

# 中国汽车产业发展环境影响评价 与政策模拟研究

(申请清华大学工学博士学位论文)

培 养 单 位： 环境学院

学 科： 环境科学与工程

研 究 生： 刘 懿 颀

指 导 教 师： 陈 吉 宁 教 授

二〇一七年六月

**Environmental impact assessment and  
policy simulation of the Chinese  
automotive industry**

Dissertation Submitted to

**Tsinghua University**

in partial fulfillment of the requirement

for the degree of

**Doctor of Philosophy**

in

**Environmental Science and Engineering**

by

**Liu Yijie**

Dissertation Supervisor: Professor Chen Jining

**June, 2017**

## 摘要

汽车产业是世界上最大的单一制造业，具有上下游产业链广、关联度高、带动性强等特征。汽车产业作为典型的消费型产业，与日常生活息息相关，为交通出行提供了极大的便利，但同时也带来了一系列的挑战，比如环境污染与资源消耗。自 2009 年起，中国汽车产销量已超过欧盟、美国和日本，居世界第一。中国汽车产业正处于快速发展阶段，也是拉动国内消费和经济增长的主要驱动力，对其环境影响特征及有关规划、政策的环境效益迫切需要全面系统的评估。

本研究从经济-社会-环境耦合系统角度，综合生命周期分析、离散选择、经济建模、情景分析等多种方法，建立了一套适用于汽车产业此类消费型产业的环境影响评价方法。构建了以生产/消费、直接/间接为维度的环境影响辨识框架，计算出汽车产业资源环境的整体影响、间接影响、各维度的贡献率及空间差异性。开发了基于消费主体购车与用车行为的离散选择模型，识别潜在政策因素与关键参数，以实现微观行为与宏观模拟的耦合。模拟了规模、技术、结构效应下中国汽车产业发展的资源环境影响；开发了具有环境账户的可计算一般均衡模型，模拟环境政策对汽车产业生产与消费结构的影响。

研究表明汽车产业整体性资源环境影响较突出，尤其是能耗和氮氧化物排放。资源消耗、污染排放的关键控制环节为生产阶段间接影响与消费阶段直接影响；生产阶段间接影响涉及的部门中，金属冶炼和压延加工业、橡胶和塑料制品业、化学原料和化学品制造业等是汽车产业主要污染排放的贡献部门。主要污染物减排 20%目标下，与汽车产业关系密切的金属冶炼和压延加工业、非金属矿物制品业、石油加工业等生产规模受到抑制，汽车产品消费需求下降 0.6%。汽车产业规模的快速扩张，将加大国家总体资源环境压力。汽车轻量化降低了消费阶段直接影响，却造成生产阶段间接影响的增大。新能源汽车结构比重提高和有车群体低使用率一定程度减轻资源环境影响；当新能源汽车占比提高 19%，汽车产业氮氧化物排放降低 27%；当汽车年均行驶里程下降 46%，能耗、COD、二氧化硫和氮氧化物排放量分别降低 9.0%、29.0%、12.6%、36.3%。

本研究系统分析和综合评估了我国汽车产业发展对资源环境产生的影响，总结了开展汽车产业环境影响评价的系统分析过程，有助于深入理解汽车产业与经济、社会、环境系统的内在关系，对完善我国环境影响评价方法学和推动汽车产业的可持续发展具有参考价值。

**关键词：**汽车产业；环境影响评价；生命周期分析；离散选择；政策模拟

## Abstract

The automotive industry is one of the largest manufacturing sectors in the world. It is diverse, has long value chains and influences other business sectors. The automotive industry is a typical consumption-oriented industry, and has a positive impact on daily life. However, it has also introduced a series of challenges, such as environmental pressures and resources consumptions. Since 2009, the annual production and sales of automobiles in China exceeded those of the European Union, United States or Japan, and the Chinese automotive industry has been the largest worldwide. The Chinese automotive industry is in a period of rapid development, and is a great driving force for domestic consumption and economic growth. It is urgent to assess its environmental impact characteristics and the relevant planning, policies and their environmental efficiencies comprehensively and systematically.

In this thesis, from economy - society - environment coupling system perspective, a comprehensive analytical framework, has been developed to analyze the overall environmental impacts of the Chinese automotive industry development, with integration of life cycle assessment, discrete choice, economic modeling, and scenario analysis. A four-quadrant matrix has been developed based on production/consumption, and direct/indirect perspectives, to evaluate the environmental impacts and resources consumptions of the overall and each section of the Chinese automotive industry, and identify the key sections and the spatial differences. From consumer perspective, a discrete choice model has been developed based on the consumer behaviors of automotive purchase and usage, to identify key elements of policies, couple the micro-behavior and macro-policy, and simulate the potential environmental impacts of key policy elements on Chinese automotive industry development. A computable general equilibrium model with environment account has been developed, to simulate the environmental policies, and evaluate their effects on the production and consumption structures of the automotive industry.

The calculation results indicate that the development of the Chinese automotive industry has large environmental impact overall, especially for energy consumption and NO<sub>x</sub> emission. The indirect impacts at the production stage and direct impacts at the consumption stage dominate the total impacts, and these sections are key for

environmental pollution and resources consumption control. Smelting & pressing of metals, manufacture of rubber and plastics products, manufacture of raw chemical materials and chemical products, these industries are the main pollution emission sectors among the sectors related to the indirect impacts at the production stage. In the scenario of 20% pollution reduction, the sectors most related to the automotive industry would depress, including smelting & pressing of metals, manufacture of non-metallic mineral products, processing of petroleum; the automobile product demand would decrease by 0.6%. Rapid expansion of the automotive industry would increase the overall resources and environment pressure. The increase of alternative fuel vehicles proportion and the decrease of vehicle utilization rate would be helpful to reduce the resources and environmental impacts. In the scenario that the alternative fuel vehicles population increases by 19%, NO<sub>x</sub> emission would be reduced by 27% compared with the lightweight development scenario. The annual average driving distance decrease by 46%, energy consumption, water consumption, COD, SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions would be reduced by 9.0%, 6.1%, 29.0%, 12.6% and 36.3%, compared with the fuel structure adjustment scenario.

This thesis has systematically analyzed and comprehensively assessed the impacts of the Chinese automotive industry development on resources and environment, and summarized the system analysis process of the environmental impact assessment of the automobile industry. It is helpful for in-depth understanding of the intrinsic relationship of the automotive industry and economic, social and environmental systems. It is also valuable for improving the environmental impact assessment methodology and promoting the sustainable development of the automotive industry.

**Keywords:** automotive industry; environmental impact assessment; life cycle assessment; discrete choice modeling; policy simulation

## 目 录

第 1 章 绪论 .....	1
1.1 中国汽车产业发展趋势与特征 .....	1
1.1.1 汽车产业处于高速增长阶段 .....	1
1.1.2 汽车产业与经济增长相互促进 .....	3
1.1.3 汽车产业具有产业链广、关联度高、带动性强的特征 .....	5
1.2 中国汽车产业发展与资源环境关系 .....	6
1.2.1 汽车产业快速发展造成大量的资源与能源消耗 .....	6
1.2.2 汽车产业发展对大气环境影响日益明显 .....	7
1.2.3 汽车产业发展对土地利用的影响增强 .....	7
1.3 研究目的、意义与主要内容 .....	8
1.3.1 研究目的与意义 .....	9
1.3.2 技术路线与研究内容 .....	12
第 2 章 汽车产业环境影响研究进展与方法学综述 .....	14
2.1 汽车产业环境影响研究进展 .....	14
2.1.1 汽车电动化 .....	14
2.1.2 汽车轻量化 .....	14
2.1.3 汽车拥有量预测 .....	15
2.1.4 汽车产业环境影响评价指标 .....	15
2.2 自底向上方法 .....	15
2.2.1 生命周期分析 .....	15
2.2.2 离散选择模型 .....	19
2.2.3 支付意愿法 .....	21
2.3 环境可计算一般均衡模型 .....	22
2.3.1 环境可计算一般均衡模型发展与应用 .....	22
2.3.2 环境可计算一般均衡模型建模方式 .....	24
2.4 本章小结 .....	25
第 3 章 中国汽车产业发展环境影响评价系统分析与模型开发 .....	26
3.1 模型框架设计 .....	26
3.2 数据库构建 .....	27

