超过 80%。

铝合金的密度为 2.7g/cm^3 ，仅为钢铁材料的 1/3，具有工艺性能好、防腐蚀性能好、减震性好、易成型、可焊接、易回收等特点。铝合金在汽车上的应用前景良好，欧洲出现了奥迪全铝车身，还有如标致 307、标致 508 的铝合金发动机罩盖内板，挤压铝合金保险杠等。国外单车平均使用铝材为 120kg，国内单车平均使用铝材仅在 60-70kg。欧洲铝协(EAA)预测，在 2015 年前，欧洲小汽车用铝量将增至 300kg/车。如果轿车的零部件凡是可用铝合金制造的都用其代替，那么每辆车的平均用铝量将达到 454kg，轻量化效果将大大提高^[220]。

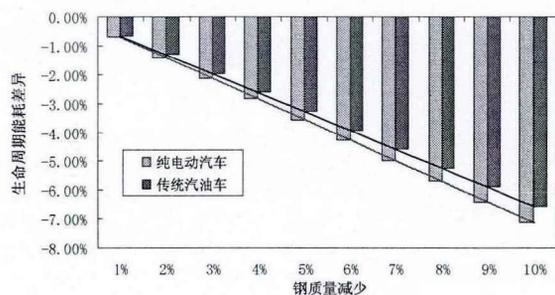
镁的密度为 1.74g/cm^3 ，是最轻的金属结构材料之一。镁合金代替某些钢铁材料，可以有效地减轻汽车的质量。镁还是绿色环保材料，可循环回收，但目前其回收效果和成本与铝的优势相比尚有一定差距。目前，欧洲正在使用和研制的镁合金汽车零部件已超过 60 种，单车镁合金用量 9.3~20.3kg；北美正在使用和研制的镁合金汽车零部件已超过 100 种，单车镁合金用量 5.8~26.3kg。我国汽车镁合金产业的总体技术水平不高，平均单车用镁量不足 1kg，这与我国是镁生产大国严重不符。经过近几年的发展，目前已有二十余种汽车零部件可以采用镁合金生产，广泛应用的仍然为铸造镁合金^[220]。

(1) 轻量化全生命周期 MEPC 评价

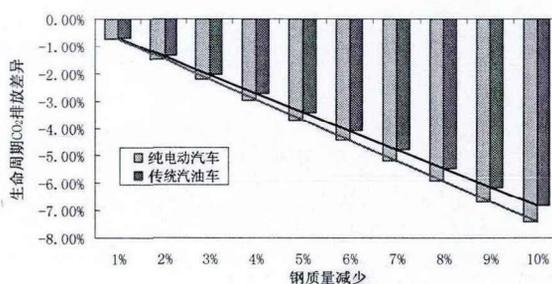
据国内汽车轻量化专家陈一龙介绍，目前在同等情况下、同等级别下（相同的排量、配置和安全性能），中国自主品牌的轿车比国外平均重 8%~10%，商用车平均重 10%~15%，因此，相比国外汽车制造业主流水平，我国汽车产品轻量化的空间还较大。本文重点探讨通过材料替换的方式进行轻量化，即用铝合金、镁合金替代传统钢进行汽车（包括纯电动汽车）轻量化，评价轻量化后汽车全生命周期 MEPC 差异。在实际工程应用中，材料替换轻量化并非简单的使用一种较轻的材料去替代原先较重的材料，而是可能涉及到结构、加工制造工艺、连接处处理、整体优化等诸多方面，因此整个过程较为复杂。为了尽可能简化计算过程，本文做了如下两个假设：首先，假设文中采用的材料轻量化不会引起车辆上其它部件二次质量的变化，且各种性能满足设计要求；其次，由结构优化设计和材料轻量化不可避免的带来一些加工制造工艺改变，但由于涉及到的工艺种类较少（基本仍以冲压为主），因此其引起能耗和排放的变化相对较小，本文也暂不考虑。

参考文献资料^[183, 184, 195]并结合实际情况和企业要求，首先将汽车轻量化全生命周期评价分成三部分：第一部分是研究全生命周期 MEPC 差

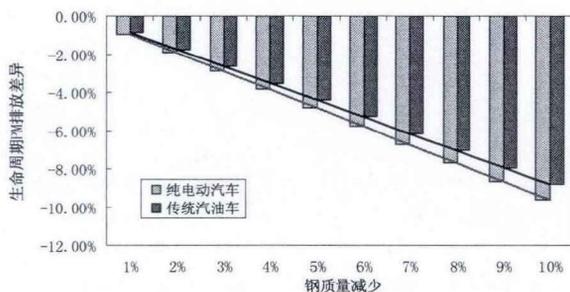
异与钢质量减少的关系；第二部分是研究全生命周期 MEPC 差异与铝质量增加的关系；第三部分是研究全生命周期 MEPC 差异与镁质量增加的关系。钢质量减少比例及铝质量增加比例、镁质量增加比例最高均设置为整备质量的 10%。然后将这三部分进行叠加，即可得到采用铝、镁替代钢进行轻量化的汽车全生命周期 MEPC 差异。纯电动汽车和传统汽油车生命周期能耗、排放（以 CO₂ 和 PM 为例）、生产成本、环境成本及用户生命周期总成本随钢质量减少的变化情况，如图 5.1 所示。其它气体排放物 CH₄、N₂O、CO、SO_x、NO_x、NMVOC 随钢质量减少的变化关系图同理也可得出。



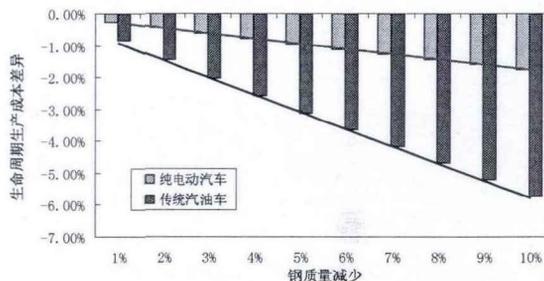
a) 钢质量变化对能耗的影响



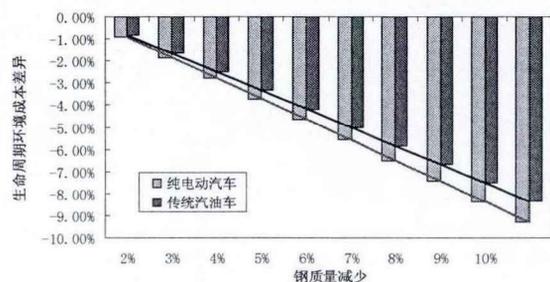
b) 钢质量变化对 CO₂ 排放的影响



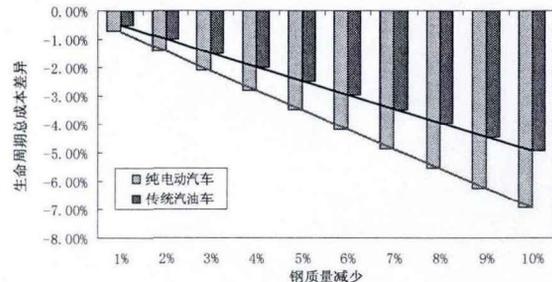
c) 钢质量变化对 PM 排放的影响



d) 钢质量变化对生产成本的影响



e) 钢质量变化对环境成本的影响



f) 钢质量变化对生命周期总成本的影响

图 5.1 钢质量变化对生命周期能耗、排放及成本的影响

同理可得出纯电动汽车和传统汽油车生命周期能耗、排放、成本随铝、镁质量增加的关系图，把各个评价指标与钢质量减少、铝质量增加和镁质量增加的线性拟合方程进行汇总，如表 5.1 所示。

表 5.1 汽车全生命周期能耗、排放、成本差异与钢、铝、镁质量变化的拟合方程

拟合方程	钢减少 (%)		铝增加 (%)		镁增加 (%)	
	纯电动车	传统车	纯电动车	传统车	纯电动车	传统车
生命周期 能耗差异	$y = -0.0071x + 3E-08$	$y = -0.0066x - 5E-08$	$y = 0.009x + 6E-08$	$y = 0.0071x - 7E-09$	$y = 0.0108x + 2E-08$	$y = 0.0076x + 4E-08$
生命周期 CO ₂ 排放差异	$y = -0.0074x - 1E-08$	$y = -0.0068x + 2E-08$	$y = 0.0092x + 5E-08$	$y = 0.008x - 2E-08$	$y = 0.0229x + 1E-07$	$y = 0.0167x + 5E-08$
生命周期 CH ₄ 排放差异	$y = -0.0085x - 1E-08$	$y = -0.0066x - 3E-08$	$y = 0.0157x + 7E-08$	$y = 0.0121x + 1E-08$	$y = 0.0244x$	$y = 0.0187x + 5E-08$
生命周期 N ₂ O 排放 差异	$y = -0.0069x + 3E-09$	$y = -0.0065x - 3E-09$	$y = 0.0072x + 5E-09$	$y = 0.0065x + 3E-09$	$y = 0.0056x + 4E-08$	$y = 0.0064x - 1E-08$
生命周期 CO 排放差 异	$y = -0.0089x + 1E-07$	$y = -0.0071x + 3E-17$	$y = 0.0323x + 5E-08$	$y = 0.0466x + 8E-08$	$y = 0.009x + 1E-07$	$y = 0.0074x + 5E-09$
生命周期 SO _x 排放差 异	$y = -0.007x - 4E-08$	$y = -0.0075x$	$y = 0.008x + 1E-08$	$y = 0.0118x$	$y = 0.0081x + 2E-08$	$y = 0.012x + 3E-08$
生命周期 NO _x 排放 差异	$y = -0.0069x + 1E-08$	$y = -0.0071x - 2E-08$	$y = 0.0087x + 2E-08$	$y = 0.0131x + 5E-08$	$y = 0.0103x - 4E-08$	$y = 0.0185x - 5E-08$
生命周期 PM 排放差 异	$y = -0.0096x + 1E-07$	$y = -0.0088x - 4E-08$	$y = 0.0356x + 4E-07$	$y = 0.0869x - 5E-08$	$y = 0.024x + 2E-07$	$y = 0.052x - 3E-07$
生命周期 NMVOC 排放差异	$y = -0.0092x + 2E-08$	$y = -0.007x + 2E-08$	$y = 0.0085x + 3E-08$	$y = 0.0067x + 1E-08$	$y = 0.0065x - 2E-08$	$y = 0.0061x + 7E-08$
生产成本 差异	$y = -0.0017x - 0.0011$	$y = -0.0054x - 0.0038$	$y = 0.0071x + 0.0002$	$y = 0.0229x + 0.0008$	$y = 0.0104x + 0.0002$	$y = 0.0336x + 0.0008$
环境成本 差异	$y = -0.0093x + 8E-08$	$y = -0.0083x + 3E-17$	$y = 0.0321x + 7E-08$	$y = 0.0675x - 6E-08$	$y = 0.0226x + 5E-08$	$y = 0.0429x + 4E-08$
生命周期 总成本差 异	$y = -0.0069x - 0.0004$	$y = -0.0049x - 0.0003$	$y = 0.0087x + 8E-05$	$y = 0.0064x + 7E-05$	$y = 0.0099x + 8E-05$	$y = 0.0073x + 7E-05$

最终可得到采用“铝代钢”、“镁代钢”进行轻量化的汽车全生命周期 MEPC 差异方程。对于纯电动汽车，MEPC 差异方程如下：

$$\begin{aligned}
 y_1 &= -0.0071x_1 + 0.009x_2 + 0.0108x_3 + 1.1E-07 \\
 y_2 &= -0.0074x_1 + 0.0092x_2 + 0.0229x_3 + 1.4E-07 \\
 y_3 &= -0.0085x_1 + 0.0157x_2 + 0.0244x_3 + 6E-08 \\
 y_4 &= -0.0069x_1 + 0.0072x_2 + 0.0056x_3 + 4.8E-08 \\
 y_5 &= -0.0089x_1 + 0.0323x_2 + 0.009x_3 + 2.5E-07 \\
 y_6 &= -0.007x_1 + 0.008x_2 + 0.0081x_3 - 1E-08 \\
 y_7 &= -0.0069x_1 + 0.0087x_2 + 0.0103x_3 - 1E-08 \\
 y_8 &= -0.0096x_1 + 0.0356x_2 + 0.024x_3 + 7E-07 \\
 y_9 &= -0.0092x_1 + 0.0085x_2 + 0.0065x_3 + 3E-08 \\
 y_{10} &= -0.0017x_1 + 0.0071x_2 + 0.0104x_3 - 7E-04 \\
 y_{11} &= -0.0093x_1 + 0.0321x_2 + 0.0226x_3 + 2E-07 \\
 y_{12} &= -0.0069x_1 + 0.0087x_2 + 0.0099x_3 - 2.4E-04
 \end{aligned} \tag{5.1}$$

式中： $y_1 \sim y_{12}$ 分别代表纯电动汽车全生命周期能耗、 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 CO 、 SO_x 、 NO_x 、PM、NMVOC 及生产成本、环境成本及用户生命周期总成本差异； x_1 表示钢质量减少比例（%）； x_2 表示铝质量增加比例（%）； x_3 表示镁质量增加比例（%）。

对于传统汽油车，MEPC 差异方程如下：

$$\begin{aligned}
 y_{13} &= -0.0066x_1 + 0.0071x_2 + 0.0076x_3 - 1.7E-08 \\
 y_{14} &= -0.0068x_1 + 0.008x_2 + 0.0167x_3 + 5E-08 \\
 y_{15} &= -0.0066x_1 + 0.0121x_2 + 0.0187x_3 + 3E-08 \\
 y_{16} &= -0.0065x_1 + 0.0065x_2 + 0.0064x_3 - 1E-08 \\
 y_{17} &= -0.0071x_1 + 0.0466x_2 + 0.0074x_3 + 8.5E-08 \\
 y_{18} &= -0.0075x_1 + 0.0118x_2 + 0.012x_3 + 3E-08 \\
 y_{19} &= -0.0071x_1 + 0.0131x_2 + 0.0185x_3 - 2E-08 \\
 y_{20} &= -0.0088x_1 + 0.0869x_2 + 0.052x_3 - 3.9E-07 \\
 y_{21} &= -0.007x_1 + 0.0067x_2 + 0.0061x_3 + 1E-07 \\
 y_{22} &= -0.0054x_1 + 0.0229x_2 + 0.0336x_3 - 2.2E-03 \\
 y_{23} &= -0.0083x_1 + 0.0675x_2 + 0.0429x_3 + 1E-07 \\
 y_{24} &= -0.0049x_1 + 0.0064x_2 + 0.0073x_3 - 1.6E-04
 \end{aligned} \tag{5.2}$$

式中： $y_{13} \sim y_{24}$ 分别代表传统汽油车全生命周期能耗、 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 CO 、 SO_x 、 NO_x 、PM、NMVOC 及生产成本、环境成本及用户生命周期总成本差异。

（2）轻量化全生命周期环境影响评价

根据前面得到的全生命周期各单项气体排放与钢、铝、镁质量变化关系，同理可得出纯电动汽车和传统汽油车全生命周期 ADP、GWP、HTP、

POCP、AP 差异与钢质量减少、铝质量增加、镁质量增加的各线性拟合方程，如表 5.2 所示。

表 5.2 汽车全生命周期环境影响评价差异与钢、铝、镁质量变化的拟合方程

拟合方程	钢减少 (%)		铝增加 (%)		镁增加 (%)	
	纯电动车	传统车	纯电动车	传统车	纯电动车	传统车
ADP 差异	$y=-0.0047x$	$y=-0.0013x - 6E-07$	$y=0.0048x - 9E-08$	$y=0.0014x - 2E-07$	$y=0.0086x - 2E-07$	$y=0.0161x$
GWP 差异	$y=-0.0074x + 6E-08$	$y=-0.0068x + 5E-09$	$y=0.0093x + 3E-08$	$y=0.008x$	$y=0.0228x - 8E-08$	$y=0.0164x + 9E-09$
HTP 差异	$y=-0.0076x + 4E-08$	$y=-0.0076x + 2E-08$	$y=0.0157x + 6E-08$	$y=0.0344x + 1E-07$	$y=0.0137x + 7E-08$	$y=0.0278x - 3E-08$
POCP 差异	$y=-0.0082x + 1E-08$	$y=-0.007x - 4E-09$	$y=0.0171x + 1E-07$	$y=0.0157x - 1E-08$	$y=0.0092x + 6E-08$	$y=0.008x + 9E-08$
AP 差异	$y=-0.007x$	$y=-0.0074x - 2E-09$	$y=0.0082x + 7E-08$	$y=0.0122x - 1E-08$	$y=0.0088x - 9E-09$	$y=0.0144x - 2E-08$

最终可得到采用“铝代钢”、“镁代钢”进行轻量化的汽车全生命周期环境影响评价差异方程。对于纯电动汽车，环境影响评价差异方程如下：

$$\begin{aligned}
 y_{a1} &= -0.0047x_1 + 0.0048x_2 + 0.0086x_3 - 2.9E-07 \\
 y_{a2} &= -0.0074x_1 + 0.0093x_2 + 0.0228x_3 + 1E-08 \\
 y_{a3} &= -0.0076x_1 + 0.0157x_2 + 0.0137x_3 + 1.7E-07 \\
 y_{a4} &= -0.0082x_1 + 0.0171x_2 + 0.0092x_3 + 1.7E-07 \\
 y_{a5} &= -0.007x_1 + 0.0082x_2 + 0.0088x_3 + 6.1E-08
 \end{aligned} \tag{5.3}$$

式中： $y_{a1} \sim y_{a5}$ 分别代表纯电动汽车全生命周期 ADP、GWP、HTP、POCP、AP 差异。

对于传统汽油车，环境影响评价差异方程如下：

$$\begin{aligned}
 y_{a6} &= -0.0013x_1 + 0.0014x_2 + 0.0161x_3 - 8E-07 \\
 y_{a7} &= -0.0068x_1 + 0.008x_2 + 0.0164x_3 + 1.4E-08 \\
 y_{a8} &= -0.0076x_1 + 0.0344x_2 + 0.0278x_3 + 9E-08 \\
 y_{a9} &= -0.007x_1 + 0.0157x_2 + 0.008x_3 + 7.6E-08 \\
 y_{a10} &= -0.0074x_1 + 0.0122x_2 + 0.0144x_3 - 3.2E-08
 \end{aligned} \tag{5.4}$$

式中： $y_{a6} \sim y_{a10}$ 分别代表传统汽油车全生命周期 ADP、GWP、HTP、POCP、AP 差异。

5.2 材料轻量化全生命周期多目标优化

传统的生命周期评价仅是得出清单分析和影响评价的结果，但没有基于评价结果来进一步寻找各影响因素的最优解，达不到全局优化的目的。全生命周期多目标优化是把生命周期评价与多目标优化相结合的一种方法，它从产品全生命周期角度出发，对产品进行多方案过程优选，找到优化后的可能最佳方案，从而使全生命周期评价所提供的决策依据更加完善。

近年来，国内外学者对此做了一定研究。You F Q 等^[223]将多目标优化与生命周期评价和输入输出分析结合起来，通过建立一个多目标混合整数线性规划（mo-MILP）模型，对可持续纤维素生物燃料的供应链进行了优化设计。在对替代燃料的生命周期多目标优化方面，胡志远等^[96, 98, 100]分别建立了木薯乙醇-汽油混合燃料能源消耗、排放的单目标和多目标优化模型，选择最短距离理想点法将多目标优化问题转化为单目标优化问题。邵新宇等^[150]将 LCA 与 LCC 集成进行评价，并考虑时间因素，提出基于矩阵的集成评价算法，建立经济属性与环境属性之间的联系。基于集成评价结果，建立环境与成本优化模型，并基于并行子空间优化算法（CSSO）进行优化，使综合效益最大，实现经济性与环保性的“双赢”，为改善产品设计提供量化依据。邓超等^[224]研究了产品生命周期的制造阶段中生命周期评价与生命周期成本的整合与优化问题，提出了基于工艺约束的工艺方案优化模型，在获得最优工艺方案的同时，也获得了环境属性、经济属性和技术属性的综合效益优化。

由上可以看出，针对汽车轻量化全生命周期多目标优化研究目前还鲜有涉及。国际钢铁协会虽然研究使用高强度钢在减重的同时生命周期温室气体排放量比传统钢减少，而成本较少或没有系统成本变化，但没有进行全生命周期多目标优化研究。

前一节已建立了两款汽车采用“铝代钢”、“镁代钢”进行轻量化的全生命周期 MEPC 及环境影响评价差异方程，但使用多少质量的铝、镁替代钢在减重的同时满足全生命周期能耗、排放及成本的目标，这需要通过多目标优化来解决。本节将采用把生命周期评价与多目标优化相结合的方法对汽车材料轻量化全生命周期过程中的材料消耗、能源消耗及污染物排放及成本进行多目标优化，寻找汽车轻量化推广应用的最佳方案，为企业开展汽车轻量化评价和指导绿色设计提供理论依据。

多目标最优化问题的数学模型为：

$$\begin{aligned} & \min_{X \in R^n} F(X) \\ & \text{s.t. } g_u(X) \leq 0 \quad u=1,2,\dots,m \\ & \quad h_v(X) = 0 \quad v=1,2,\dots,p \end{aligned} \quad (5.5)$$

式中，目标函数向量 $F(X)=[f_1(X),f_2(X),\dots,f_q(X)]^T$ ，希望 q 个指标达到最优值； $g_u(X)$ 为不等式约束， $h_v(X)$ 为等式约束。

全生命周期优化目标为最小化其全生命周期能耗、排放各项指标、环境影响评价指标及生命周期成本等。根据企业要求，将多目标优化问题描述如下：对于两款车，期望全生命周期能耗减少——目标 1： $f_1(X)$ ；全生命周期 GWP 减少——目标 2： $f_2(X)$ ；相应的生产成本尽可能不增加——目标 3： $f_3(X)$ 。

影响上述 3 个目标的参数为钢质量减少比例、铝质量增加比例、镁质量增加比例。所以取设计变量为：

$X=[x_1 \ x_2 \ x_3]^T$ ，其中， x_1 为钢质量减少比例； x_2 为铝质量增加比例； x_3 为镁质量增加比例。根据企业要求，钢质量减少比例在 1%~10% 之间，铝质量增加比例在 1%~5% 之间，镁质量增加比例在 0.1%~0.5% 之间。因此， x_1 变化区间取为 [1, 10]， x_2 变化区间取为 [1, 5]， x_3 变化区间取为 [0.1, 0.5]。

由上述可得纯电动汽车和传统汽油车的多目标优化数学模型分别为：

1) 纯电动汽车的多目标优化数学模型。

$$\begin{aligned} & \min F(X)=[f_1(X) \ f_2(X) \ f_3(X)]^T \\ & \quad f_1(X)=-0.0071x_1+0.009x_2+0.0108x_3+1.1E-07 \\ & \quad f_2(X)=-0.0074x_1+0.0093x_2+0.0228x_3+1E-08 \\ & \quad f_3(X)=-0.0017x_1+0.0071x_2+0.0104x_3-7E-04 \\ & \text{s.t. } g_1(X)=5-x_1+x_2+x_3 \leq 0 \\ & \quad g_2(X)=x_1-x_2-x_3-10 \leq 0 \\ & \quad g_3(X)=1-x_1 \leq 0 \\ & \quad g_4(X)=x_1-10 \leq 0 \\ & \quad g_5(X)=1-x_2 \leq 0 \\ & \quad g_6(X)=x_2-5 \leq 0 \\ & \quad g_7(X)=0.1-x_3 \leq 0 \\ & \quad g_8(X)=x_3-0.5 \leq 0 \end{aligned} \quad (5.6)$$

2) 传统汽油车的多目标优化数学模型。

$$\begin{aligned}
\min F(\mathbf{X}) &= [f_1(\mathbf{X}) \quad f_2(\mathbf{X}) \quad f_3(\mathbf{X})]^T \\
f_1(\mathbf{X}) &= -0.0066x_1 + 0.0071x_2 + 0.0076x_3 - 1.7E - 08 \\
f_2(\mathbf{X}) &= -0.0068x_1 + 0.008x_2 + 0.0164x_3 + 1.4E - 08 \\
f_3(\mathbf{X}) &= -0.0054x_1 + 0.0229x_2 + 0.0336x_3 - 2.2E - 03 \\
\text{s.t. } g_1(\mathbf{X}) &= 5 - x_1 + x_2 + x_3 \leq 0 \\
g_2(\mathbf{X}) &= x_1 - x_2 - x_3 - 10 \leq 0 \\
g_3(\mathbf{X}) &= 1 - x_1 \leq 0 \\
g_4(\mathbf{X}) &= x_1 - 10 \leq 0 \\
g_5(\mathbf{X}) &= 1 - x_2 \leq 0 \\
g_6(\mathbf{X}) &= x_2 - 5 \leq 0 \\
g_7(\mathbf{X}) &= 0.1 - x_3 \leq 0 \\
g_8(\mathbf{X}) &= x_3 - 0.5 \leq 0
\end{aligned} \tag{5.7}$$