3.3 基于 LCA 的产业环境影响识别子系统 .....	29
3.3.1 生产/消费、直接/间接为主要维度的影响辨识框架设计 .....	29
3.3.2 主要计算公式 .....	31
3.4 基于消费主体行为的因素分析子系统 .....	33
3.4.1 离散选择模型构建 .....	33
3.4.2 主要计算公式 .....	34
3.5 基于 CGE 的产业发展政策评估子系统 .....	34
3.5.1 政策评估流程与模型结构设计 .....	34
3.5.2 环境社会核算矩阵编制 .....	35
3.5.3 主要计算公式 .....	42
3.6 汽车产业发展环境影响评价系统分析过程 .....	48
3.7 本章小结 .....	51
<b>第 4 章 基于 LCA 的汽车产业环境影响分析 .....</b>	<b>53</b>
4.1 汽车产业影响评价目标与范围界定 .....	53
4.1.1 汽车主要构成材料 .....	55
4.1.2 汽车标准化 .....	60
4.2 影响清单分析 .....	61
4.2.1 汽车生产阶段清单分析 .....	61
4.2.2 汽车运输阶段清单分析 .....	62
4.2.3 汽车消费阶段清单分析 .....	64
4.3 现状影响分析 .....	66
4.3.1 环境影响分析与比较 .....	66
4.3.2 环境影响空间差异分析 .....	70
4.3.3 土地利用分析 .....	78
4.4 本章小结 .....	80
<b>第 5 章 影响汽车产业发展的消费因素分析 .....</b>	<b>82</b>
5.1 中国居民交通出行问卷调查 .....	82
5.2 影响无车群体购车行为的因素分析 .....	83
5.2.1 无车群体属性分析 .....	83
5.2.2 基于 Logit 模型的无车群体购车行为影响因素分析 .....	85
5.2.3 无车群体支付意愿分析 .....	92
5.3 影响有车群体用车行为的因素分析 .....	94

## 目 录

5.3.1 有车群体属性分析 .....	94
5.3.2 基于 Logit 模型的车群体用车行为影响因素分析 .....	97
5.3.3 有车群体支付意愿分析 .....	100
5.4 本章小结.....	102
<b>第 6 章 汽车产业政策模拟与影响预测 .....</b>	<b>103</b>
6.1 汽车产业相关政策识别.....	103
6.1.1 基于政策内容的分类识别 .....	103
6.1.2 基于政策目标的多象限分类识别 .....	104
6.1.3 基于消费主体行为模型的潜在因素（政策）识别 .....	104
6.2 情景设计原则与依据.....	105
6.3 汽车产业发展环境影响预测.....	108
6.3.1 汽车产业规模效应下的环境影响 .....	113
6.3.2 汽车产业技术效应下的环境影响 .....	113
6.3.3 汽车产业结构效应下的环境影响 .....	114
6.4 环境政策对汽车产业生产与消费的影响分析.....	114
6.4.1 环境政策对产业结构的影响 .....	116
6.4.2 环境政策对消费结构的影响 .....	118
6.5 本章小结.....	119
<b>第 7 章 结论与建议 .....</b>	<b>121</b>
7.1 研究结论.....	121
7.2 未来研究建议.....	123
<b>附录 1：中国居民交通出行问卷调查 .....</b>	<b>125</b>
<b>附录 2：政策模拟模块方程组代码 .....</b>	<b>129</b>
<b>参考文献 .....</b>	<b>134</b>
<b>致 谢 .....</b>	<b>147</b>
<b>声 明 .....</b>	<b>148</b>
<b>个人简历、在学期间发表的学术论文与研究成果 .....</b>	<b>149</b>

## 第 1 章 绪论

### 1.1 中国汽车产业发展趋势与特征

转变经济发展方式、调整产业结构，是中央近年来经济工作的核心任务，也是协调发展与环境保护、推进科学发展的重要途径。当前，中国国民经济处于工业化中后期发展阶段，摆脱过度依赖重化工产业和贸易出口的发展模式，加快发展消费型产业是宏观经济调控的重要内容，大力发展汽车产业已成为拉动内需、刺激消费、调整产业结构的必然要求。

纵观“十一五”期间，中国汽车产业以平均 19% 的速度高速增长，产值占 GDP 8.7%。中国汽车产业的刚性消费需求以及与发达国家的差异显示出中国汽车产业未来发展的较大潜力。在 2008 年国际金融危机后，中国政府采取一系列拉动投资、刺激消费的政策措施取得了明显效果，其中重要的一项措施就是发展战略性新兴产业，战略性新兴产业是引导未来经济社会发展的重要力量，是世界各国国家抢占新一轮经济和科技发展制高点的重大战略，汽车产业在未来有着较大发展空间。

2012 年中国汽车拥有量 10837.8 万辆，车用成品油消费 1.5 亿吨，约占全国燃料消费总量的 55%，而我国石油对外依存度为 56.4%。2012 年中国机动车排放污染物 4612.1 万吨，其中，汽车污染物排放量占比最高，为主要贡献者，一氧化碳占比 82.5%，碳氢化合物占比 78.7%，氮氧化物占比 91.1%，颗粒物占比 95.2%。汽车产业持续快速增长，不仅拉动了钢材、冶金、石化、水泥、建材等“二高一资”原材料行业的发展，直接造成资源能源消费和环境污染排放增加，而且在产品消费阶段中消耗了大量水、汽油、天然气等资源和能源，进一步加大了资源环境压力。因此，有必要全面分析和综合评估中国汽车产业迅速发展对资源环境产生的深刻影响。

#### 1.1.1 汽车产业处于高速增长阶段

2009 年，中国汽车产量达到 1379 万辆，产量占世界比例超过 20%，居世界第一，见图 1.1。2001 年-2015 年，中国汽车产量年均增长速度 24.3%，2002 年、2003 年、2009 年和 2010 年汽车产量增长率均在 30% 以上。

中国汽车销量占全球汽车销售总量的比例不断提高，从 2001 年的 4.1% 提高到 2009 年超过 20%。与世界发达国家相比，中国汽车市场销量规模从第 7 位上升至第 1 位，如图 1.2 所示。

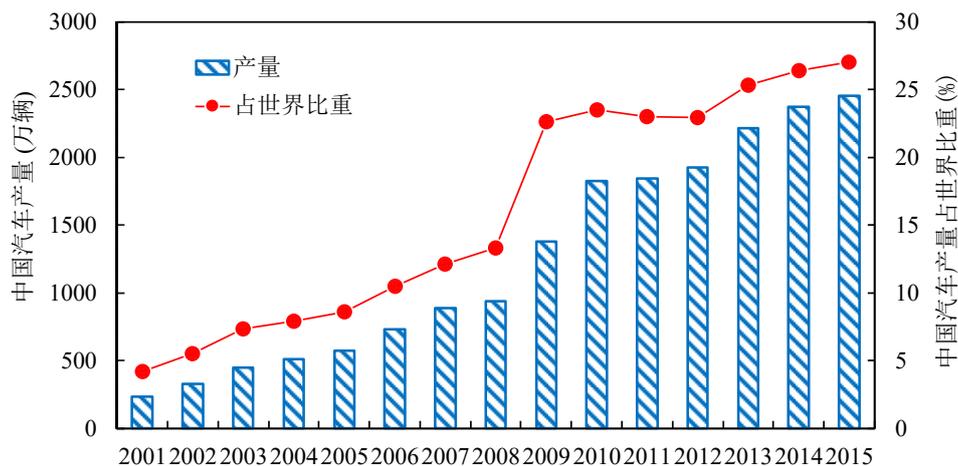


图 1.1 中国汽车产量变化趋势与世界占比

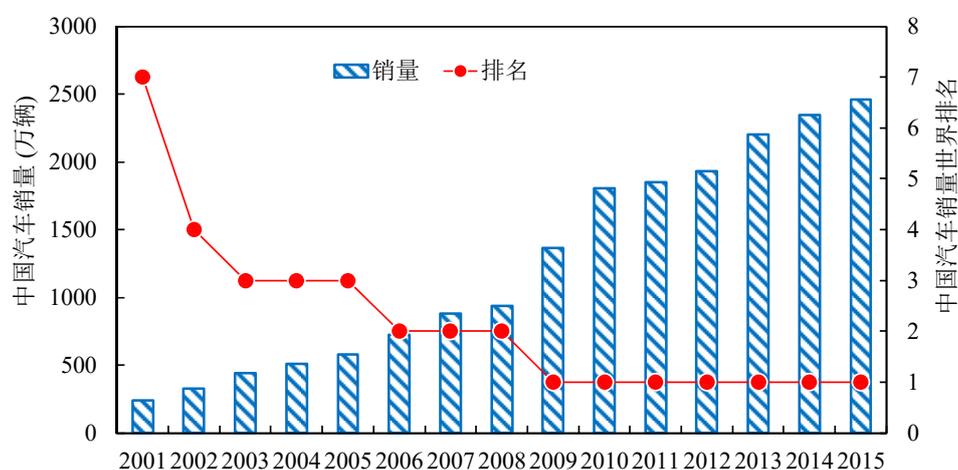


图 1.2 中国汽车销量变化趋势与世界排名

2001年-2015年，近15年中国民用汽车拥有量呈现指数增长趋势，如图1.3所示。2003年中国民用汽车拥有量仅为2053.2万辆，到2012年民用汽车拥有量已经超过1亿辆，相比2003年增加了4.3倍，年均增速达到19%。