多目标优化求解方法很多，最主要的有两类：一类是直接求非劣解然后从非劣解中选出选好解。另一类是将多目标优化问题在求解时作适当的处理。处理的方法又可分为两种：一种处理方法是多目标优化问题重新构造一个函数，即评价函数，将多目标优化问题转变为单目标优化问题；另一种是将多目标优化问题转化为一组单目标优化问题来求解。

本文为了求得多目标规划问题的非劣解，将多目标规划问题转化为单目标规划问题去处理，选择目标达到法进行多目标优化，由 Matlab 程序得到多目标优化结果，如表 5.3 所示。可以看出，只考虑全生命周期能耗、GWP 及生产成本三个目标，两款车经多目标优化后，钢质量减少比例和镁质量增加比例不同。纯电动汽车和传统汽油车钢质量减少分别为 6.44%、6.41%；铝质量增加均为 1%；镁质量增加分别为 0.44%、0.41%；由表 5.3 计算可得总减重比例均为 5%。多目标优化后纯电动汽车的全生命周期能耗减少了 3.20%，GWP 减少了 2.84%；传统汽油车全生命周期能耗减少了 3.21%，GWP 减少了 2.88%；而两款车的生产成本没有变化。

本文采用材料替换进行轻量化，选择全生命周期能耗、GWP 及生产成本三个目标，未来可根据不同企业的实际需求，针对不同的轻量化目标，选择不同的设计变量进行更深入的多目标优化研究。

表 5.3 多目标优化结果

	纯电动汽车	传统汽油车
钢质量减少	6.44%	6.41%
铝质量增加	1.00%	1.00%
镁质量增加	0.44%	0.41%
能耗	-3.20%	-3.21%
GWP	-2.84%	-2.88%
生产成本	0	0

5.3 某纯电动汽车与传统汽车材料轻量化动态仿真分析

5.3.1 铝镁轻量化和碳纤维轻量化情景设定

根据第四章的动态假设，系统动力学动态仿真设置下面 4 种情景：

(1) 仅考虑采用铝镁轻量化对全生命周期 MEPC 及环境影响评价的影响。

(2) 采用铝镁轻量化并考虑电力生产能耗及排放强度、汽油生产能耗及排放强度、原生钢及原生铝排放强度、钢及铝的零部件加工制造利用率、钢及铝废料回收进入车辆循环利用率等因素动态变化的综合影响。

(3) 为了更进一步了解回收利用在生命周期评价中的影响，在第二种情景基础上假设不考虑回收利用。

(4) 仅考虑碳纤维轻量化对全生命周期 MEPC 及环境影响评价的影响，并与第一种情景进行对比。

需要说明的是，这几种情景仿真分析可根据不同研究需要进行不同的对比。

5.3.2 铝镁轻量化分析与比较

通过运行 Vensim 软件的仿真模块，可得出各情景结果。纯电动汽车与传统汽油车铝镁轻量化生命周期矿石消耗差异，如图 5.2 至图 5.6 所示。可以看出，生命周期铁矿石和铝矿石消耗方面，由于钢的比例逐步下降，其铁矿石需求量也逐步下降；而铝镁轻量化增加了铝镁的使用比例，导致了铝矿石和生产镁的白云石消耗量逐步增加。在铜矿石和锂资源消耗方面，由于纯电动汽车轻量化导致电池更换次数减少，从而使铜

矿石消耗和资源锂的消耗得到不同程度的下降。当考虑综合影响作用的铝镁轻量化，铁矿石和铝矿石的消耗进一步降低，主要原因是钢、铝零部件加工制造利用率的不断提高。

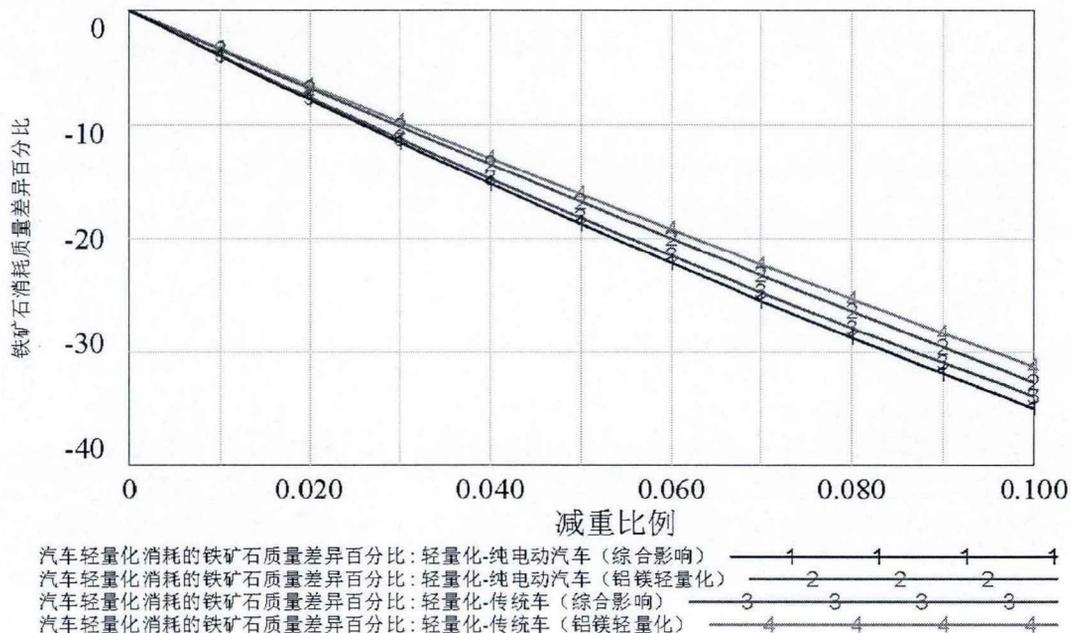


图 5.2 铝镁轻量化全生命周期铁矿石消耗差异

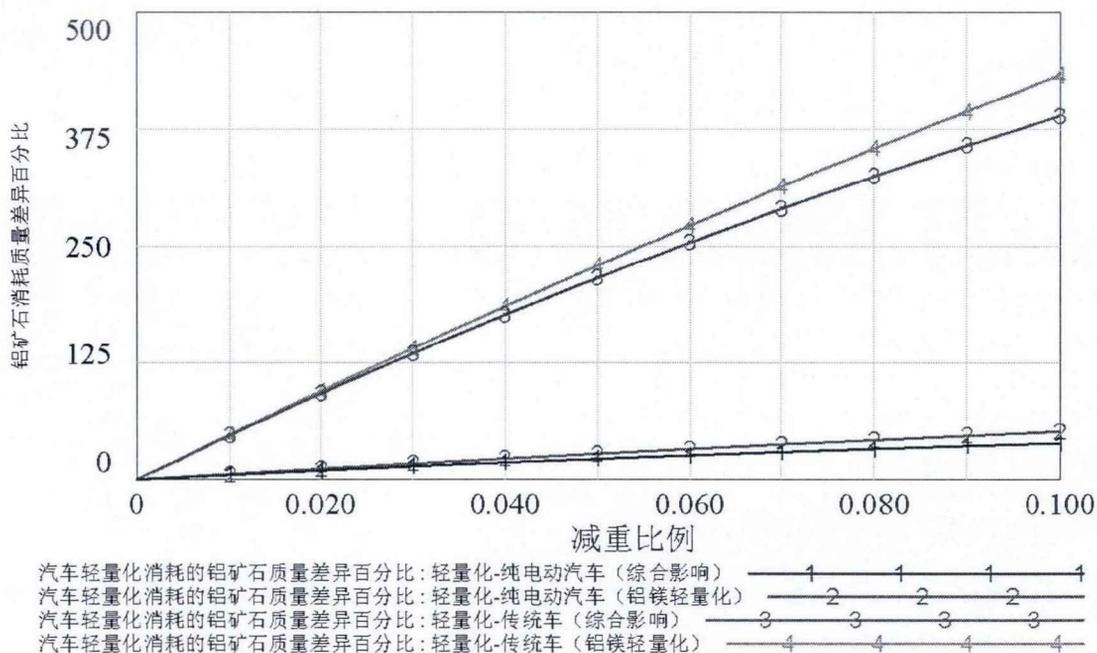


图 5.3 铝镁轻量化全生命周期铝矿石消耗差异

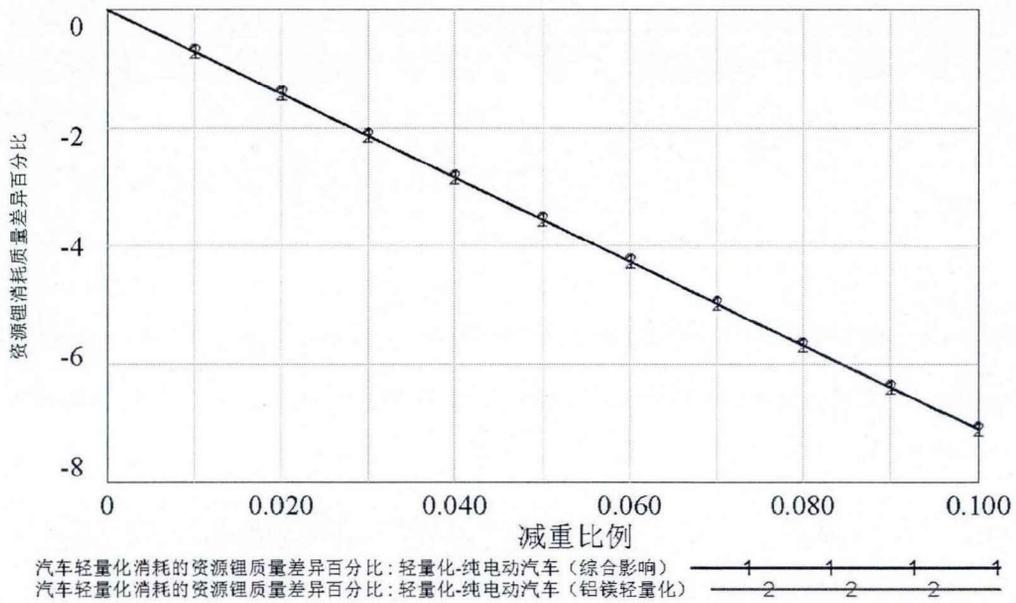


图 5.6 铝镁轻量化全生命周期锂资源消耗差异

生命周期能耗方面，如图 5.7 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，当减重 10%时，纯电动汽车生命周期能耗减少 5.23%，传统汽油车减少 5.80%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，当减重 10%时，纯电动汽车减幅达到 16.88%，而传统汽油车减少 11.48%。

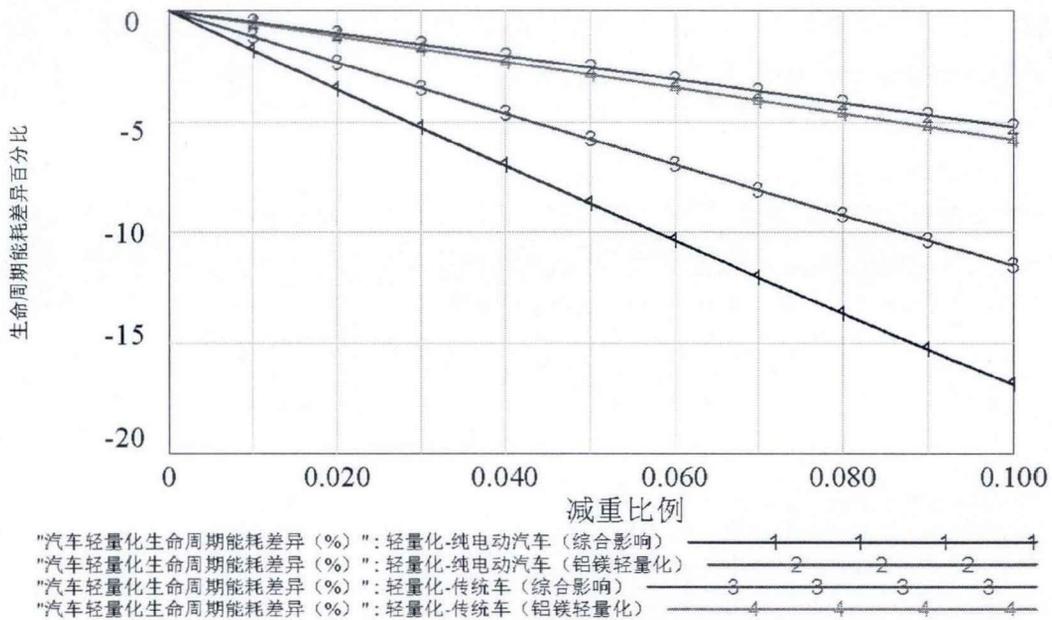


图 5.7 铝镁轻量化全生命周期能耗差异

生命周期 CO₂ 排放方面，如图 5.8 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，当减重 10%时，纯电动汽车减少 3.42%，传统汽油车减少

3.87%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果显著，当减重 10%时，减幅达到了 16.00%，而传统汽油车只减少 6.58%。

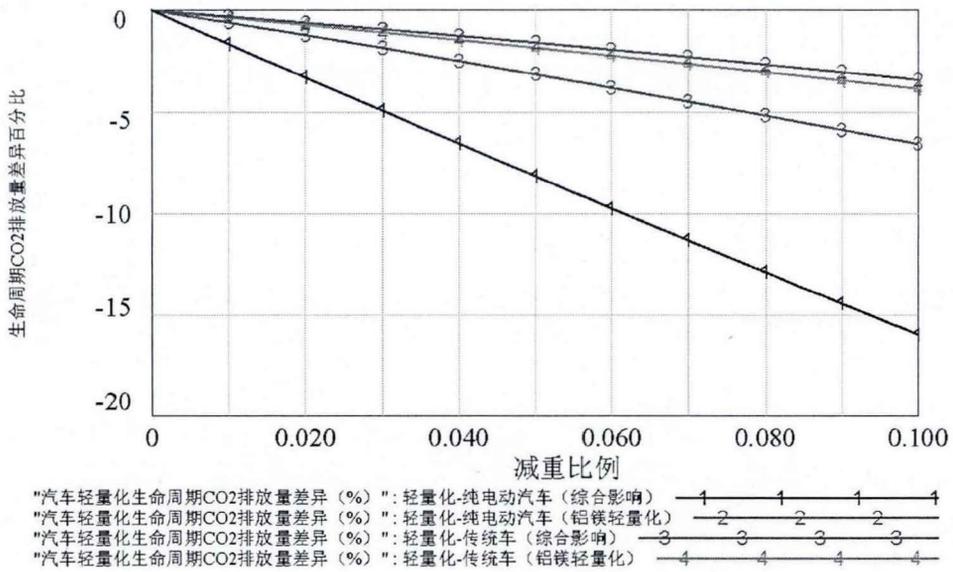


图 5.8 铝镁轻量化全生命周期 CO₂ 排放量差异

生命周期 CH₄ 排放方面，如图 5.9 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车小幅下降；而传统汽油车却小幅上升，主要原因是铝镁在材料获取阶段的 CH₄ 排放较大。当减重 10%时，纯电动汽车生命周期 CH₄ 排放减少 0.24%，传统汽油车则增加 0.96%，纯电动汽车轻量化效果较显著。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果更加显著，当减重 10%时，减幅达到了 9.36%，而传统汽油车只减少 5.71%。

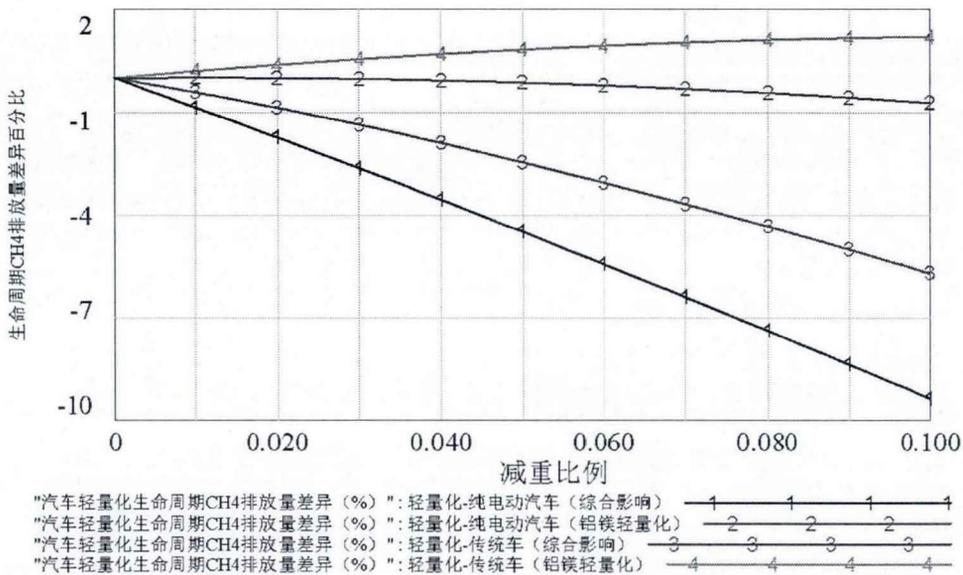


图 5.9 铝镁轻量化全生命周期 CH₄ 排放量差异

生命周期 N_2O 排放方面，如图 5.10 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车与传统汽油车轻量化效果相当；当减重 10% 时，纯电动汽车减少 6.92%，传统汽油车减少 6.50%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，当减重 10% 时，纯电动汽车减幅高达 18.88%，而传统汽油车只减少 6.81%。

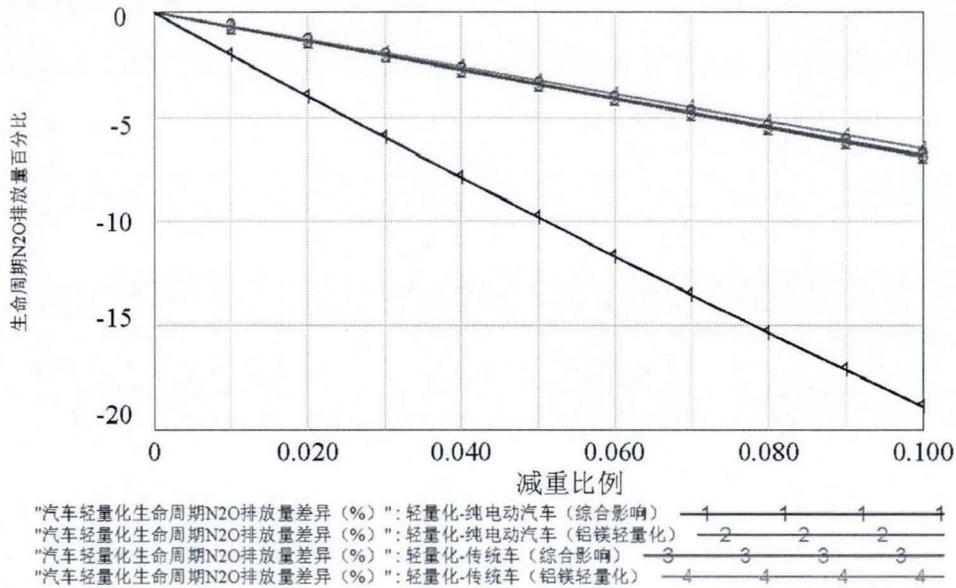


图 5.10 铝镁轻量化全生命周期 N_2O 排放量差异

生命周期 CO 排放方面，如图 5.11 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，由于铝镁在材料获取阶段的 CO 排放较大，导致纯电动汽车和传统汽油汽车的生命周期 CO 排放均出现了不同程度的升高。其中传统汽油车增加幅度较大，当减重 10% 时， CO 排放增加了 34.04%；而纯电动汽车增加平缓，减重 10% 时， CO 排放仅增加了 6.91%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果较显著，当减重 10% 时，减幅达到了 12.36%，而传统汽油车仍增加了 8.38%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 CO 排放上优于传统汽油车。

生命周期 SO_x 排放方面，如图 5.12 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车轻量化效果优于传统汽油车，当减重 10% 时，纯电动汽车减少 6.07%，传统汽油车仅减少 2.29%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果更加显著，当减重 10% 时，减幅高达 19.13%，而传统汽油车只减少 13.24%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 SO_x 排放上优于传统汽油车。

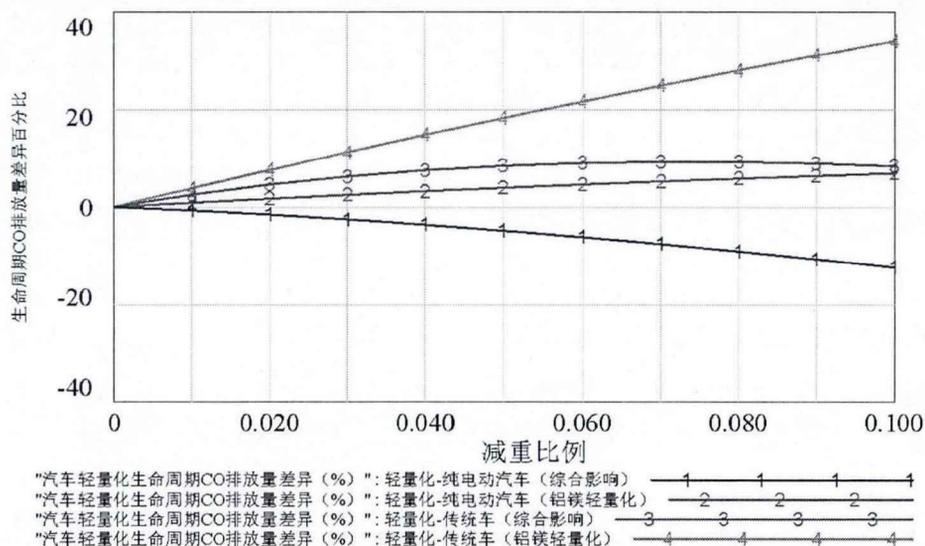


图 5.11 铝镁轻量化全生命周期 CO 排放量差异

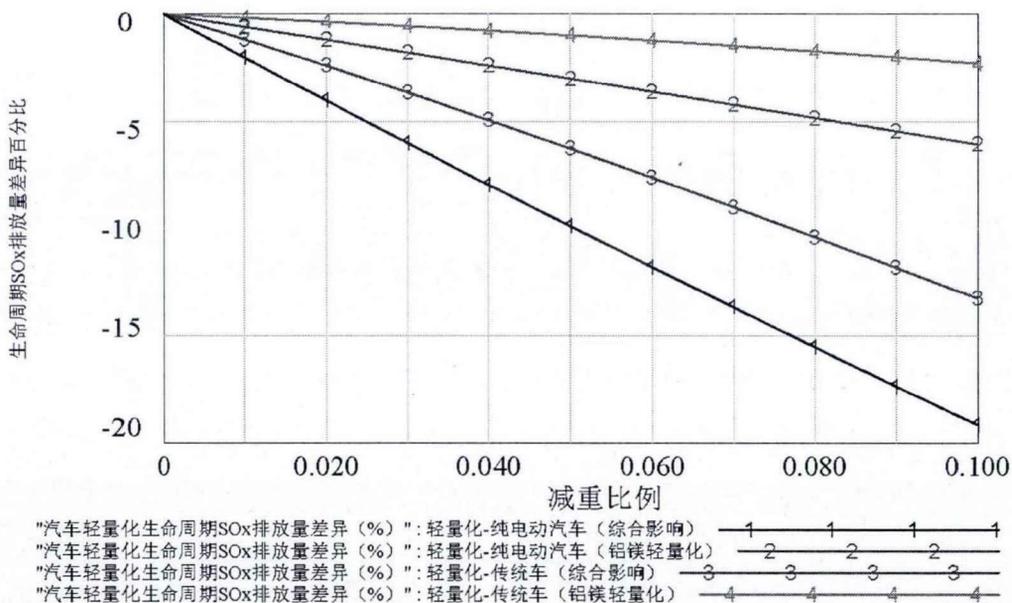


图 5.12 铝镁轻量化全生命周期 SO_x 排放量差异

生命周期 NO_x 排放方面，如图 5.13 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车逐步下降；而传统汽油车则小幅上升，主要原因是铝镁在材料获取阶段的 NO_x 排放较大。当减重 10%时，纯电动汽车生命周期 NO_x 排放减少 5.10%，传统汽油车却增加 1.20%，纯电动汽车轻量化效果较显著。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果更加显著，当减重 10%时，减幅高达 18.61%，而传统汽油车只减少 10.30%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 NO_x 排放上优于传统汽油车。