据《机动车污染防治年报》，2012年中国民用汽车拥有量10837.8万辆，根据人口折算，千人汽车拥有量达到80.4辆，人均GDP达到6100美元。可见，中国目前处在普及期高速增长阶段，如表1.1所示，而江苏、浙江、山东、北京等经济水平高的地区开始向中速增长阶段过渡。

不仅中国民用汽车拥有量进入高速增长阶段，中国汽车产业自身也逐步形成产业集群发展模式。自2000年以来，中国经济快速发展，中国汽车产业也得到长足的发展。发展空间上，中国一些地区逐步形成汽车产业集群。截止2009年底，中国已形成六个具有规模汽车产业集群，分别为东北老工业基地集群区、长三角

集群区、珠三角集群区、京津集群区、中部集群区和西南集群区。这六大汽车产业集群是中国最大的几个汽车工业基地，分布着均为年产量10万辆级以上较大规模的整车生产企业，是中国汽车产业发展的重点(国务院发展研究中心等, 2010)。

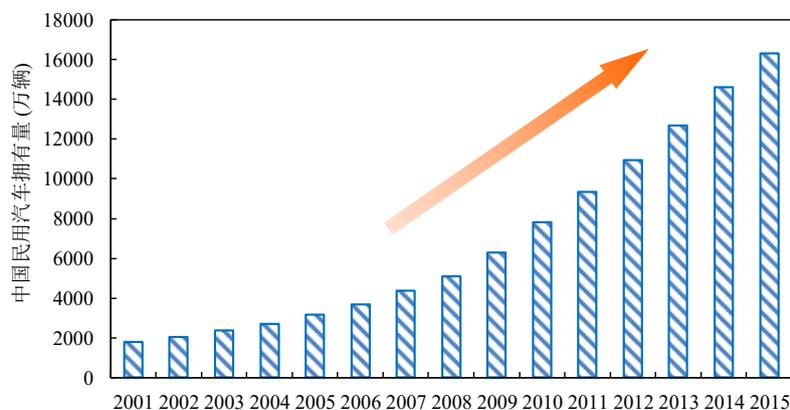


图 1.3 中国近年民用汽车拥有量变化

表 1.1 工业化国家或地区汽车需求增长的阶段特征

发展阶段	增长特征	千人汽车拥有量 (辆)	人均 GDP (1990 年国际元)	年均增速 (%)	历时 (年)
孕育期	低速增长	0-5	0-3500	-	-
普及期	高速增长	5-20	3500-4500	18-21	7-9
		20-100	4500-9000	19-20	8-9
	中速增长	100-200	9000-12000	11-12	5-7
饱和期	低速增长	200-400	12000-16000	4-5	14-16
		>400	>16000	1-2	-

资料来源：《中国新型城镇化道路、模式与政策》(2014)

### 1.1.2 汽车产业与经济增长相互促进

汽车产业占有重要地位，是中国经济增长的重要推动力，2012 年中国汽车产业总产值占全国 GDP 比重为 9.5%，占机械工业 GDP 比重为 27.5%。

汽车产业是一个关联度高的产业。汽车产业上游主要包括钢铁、有色金属、塑料、橡胶、涂料、玻璃等部门，汽车产业下游主要包括汽车销售、维修保养和汽车保险等部门。汽车是一种高度深加工的产品，也是一种典型的耐用消费品。产品位于产业链末端，加工制造过程需要消耗许多工业产品，不但可以拉动钢铁、有色金属、化工等上游产业的发展，而且也能够带动汽车维修、保养、交通运输、公路建筑、旅游等下游产业的发展(颜炳祥, 2008)。

汽车产业的发展离不开经济的推动以及人民生活水平的提高，随着人均 GDP 的增长，近 20 年，中国私人汽车拥有量不断增长，呈现快速增长趋势，见图 1.4。以 2012 年为例，中国私人汽车拥有量已超过 8838 万辆。

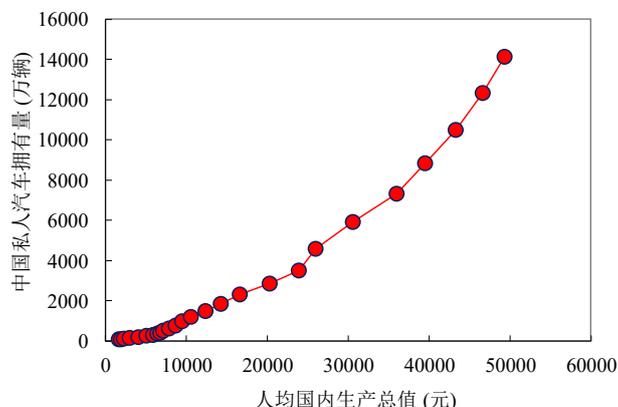


图 1.4 中国人均国内生产总值与私人汽车拥有量关系图

虽然中国各地区经济发展水平不同，私人汽车拥有量也存在差距，但通过线性回归分析（图 1.5）发现，各地区私人汽车拥有量与所在地区生产总值呈正相关性，即私人汽车拥有量随着所在地区生产总值的提高而不断增加。以 2012 年为例，中国各地区生产总值与私人汽车拥有量的相关系数达到 0.86。可见，经济发展对于汽车消费有巨大推动作用，同理，各地区人均生产总值与千人私人汽车拥有量也具有很强的相关性，经济增长与个人消费能力的提高促进了汽车消费的增长。

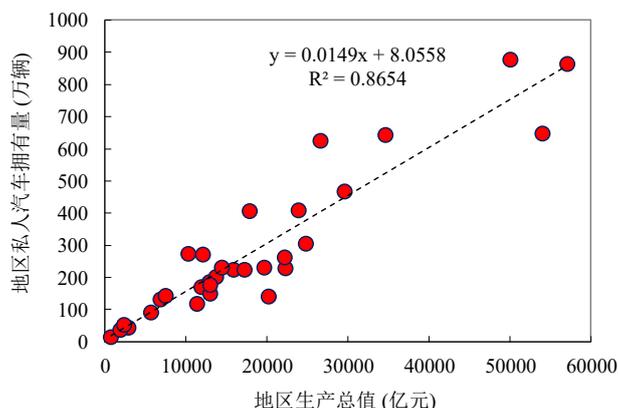


图 1.5 中国各地区生产总值与私人汽车拥有量关系图

中国汽车市场规模进入快速扩张阶段。2001 年汽车销量 236 万辆，居世界第 7 位，中国汽车销量逐年增加，中国汽车销售量占全球比例从 2001 年的 4.1% 迅速提高到 2010 年的 20% 以上。自 2009 年，中国汽车产销量已超过欧盟、美国和日

本，居世界第一。到2012年消费市场规模达到1930万辆，2001年-2012年保持了年均22%的增幅。中国已成为全球最大的汽车生产国与消费市场。

中国千人汽车拥有量与人均GDP相关系数达0.84。汽车产业是中国拉动经济增长、国内消费的重要推动力。汽车的出现不断改变着人们的出行方式，随着人均GDP的增长，中国私人汽车拥有量快速增长，中国人均GDP每提高1000元，私人汽车拥有量增加约258.6万辆，每千人拥有私人汽车提高近2辆，越来越多的居民选择购买和使用汽车，汽车普及率快速提高，中国已步入汽车社会。但与发达国家相比，中国汽车产业在未来有着较大的发展空间，如图1.6所示。