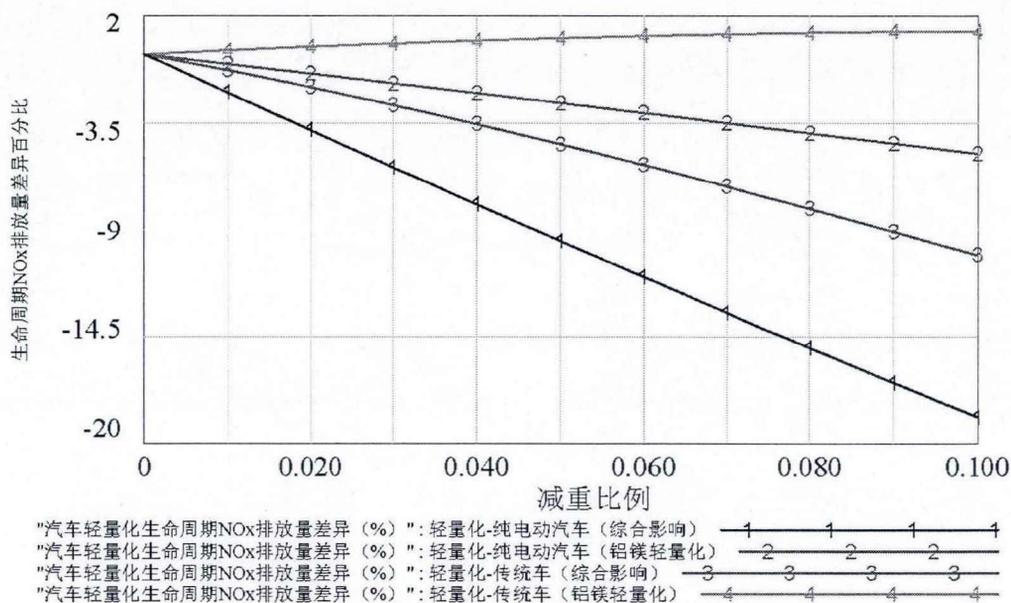


图 5.13 铝镁轻量化全生命周期 NO_x 排放量差异

生命周期 PM 排放方面，如图 5.14 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，由于铝镁在材料获取阶段的 PM 排放较大，导致纯电动汽车和传统汽油汽车的生命周期 PM 排放均出现了不同程度的升高。其中传统汽油车增加幅度较大，当减重 10% 时，PM 排放增加了 80.35%；而纯电动汽车增加平缓，减重 10% 时，PM 排放仅增加了 10.50%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果较显著，当减重 10% 时，PM 减幅达到了 9.28%，而传统汽油车仍增加了 26.64%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 PM 排放上优于传统汽油车。

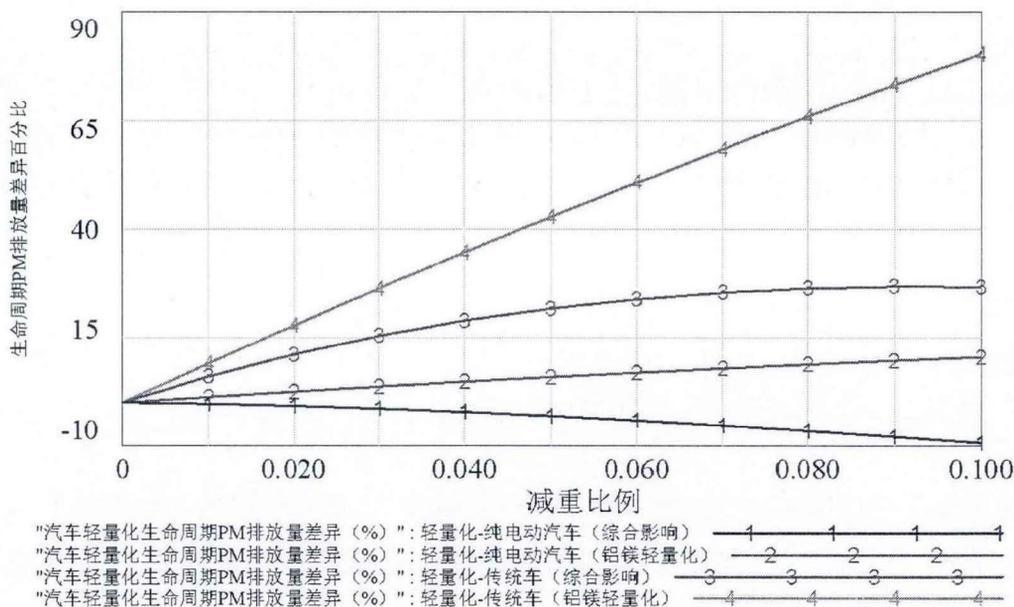


图 5.14 铝镁轻量化全生命周期 PM 排放量差异

生命周期 NMVOC 排放方面,如图 5.15 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中,不考虑其它因素作用的铝镁轻量化,当减重 10%时,纯电动汽车减少 10.08%,传统汽油车减少 7.36%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化,当减重 10%时,纯电动汽车减幅高达 21.15%,而传统汽油车只减少 11.40%。

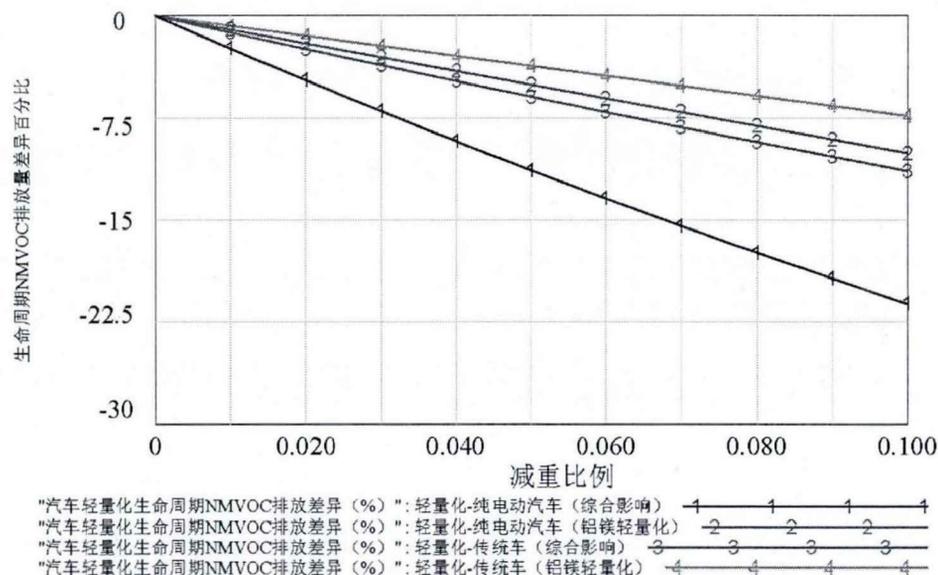


图 5.15 铝镁轻量化全生命周期 NMVOC 排放量差异

综上,采用铝镁替代钢进行轻量化,由于原生铝和原生镁在材料获取阶段的能耗和排放均高于原生钢,尽管轻量化带来了使用阶段的能耗和排放下降,但从全生命周期看,一些气体排放物,比如两类车的生命周期 CO、PM 排放及传统车的 CH₄、NO_x 排放均出现了升高现象。因此,仅从使用阶段评估汽车轻量化效果可能会导致一些偏差。

生命周期生产成本方面,如图 5.16 所示。由于铝镁的价格高于钢铁的价格导致了轻量化后的生产成本均比原车高。但纯电动汽车增加的幅度较小,当减重 10%时,生产成本仅增加 3.5%左右;而传统汽油车增加的幅度较大,当减重 10%时,生产成本却增加了 17%左右。

生命周期环境成本方面,如图 5.17 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化,由于生命周期 PM 排放增加,加之 PM 的治理成本较高,从而导致了纯电动汽车和传统汽油汽车的环境成本均出现了不同程度的升高。其中,传统汽油车增加幅度较大,当减重 10%时,环境成本增加了 59.50%;而纯电动汽车增加平缓,减重 10%时,环境成本仅增加了 8.47%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化,纯电动汽车的轻量化效果较显著,当减重 10%时,环境成本减幅达到了 10.41%,而传统汽油车仍增加了 17.98%。综上,纯电动汽车铝镁轻量化效果在环境成本上优于传统汽油车。

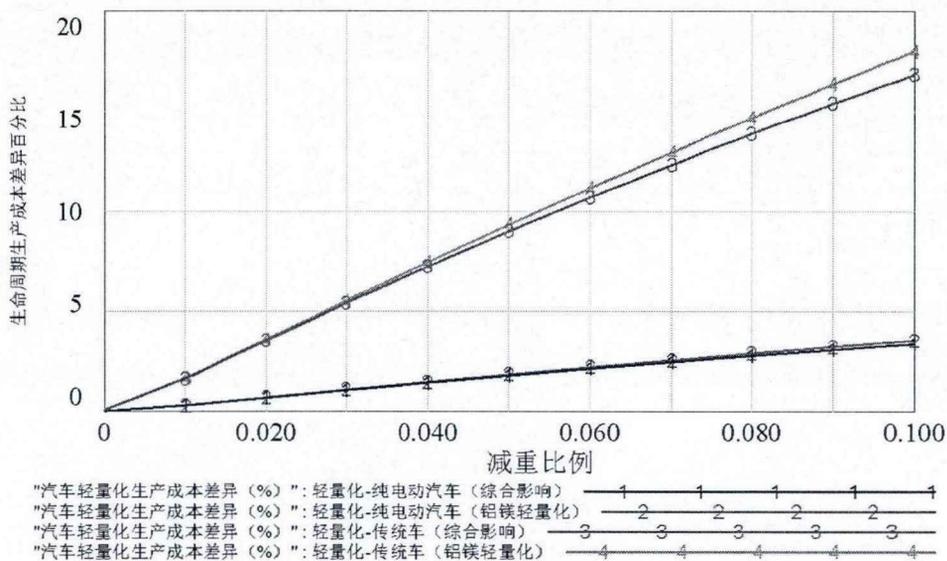


图 5.16 铝镁轻量化生命周期生产成本差异

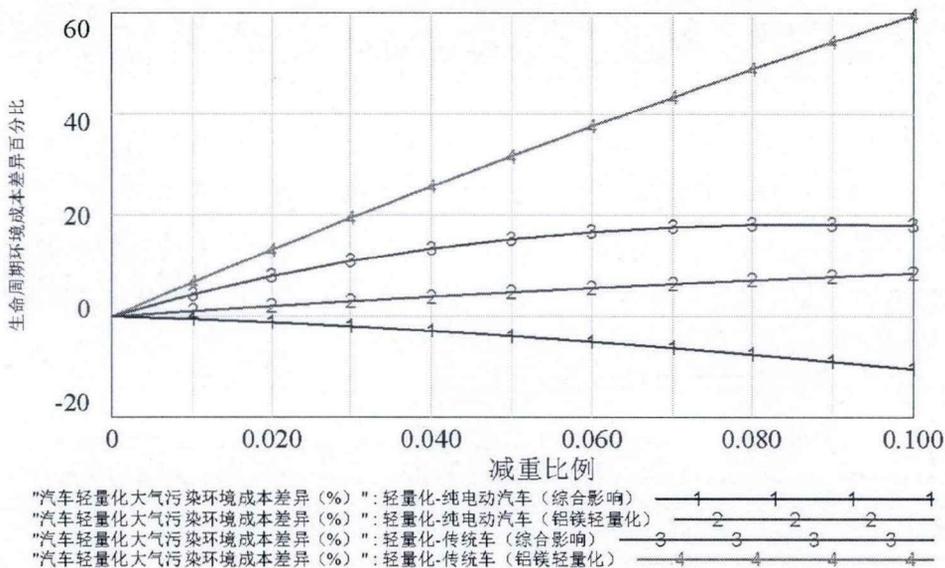


图 5.17 铝镁轻量化生命周期环境成本差异

基于用户视角的生命周期总成本方面，如图 5.18 所示。铝镁轻量化后，纯电动汽车的生命周期总成本逐步下降，当减重 10% 时，生命周期总成本减少了约 3.5%。而传统汽油车生命周期总成本增加的幅度较大，当减重 10% 时，生命周期总成本却增加了约 53%。纯电动汽车尽管增加了一些生产成本，但轻量化还带来了由于电池更换次数的减少使电池更换成本降低，再加上动力电池成本的不断下降以及其它因素的作用，综合导致了生命周期总成本的降低，这将促使消费者购买和使用电动汽车意愿大大增加，从而推动电动汽车的市场化进程。而传统汽油车生命周期总成本却逐步升高，主要原因有两个：一是油价的不断升高，掩盖了轻量化在使用阶段带来的油耗减少的收益；二是生产成本的增加。

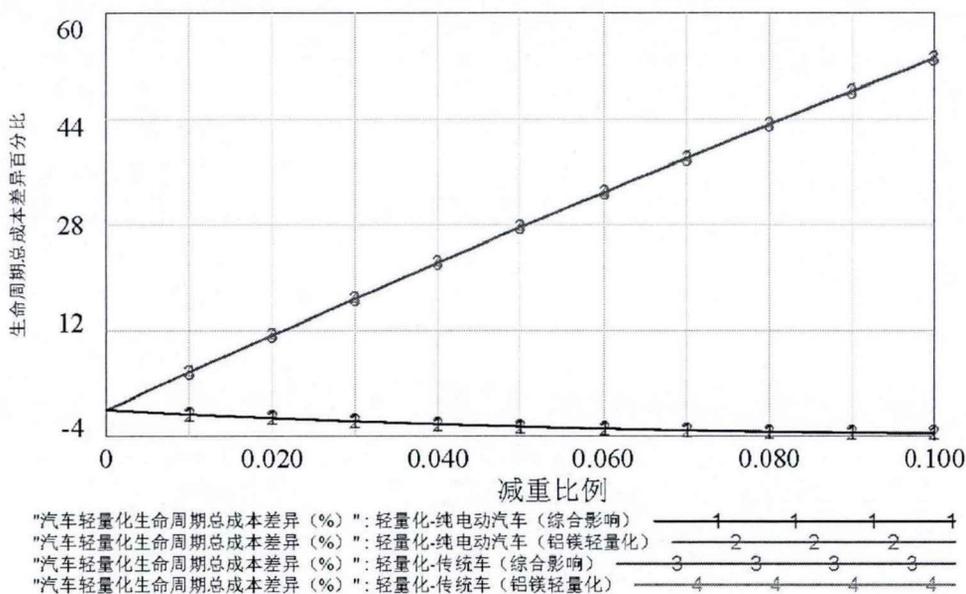


图 5.18 铝镁轻量化生命周期总成本差异

生命周期 GWP 方面，如图 5.19 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，当减重 10% 时，纯电动汽车减少 3.40%，传统汽油车减少 3.86%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果较显著，当减重 10% 时，减幅达到了 15.87%，而传统汽油车只减少 6.58%。

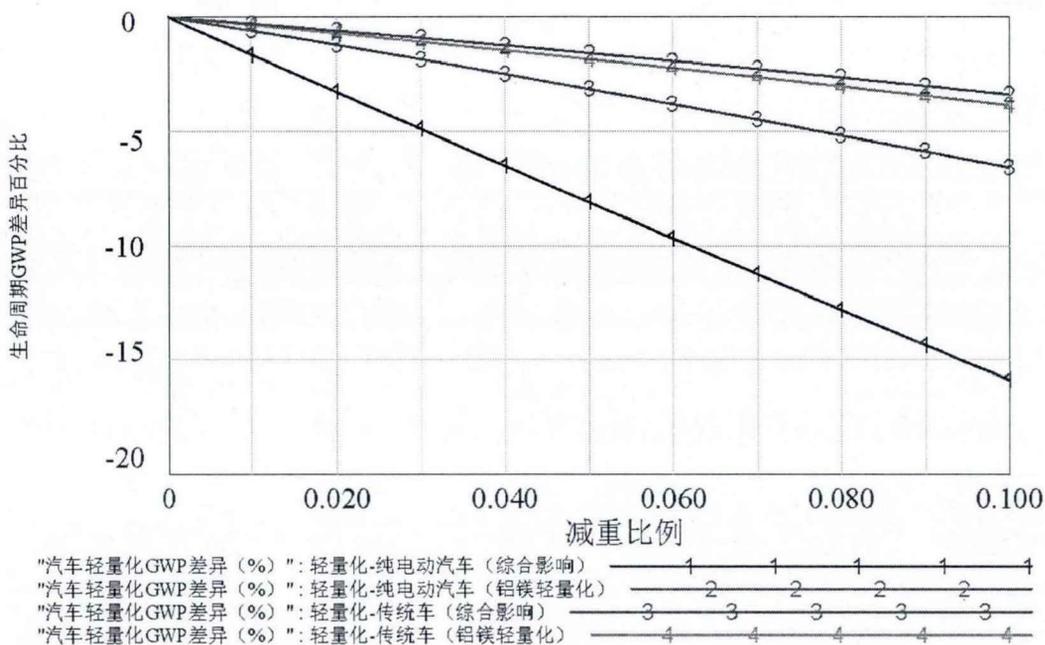


图 5.19 铝镁轻量化全生命周期 GWP 差异

生命周期 HTP 方面，如图 5.20 所示。铝镁轻量化使纯电动汽车的 HTP 逐步下降；而传统汽油车反而升高，主要原因是其生命周期 PM 排放的增加。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，减重 10%时，纯电动汽车 HTP 减少 1.07%，而传统汽油车却增加 23.91%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果较显著，当减重 10%时，减幅达到了 16.19%，而传统汽油车仍增加了 0.21%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 HTP 上优于传统汽油车。

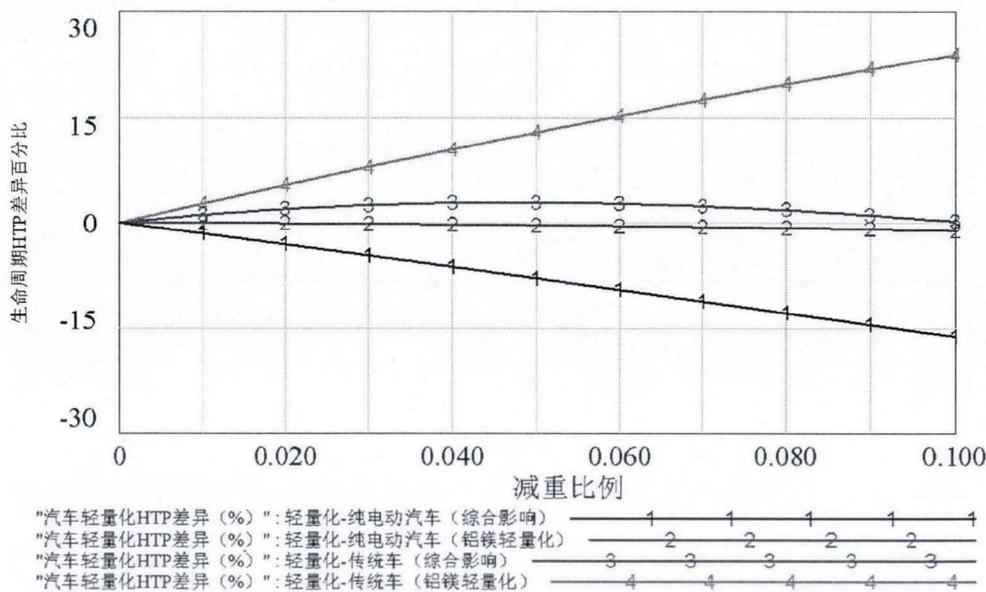


图 5.20 铝镁轻量化全生命周期 HTP 差异

生命周期 POCP 方面，如图 5.21 所示。不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车逐步下降；而传统汽油车则小幅上升，主要原因是其生命周期 CH₄、CO 及 NO_x 排放的增加。当减重 10%时，纯电动汽车 PCOP 减少 1.94%，而传统汽油车却增加 2.21%，可见纯电动汽车轻量化效果较显著。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果更加显著，当减重 10%时，减幅达到了 16.83%，而传统汽油车只减少 7.13%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 POCP 上优于传统汽油车。

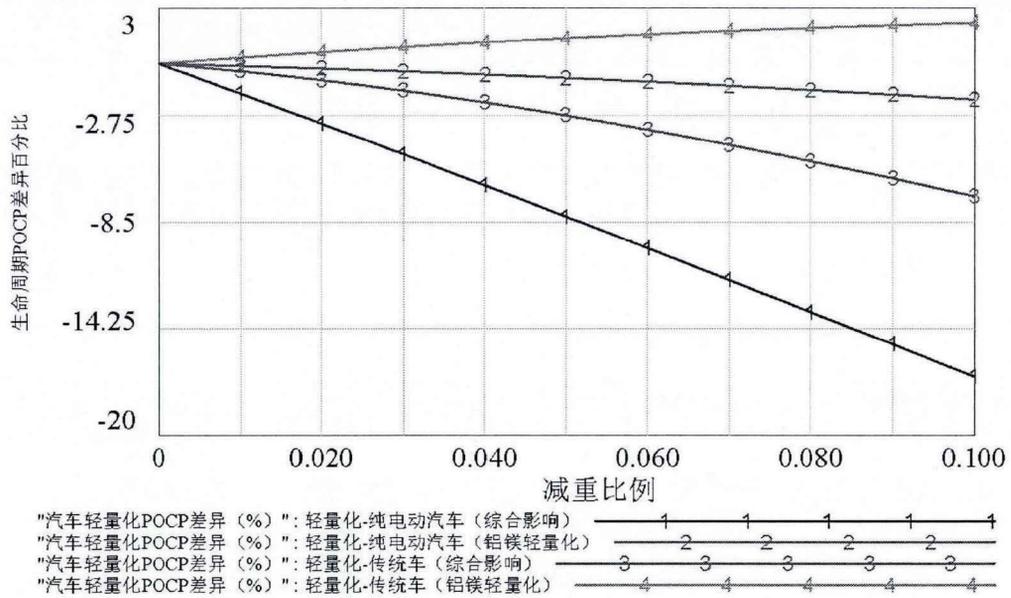


图 5.21 铝镁轻量化全生命周期 POCP 差异

生命周期 AP 方面，如图 5.22 所示。铝镁轻量化均能使纯电动汽车与传统汽油车得到不同程度的下降。其中，不考虑其它因素作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果优于传统汽油车；当减重 10% 时，纯电动汽车 AP 减少 5.76%，而传统汽油车减少 1.04%。若考虑综合影响作用的铝镁轻量化，纯电动汽车的轻量化效果更加显著，当减重 10% 时，减幅高达 19.00%，而传统汽油车只减少 12.18%。综上，纯电动汽车铝镁轻量化效果在 AP 上优于传统汽油车。