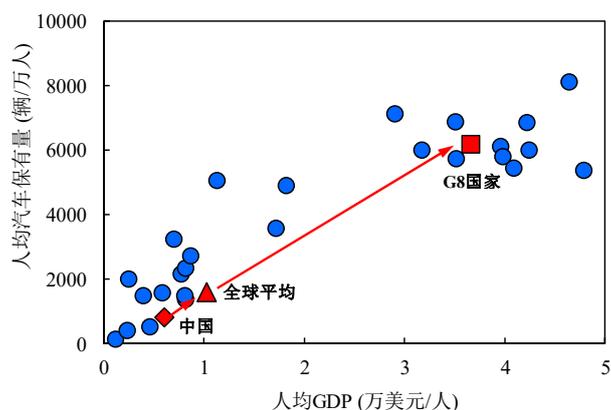


图 1.6 世界主要国家人均汽车拥有量与人均 GDP 关系图

### 1.1.3 汽车产业具有产业链广、关联度高、带动性强的特征

汽车产业集中度高、关联性强、价值链长，具有很强的行业拉动效应。通过直接消耗系数、直接分配系数、间接消耗系数、间接分配系数测算，与汽车产业相关的部门有汽车制造业、钢压延加工业、有色金属冶炼及合金制造业等，如图1.7所示。

根据全国139部门投入产出表，汽车产业的发展拉动了90多个行业发展，前向直接拉动主要涉及钢压延加工业，其他通用设备制造业，批发零售业，泵、阀门、压缩机及类似机械的制造业，橡胶制品业，塑料制品业等10多个部门；前向间接拉动主要涉及电力、热力的生产和供应业，有色金属冶炼及合金制造业，石油及核燃料加工业等30多个部门；后向直接拉动主要涉及道路运输业，城市公共交通业，其他服务业等30多个部门；后向间接拉动主要涉及商务服务业，租赁业，环境管理业等近90个部门。以2012年为例，中国汽车制造业拉动了相关行业产值约354088亿元，约为自身产值的7倍，对社会经济发展起着巨大的拉动作用。

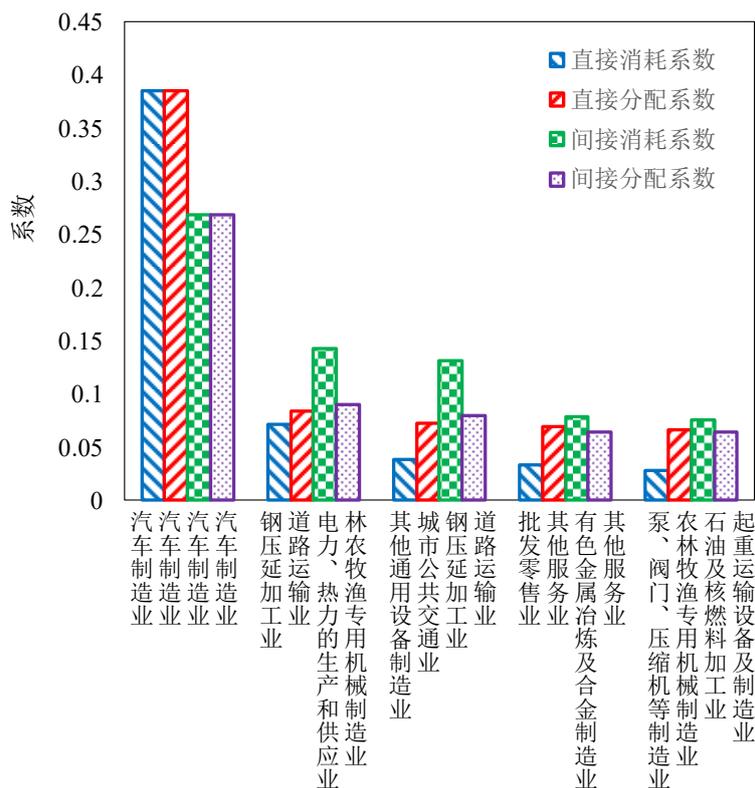


图 1.7 汽车制造业与其他产业的关联度

## 1.2 中国汽车产业发展与资源环境关系

中国改革开放三十多年来经济迅速发展，已经成为全球的经济发动机，但也面临着非常严峻的资源与环境问题 (Xu and Zhang, 2007; Zhu et al., 2007)。汽车产业发展具有潜在的重大环境影响。

### 1.2.1 汽车产业快速发展造成大量的资源与能源消耗

在生产阶段，汽车产业的持续快速增长，不仅拉动了钢材、冶金等“二高一资”行业的经济增长，而且造成此类行业钢材、生铁、铝、橡胶等原材料大量消耗。

在消费阶段，2012年中国汽车拥有量 10837.8 万辆，超过了 1 亿辆，车用成品油消费 1.5 亿吨，约占全国燃料消费总量的 55%，而我国石油对外依存度为 56.4%。中国汽油表观消费量 8684.1 万吨，柴油表观消费量 16972.1 万吨，比上年分别增长 12.3%和 1.5%。随着汽车拥有量和消费市场的快速增长，每年新增汽车消耗的成品油约 2000 万吨，势必造成成品油消费总量的快速增长和较高的石油对外依存度，给我国能源消耗造成巨大的压力，中国汽车产业发展与能源消耗矛盾也日益突出。

### 1.2.2 汽车产业发展对大气环境影响日益明显

在消费阶段,除了能源的大量消耗,1980年-2010年,中国汽车一氧化碳(CO)、碳氢化合物(HC)、氮氧化物(NO<sub>x</sub>)和颗粒物(PM)排放量呈现增长趋势,2010年以后国家虽然采取了一系列措施,排放量有所控制,但仍然处在高排放量状态,如图1.8与1.9所示。据《中国机动车污染防治年报》,2012年,中国机动车排放污染物4612.1万吨,汽车污染物排放量占比最高,其排放的CO占比82.5%,HC占比78.7%,NO<sub>x</sub>占比91.1%,PM占比95.2%。

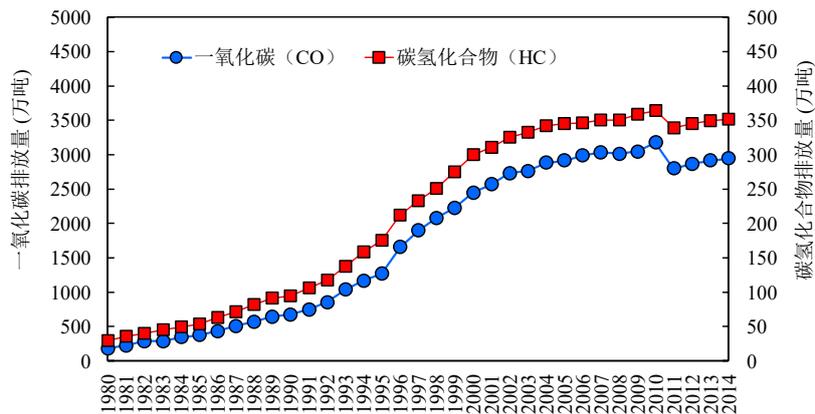


图 1.8 中国汽车一氧化碳、碳氢化合物排放量变化趋势

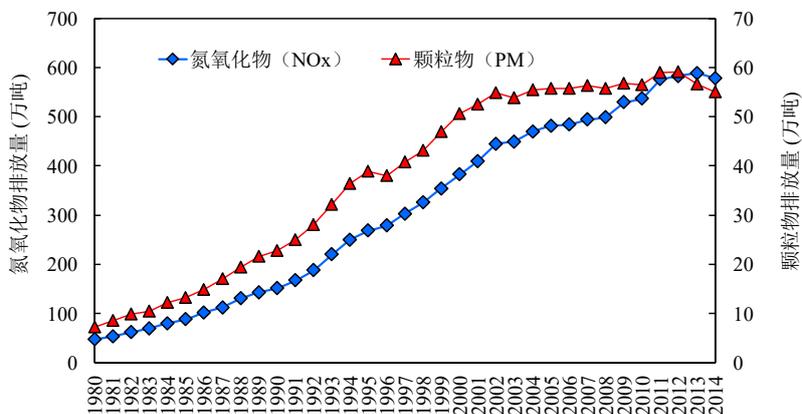


图 1.9 中国汽车氮氧化物和颗粒物排放量变化趋势

### 1.2.3 汽车产业发展对土地利用的影响增强

汽车拥有量高速增长,但公路里程增长滞后于民用汽车拥有量的增长速度,如图1.10所示。2012年,中国公路里程423.8万公里,每公里汽车拥有量达到25.6辆。汽车需求的显著增加、拥有量的快速增长给城市用地带来巨大压力。中国的