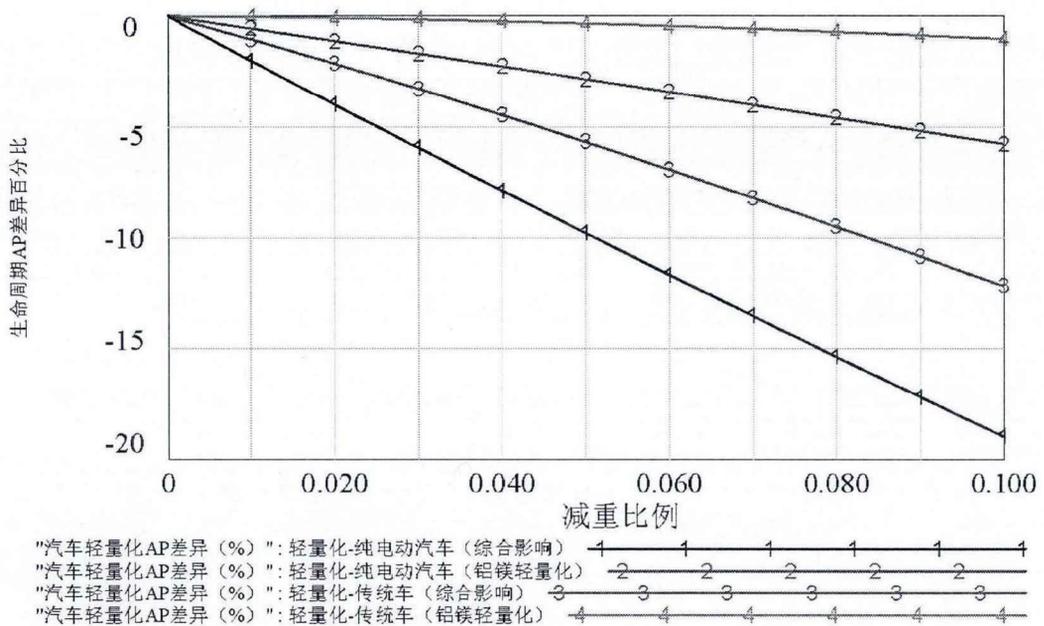


图 5.22 铝镁轻量化全生命周期 AP 差异

以上铝镁轻量化生命周期评价均考虑了回收利用过程，当未考虑回收利用时，纯电动汽车与传统汽车铝镁轻量化（综合影响）的变化情况，如图 5.23 至图 5.28 所示。

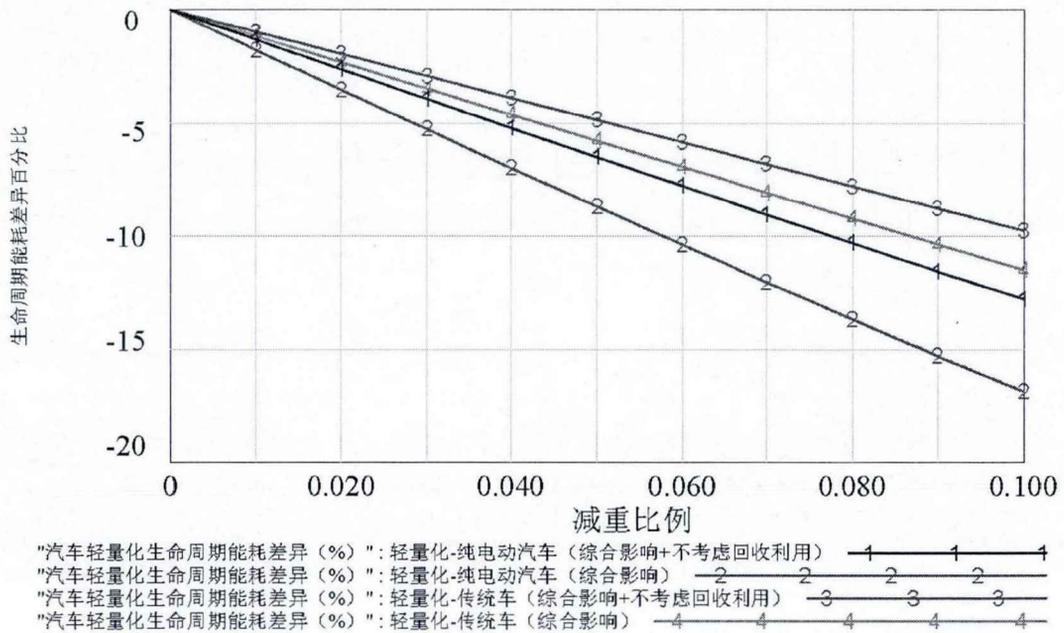


图 5.23 铝镁轻量化全生命周期能耗差异（有无回收利用对比）

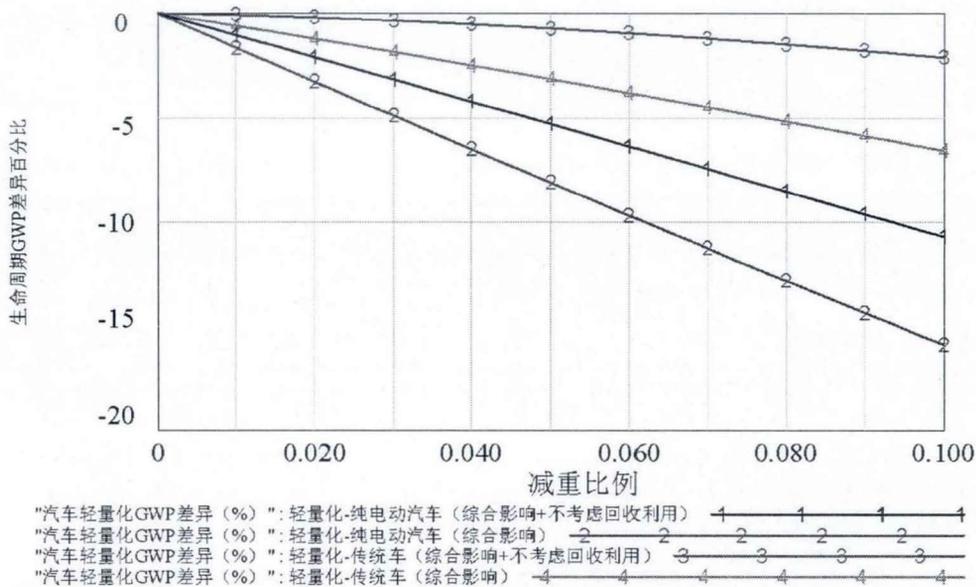


图 5.24 铝镁轻量化全生命周期 GWP 差异（有无回收利用对比）

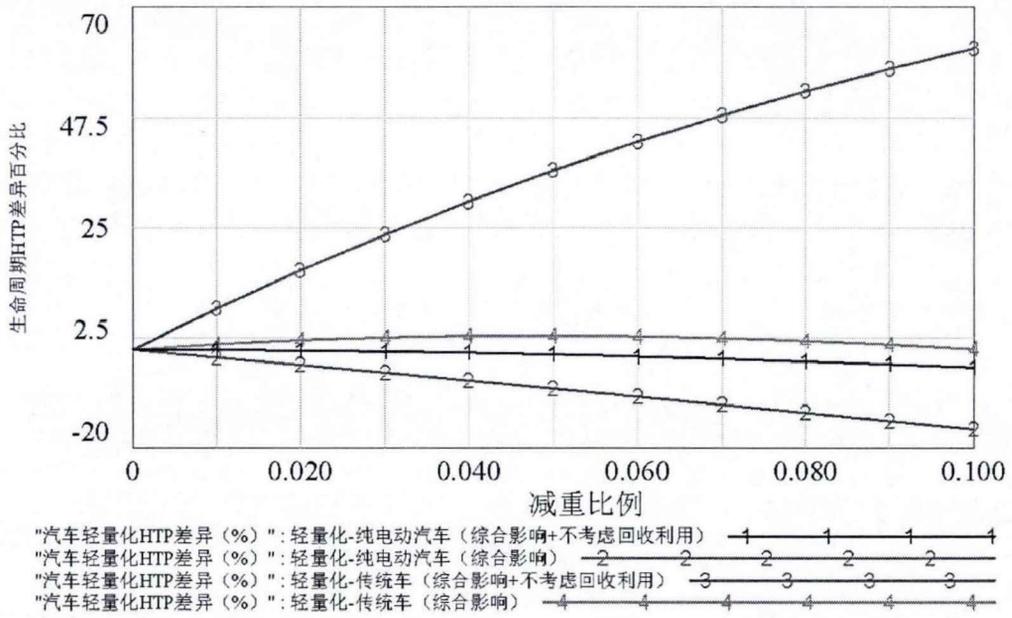


图 5.25 铝镁轻量化全生命周期 HTP 差异（有无回收利用对比）

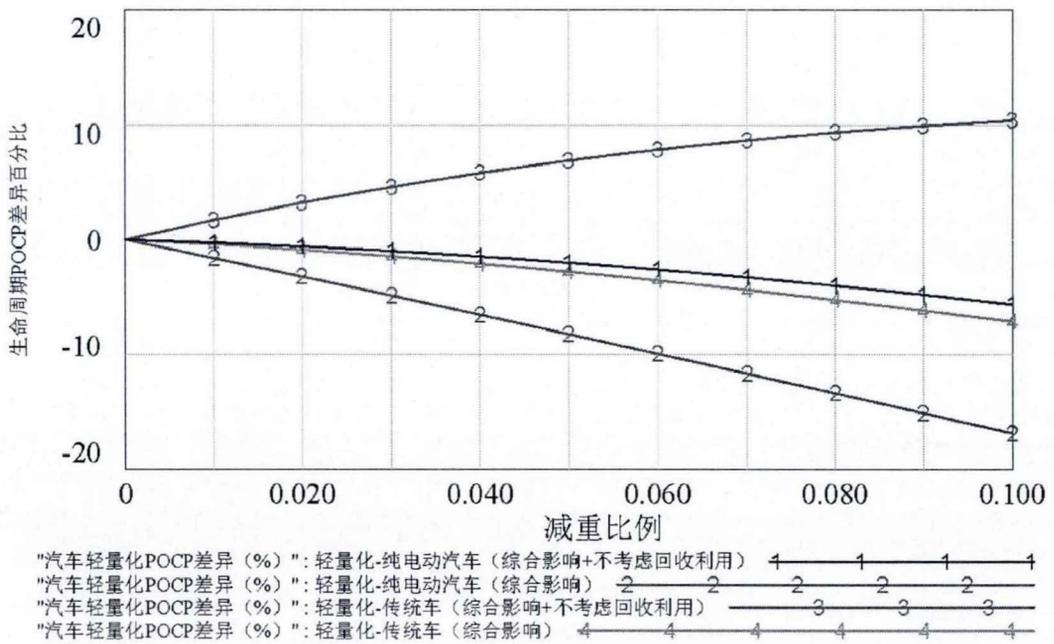


图 5.26 铝镁轻量化全生命周期 POCP 差异（有无回收利用对比）

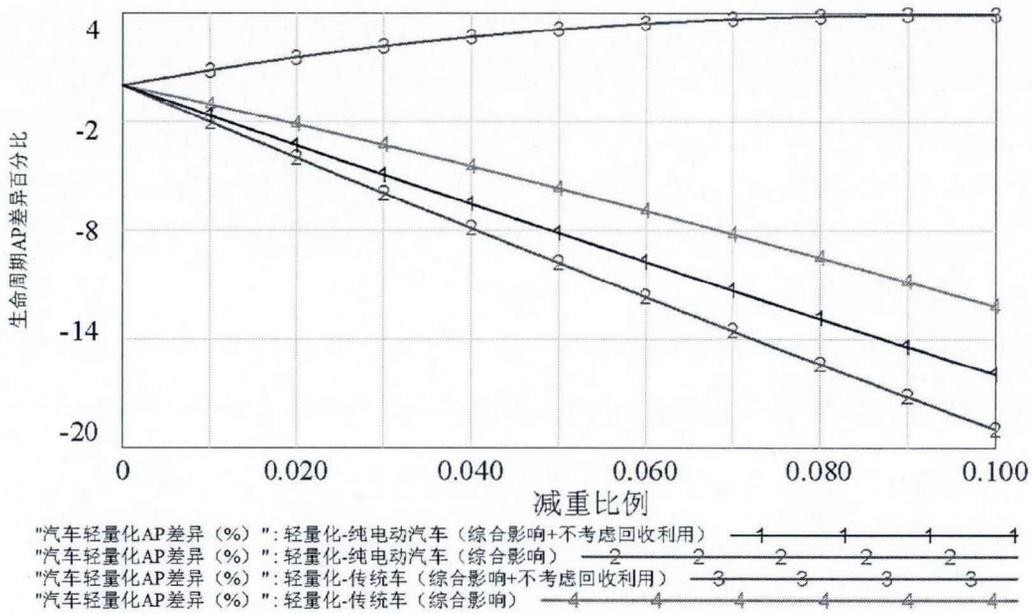


图 5.27 铝镁轻量化全生命周期 AP 差异 (有无回收利用对比)

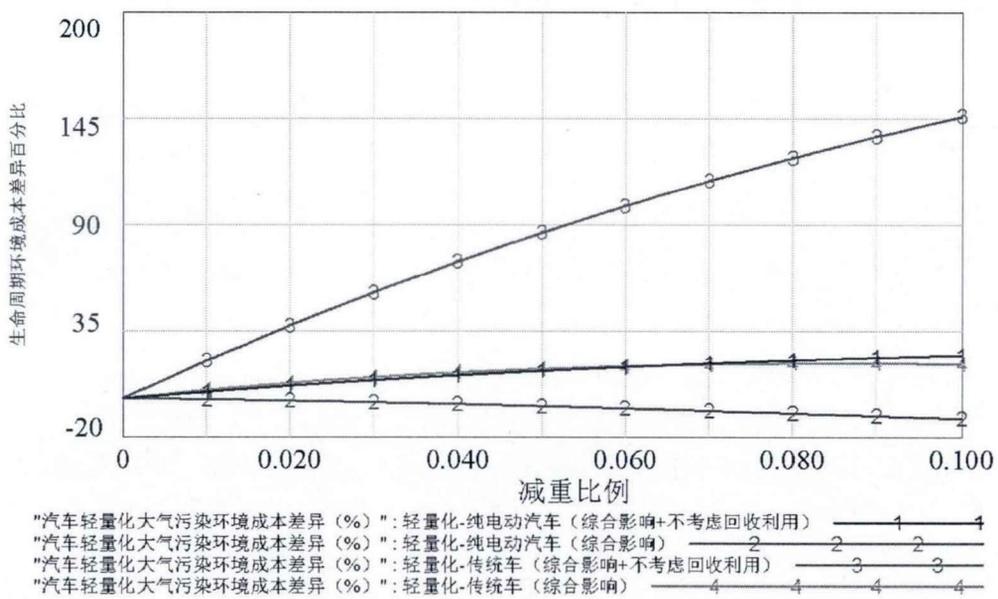


图 5.28 铝镁轻量化全生命周期环境成本差异 (有无回收利用对比)

从上可以看出，不考虑回收利用过程，无论是纯电动汽车还是传统汽油车，各个评价指标均比有考虑回收利用的差。当减重 10% 时，不考虑回收利用，纯电动汽车生命周期能耗降低幅度反弹了 4.1%，传统汽油车反弹了 1.73%；纯电动汽车生命周期 GWP 降低幅度反弹了 5.17%，传统汽油车反弹了 4.46%；纯电动汽车生命周期 HTP 降低幅度反弹了 12.61%，而传统汽油车 HTP 却增加了 61.47%，反弹非常巨大，主要原因是回收利用阶段 PM 排放对整个生命周期的影响较大；纯电动汽车生命周期 POCP 降低幅度反弹了 11.20%，而传统汽油车 POCP 却增加了 10.37%，反弹较

大；纯电动汽车生命周期 AP 降低幅度反弹了 3.02%，传统汽油车 AP 却增加了 3.93%，反弹也较大。

从生命周期环境成本来看（图 5.28），不考虑回收利用，两类车均出现正增长，特别是传统汽油车增加的幅度较大，从原来的 17.98%增加到 145.91%；而纯电动汽车也由原来的-10.41%增加到 22.51%。综上，在汽车产品生命周期中，在追求轻量化的同时也要注意回收利用过程所带来的节能减排效益。

5.3.3 碳纤维轻量化分析与比较

碳纤维轻量化全生命周期能耗、排放变化及与铝镁轻量化对比，如图 5.29 至图 5.37 所示。在生命周期能耗方面，纯电动汽车与传统汽油车的碳纤维轻量化下降的幅度均小于铝镁轻量化。主要原因是碳纤维在材料获取阶段的能耗较高，再加上材料不能回收。碳纤维轻量化生命周期 CO₂、CH₄、SO_x、NMVOC 排放下降的幅度均高于铝镁轻量化，生命周期 N₂O 排放下降的幅度小于铝镁轻量化。碳纤维轻量化生命周期 CO 排放均出现了不同程度的下降，而铝镁轻量化却逐步升高。碳纤维轻量化生命周期 NO_x 排放效果优于各自的铝镁轻量化。生命周期 PM 排放，碳纤维轻量化效果明显优于铝镁轻量化，主要原因是碳纤维在材料获取阶段的 PM 排放大大低于铝镁。

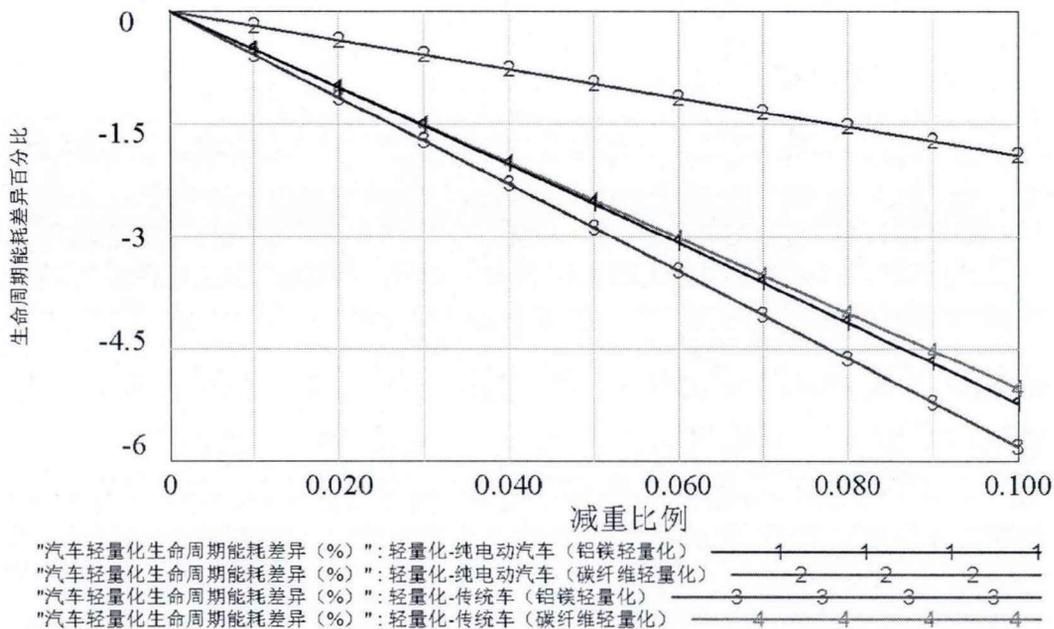


图 5.29 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期能耗差异对比

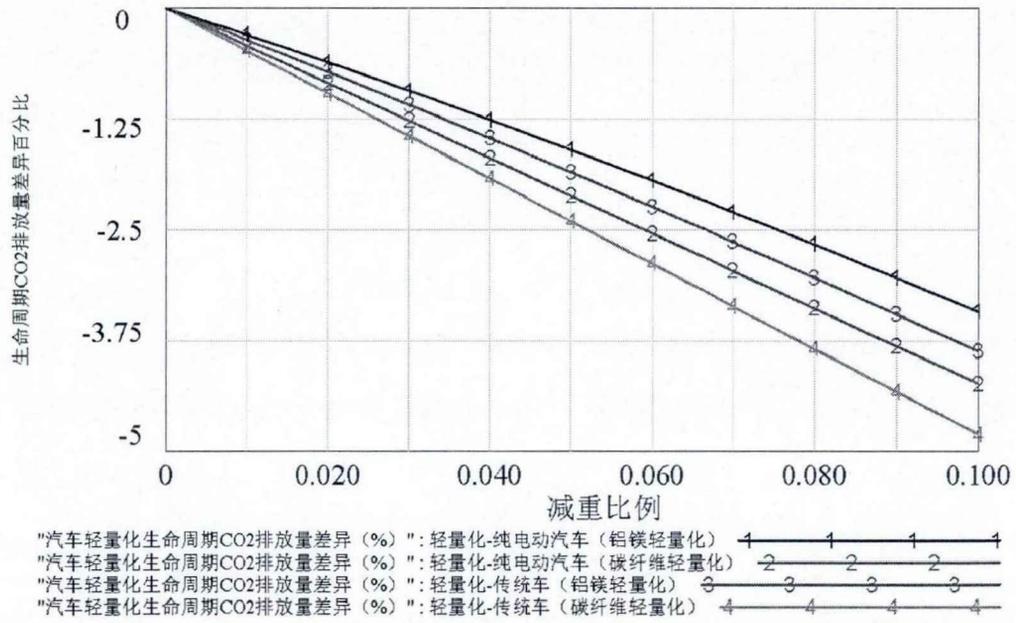


图 5.30 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 CO₂ 排放量差异对比

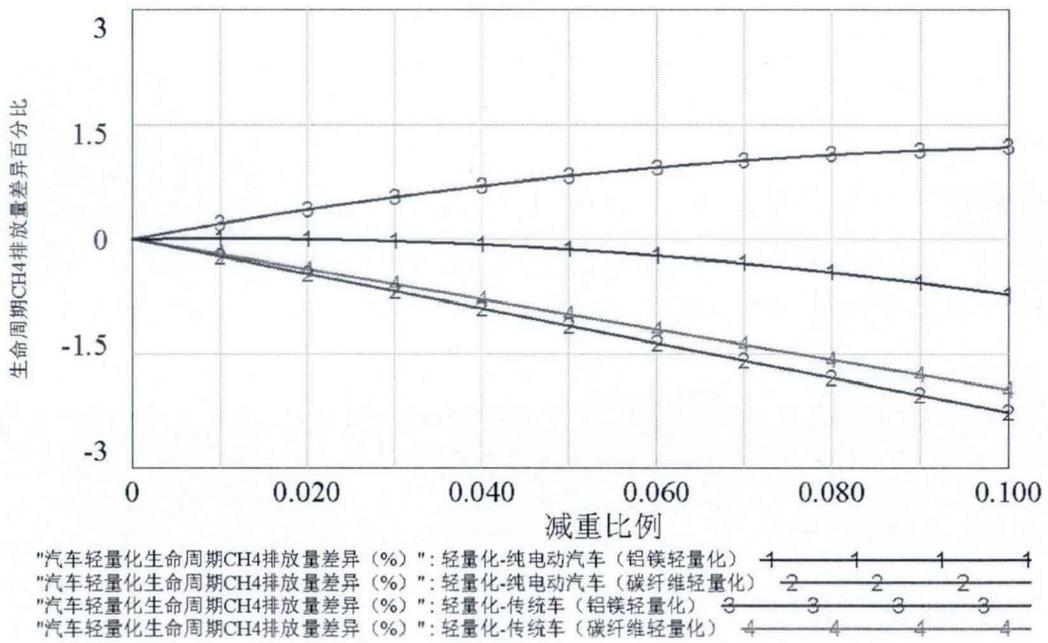


图 5.31 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 CH₄ 排放量差异对比

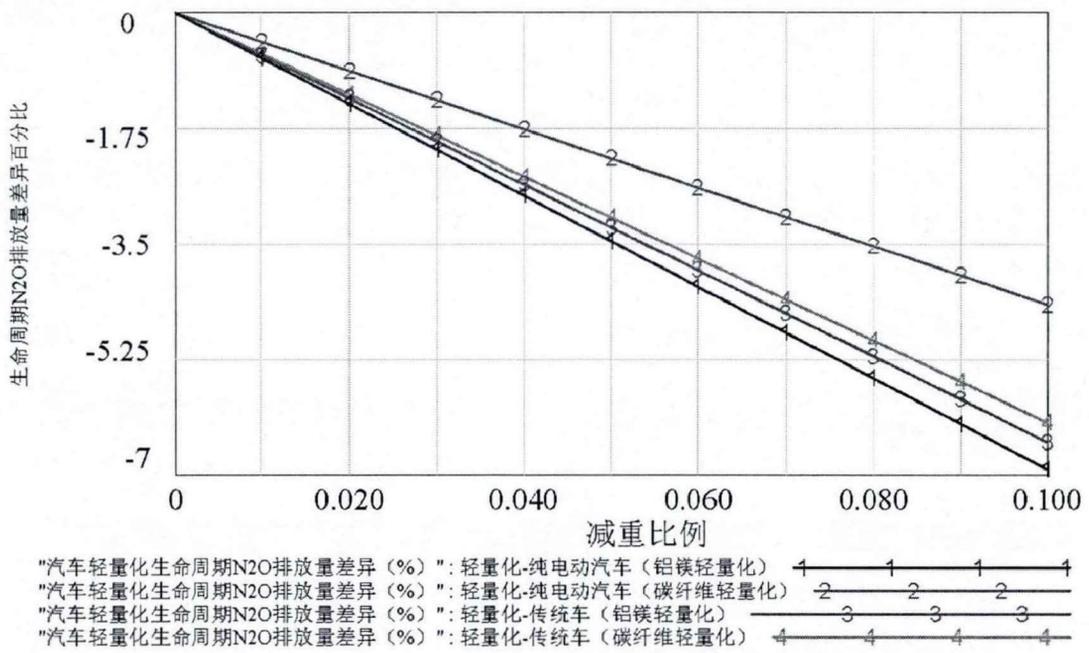


图 5.32 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 N₂O 排放量差异对比

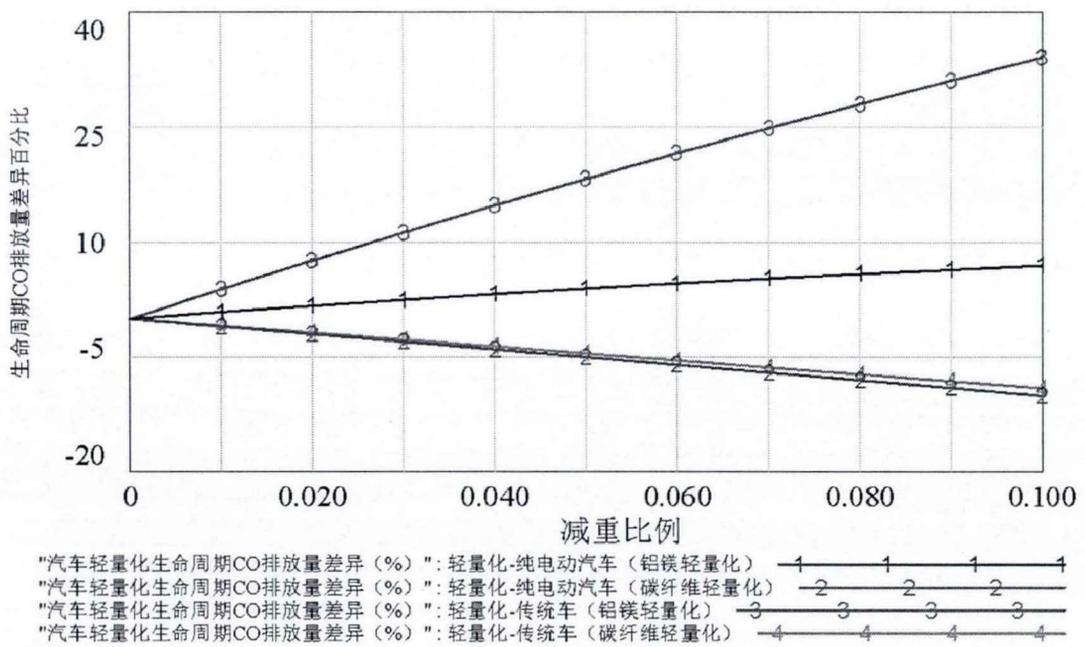


图 5.33 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 CO 排放量差异对比

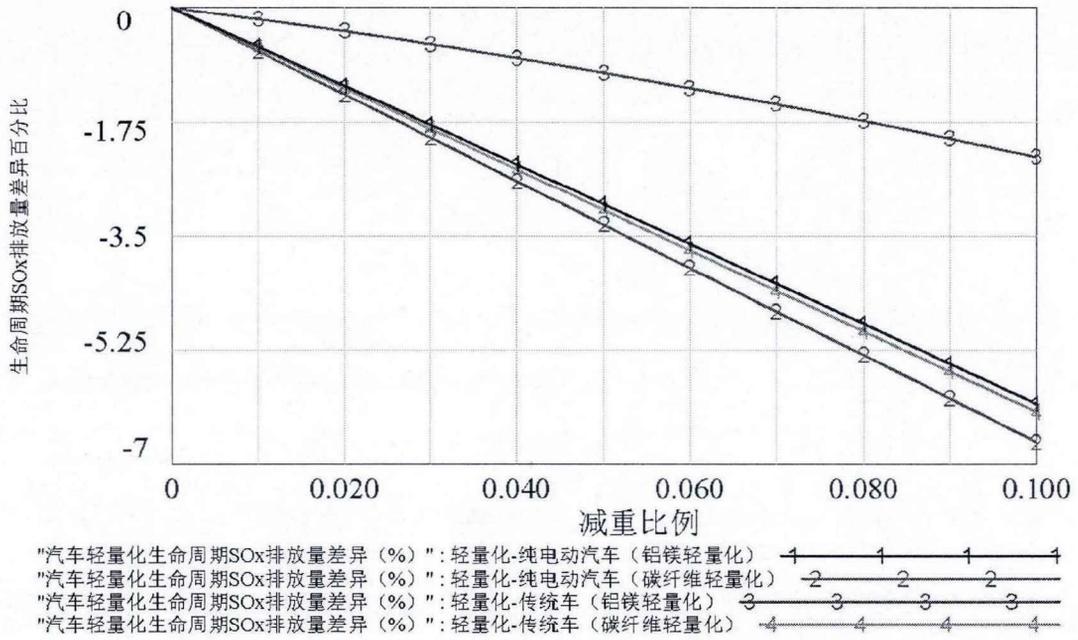


图 5.34 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 SO_x 排放量差异对比

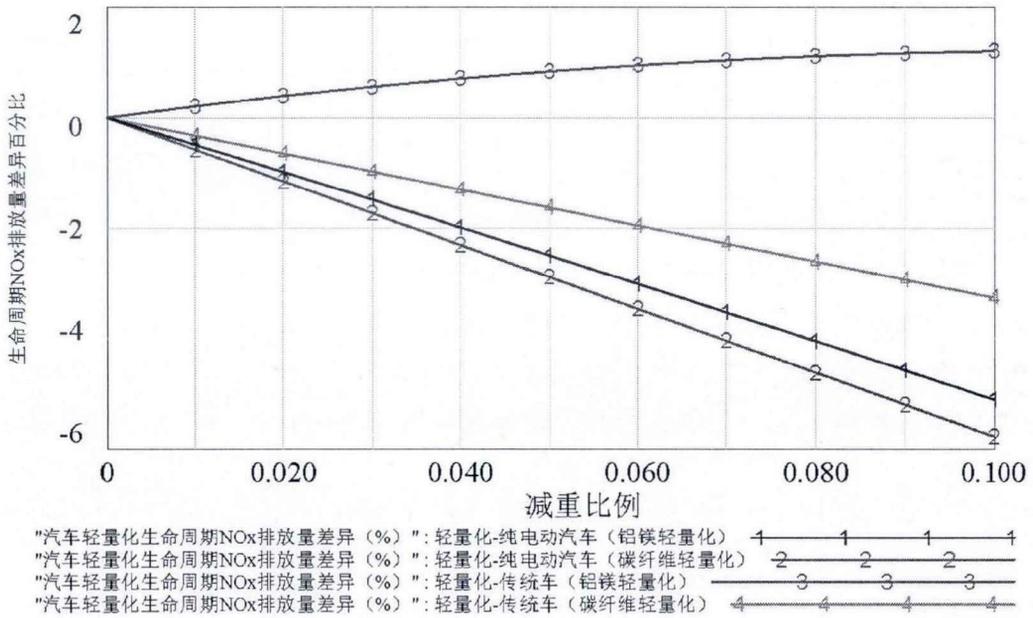


图 5.35 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 NO_x 排放量差异对比

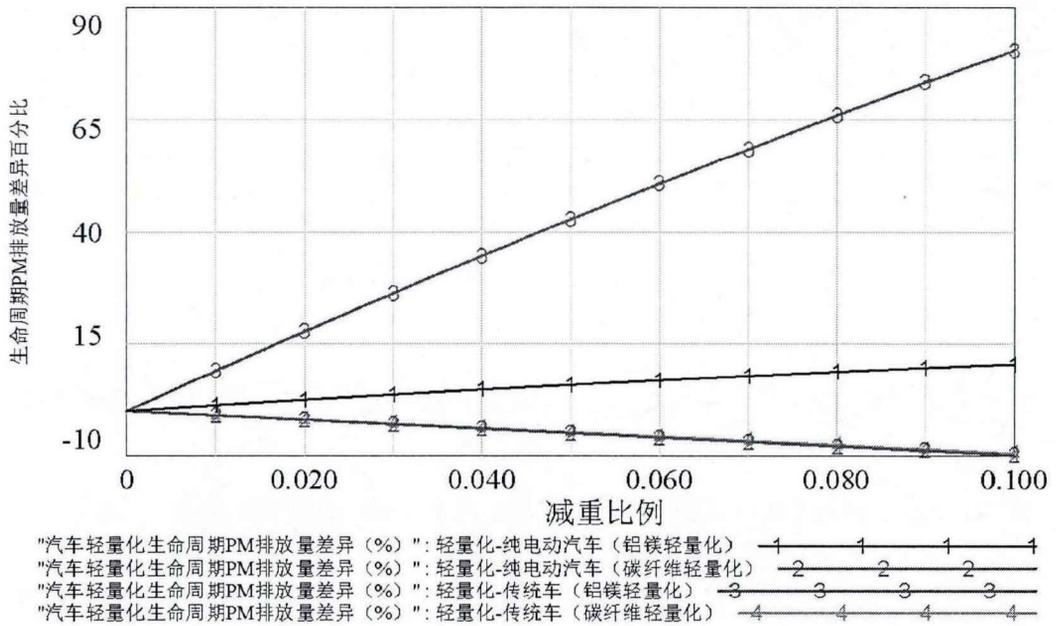


图 5.36 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 PM 排放量差异对比

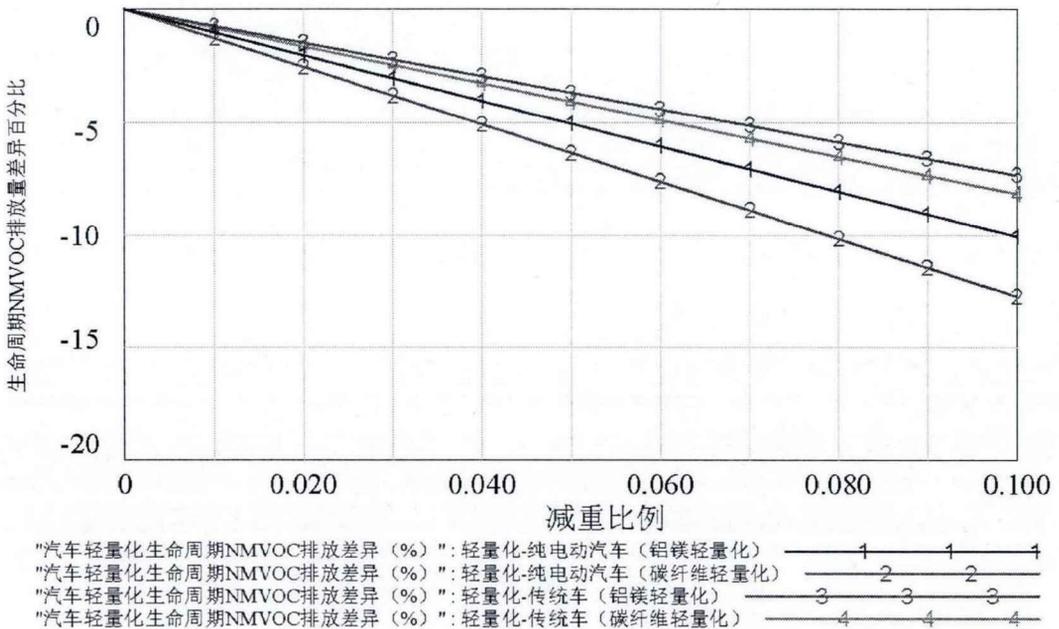


图 5.37 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 NMVOC 排放量差异对比

碳纤维轻量化生命周期成本变化及与铝镁轻量化对比，如图 5.38 至图 5.40 所示。采用碳纤维进行轻量化，由于碳纤维的价格昂贵，导致生产成本大大高于铝镁轻量化。生产成本升高，这部分成本必然转嫁给消费者，从而导致消费者购置成本大大增加。因此，生命周期总成本自然也随之增加。然而，纯电动汽车和传统汽油车的碳纤维轻量化，生命周期环境成本逐步下降，主要原因是 PM 排放大大降低，而 PM 的单位污染

治理成本高且占比较大。因此，若单从环境成本方面看，碳纤维轻量化效果优于铝镁轻量化。

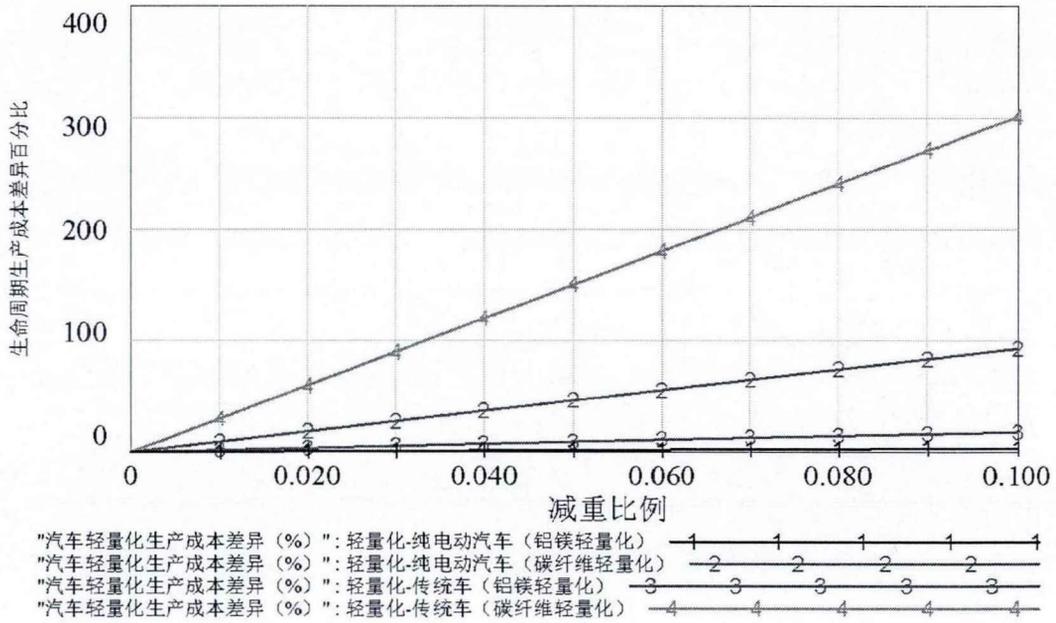


图 5.38 碳纤维轻量化与铝镁轻量化生命周期生产成本差异对比

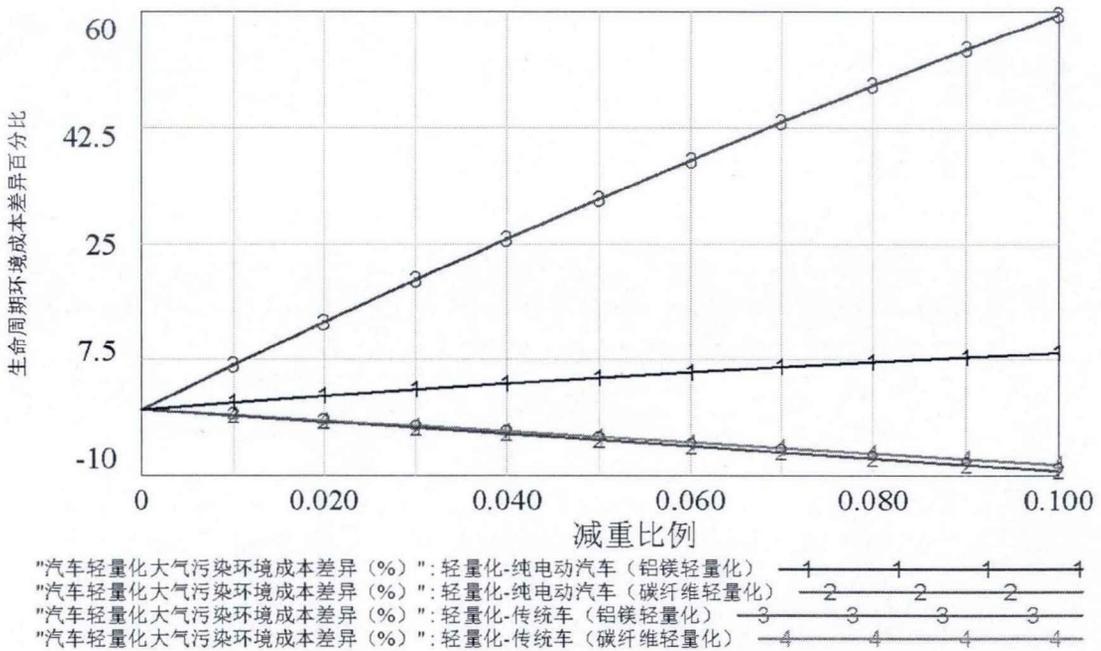


图 5.39 碳纤维轻量化与铝镁轻量化生命周期环境成本差异对比

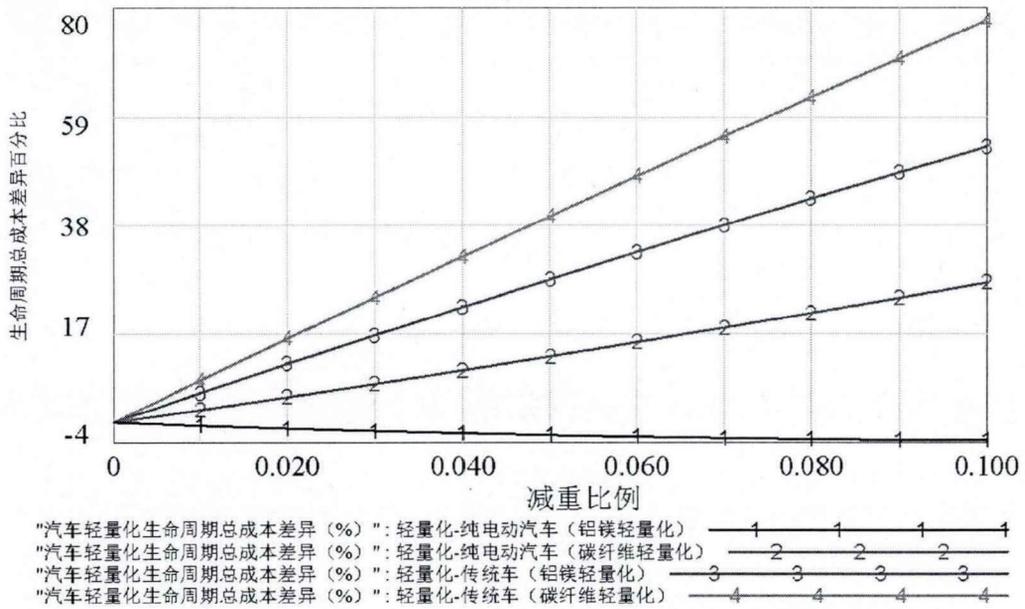


图 5.40 碳纤维轻量化与铝镁轻量化生命周期总成本差异对比

碳纤维轻量化生命周期环境影响评价变化及与铝镁轻量化对比，如图 5.41 至图 5.44 所示。可以看出，纯电动汽车采用碳纤维轻量化，其生命周期 GWP、HTP、POCP、AP 下降的幅度均高于铝镁轻量化。传统汽油车采用碳纤维轻量化，其生命周期 GWP、AP 下降的幅度高于铝镁轻量化；生命周期 HTP、POCP 逐步下降，而铝镁轻量化生命周期 HTP、POCP 则出现升高现象。

综上所述可以看出，碳纤维轻量化在环境影响方面优于铝镁轻量化。未来如果解决好成本、工艺、回收等问题，选择碳纤维进行轻量化是汽车轻量化的一个发展趋势。

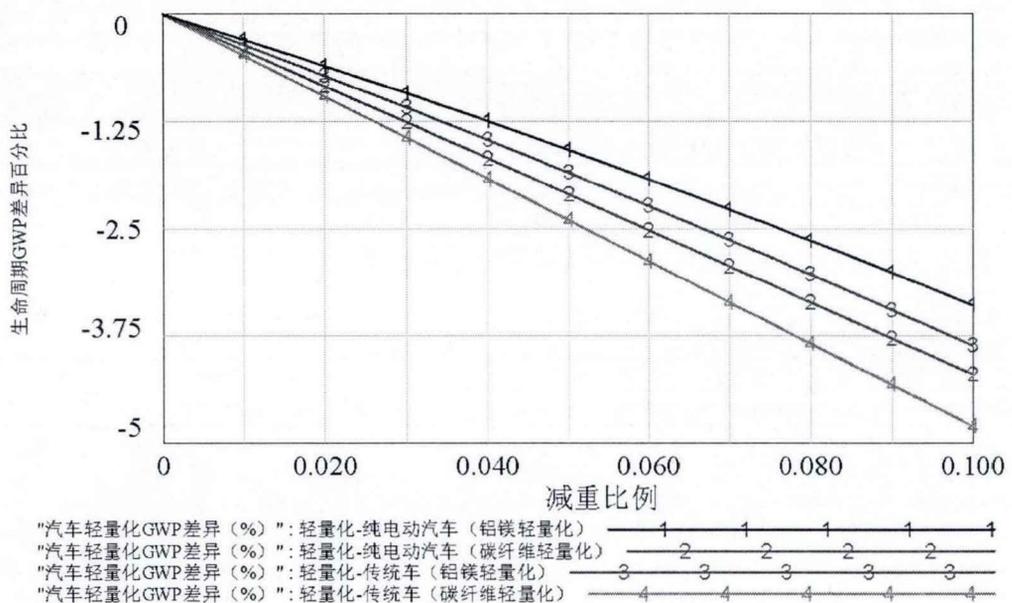


图 5.41 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 GWP 差异对比

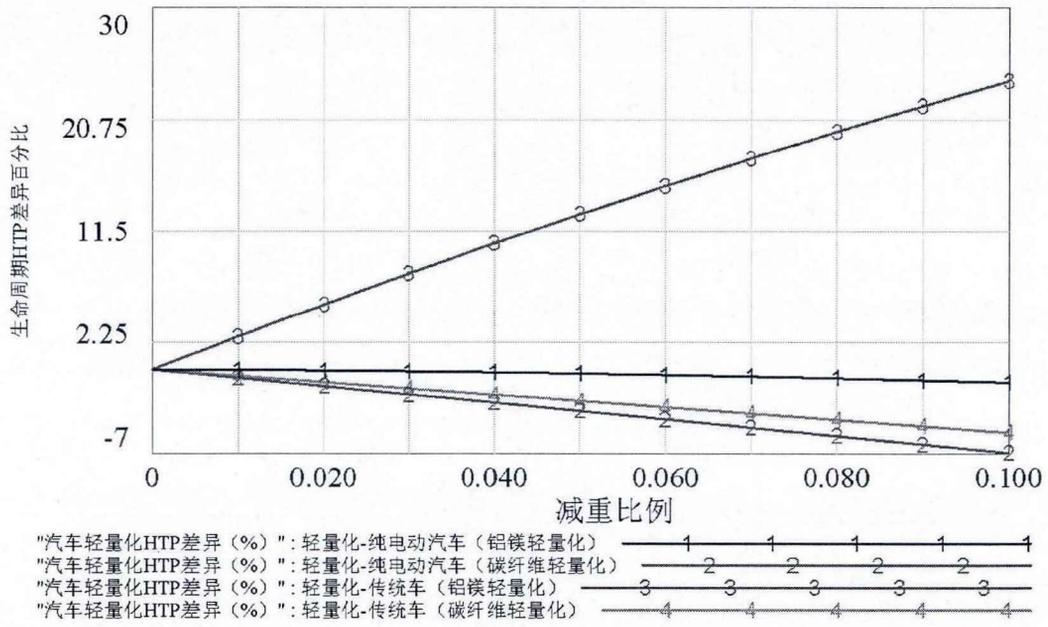


图 5.42 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 HTP 差异对比

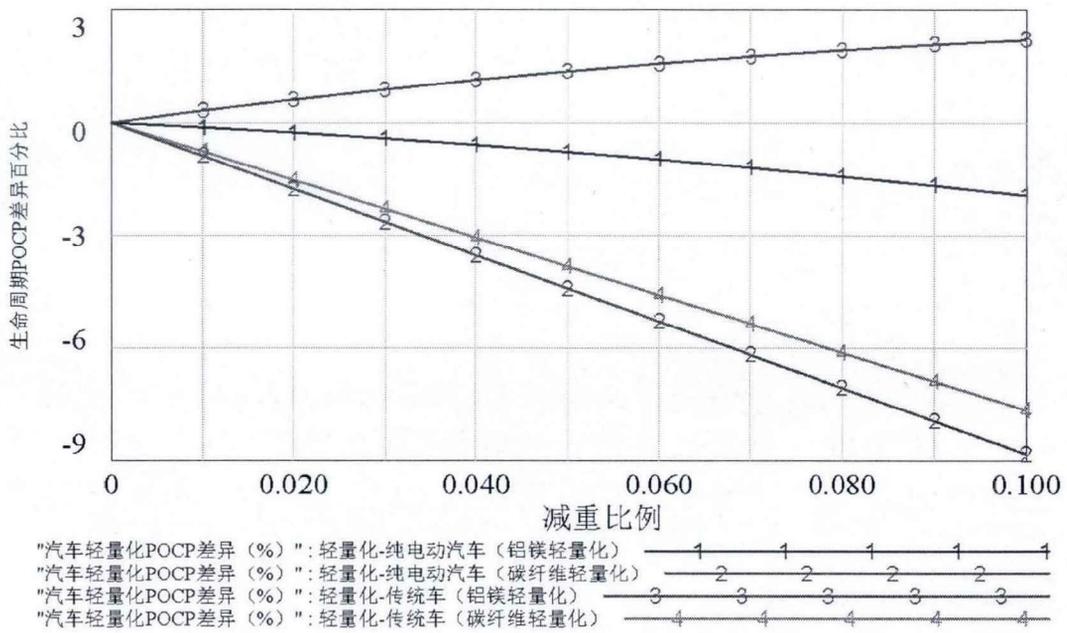


图 5.43 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 POCP 差异对比

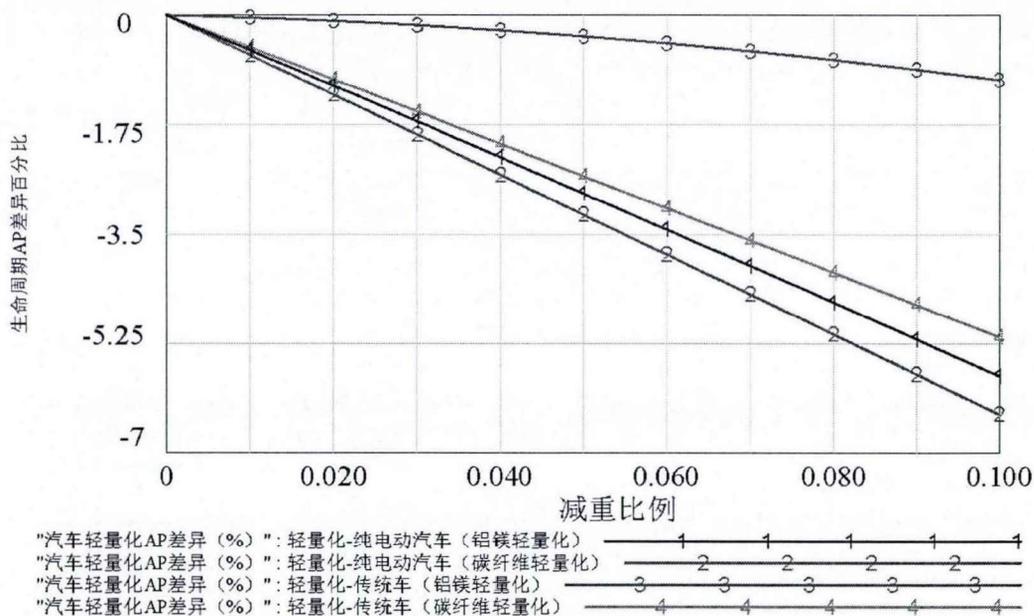


图 5.44 碳纤维轻量化与铝镁轻量化全生命周期 AP 差异对比

5.4 本章小结

在静态模型基础上建立了汽车以铝代钢、以镁代钢进行轻量化的全生命周期评价方程并进行了多目标优化，得到两款车在减重的同时，实现全生命周期能耗、温室效应同时降低而生产成本不增加的目标。通过对四种情景进行系统动态仿真分析，结果表明，当采用铝镁替代钢进行轻量化，并考虑电力生产能耗及排放强度、汽油生产能耗及排放强度等因素动态变化的综合影响作用，纯电动汽车的轻量化效果优于传统汽车。在汽车产品生命周期中，在追求轻量化的同时也要注意回收利用过程所带来的节能减排效益。碳纤维轻量化在生命周期环境影响方面优于铝镁轻量化；但在生命周期能耗方面，碳纤维轻量化下降的幅度小于铝镁轻量化。碳纤维最大的问题是价格昂贵，导致了汽车生产成本和用户的生命周期总成本均大幅升高。但如果解决好成本、工艺等问题，碳纤维在汽车轻量化上的应用前景广阔。