汽车拥有量仍然在快速增长 (Wang et al., 2011), 预计到 2050 年, 中国的汽车拥有量将接近 6 亿辆 (Hao et al., 2011; Huo and Wang, 2012), 其中汽车私人汽车拥有量的比例将超过汽车总拥有量的 85%, 私人汽车的需求为汽车产业发展的主要驱动力 (Hao et al., 2011)。

中国主要城市汽车每万平方米道路车辆的密度超过 200 辆/万平方米, 北京已接近 600 辆/万平方米。为缓解拥堵, 各个城市不断新修或扩建道路。城市道路面积占建成区面积比例逐步提高, 如图 1.11 所示, 自 2008 年起, 此比例已超过 12%, 对城市土地利用带来巨大压力。

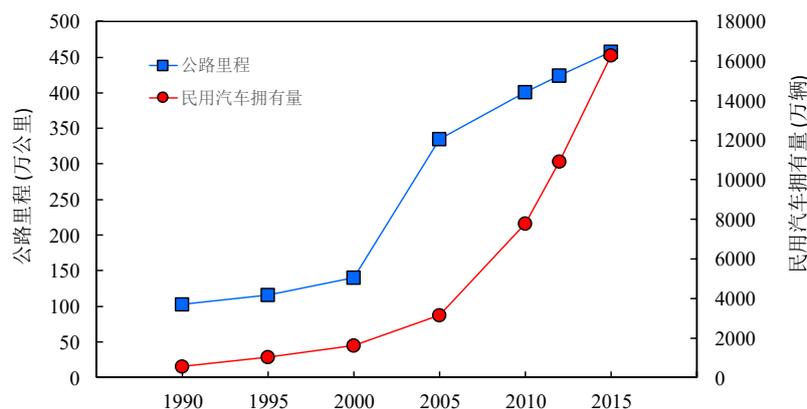


图 1.10 中国公路里程与民用汽车拥有量变化趋势

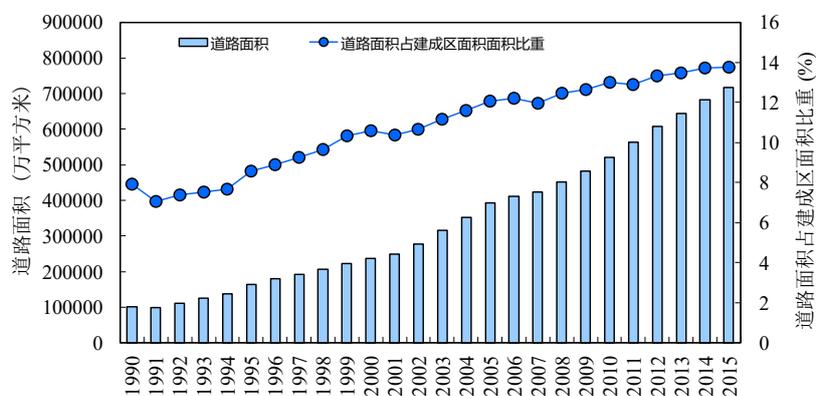


图 1.11 中国道路面积及道路面积占建成区面积比重的关系比较

### 1.3 研究目的、意义与主要内容

汽车产业是中国经济增长重要驱动力, 具有上下游关联度高、带动性强的特征, 自身发展还会带动关联行业的发展。随着私人汽车普及率提高, 中国已步入汽车社会, 与发达国家相比, 中国汽车产业有较大发展空间。然而, 汽车产业高

速发展，汽车生产和消费阶段带来大量资源能源消耗、污染排放等问题日益突出。可见，汽车产业处在经济、社会、环境耦合系统中，如图 1.12 所示。

经济-社会-环境协调发展是一个综合的、复杂的系统工程，不仅涉及这三大领域的内容，还具有开放性、相互作用等特征，如图 1.13 所示。此特征决定了经济-社会-环境协调发展研究的复杂性，不能单纯从一个定性、单角度开展研究，因此，有必要从系统角度，综合评估汽车产业发展所带来的资源环境、经济和社会的影响，及其相互作用关系。

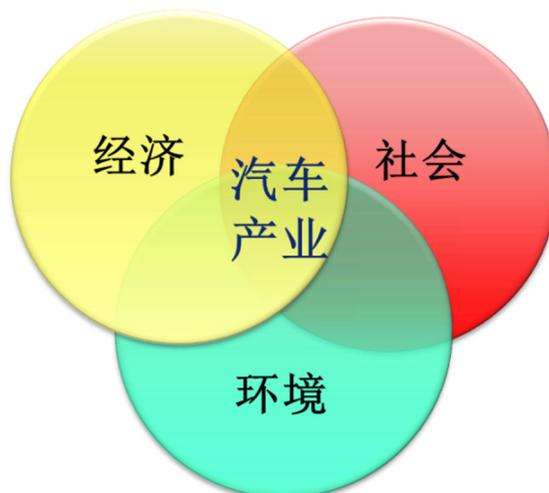


图 1.12 汽车产业与经济、社会、环境系统关系示意图

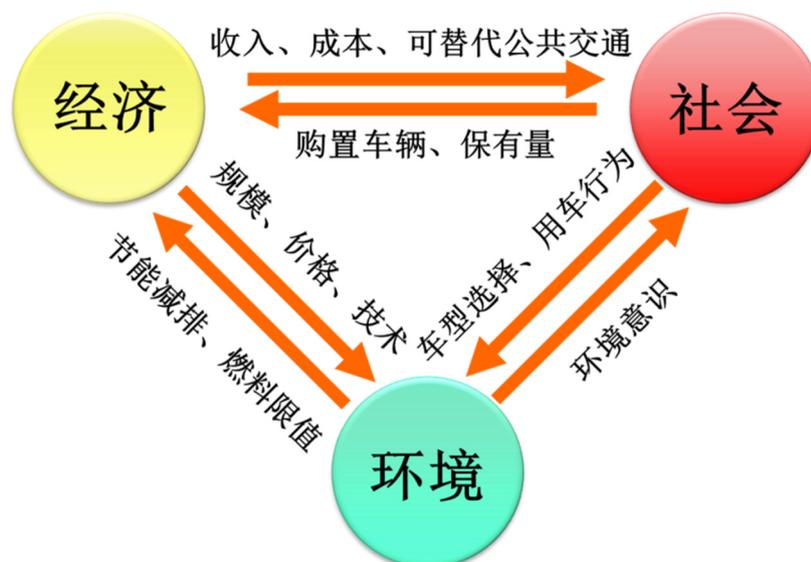


图 1.13 汽车产业在经济、社会、环境系统中的相互作用关系示意图

### 1.3.1 研究目的与意义

消费是社会再生产过程中的最终环节，也是非常重要的环节。它是指利用社会产品消费来满足人们各种需要的过程。为了研究的系统性和统一性，对消费型

产业作如下定义：广义上的消费型产业指不局限于单一的部门，涉及居民日常消费的衣、食、住、行、用和服务的各类消费产品全生命周期内各行业的总称。它以消费者为核心，以消费为导向，产品用于居民消费，可直接被消费者购买或使用，消费直接拉动产业的发展。本研究认为典型消费型产业除了具有广义上的消费型特征外，还在国民经济中有重要作用，所涉及的上下游产业链广、关联度高、带动性强，且发展具有潜在的重大资源环境影响，如汽车产业。因而，本研究以汽车产业作为研究对象。

我国处于工业化中后期发展阶段，大力发展汽车产业此类消费型产业已成为拉动内需、刺激消费、调整产业结构的必然要求。发展模式的转变将带来一系列规模、技术、结构上的深刻变化。汽车产业的资源、环境压力也随之变化，因此，识别汽车产业发展所带来的环境影响对于汽车产业可持续发展显得必不可少。