结论与展望

1、主要结论

轻量化是降低汽车能耗，减少尾气排放的最有效措施之一。然而，以往针对汽车产品轻量化的研究大多仅关注使用阶段的能耗与排放差异，难以科学、全面地评价汽车产品轻量化的综合效益。本文在国家自然科学基金项目“汽车全生命周期节能减排评价研究(70973034)”和“面向电动汽车产品的全生命周期 MEP 评价与多目标优化研究(71173072)”的资助下完成，通过对包括采矿、材料加工、零部件与整车的制造装配、报废回收等在内的汽车产品生命周期各个阶段的广泛调研，以海马汽车公司生产的两款纯电动汽车与传统汽油车为实证研究对象，开展了轻量化前后全生命周期综合效益评价的研究工作，取得了一些有价值的研究成果；为汽车产品轻量化及生命周期评价研究提供了新思路和新方法。论文主要研究成果如下：

(1) 建立了通用化的汽车产品全生命周期静态评价模型，既可对不同汽车产品的全生命周期资源、环境及经济性情况综合进行评价，也可对不同阶段单独进行评价

本论文一方面拓展了研究的系统边界，将评价范围覆盖汽车产品全生命周期的 6 个阶段，针对以往研究中较少涉及的报废回收再利用环节，本论文不仅考虑了汽车报废后经预处理、拆解、金属分离等过程的废料回收利用，还考虑了材料加工阶段与零部件加工制造阶段所产生的废料回收利用，并且考虑了回收利用过程的正负效益，从而能够对汽车回收利用的各方面影响进行比较全面的考量；另一方面，本论文所建立的评价模型是一个通用化模型，除了能够评价各类汽车产品全生命周期的综合效益，还可以根据研究需要对汽车产品分阶段（材料获取、材料加工、零部件加工制造、整车装配、使用、回收利用）、分指标进行单独评价，使模型具备广泛的适用性。目前该模型及清单分析所用的配套基础数据库已作为核心算法组件之一，嵌入到本研究团队开发的汽车全生命周期综合评价软件中。

(2) 对汽车产品全生命周期“材料-能耗-排放-成本”进行了多目标优化

目前，生命周期评价基于清单分析和影响评价结果寻找各影响因素

的最优解，以指导产品绿色设计的理论与方法还较为欠缺。本论文在汽车产品全生命周期综合效益静态评价模型的基础上，增加了多目标优化模块，通过建立汽车轻量化以铝代钢、以镁代钢的多目标优化数学模型，分别对所选的纯电动汽车与传统汽油车的“材料-能耗-排放-成本”进行了多目标优化研究。通过计算优化，得到两款车在减重 5% 时，实现全生命周期能耗、温室效应（GWP）同时降低而生产成本不增加的目标。尽管限于主题与篇幅，本论文中针对基于静态评价结果的汽车产品轻量化综合效益的多目标优化这一问题仅做了初步探讨，但该研究对于企业开展汽车轻量化评价和指导绿色设计产生了良好效果。

（3）构建了汽车产品轻量化全生命周期动态评价模型，可在多因素联动变化的复杂环境中开展动态评价，评价结果可为企业、政府提供决策参考

汽车产品本身较为复杂，使用年限也比较长，期间各种内外部因素将不可避免地发生变化（如电力结构、燃油生产的能耗和排放强度、动力电池价格、能源价格等），因此，静态评价得出的结果在较长时间维度上的准确性难以保障，其价值也就将大大降低。本论文基于系统动力学理论，在深入挖掘各变量之间的相互作用机理的基础上，经充分论证，建立了多个子系统流图，确定了各数理方程，在此基础上构建了汽车产品轻量化全生命周期动态评价模型。并通过该模型，对所选的两款车分别在铝镁轻量化、碳纤维轻量化、各影响因素动态变化综合作用以及有无回收利用等四种情景进行了动态仿真对比分析，得出了一系列有价值的评价结果。该动态评价不仅为企业的轻量化技术选择路径、制定汽车轻量化评价标准提供了参考，还可为国家出台相关政策提供决策依据。

2、进一步的研究展望

汽车生命周期评价相关研究实质上是一项涉及多因素、多目标的复杂系统工程。本文基于社会视角，考虑外部环境因素的动态变化，从材料、能耗、排放、成本、环境影响评价几个方面考虑其全生命周期综合绩效问题。基于本论文现有的研究基础，未来有望进一步开展的研究工作有：

（1）增加对更多轻量化材料特别是各种复合材料的评估，进一步研究采用结构优化设计、先进制造工艺的轻量化技术所带来的能耗排放综合效果。此外，环境影响类型可进一步进行扩展，如增加固体、液体废弃物的评价，并进行归一化评价，以更全面地反映轻量化的综合效益。

（2）在利用静态评价结果进行多目标优化以指导产品设计方面，本

文考虑了采用“铝代钢”、“镁代钢”进行轻量化的全生命周期能耗、GWP及生产成本三个目标，未来可根据不同企业的实际需求，针对不同的轻量化目标，选择不同的设计变量进行更深入的多目标优化研究。

(3) 基于本模型的通用性，未来可通过评价各类新能源汽车（包括乘用车和商用车）、替代燃料汽车等，得出更全面的评价结果。然后，在此基础上增加不同政策组合、电力生产结构、电池技术进步等各种情景分析和政策模拟，为企业制定技术发展战略和政府制定相关政策等提供决策支持。

参考文献

- [1]范亚丽,张鹏.美国汽车产品生态设计评价现状及经验借鉴.汽车工业研究,2013,(4):21-25
- [2]冯飞.中国车用能源战略研究.北京:清华大学产业发展与环境治理研究中心,2012
- [3]杨沿平,唐杰,胡纾寒.我国汽车节能思考.北京:机械工业出版社,2010
- [4]张宁.汽车小型化与轻量化.见:2011 中国汽车工程学会年会论文集.北京,2011
- [5]Robert G,William E,Franklin.LCA-How it came about-Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. Int J LCA,1996,1(1):4-7
- [6]邓南圣,王小兵.生命周期评价.北京:化学工业出版社,2003
- [7]方海峰.面向循环经济的汽车产品回收利用若干问题研究:[湖南大学博士学位论文].长沙:湖南大学,2009
- [8]International Organization for Standardization.ISO14040-2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.2006
- [9]International Organization for Standardization.ISO14044-2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.2006
- [10]任玉珑,朱丽娜,韩唯健等.柴油车生命周期的 3E 评价.生态经济,2005,(5):82-86
- [11]段宁,程胜高.生命周期评价方法体系及其对比分析.安徽农业科学,2008,36(32):13923-13925,14049
- [12]徐建全.生命周期评价(LCA)及其在汽车上的应用.机电技术,2011,34(5):143-146
- [13]Wu M, Wu Y, Wang M. Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass: A fuel life cycle assessment. Biotechnology Progress, 2006,22(4):1012-1024
- [14]Nigge K. Generic spatial classes for human health impacts -Application in an Life Cycle Assessment of Natural Gas Vehicles.

Int J LCA, 2001, 6(6) :334-338

[15]Finkbeiner M, Hoffmann R, Ruhland K. Application of Life Cycle Assessment for the Environmental Certificate of the Mercedes-Benz S-Class. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2006, 11(4) :240-246

[16]Muñoz I, Rieradevall J, Domènech X, et al. Using LCA to Assess Eco-design in the Automotive Sector: Case Study of a Polyolefinic Door Panel. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2006, 11(5) :323-334

[17]Spielmann M, Althaus H J. Can a prolonged use of a passenger car reduce environmental burdens? Life Cycle analysis of Swiss passenger cars. Journal of Cleaner Production, 2007, 15(11-12) : 1122-1134

[18]Sullivan J L, Burnham A, Wang M Q. Model for the Part Manufacturing and Vehicle Assembly Component of the Vehicle Life Cycle Inventory. Journal of Industrial Ecology, 2013, 17(1) :143-153

[19]McCleese D L, LaPuma P T. Using Monte Carlo simulation in life cycle assessment for electric and internal combustion vehicles. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2002, 7(4) :230-236

[20]Maclean H L, Lave L B. Life Cycle Assessment of Automobile/Fuel Options. Environmental Science & Technology, 2003, 37(23) :5445-5452

[21]Maclean H L, Lave L B. Evaluating automobile fuel/propulsion system technologies. Progress in Energy and Combustion Science, 2003, 29(1) :1-69

[22]Boureima F S, Messagie M, Matheys J, et al. Comparative LCA of electric, hybrid, LPG and gasoline cars in Belgian context. World Electric Vehicle Journal, 2009, 3(1) :1-8

[23]Jaramillo P, Samaras C, Wakeley H, et al. Greenhouse gas implications of using coal for transportation: Life cycle assessment of coal-to-liquids, plug-in hybrids, and hydrogen pathways. Energy Policy, 2009, 37(7) :2689-2695

[24]Samaras C, Meisterling K. Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Plug-in Hybrid Vehicles: Implications for Policy. Environmental Science & Technology, 2008, 42(9) :3170-3176

- [25]Messagie M , Boureima F, Matheys J,et al. Environmental performance of a battery electric vehicle: A descriptive Life Cycle Assessment approach. World Electric Vehicle Journal, 2010,4 (1):782-786
- [26]Cooney G A. Life Cycle Assessment of Diesel and Electric Public Transportation Buses:[dissertation]. Nittany Valley: Pennsylvania State University, 2011
- [27]Messagie M, Boureima F, Matheys J, et al. Life cycle assessment of conventional and alternative small passenger vehicles in Belgium. In: IEEE Vehicle Power and Propulsion Conference(VPPC). Lille, 2010
- [28]Georgakellos D, Polychronidou E, Florou C. The carbon dioxide life cycle footprint of battery-powered electric vehicles using electricity from biomass-fired power plants in Greece. International Journal of Energy, 2012, 6(2):81-88
- [29]Kärnä P. Carbon footprint of the raw materials of an urban transit bus Case study: Diesel, Hybrid, Electric and Converted Electric Bus:[dissertation]. Lahti: Lahti University of Applied Sciences, 2012
- [30]Szczechowicz E, Dederichs T, Schnettler A. Regional assessment of local emissions of electric vehicles using traffic simulations for a use case in Germany. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2012, 17(9):1131-1141
- [31]Hawkins T R, Singh B, Majeau-Bettez G, et al. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. Journal of Industrial Ecology, 2013, 17(1):53-64
- [32]Faria R, Moura P, Almeida J D. A sustainability assessment of electric vehicles as a personal mobility system. Energy Conversion and Management, 2012, 61(9):19-30
- [33]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. Energy Policy, 2013, 58(7):358-370
- [34]Sharma R, Manzie C, Bessede M, et al. Conventional, hybrid and electric vehicles for Australian driving conditions. Part 2: Life

cycle CO₂-e emissions. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 2013, 28(1):63-73

[35] Lucas A, Silva C A, Neto R C. Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles. *Energy Policy*, 2012, 41(2):537-547

[36] Lucas A, Neto R C, Silva C A. Impact of energy supply infrastructure in life cycle analysis of hydrogen and electric systems applied to the Portuguese transportation sector. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2012, 37(15): 10973-10985

[37] Ma H, Balthasar F, Tait N, et al. A new comparison between the life cycle greenhouse gas emissions of battery electric vehicles and internal combustion vehicles. *Energy Policy*, 2012, 44(5):160-173

[38] 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. *Journal of Industrial Ecology*, 2012, 16(5):761-773

[39] Matheys J, Timmermans J, Autenboer W V, et al. Comparison of the environmental impact of five electric vehicle battery technologies using LCA. In: *Proceedings of LCE2006*. Leuven, 2006, 97-102

[40] Zackrisson M, Avellán L, Orlenius J. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles- Critical issues. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18(15):1519-1529

[41] Cicconi P, Landi D, Morbidoni A, et al. Feasibility analysis of second life applications for Li-Ion cells used in electric powertrain using environmental indicators. In: *2nd IEEE ENERGYCON Conference & Exhibition/Sustainable Transportation Systems Symp.* Florence, 2012, 985-990

[42] Stamp A, Lang D J, Wäger P A. Environmental impacts of a transition toward e-mobility: the present and future role of lithium carbonate production. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 23(1):104-112

[43] Sullivan J L, Gaines L. Status of life cycle inventories for

batteries. *Energy Conversion and Management*, 2012, 58(6):134-148

[44]Ally J, Pryor T. Life-cycle assessment of diesel, natural gas and hydrogen fuel cell bus transportation systems. *Journal of Power Sources*, 2007, 170(2):401-411

[45]Hussain M M, Dincer I, Li X. A preliminary life cycle assessment of PEM fuel cell powered automobiles. *Applied Thermal Engineering*, 2007, 27(13):2294-2299

[46]Wagner U, Eckl R, Tzscheutschler P. Energetic life cycle assessment of fuel cell powertrain systems and alternative fuels in Germany. *Energy*, 2006, 31(14):3062-3075

[47]Schafer A, Heywood J B, Weiss M A. Future fuel internal combustion engine automobile technologies: A 25-year life fleet impact assessment. *Energy*, 2006, 31(12):2064-2087

[48]Granovskii M, Dincer I, Rosen M. Life cycle assessment of hydrogen fuel cell and gasoline vehicles. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2006, 31(3):337-352

[49]Baptista P, Ribau J, Bravo J, et al. Fuel cell hybrid taxi life cycle analysis. *Energy Policy*, 2011, 39(9):4683-4691

[50]Zamel N, Li X G. Life cycle analysis of vehicles powered by a fuel cell and by internal combustion engine for Canada. *Journal of Power Sources*, 2006, 155(2):297-310

[51]Campanari S, Manzolini G, Iglesia F G. Energy analysis of electric vehicles using batteries or fuel cells through well-to-wheel driving cycle simulations. *Journal of Power Sources*, 2009, 186(2):464-477

[52]Bartolozzi I, Rizzi F, Frey M. Comparison between hydrogen and electric vehicles by life cycle assessment: A case study in Tuscany, Italy. *Applied Energy*. 2013, 101(1):103-111

[53]Baptista P, Tomás M, Silva C. Plug-in hybrid fuel cell vehicles market penetration scenarios. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2010, 35(18):10024-10030

[54]Hwang J J. Sustainability study of hydrogen pathways for fuel cell vehicle applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2013, 19(1):220-229

[55]Castro M B, Remmerswaal J A, Reuter M A. Life cycle impact

assessment of the average passenger vehicle in the Netherlands. *Int J LCA*, 2003, 8(5):297-304

[56] Sawyer-Beaulieu S S, Tam E K. Applying Life Cycle Assessment (LCA) to North American End-of-Life Vehicle (ELV) Management Processes. SAE, 2005:1-11

[57] Tonn B E, Schexnayder S M, Peretz J H, et al. An assessment of waste issues associated with the production of new, lightweight, fuel-efficient vehicles. *Journal of Cleaner Production*, 2003, 11(7):753-765

[58] Witik R A, Teuscher R, Michaud V, et al. Carbon fibre reinforced composite waste: An environmental assessment of recycling, energy recovery and landfilling. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 2013, 49:89-99

[59] Joshi S. Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology*, 2000, 3(2&3):95-120

[60] Schmidt W P, Butt F. Life Cycle Tools within Ford of Europe's Product Sustainability Index: Case Study Ford S-MAX & Ford Galaxy. *Int J LCA*, 2006, 11(5):315-322

[61] Matheys J, Autenboer W V, Timmermans J M, et al. Influence of functional unit on the life cycle assessment of traction batteries. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 12(3):191-196

[62] Mitropoulos L K, Prevedouros P D. Sustainability framework for the life cycle assessment of light-duty vehicles. In: *Proceedings of the 11th International Conference of Chinese Transportation Professionals*. Nanjing, 2011, 4407-4419

[63] Rathod G, Vinodh S, Madhyasta U R. Integration of ECQFD and LCA for enabling sustainable product design in an electric vehicle manufacturing organisation. *International Journal of Sustainable Engineering*, 2011, 4(3):202-214

[64] Yu M, Kim Y. Development of Environmental Assessment System of Vehicle. In: *Proceedings of the FISITA 2012 World Automotive Congress*. Beijing, 2012, 1151-1160

[65] Frischknecht R, Flury K. Life cycle assessment of electric

mobility: answers and challenges. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2011, 16(7):691-695

[66] Patterson J, Alexander M, Gurr A. Preparing for a Life Cycle CO₂ Measure - A report to inform the debate by identifying and establishing the viability of assessing a vehicle's life cycle CO₂e footprint. London: Low Carbon Vehicle Partnership, 2011

[67] Cluzel C, Douglas C. Cost and performance of EV batteries. London: The Committee on Climate Change, 2012

[68] Cenex. Investigation into the Scope for the Transport Sector to Switch to Electric Vehicles and Plug-in Hybrid Vehicles. London: Department for Business Enterprise and Regulatory Reform, 2008

[69] EU powertrain coalition, McKinsey & Company. The role of Battery Electric Vehicles, Plug-in Hybrids and Fuel Cell Electric Vehicles. 2010

[70] International Energy Agency. Transport, Energy and CO₂- Moving Towards Sustainability. Paris: IEA, 2009

[71] Thomas C E. Fuel Cell and Battery Electric Vehicles Compared. International Journal of Hydrogen Energy, 2009, 34(15):6005-6020

[72] The National Hydrogen Association. The Energy Evolution: an analysis of alternative vehicles and fuels to 2100. Washington, D. C. : NHA, 2009

[73] Contestabile M, Offer G J, Slade R, et al. Battery electric vehicles, hydrogen fuel cells and biofuels. Which will be the winner?. London: Imperial College Centre for Energy Policy and Technology, 2011

[74] Offer G J, Contestabile M, Howey D A, et al. Techno-economic and behavioural analysis of battery electric, hydrogen fuel cell and hybrid vehicles in a future sustainable road transport system in the UK. Energy Policy, 2011, 39(4):1939-1950

[75] Michalek J J, Chester M, Jaramillo P, et al. Valuation of plug-in vehicle life-cycle air emissions and oil displacement benefits. PNAS, 2011, 108(40):16554-16558

[76] Ou X M, Yan X Y, Zhang X L. Using coal for transportation in China: Life cycle GHG of coal-based fuel and electric vehicle, and policy

implications. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2010, 4(5):878-887

[77]杨建新, 徐成, 王如松. 产品生命周期评价方法及应用. 北京:气象出版社, 2002

[78]杨建新, 刘炳江. 中国钢材生命周期清单分析. *环境科学学报*, 2002, 22(4):519-522

[79]王进京. 轻质材料汽车车身生命周期环境影响评价及敏感性分析[D]. 合肥:合肥工业大学, 2012

[80]欧训民, 张希良. 中国车用能源技术路线全生命周期分析. 北京:清华大学出版社, 2011

[81]Ou X M, Zhang X L, Chang S Y, et al. Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in (the) People's Republic of China. *Applied Energy*, 2009, 86 (Supplement1):S197-S208

[82]欧训民, 覃一宁, 常世彦等. 未来我国电动汽车能耗和温室气体排放全生命周期分析. *新能源汽车*, 2009, (1):40-41

[83]Ou X M, Zhang X L, Chang S Y. Alternative fuel buses currently in use in China: Life-cycle fossil energy use, GHG emissions and policy recommendations. *Energy Policy*, 2010, 38(1):406-418

[84]Ou X M, Zhang X L, Chang S Y. Scenario analysis on alternative fuel/vehicle for China's future road transport: Life-cycle energy demand and GHG emissions. *Energy Policy*, 2010, 38(8):3943-3956

[85]欧训民, 张希良, 覃一宁等. 未来煤电驱动电动汽车的全生命周期分析. *煤炭学报*, 2010, 35(1):169-172

[86]Ou X M, Yan X Y, Zhang X L. Life-cycle energy consumption and greenhouse gas emissions for electricity generation and supply in China. *Applied Energy*, 2011, 88(1):289-297

[87]Ou X M, Yan X Y, Zhang X L, et al. Life-cycle analysis on energy consumption and GHG emission intensities of alternative vehicle fuels in China. *Applied Energy*, 2012, 90(1):218-224

[88]刘宏, 王贺武, 侯之超等. 甲醇汽车和电动汽车的煤基燃料路径生命周期评价. *交通节能与环保*, 2007, (5):27-32

[89]郝瀚, 王贺武, 李希浩等. 天然气基车用替代燃料的节能减排分析. *天然气工业*, 2009, 29(4):96-98

[90]Hao H, Wang H W, Song L J, et al. Energy consumption and GHG emissions of GTL fuel by LCA: Results from eight demonstration

- transit buses in Beijing. *Applied Energy*, 2010, 87(10):3212-3217
- [91]张可,王贺武,李希浩等.城市客车 GTL 燃料的全生命周期分析. *汽车工程*, 2009, 31(1):69-73, 64
- [92]Huo H, Wang M, Zhang X L, et al. Projection of energy use and greenhouse gas emissions by motor vehicles in China: Policy options and impacts. *Energy Policy*, 2012, 43(4):37-48
- [93]易红宏,朱永青,王建昕等.含氧生物质燃料的生命周期评价. *环境科学*, 2005, 26(6):28-32
- [94]黄志甲,张旭.汽车燃料的生命周期评价模型. *同济大学学报*, 2003, 31(12):1472-1476
- [95]胡志远,戴杜,张成等.木薯乙醇-汽油混合燃料生命周期评价. *内燃机学报*, 2003, 21(5):341-345
- [96]胡志远.燃料乙醇生命周期评价及多目标优化方法研究:[上海交通大学博士学位论文].上海:上海交通大学,2004
- [97]胡志远,浦耿强,王成焘.木薯乙醇汽油车生命周期排放评价. *汽车工程*, 2004, 26(1):16-19
- [98]胡志远,浦耿强,王成焘.木薯乙醇-汽油混合燃料生命周期能源消耗多目标优化研究. *内燃机学报*, 2004, 22(4):351-356
- [99]胡志远,张成,浦耿强等.木薯乙醇汽油生命周期能源、环境及经济性评价. *内燃机工程*, 2004, 25(1):13-16
- [100]浦耿强,胡志远,王成焘.木薯乙醇-汽油混合燃料生命周期排放多目标优化研究. *环境科学*, 2004, 25(5):37-42
- [101]胡志远,楼狄明,浦耿强.燃料乙醇生命周期影响评价. *内燃机学报*, 2005, 23(3):258-263
- [102]Hu Z Y, Zhang C, Pu G Q, et al. Energy, Environment, Economic Life Cycle Assessment of Cassavabased Ethanol Used as Automotive Fuel in Guangxi Province, China. *Journal of Donghua University*, 2005, 22(1):50-55
- [103]Hu Z Y, Pu G Q, Fang F, et al. Economics, environment, and energy life cycle assessment of automobiles fueled by bio-ethanol blends in China. *Renewable Energy*, 2004, 29(14):2183-2192
- [104]胡志远,谭丕强,楼狄明.车用汽油替代燃料生命周期能源消耗和排放评价. *同济大学学报(自然科学版)*, 2007, 35(8):1099-1103
- [105]胡志远,谭丕强,楼狄明等.柴油及其替代燃料生命周期排放评价. *内燃机工程*, 2007, 28(3):80-84

- [106]冷如波.产品生命周期 3E+S 评价与决策分析方法研究:[上海交通大学博士学位论文].上海:上海交通大学,2007
- [107]张亮.车用燃料煤基二甲醚的生命周期能源消耗、环境排放与经济研究:[上海交通大学博士学位论文].上海:上海交通大学,2007
- [108]Yu S R, Tao J. Economic, energy and environmental evaluations of biomass-based fuel ethanol projects based on life cycle assessment and simulation. *Applied Energy*, 2009, 86(Suppl 1): S178-S188
- [109]戴杜,于随然,浦耿强等.基于混合模型的 E10 燃料生命周期评估. *上海交通大学学报*, 2006, 40(2): 355-358
- [110]吴锐,雍静,任玉珑等.生命周期方法在天然气基汽车燃料评价中的运用. *环境科学学报*, 2005, 25(1): 123-127
- [111]任玉珑,阳忠明,韩维健等.低谷电电解制氢的生命周期 3E 评价. *工业工程与管理*, 2006, (4): 79-82
- [112]林成先,杨尚宝,陈景文等.煤与秸秆成型燃料的复合生命周期对比评价. *环境科学学报*, 2009, 29(11): 2451-2457
- [113]高有山,李兴虎.大型客车柴油燃料生命周期分析. *北京航空航天大学学报*, 2009, 35(11): 1349-1352
- [114]汪映.车用煤基和天然气基二甲醚燃料的生命周期评价. *汽车安全与节能学报*, 2010, 1(3): 242-246
- [115]张磊.基于 GaBi4 的电动汽车生命周期评价研究:[合肥工业大学硕士学位论文].合肥:合肥工业大学,2011
- [116]张雷,刘志峰,王进京.电动与内燃机汽车的动力系统生命周期环境影响对比分析. *环境科学学报*, 2013, 33(3): 931-940
- [117]施晓清,李笑诺,杨建新.低碳交通电动汽车碳减排潜力及其影响因素分析. *环境科学*, 2013, 34(1): 385-394
- [118]杨明,陈铭.再制造发动机全生命周期评估. *机械设计*, 2006, 23(3): 8-10
- [119]陈胜震,陈铭.中国清洁能源汽车全生命周期的 3E 分析与评论. *汽车工程*, 2008, 30(6): 465-469, 522
- [120]王寿兵.中国复杂工业产品生命周期生态评价——方法与实例研究:[复旦大学博士学位论文].上海:复旦大学,1999
- [121]王寿兵,董辉,王如松等.中国某轿车生命周期内能耗和环境排放特性. *复旦学报(自然科学版)*, 2006, 45(3): 328-334
- [122]代应,王旭,邢乐斌.基于全生命周期的汽车绿色回收体系研究.西

南大学学报（自然科学版），2007，29(11):157-160

[123]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.技术经济,2010,29(3):35-39

[124]艾江鸿,夏德建,任玉珑.电动汽车 3E 评价与协调发展探析.技术经济,2010,29(4):26-33

[125]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.汽车工程,2006,28(2):207-211,175

[126]刘敬尧,钱宇,李秀喜等.燃煤及其替代发电方案的生命周期评价.煤炭学报,2009,34(1):137-142

[127]毛果平,朱有为,吴超.发动机制造与再制造过程的环境污染影响比较研究.汽车工程,2009,31(6):565-568

[128]高玉冰,毛显强,杨舒茜等.基于 LCA 的新能源轿车节能减排效果分析与评价.环境科学学报,2013,33(5):1504-1512

[129]苏利阳,王毅,陈茜等.未来中国纯电动汽车的节能减排效益分析.气候变化研究进展,2013,9(4):284-290

[130]苏醒,张旭,孙永强.考虑回收能力的材料生命周期清单分析模型.同济大学学报（自然科学版）,2011,39(10):1528-1530,1547

[131]王婧,张旭,黄志甲.基于 LCA 的建材生产能耗及污染物排放清单分析.环境科学研究,2007,20(6):149-153

[132]狄向华,聂祚仁,王志宏等.材料环境协调性评价的标准流程方法研究.材料导报,2002,16(3):62-64

[133]高峰,聂祚仁,王志宏.皮江法炼镁能源利用方案的环境影响.北京工业大学学报,2008,34(6):646-651

[134]沈万霞.镁合金材料的全生命周期评价:[北京工业大学硕士学位论文].北京:北京工业大学,2011

[135]郁亚娟,陈妍.典型二次电池生命周期评价.环境污染与防治,2010,32(10):15-23

[136]陈红,赤维昌,石凤等.几种典型高分子材料的生命周期评价.环境科学学报,2004,24(3):545-549

[137]汪祺,方利国.锂电正极材料的生命周期评价.广州化工,2012,40(5):53-56

[138]姜金龙,戴剑峰,冯旺军等.火法和湿法生产电解铜过程的生命周期评价研究.兰州理工大学学报,2006,32(1):19-21

[139]姜金龙,徐金城,寇昕莉.ABS 工程塑料的生命周期评价研究.郑州大学学报（理学版）,2006,38(2):59-63

- [140]张晗,王红梅,马聪丽等.铅酸蓄电池生命周期评价.中国环境管理,2013,5(3):39-48
- [141]白璐,孙启宏,乔琦.生命周期评价在国内的研究进展评述.安徽农业科学,2010,38(5):2553-2555
- [142]杨建新,王寿兵,徐成.生命周期清单分析中的分配方法.中国环境科学,1999,19(3):285-288
- [143]夏添,邓超,吴军.生命周期评价清单分析的算法研究.计算机工程与设计,2005,26(7):1681-1683
- [144]莫华,张天柱.生命周期清单分析的数据质量评价.环境科学研究,2003,16(5):55-58
- [145]刘涛,黄志甲.生命周期清单不确定性分析的主要数据选择.安徽工业大学学报,2006,23(1):91-95
- [146]杨建新,王如松,刘晶茹.中国产品生命周期影响评价方法研究.环境科学学报,2001,21(12):234-237
- [147]苏向东,王天民,何力等.有色金属材料的环境负荷定量评价模型.环境科学学报,2002,22(1):98-102
- [148]王寿兵,王如松,吴千红.生命周期评价中资源的耗竭潜力及当量系数的一种算法.复旦学报:自然科学版,2001,40(5):553-557
- [149]王寿兵,张浩,王祥荣.区域环境负荷计量的当量因子法——以广东省佛山市富营养化污染负荷为例.中国环境科学,2004,24(2):237-241
- [150]邵新宇,邓超,吴军等.产品设计中生命周期评价与生命周期成本的集成与优化.机械工程学报,2008,44(9):13-20
- [151]束庆,张旭.生命周期评价和生命周期成本分析的整合方法研究.同济大学学报(社会科学版),2003,14(4):81-86
- [152]张雷,陈志军,刘志峰等.家电产品生命周期评价边界界定研究.合肥工业大学学报(自然科学版),2010,33(3):327-332
- [153]赵志强,韩雪飞,陈世杰等.基于LCA和TRIZ的产品生态设计方法研究.合肥工业大学学报(自然科学版),2013,36(1):11-14
- [154]顾国刚,刘光复,张磊.生命周期评价中的时间折扣研究.机械设计与制造,2012,(1):193-195
- [155]刘夏璐,王洪涛,陈建等.中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型.环境科学学报,2010,30(10):2136-2144
- [156]黄娜,王洪涛,范辞冬等.基于不确定度和敏感度分析的LCA数据质量评估与控制方法.环境科学学报,2012,32(6):1529-1536
- [157]王洪涛,侯萍,张浩等.生命周期节能减排评价方法与指标.见:第六

- 届全国循环经济与生态工业学术研讨会论文集. 太原, 2011, 87-88
- [158]李方义, 李剑峰, 段广洪等. 面向绿色设计的产品 AHP 生命周期环境影响评价模型. 山东大学学报 (工学版), 2008, 38(5):57-61
- [159]张亚平. 生命周期评价软件系统的设计与实现:[武汉大学硕士学位论文]. 武汉:武汉大学, 2004
- [160]龚先政, 聂祚仁, 王志宏等. 中国材料生命周期分析数据库开发及应用. 中国材料进展, 2011, 30(8):1-7
- [161]刘宇, 龚先政, 聂祚仁等. 材料生命周期分析系统的设计与开发. 北京工业大学学报, 2009, 35(7):991-996
- [162]刘涛, 刘颖昊. 钢铁产品生命周期评价研究现状及意义. 冶金经济与管理, 2009, (9):25-28
- [163]陈晓川, 方明伦. 制造业中产品全生命周期成本的研究概况综述. 机械工程学报, 2002, 38(11):17-25
- [164]张智力, 李茂德. 几种汽车替代燃料的技术经济比较. 能源研究与信息, 2002, 18(2):80-85
- [165]范军锋, 何健, 周锋等. 基于全生命周期的新能源汽车环境影响评估. 上海汽车, 2008, (6):5-7, 17
- [166]刘宏, 王贺武, 罗茜等. 纯电动汽车生命周期 3E 评价及微型化发展. 交通科技与经济, 2007, 9(6):45-48
- [167]吴锐, 任玉珑, 雍静等. 4 种天然气基汽车燃料的生命周期 3E 评价. 系统工程理论与实践, 2004, (9):114-120
- [168]吴锐, 张忠益, 任玉珑等. 基于生命周期的天然气基汽车燃料的分析. 工业工程与管理, 2004, (4):102-106, 111
- [169]李道清, 任玉珑, 韩唯健. 替代燃料汽车的持有者成本研究. 中国软科学, 2007, (5):53-59
- [170]任玉珑, 李海锋, 孙睿等. 基于消费者视角的电动汽车全寿命周期成本模型及分析. 技术经济, 2009, 28(11):54-58
- [171]任秀平译. 未来钢质汽车——引领车身结构前沿创新. 世界金属导报, 2012-08-14
- [172]World Steel Association. Environmental Case study:Automotive steels. Brussels:worldsteel, 2008
- [173]Zushi H, Takahashi J, Kageyama K, et al. Life Cycle Assessment and Long Term CO₂ Reduction Estimation of Ultra Lightweight Vehicles Using CFRP. Key Engineering Materials, 2003, 243-244:45-50
- [174]Duflou J R, Moor J D, Verpoest I, et al. Environmental impact

- analysis of composite use in car manufacturing. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 2009, 58(1):9-12
- [175]Das S. Life cycle assessment of carbon fiber-reinforced polymer composites. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2011, 16(3):268-282
- [176]Das S. The life-cycle impacts of aluminum body-in-white automotive material. *Journal of Metals*, 2000, 52(8):41-44
- [177]Das S. Life cycle energy impacts of automotive liftgate inner. *Resources, Conservation and Recycling*, 2005, 43(4):375-390
- [178]Subic A, Schiavone F, Leary M, et al. Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of passenger seats and their impact on different vehicle models. *Int J Vehicle Design*, 2010, 53(1/2)89-109
- [179]Ribeiro I, Pecas P, Silva A. Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study. *Journal of Cleaner Production*, 2008, 16(17):1887-1899
- [180]Puri P, Compston P, Pantano V. Life cycle assessment of Australian automotive door skins. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009, 14(5):420-428
- [181]Witik R A, Payet J, Michaud V, et al. Assessing the life cycle costs and environmental performance of lightweight materials in automobile applications. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 2011, 42(11):1694-1709
- [182]Koffler C, Rohde-Brandenburger K. On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009, 15(1):128-135
- [183]Kim H J, McMillan C, Keoleian G A, et al. Greenhouse Gas Emissions Payback for Lightweighted Vehicles Using Aluminum and High-Strength Steel. *Journal of Industrial Ecology*, 2010, 14(6):929-946
- [184]Mayyas A T, Qattawi A, Mayyas A R, et al. Life cycle assessment-based selection for a sustainable lightweight body-in-white design. *Energy*, 2012, 39(1):412-425
- [185]Dubreuil A, Bushi L, Das S, et al. A Comparative Life Cycle Assessment of Magnesium Front End Autoparts. *SAE*, 2010:1-26

- [186] Hakamada M, Furuta T, Chino Y, et al. Life cycle inventory study on magnesium alloy substitution in vehicles. *Energy*, 2007, 32(8):1352-1360
- [187] Bushi L. The Impact of the Upstream Supply Chain and Downstream Processes to the Cradle-to-Grave Environmental Profile of Mg Lightweight Front End Auto Parts. In: *Proceedings of the 8th Global Conference on Sustainable Manufacturing*. Abu Dhabi, 2011, 389-394
- [188] Bertram M, Buxmann K, Furrer P. Analysis of greenhouse gas emissions related to aluminium transport applications. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2009, 14(Suppl 1):S62-S69
- [189] 王智文. 汽车轻量化技术发展现状初探. *汽车工艺与材料*, 2009, (2):1-5, 15
- [190] 冯奇, 范军锋, 王斌等. 汽车的轻量化技术与节能环保. *汽车工艺与材料*, 2010, (2):4-6, 11
- [191] 刘志峰, 王进京, 张雷等. 铝合金与玻璃钢汽车引擎盖的生命周期评价. *合肥工业大学学报:自然科学版*, 2012, 35(4):433-438
- [192] 聂祚仁. 生命周期评价与铝、镁应用中的节能减排效果. *新材料产业*, 2010, (8):38-43
- [193] 聂祚仁. 铝:生命周期内可持续发展的典范. *中国有色金属报*, 2012-08-30
- [194] 丁宁, 高峰, 王志宏等. 汽车用铝合金零部件的节能减排分析. *汽车技术*, 2012, (2):55-59
- [195] 刘海东. 乘用车轻量化绿色效应评价理论与方法研究:[吉林大学博士学位论文]. 长春:吉林大学, 2011
- [196] 李飞龙, 郭孔辉, 杨沿平等. 基于 GREET 模型的汽车材料轻量化能耗评价研究. *中国机械工程*, 2013, 24(5):681-685
- [197] 郝夏艳, 张黎. 铝的使用对车辆生命周期能耗影响分析. *湖北汽车工业学院学报*, 2012, 26(4):52-55
- [198] 徐建全, 杨沿平, 唐杰等. 纯电动汽车与燃油汽车轻量化效果的对比分析. *汽车工程*, 2012, 34(6):540-543
- [199] 姜金龙, 吴玉萍, 马军等. 生命周期评价的技术框架及研究进展. *兰州理工大学学报*, 2005, 31(4):23-26
- [200] Russella A, Ekvallb T, Baumannc H. Life cycle assessment introduction and overview. *Journal of Cleaner Production*, 2005,

13(13-14):1207-1210

[201]史践. 电动汽车与轻量化技术. 汽车工艺与材料, 2011, (1):24-29

[202]周祖鹏, 蒋占四. 国内外生命周期评价研究的差距分析. 组合机床与自动化加工技术, 2013, (1):12-14

[203]储江伟. 汽车再生工程. 第二版. 北京:人民交通出版社, 2013

[204]World Steel Association. worldsteel:providing the basis for LCA studies. Brussels:worldsteel, 2011

[205]张阿玲, 申威, 韩维建等. 车用替代燃料生命周期分析. 北京:清华大学出版社, 2008

[206]International Aluminum Institute. Improving Sustainability in the Transport Sector Through Weight Reduction and the Application of Aluminium. London:IAI, 2007

[207]Geyer R. Parametric Assessment of Climate Change Impacts of Automotive Material Substitution. Environmental Science & Technology, 2008, 42(18):6973-6979

[208]Malen D E. User Guide for Design Advisor Version 3. Brussels:World Steel Association, 2012

[209]王寿兵, 林宗虎, 张旭等. 上海市柴油和 CNG 公交车生命周期成本比较. 复旦学报(自然科学版), 2007, 46(1):123-128, 134

[210]Xu J Q, Yang Y P, Yin R S. An Economic Comparison between Electric and Conventional Vehicles Based on System Dynamics. Advanced Materials Research, 2013, 834-836:2003-2008

[211]Guinée J B, Gorrée M, Heijungs R, et al. Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Leiden: Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science - Leiden University (CML), 2001

[212]高峰. 生命周期评价研究及其在中国镁工业中的应用:[北京工业大学博士学位论文]. 北京:北京工业大学, 2008

[213]United States Environmental Protection Agency. A Life-Cycle Assessment Appendix K: LCIA Supporting Tables. Washington D. C.:EPA, 2001

[214]Argonne National Laboratory. GREET2_2012 model. Chicago:ANL, 2012

[215]Geyer R. Life Cycle Greenhouse Gas Emission Assessments of Automotive Materials. Brussels:WorldAutoSteel, 2007

- [216] 中华人民共和国国土资源部. 中国矿产资源报告. 北京: 地质出版社, 2013
- [217] 钟永光, 贾晓箐, 李旭. 系统动力学. 北京: 科学出版社, 2009
- [218] 王其藩. 系统动力学 (修订版). 上海: 上海财经大学出版社, 2009
- [219] 贾仁安, 丁荣华. 系统动力学——反馈动态性复杂分析. 北京: 高等教育出版社, 2002
- [220] 中国汽车工程学会. 世界汽车技术发展跟踪研究-轻量化篇. 北京: 北京理工大学出版社, 2013
- [221] 范子杰, 桂良进, 苏瑞意. 汽车轻量化技术的研究与进展. 汽车安全与节能学报, 2014, 5(1): 1-16
- [222] 徐宏伟. 国外汽车用先进高强度钢板及其标准综述. 冶金标准化与质量, 2007, 45(2): 8-13
- [223] You F Q, Tao L, Graziano D J, et al. Optimal design of sustainable cellulosic biofuel supply chains: Multiobjective optimization coupled with life cycle assessment and input - output analysis [J]. AIChE Journal, 2012, 58(4): 1157-1180
- [224] 邓超, 王丽琴, 吴军. 基于工艺约束的生命周期评价与生命周期成本综合评价与优化 [J]. 计算机集成制造系统, 2008, 14(8): 1646-1651

致 谢

首先，要感谢我的博士生导师杨沿平教授，从论文选题、资料收集、实地调研、结构设置，到文章整体的修改、定稿，杨老师都倾注了极大的心血；在论文的撰写过程中，杨老师字字句句把关，提出许多中肯的指导意见，使我在研究和写作过程中获益匪浅。四年来，杨老师不仅在学业上对我给予悉心的指导和督促，而且在生活和工作等其它方面都给了我无微不至的照顾。杨老师严谨的治学态度、一丝不苟、精益求精的敬业精神，将深刻影响我日后的工作、学习与生活，必将使我受益终身。在此谨向杨老师致以最诚挚的谢意与敬意！

衷心感谢湖南大学中国汽车技术与产业发展研究中心团队成员陈轶嵩、殷仁述两位博士生，四年的同舟共济让我们建立了深厚的友谊，我们始终互相帮助、互相鼓励、团结一致，我会永远珍惜这份师兄弟之情！感谢胡纾寒、彭飞、廖浩岚给予的鼎力支持！同时也感谢团队其他成员谢林明、成军浩、李娟等的帮助和支持！

感谢湖南大学汽车车身先进设计制造国家重点实验室的各位老师和工作人员为本文的研究提供了许多方便条件，创造了良好的研究氛围，让我可以安心学习和科研！特别感谢姜潮教授对论文提出的宝贵意见！

特别感谢海马汽车的闵聘部长、刘钢主任、贺方平提供的数据支持；感谢福建农林大学机电工程学院的庄哲峰书记、徐永院长、张翔副院长的支持和鼓励；感谢刘凯辉硕士生的帮助！

感谢家人特别是我妻子郑芳和父母的默默奉献以及在精神上对我的支持！感谢我儿子徐梓航带来的快乐！感谢他们付出的辛勤劳动！

论文撰写过程中，引用了国内外许多专家和学者的成果，感谢他们的智慧带给我的启迪，丰富了我的研究内容，使我的研究内容更加完善！

最后，谨向百忙中抽出宝贵时间评审论文的各位专家老师致谢！

徐建全 于湖南大学

2014年6月

附录 A 攻读学位期间研究成果清单

一、主持和参与的科研项目

- [1] 国家自然科学基金项目：面向电动汽车产品的全生命周期 MEP 评价与多目标优化研究（71173072），排名第 2。
- [2] 国家自然科学基金项目：汽车全生命周期节能减排评价研究（70973034）。
- [3] 国家 863 子项目：长株潭国家“两型”社会试验区电动汽车大规模示范运行研究（2008AA11A159），排名第 2。
- [4] 国家软科学项目：中国汽车工业跨越发展战略研究（2010GXS5D244），排名第 3。
- [5] 中气专项：汽车轻量化技术路线研究，排名第 4。
- [6] 国家 863 项目：汽车集成设计开发技术（2006AA110117）子课题四“我国汽车技术战略竞争的途径和策略研究”。
- [7] 教育部博士点基金项目：基于技术变革的汽车节能减排评价研究（20090161110008）。
- [8] 湖南省软科学重点项目：湖南省汽车工业发展战略研究（2012ZK2008），排名第 5。
- [9] 东莞市软科学重点项目：东莞市电动汽车产业发展策略研究（201050425100009），排名第 3。
- [10] 集瑞联合重工有限公司项目：中国天然气（LNG）重卡全生命周期评价及产业发展战略研究，排名第 4。

二、发表的主要论文

- [1] 徐建全, 杨沿平, 唐杰, 陈轶嵩, 殷仁述. 纯电动汽车与燃油汽车轻量化效果的对比分析[J]. 汽车工程, 2012, 34(6):540-543 (EI 检索号: 20123215324071)
- [2] Jianquan Xu, Yanping Yang, Renshu Yin. An Economic Comparison between Electric and Conventional Vehicles Based on System Dynamics[C]. The 3rd International Conference on Materials and Products Manufacturing Technology, Changsha, 2013:2003-2008 (EI 检索号: 20134616987029)
- [3] 徐建全. 生命周期评价(LCA)及其在汽车上的应用[J]. 机电技

术, 2011, 34(5):143-146

- [4] 涂小岳, 徐建全, 陈轶嵩, 杨沿平. 液化天然气商用车与柴油商用车生命周期能耗差异评价[J]. 中国机械工程, 2013, 24(23):3211-3215
- [5] 涂小岳, 杨沿平, 徐建全, 陈轶嵩. LNG 重型商用车和柴油重型商用车全生命周期环境排放差异评价[J]. 中国机械工程, 2013, 24(11):1525-1530
- [6] Renshu Yin, Yanping Yang, Jianquan Xu, Yisong Chen, Xiaoyue Tu. A Life Cycle Impacts Assessment of the Differences between the LNG Cement Mixer Truck and Its Diesel Counterpart[C]. The International Conference on Applied Mechanics and Mechanical Automation, Macao, 2014:845-850 (EI 检索号: 20143017974476)
- [7] 王秀杰, 陈轶嵩, 徐建全. 我国新能源汽车产业化发展问题及对策研究[J]. 科技管理研究, 2012(11):29-35

三、学术会议

2013年11月, 福建省汽车工程学会学术年会, 做大会主题报告: 我国汽车节能减排的现状与对策

附录 B 汽车全生命周期清单结果

表 B1 纯电动汽车各个阶段及全生命周期清单结果

纯电动汽车	能耗 (MJ)	CO ₂ 排放 (kg)	CH ₄ 排放 (kg)	N ₂ O 排放 (kg)	CO 排放 (kg)	SO _x 排放 (kg)	NO _x 排放 (kg)	PM 排放 (kg)	NM VOC 排放 (kg)
材料获取阶段	1.17E+05	8.23E+03	3.58E+01	1.29E-01	1.37E+02	3.50E+01	2.17E+01	1.09E+02	7.86E+00
材料加工阶段	1.61E+04	1.27E+03	2.59E+00	1.37E-02	2.43E-01	5.11E+00	1.69E+00	1.38E+00	8.05E-02
零部件加工制造阶段	1.22E+04	7.95E+02	4.69E+00	1.32E-02	2.39E-01	1.22E+00	1.04E+00	7.21E-01	8.33E-02
整车装配阶段	1.20E+04	8.29E+02	4.14E+00	1.32E-02	2.49E-01	1.67E+00	1.13E+00	1.07E+00	1.68E+00
使用阶段	5.21E+05	4.20E+04	1.09E+01	7.36E-01	1.41E+02	2.75E+02	1.88E+02	7.80E+01	2.57E+00
回收利用阶段	-4.25E+04	-2.32E+03	-1.41E+01	-1.69E-02	-8.91E+01	-1.14E+01	-9.23E+00	-7.09E+01	-4.15E+00
全生命周期	6.36E+05	5.08E+04	4.40E+01	8.88E-01	1.89E+02	3.07E+02	2.04E+02	1.20E+02	8.13E+00