从《中华人民共和国环境影响评价法》第一条，可见其立法的目的，即促进经济、社会 and 环境的协调发展。环境影响评价制度为我国环境保护参与社会经济发展综合决策，促进可持续发展提供重要保障(毛显强等, 2014)。因而，促进可持续发展也是开展环境影响评价研究的着眼点。

战略环境影响评价是环境影响评价的原则在政策、计划与规划层面上的应用，层次更高，具有系统性、综合性和整体性的特征，涉及环境、经济、社会三个维度(高吉喜等, 2016; 李巍等, 1998; 2010; 刘芳文等, 2015)。李巍等人提出综合集成的环境影响评价方法学的基本构想，包括定性与定量结合、整体论以及社会、经济、环境效益相结合的集成，并建议加强集成方法论在环境影响评价中的应用研究(李巍等, 1998)。可见，环境影响评价研究有必要考察评价对象在经济、社会 and 环境的相互作用关系，评估和预测评价对象的资源环境影响，并促进经济、社会 and 环境协调发展。

中国已经开展了大量项目层面环境影响评价，但很难有效降低整体环境压力，抑制生态破坏，究其原因并不能从源头解决环境问题。环境影响评价应着眼于规划、政策的战略层面，从源头参与综合决策，协调社会经济发展与环境保护的关系。规划环境影响评价不仅遵循早期介入原则，还应将与之相关的政策、规划、计划等相联系，做综合性考虑。然而，《规划环境影响评价技术导则》(HJ 130-2014)方法学研究不足以支撑种类繁多、不同模式的专项规划，滞后于中国当前环境影响评价的实践需求，需要建立一整套技术标准体系(包存宽等, 2013)。

利益相关方的参与和沟通在环境影响评价中具有意义，O'Faircheallaigh 认为公众参与是公众实现决策者角色的一种机制(O'Faircheallaigh, 2010)，政策客体的理解是政策实施的重要条件，环境影响评价中的公众参与可促进公众意识到政策实施

潜在的环境影响(李天威等, 2016)。公众参与的理论与实践依然是环境影响评价研究领域的重点内容(孙明宇等, 2016)。因此, 环境影响评价研究不可忽视公众参与。通过座谈、问卷或访谈等社会学范式方法了解公众作为利益相关方对规划、政策的认识程度, 及公众与规划、政策之间的关系, 获得公众作为利益相关方哪些决策和行为方式可能带来环境影响。从决策源头识别关键因素的研究是非常必要的。

战略环境影响评价多针对规划项目、区域开展 (Bao et al., 2004), 对行业的战略环评则少有报道 (Zhu et al., 2008)。战略环境影响评价的理论与方法尚处于探索阶段, 对国家行业层面的实践尚缺乏。

基于上述考虑, 本研究的目的是建立消费型产业发展环境影响评价技术框架, 以汽车产业为案例, 分析汽车产业生产和消费全过程环境影响的关键因素, 预测和评估产业中长期发展导致的资源环境影响, 从环境保护的角度提出汽车产业可持续发展对策和建议。

已有研究视角包括汽车作为一种产品的生命周期分析; 汽车在生产过程中的资源需求; 不同技术水平的汽车或零部件, 资源环境影响对比分析; 汽车作为交通结构的组成部分; 个体消费行为对汽车选择行为的影响等。

但存在一些不足: 首先, 研究对象上, 已有研究多关注零部件、单车或某类车, 自 2009 年起, 中国汽车产销量已居全球第一, 不能仅从零部件、单车角度来分析一个产业的环境影响。其次, 研究领域上, 多立足于生产领域研究, 汽车产业作为消费型产业, 不能忽视消费领域的环境影响研究。最后, 汽车产业是国民经济系统的重要组成, 与其他产业关联度高, 不能忽视汽车产业对其他产业的影响研究。有必要对中国汽车产业环境影响进行系统性研究。

因此, 在评价汽车产业环境影响的过程中, 仍然存在着需要解决的问题, 包括:

(1) 针对上下游产业链广、关联度高、带动性强、消费拉动型的汽车产业, 如何建立适用于此类消费型产业环境影响评价的技术路线?

(2) 如何识别影响消费端, 即居民购车与用车决策的关键因素, 如何实现消费主体决策行为与经济系统、环境系统耦合模拟?

(3) 如何评估汽车产业相关政策对污染物减排潜力, 以及对其他产业的影响, 并提出有效对策?

综上所述, 首先, 从经济-社会-环境耦合系统角度, 有必要全面分析和系统评估我国汽车产业迅速发展对资源环境产生的整体性影响, 探究经济、社会、环境协调发展的平衡点;

其次，从科学意义上，我国已有的环境影响评价重点围绕规划、项目、土地、区域、海域等开展，有必要以汽车产业为例建立消费型产业环境影响评价的研究框架；

最后，从实践意义上，运用战略环境评价的模式和方法对汽车产业发展的中长期资源环境影响进行分析预测和评估，对保障汽车产业持续健康发展、促进经济结构优化调整具有重要的实践意义。

### 1.3.2 技术路线与研究内容

基于上述研究目标，本论文的研究内容主要包括以下几个方面：

(1) 汽车产业环境影响评价数据库构建：调研汽车生产主要工艺流程、产品结构、技术水平，收集和整理不同类型汽车的主要构件材料清单；

(2) 汽车产业环境影响评价模型构建：建立以生命周期分析、离散选择模型为基础，结合消费意愿调查，构建消费账户拓展的一般均衡模型，形成消费型产业环境影响评价的系统方法学；

(3) 提出以生产/消费、直接/间接为主要维度的环境影响辨识框架；计算汽车产业资源环境的整体影响、间接影响及各维度的贡献率，识别资源消耗、污染排放的关键控制部门/环节；

(4) 构建基于消费主体行为的模型，开展社会学调查——中国居民交通出行问卷调查，运用支付意愿与离散选择模型识别影响居民购车与用车行为的关键因素，分析和识别潜在因素（政策）的影响；

(5) 基于一般均衡理论构建汽车产业政策评估模型，编制 2012 年环境社会核算矩阵（ESAM）表，计算汽车产业不同环境政策冲击下对经济的影响；

(6) 从规模、技术、结构角度，运用综合评估模型预测生产方、消费方、政策方外生变量变化驱动下资源环境变化趋势。

本研究的技术路线及各章节对应如图 1.14 所示。首先，对消费型产业发展趋势做概述分析。其次，识别消费型产业的关联行业、消费型产业的资源环境特征，并界定研究范围，本研究界定的消费型产业主要有以下特征：①产品可被居民直接购买使用，②在国民经济中有重要作用，上下游产业链关联度高，③具有重大潜在资源环境影响。再次，以生命周期分析方法为基础，对消费型产业环境影响现状进行评价，同时，模拟影响消费主体行为的关键因素，识别潜在的虚拟政策因素。最后，通过对其相关产业发展、环境等政策的梳理，运用情景分析和一般均衡模型，模拟生产方、消费方、政策方外生变量的变化，预测不同规模、技术、结构情景下消费型产业的环境影响，以及环境政策作用下的经济影响。

论文包括 7 个章节。第 1 章为绪论，概述产业发展趋势、特征以及与资源环境关系，介绍研究的背景、目的与意义、研究问题、主要研究内容。第 2 章综述汽车产业环境影响研究对象的进展及其使用的方法学。第 3 章详细介绍本研究开发的汽车产业发展环境影响评价系统分析过程与模型构建，包括汽车产业环境影响识别模块、消费主体行为模块、政策模拟模块。第 4 章运用环境影响识别模块，识别出汽车产业基准年整体性环境影响、生产/消费影响、直接/间接影响及空间差异性。第 5 章对《中国居民交通出行问卷调查》结果进行统计分析，运用消费主体行为模块，通过 Logit 模型和支付意愿方法识别影响无车群体购车决策和有车群体用车行为的关键因素。第 6 章运用情景分析方法模拟不同规模、技术、结构情景下，汽车产业资源环境影响变化，并通过构建的汽车产业环境可计算一般均衡模型，模拟环境政策对生产结构、消费结构的影响。最后，第 7 章得出本研究的主要结论，提出政策建议及进一步研究的方向。

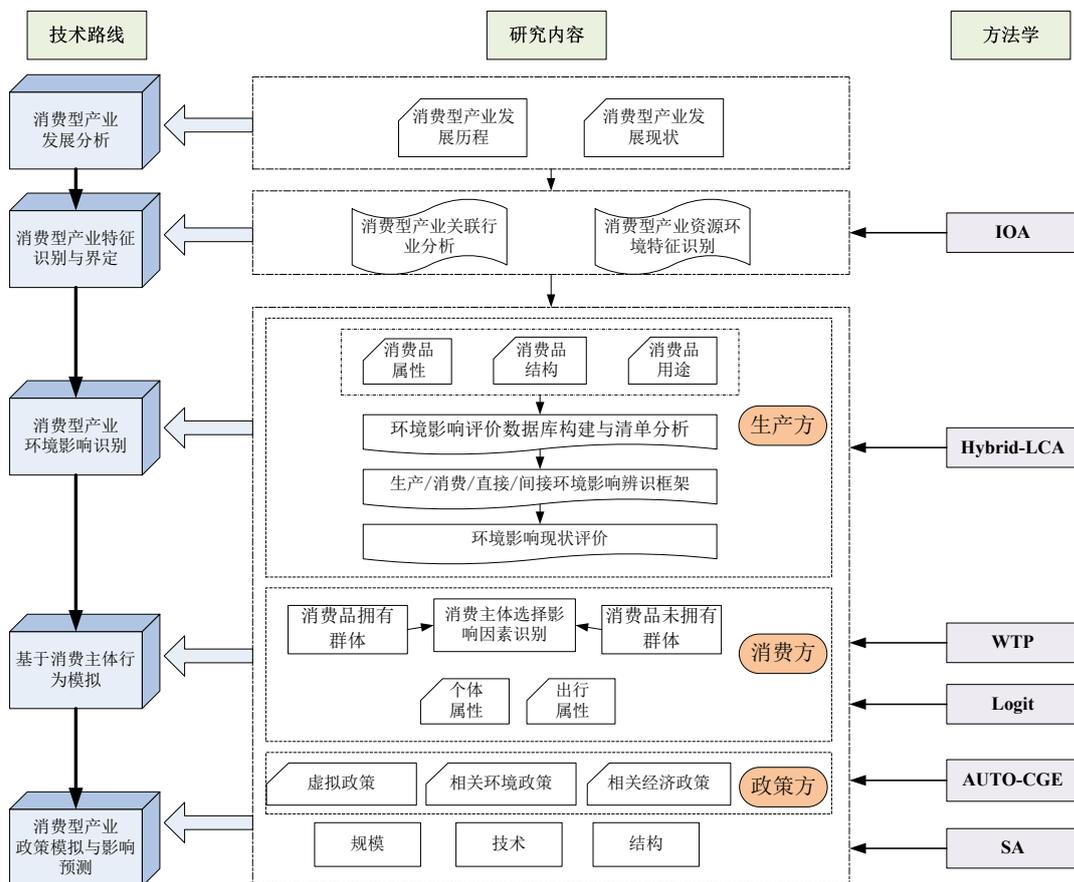


图 1.14 技术路线图

## 第2章 汽车产业环境影响研究进展与方法学综述

### 2.1 汽车产业环境影响研究进展

汽车环境影响评价对象多为单车 (Geyer, 2008; Volkswagen, 2010)与某零部件 (Sullivan et al., 2013), 如车门 (Puri et al., 2009)、保险杠 (Ribeiro et al., 2008)、引擎盖和车身等 (Hakamada et al., 2007)。中国汽车产业环境影响研究工作多集中在拥有量、能耗与温室气体排放现状及变化趋势分析。汽车电动化与轻量化是减少能源消耗与温室气体排放, 从而实现汽车产业的可持续发展的两种可能的重要途径 (Faria et al., 2013; Kim and Wallington, 2013)。

#### 2.1.1 汽车电动化

汽车电动化是指采用纯电动汽车、混合动力车或插电式混合动力车替代传统内燃机车, 目前电动车经历了十几年的发展, 在减少能耗与污染物排放方面取得了重要的进展, 并具有良好的前景 (Bradley and Frank, 2009; Faria et al., 2012; Shen et al., 2012)。从生命周期角度, 电动车结合低碳动力来源, 如生物质能、天然气, 利于汽车行业减排 (Hawkins et al., 2013; Ou et al., 2012; Ou et al., 2010; Ou et al., 2013; Shen et al., 2012)。电池技术的发展对电动车的推广使用及行业可持续发展至关重要 (Faria et al., 2013; Faria et al., 2012; Graedel and Allenby, 1998)。电池的性能与电能的来源是电动车全生命周期环境影响的关键性因素。

#### 2.1.2 汽车轻量化

汽车轻量化是指使用轻型材料减少车重来降低油耗, 进而提高燃油经济性和减少温室气体排放 (Alonso et al., 2012; Koffler and Rohde-Brandenburger, 2010; Mayyas et al., 2012)。汽车轻量化可以通过使用铝 (Das, 2000; Geyer, 2008)、镁 (Du et al., 2010a; Hakamada et al., 2007; Tharumarajah and Koltun, 2007)、高强度钢 (Kim et al., 2010)、碳纤维 (Das, 2011)等更轻的材料替代传统的钢、铁材料来实现。铝、镁、高强度钢、碳纤维等轻量化材料在生产环节的能耗往往高于传统钢铁材料。例如, 生产铝的能耗约为 26-249 MJ/kg, 生产镁的能耗约为 39-360 MJ/kg, 均高于传统钢材的生产能耗 (仅为 12-54 MJ/kg) (Kim and Wallington, 2013)。碳纤维材料的生产则需要更高的能耗, 大约是传统钢材能耗的 14 倍 (Das, 2011)。轻型材料的循环再生对能否有效减少温室气体排放影响显著 (Hakamada et al., 2007; Ribeiro

et al., 2007; Schmidt et al., 2004)。从全生命周期的角度来看,轻量化材料的清洁生产与循环使用对汽车行业的环境影响显著 (Kim and Wallington, 2013)。

### 2.1.3 汽车拥有量预测

汽车拥有量预测的方法包括国际经验推算、通过城镇化率与汽车拥有量相关性估算、基于 Logistic 模型预测等。国际经验推算,根据中国人均 GDP 和汽车拥有量历史数据,判断所处的发展阶段,参考发达国家汽车拥有量各阶段增幅,预测中国汽车产业今后增速。简新华和黄锟(2010)发现城镇化率和汽车拥有量具有指数函数关系,可通过城镇化率与汽车拥有量相关性估算。Logistic 模型最初用于人口预测,该模型能够较好的描述汽车拥有量这类有界增长模式,即“S”增长模式(蒋艳梅等, 2010; 任玉珑等, 2011)。

中国汽车拥有量呈迅速增加趋势,预计到 2050 年,中国汽车拥有量将达到 6 亿;私人汽车的需求为中国汽车拥有量增加的主要驱动力,预计到 2050 年,私人汽车拥有量占汽车总拥有量的 85% (Hao et al., 2011; Huo and Wang, 2012)。汽车拥有量的迅速增加将带来更加显著的能源消耗与环境污染问题 (Dargay et al., 2007; Meyer et al., 2007)。

### 2.1.4 汽车产业环境影响评价指标

汽车产业的主要环境影响评价指标包括固废、气废、液废 (Graedel and Allenby, 1997), 能源消耗以及水资源消耗(Berger et al., 2012)。中国汽车行业的环境影响评价主要集中在新能源汽车发展对汽车行业能耗与温室气体排放的影响,多使用生命周期分析与情景分析的方法 (Ou et al., 2012; Ou et al., 2010; Ou et al., 2013; Shen et al., 2012)。而对汽车产业的其他的重要排放指标,如化学需氧量 (COD)、氨氮 ( $\text{NH}_3\text{-N}$ )、二氧化硫 ( $\text{SO}_2$ ) 和氮氧化物 ( $\text{NO}_x$ ) 等,却少有报道。而这四项指标是中国国民经济和社会发展第十二个五年规划纲要中重点控制的污染物,因此,对中国汽车产业这四项指标的影响评价是非常必要的。

## 2.2 自底向上方法

### 2.2.1 生命周期分析

运用生命周期分析的方法进行研究的学者通常采用的是生命周期评价 (Life Cycle Assessment, LCA), 生命周期评价起源于 20 世纪 60 年代,最初的研究主要