表 B2 传统汽油车各个阶段及全生命周期清单结果

传统汽油车	能耗 (MJ)	CO ₂ 排放 (kg)	CH ₄ 排放 (kg)	N ₂ O 排放 (kg)	CO 排放 (kg)	SO _x 排放 (kg)	NO _x 排放 (kg)	PM 排放 (kg)	NMVOC 排放 (kg)
材料获取阶段	1.00E+05	6.38E+03	3.34E+01	1.23E-01	8.57E+01	2.73E+01	1.58E+01	7.37E+01	8.07E+00
材料加工阶段	1.76E+04	1.39E+03	2.73E+00	1.47E-02	2.58E-01	5.63E+00	1.84E+00	1.50E+00	8.55E-02
零部件加工制 造阶段	1.27E+04	8.30E+02	4.89E+00	1.38E-02	2.50E-01	1.27E+00	1.09E+00	7.53E-01	8.70E-02
整车装配阶段	1.20E+04	8.29E+02	4.14E+00	1.32E-02	2.49E-01	1.67E+00	1.13E+00	1.07E+00	1.68E+00
使用阶段	1.86E+06	6.46E+04	1.98E+01	6.38E+00	7.08E+01	4.12E+01	4.17E+01	6.45E+00	1.59E+01
回收利用阶段	-3.22E+04	-1.27E+03	-1.19E+01	-1.10E-02	-5.47E+01	-7.86E+00	-6.16E+00	-4.71E+01	-4.22E+00
全生命周期	1.97E+06	7.28E+04	5.31E+01	6.54E+00	1.02E+02	6.92E+01	5.54E+01	3.64E+01	2.16E+01

附录 C 动态评价模型的系统动力学流程图

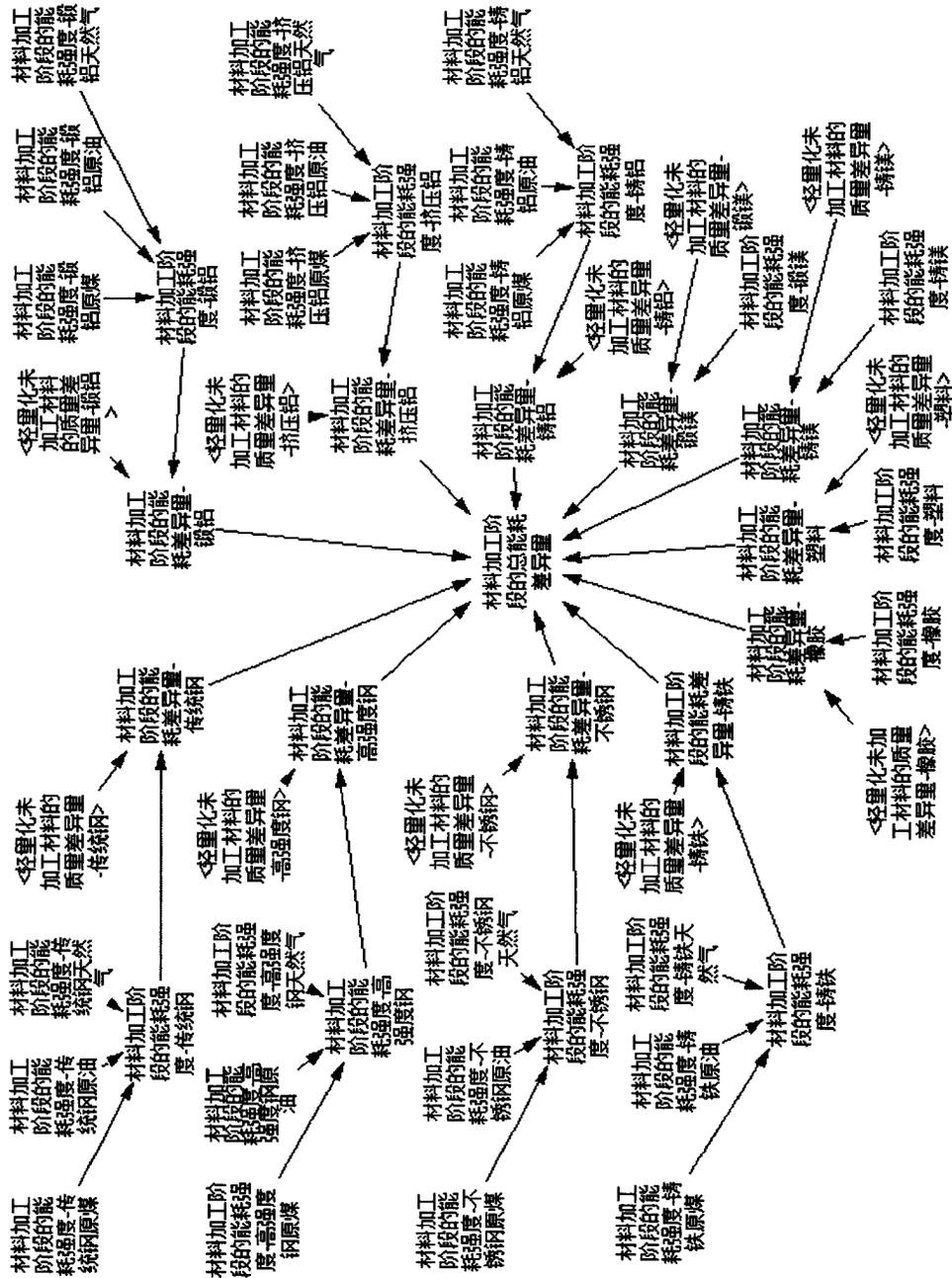


图 C1 材料加工阶段的能耗流程图

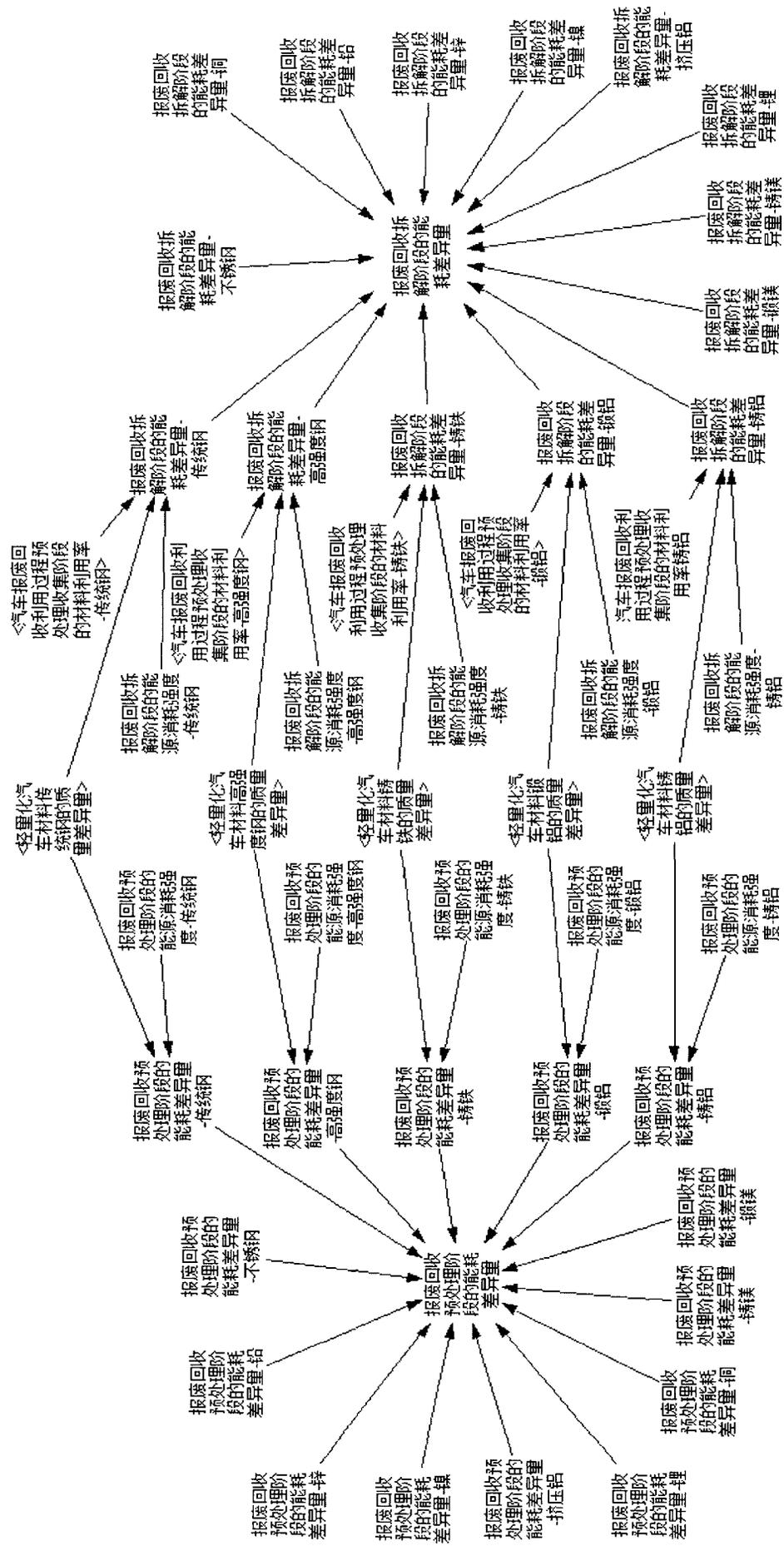


图 C2 报废回收预处理阶段及拆解阶段的能耗流程图

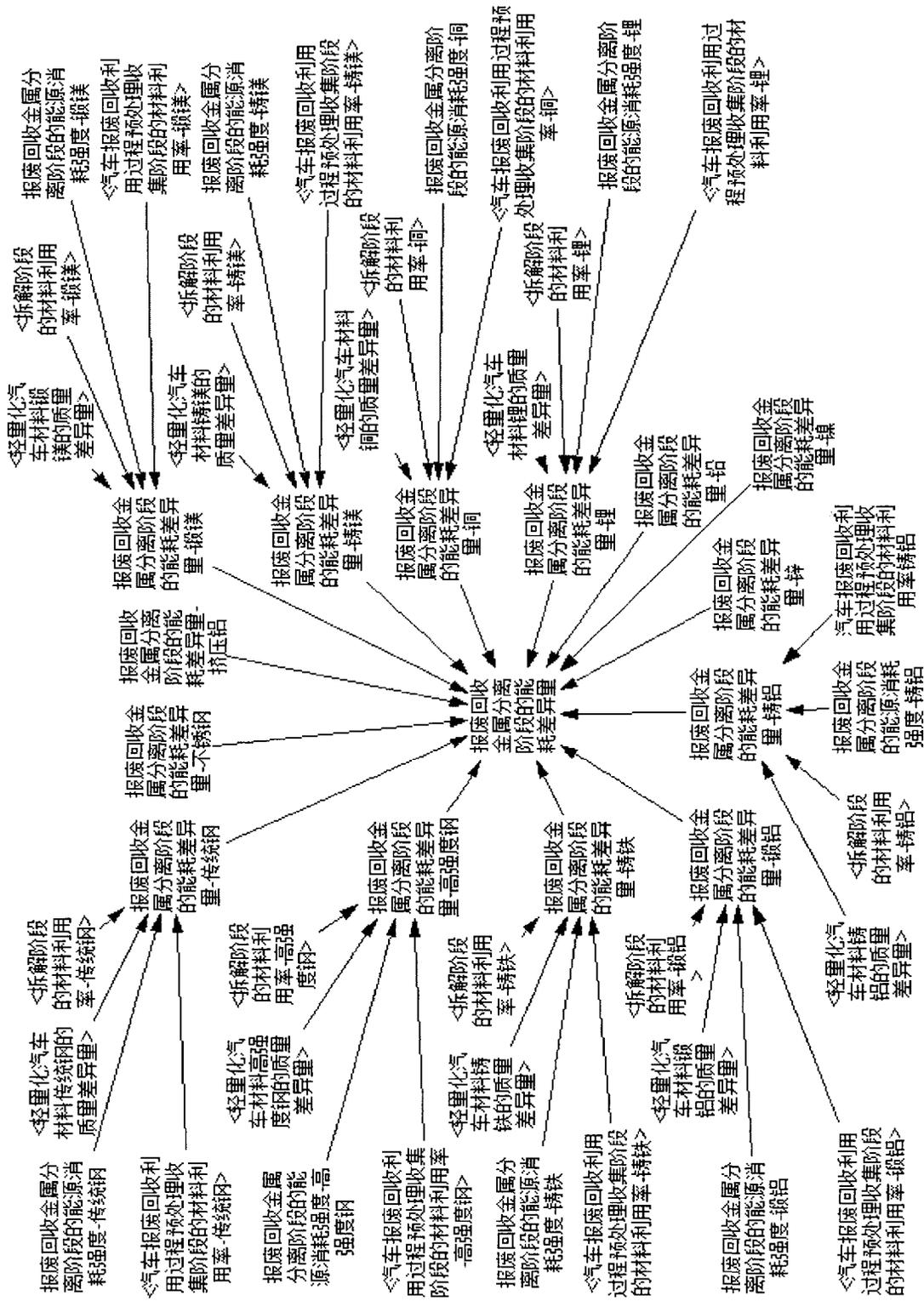


图 C3 报废回收金属分离阶段的能耗流程图

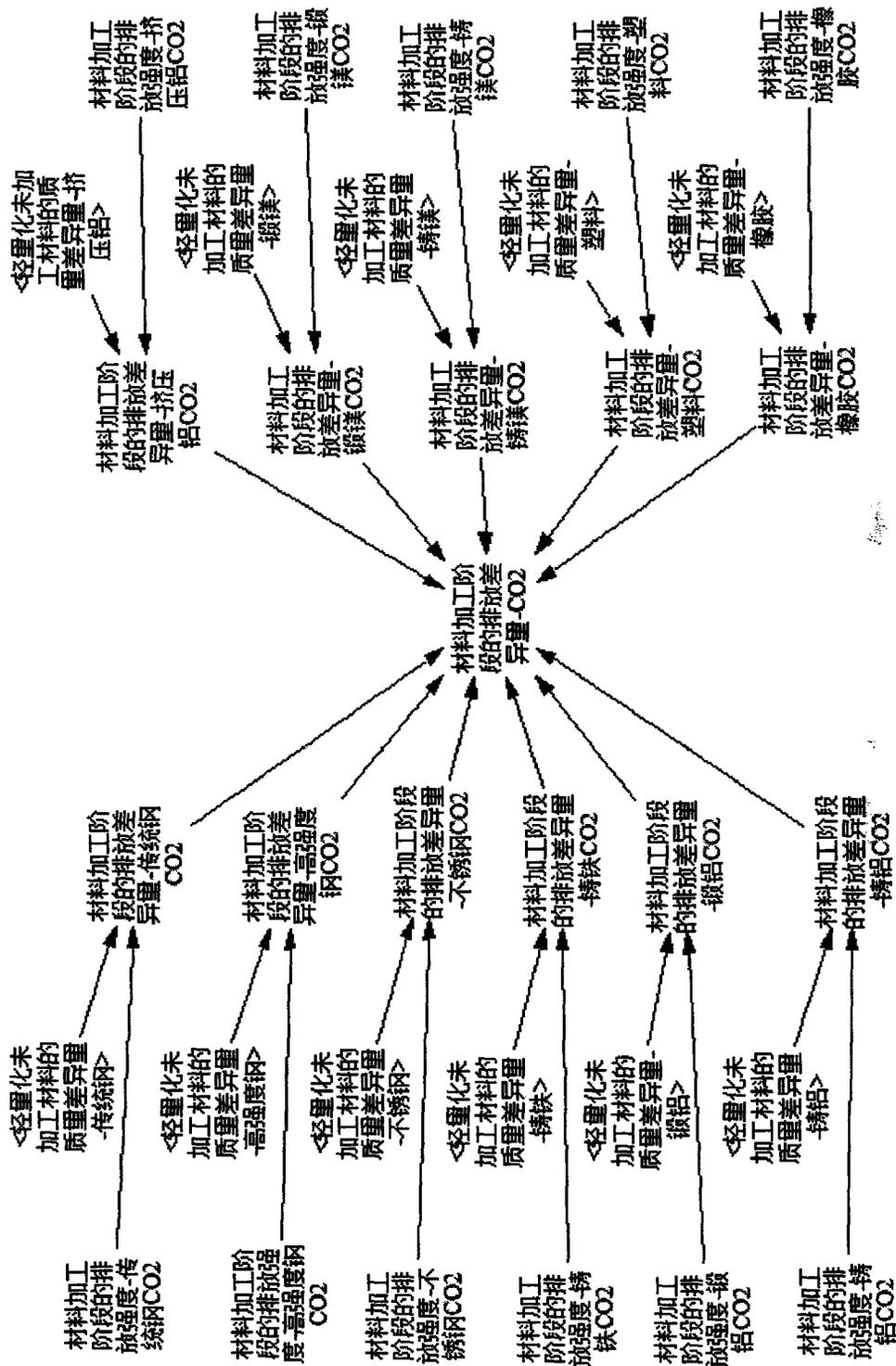


图 C5 材料加工阶段 CO₂ 排放流程图

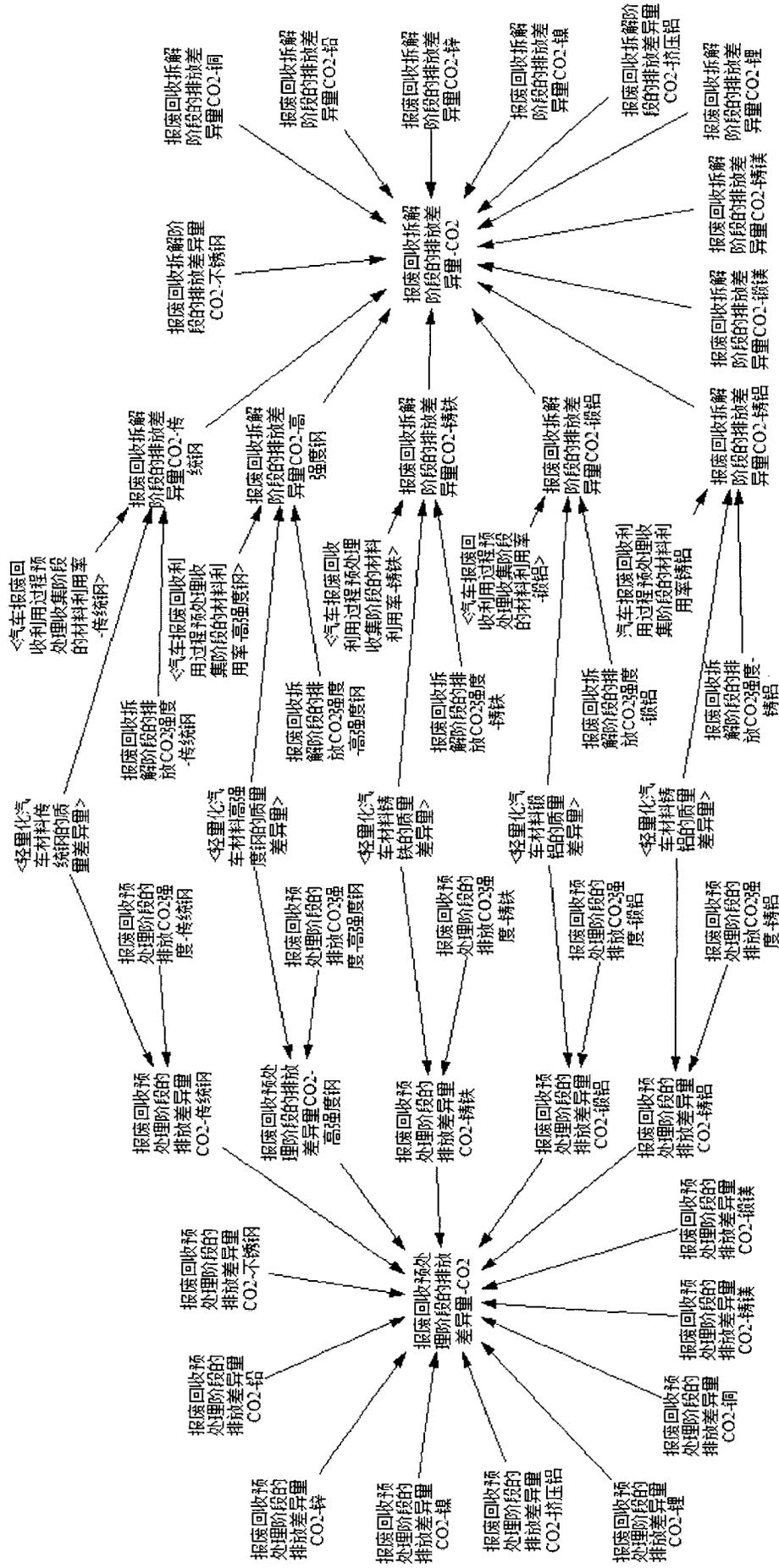


图 C6 报废回收处理阶段及拆解阶段的 CO₂ 排放流程图

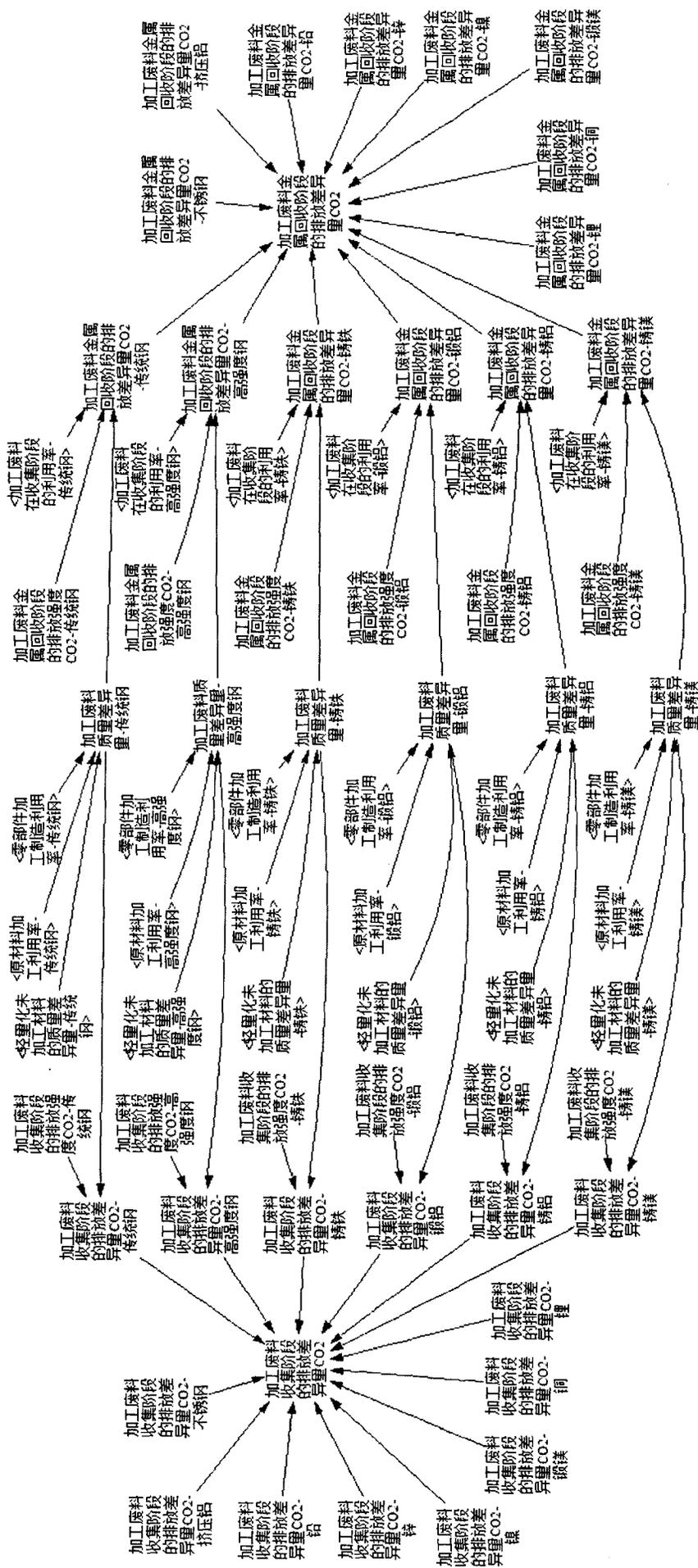


图 C8 加工废料收集及金属回收阶段的 CO2 排放流程图