围绕能源、原材料消耗和废弃物排放等方面，但对潜在环境影响的考虑和分析较少(杨倩苗, 2009)。

国际环境毒理学和化学学会 (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) 在 1993 年出版了《生命周期评价纲要: 实用指南》，该报告具有纲领性，把生命周期评价描述成 4 个相互关联的组分组成三角形模型，包括目标定义和范围界定、清单分析、影响评价和改进评价，如图 2.1 所示。

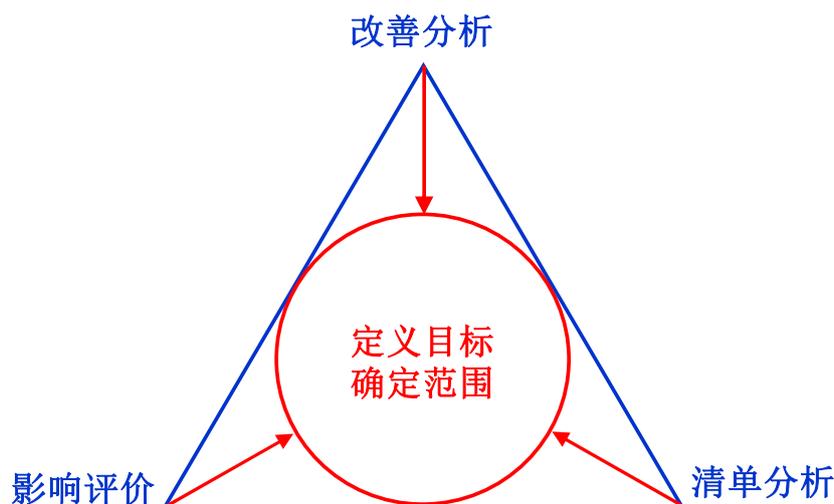


图 2.1 SETAC 生命周期分析框架图

生命周期分析能够评价一种产品从原料采集、运输、产品生产、运输、使用到处置与资源回收全过程的环境影响。生命周期分析包括目的与范围界定、清单分析、影响评价与结果解释四部分 (ISO14040, 2006; ISO14044, 2006; Pennington et al., 2004; Rebitzer et al., 2004)。生命周期分析能够有效识别环境影响的关键因素，具体到某一时期或者某一地点，经过十几年的发展分析方法已经趋于成熟 (Finnveden et al., 2009; Guinée et al., 2011; Klopffer, 2012)。近年来生命周期分析方法取得的主要研究进展包括：(1) 数据采集与数据库的完善 (Choi et al., 2012; Cooper et al., 2012; Sonnemann et al., 2011)，(2) 多种不确定分析方法的建立与完善 (Andre and Lopes, 2012; Lloyd and Ries, 2007)，(3) 标准化软件的开发与应用，主要软件包括 Gabi、Simapro (Vince et al., 2008) 和具有中国本土数据库的 eBalance 等，(4) 应用范围从一种产品拓展到加工工业 (Jacquemin et al., 2012)、城市发展 (Li et al., 2007) 和可持续管理 (Thorn et al., 2011)，(5) 生命周期分析方法的拓展，如 consequential LCA (Earles and Halog, 2011) 和 hybrid LCA methods (Suh and Huppel, 2005; Suh and Nakamura, 2007)。因此，生命周期分析方法在不断的改进，是一种评价产品从摇篮到坟墓全过程环境影响的有效工具。

生命周期分析作为产业生态学的核心分析工具，在汽车研究领域得到广泛的应用，将汽车作为一种产品识别资源环境问题，分析汽车产业价值链的具体环节（如材料生产、制造与装配、使用与服务、回收利用），侧重研究汽车生命周期过程中所产生的环境负荷，提出通过设计、管理等减少环境负荷的措施。

刘凯辉和徐建全(2016)，利用生命周期理论，对电动汽车的驱动电机开展了全生命周期的环境排放和资源消耗评估。研究结果表明，全生命周期下驱动电机的酸化潜势在环境排放中最高，其次是全球增暖潜势，再次是光化学氧化剂形成潜势；使用阶段的环境影响较高，其次是原料获取与制造阶段；各区域电网的环境排放影响不同，华东电网最高，其次是东北电网，再次是西北电网、华北电网和南方电网，而华中电网影响最小(刘凯辉和徐建全, 2016)。

中山大学曾雪兰等(2015)，基于生命周期理论，对广州佛山二期地铁轨道交通的能耗与碳排放进行分析。研究结果表明，广州佛山二期地铁比燃油机动车具有更高的能源利用效率，同时也具有较高的节能减排潜力。该地铁对缓解佛山市车辆增长具有积极作用(曾雪兰等, 2015)。

Diao 等(2016)，考虑了中国的非经济性电动车促进政策，对电动车和传统内燃机汽车的生命周期成本进行了核算比较。核算结果表明，在没有补贴而仅有非经济性的促进政策情况下，电动车生命周期成本的经济竞争优势暂时仍不及传统内燃机汽车。需要通过国家和地方补贴的方式弥补差距，来提升电动车的经济性。而在大城市，非经济性电动车的促进政策，如不限购，不限行，则可以凸显电动车的优势(Diao et al., 2016)。

中科院生态中心施晓清等(2015)，对北京电动出租车和燃油出租车开展了生命周期环境影响评价与比较。主要对比的是迷迪电动汽车和现代燃油汽车两种车型。迷迪电动汽车在削减化石能源消耗方面具有一定优势，但生产阶段尤其是动力系统生产阶段生态环境影响却有增加的趋势。在使用阶段，电力生产是迷迪电动车的环境排放主要来源，尾气排放和汽油生产是现代燃油车的环境排放主要来源(施晓清等, 2015)。

Onat 等(2016)利用生命周期分析对比了内燃机、混合动力、插电式混合动力以及电池电动汽车，电动汽车为最佳的替代传统内燃机汽车的方案，具有最小的环境影响(Onat et al., 2016)。

除了对某一类整车，或不同车型比较研究，不少学者还对汽车零部件和车用燃料开展了生命周期评价工作。

中国汽车技术研究中心的孙铎等(2016)，利用生命周期评价方法，对中国某汽车生产企业生产的汽油发动机的生命周期环境影响进行了评价，各类环境排放指

标中均在使用阶段影响最大,贡献比重达 48%-94%,其次是原料获取阶段(孙锌等, 2016)。

湖南大学李娟等(2015),对某款汽车的发动机缸盖的材料进行全生命周期的资源消耗和环境影响进行评价,对比了铸铁和铝合金两种材料。铝合金缸盖环境资源影响整体小于铸铁,轻量化利于节能减排。两种金属的回收再利用具有正效益。控制铝合金的电解生产过程的资源环境影响,将进一步降低铝合金的环境影响(李娟等, 2015)。

陈效儒等(2016),对汽车座椅的轻量化的生命周期环境影响开展研究,结果表明,材料的生产阶段、汽油燃烧阶段以及废弃回收阶段为主要污染阶段;电解法制备的铝和镁替代钢作为座椅主材料,可以实现轻量化要求,并降低环境排放(陈效儒等, 2016)。

意大利 Delogu 等(2016),利用生命周期评价法,对仪表盘的两类增强组分,传统的滑石粉和新型的空心玻璃微球,开展了对比研究。新型的玻璃微球生命周期环境影响略小(Delogu et al., 2016)。

美国的 Sen 等(2017),利用生命周期,对不同动力来源的重型卡车开展环境影响评价,动力来源主要包括电池、生物柴油、压缩天然气、混合动力以及传统的柴油。研究表明,电池电动卡车尽管成本略有增加,但整体环境影响最小。若使用清洁电厂发电作为电力来源,电厂电动卡车可以减排 63%的温室气体(Sen et al., 2017)。

Hao 等(2017)对以煤炭作为来源的不同衍生燃料,包括甲醇、二甲醚、煤制油,作为汽车动力的生命周期环境影响进行了综合分析比较。煤衍生燃料面临着不少挑战,煤炭资源和水资源消耗,以及温室气体排放。煤形成不同的衍生燃料,在能源、环境、经济各个方面有不同的影响。甲醇燃料建议在煤炭资源丰富的省临近煤炭资源的地区使用。煤制油为燃料可应对高波动的石油价格,而二甲醚则主要作为储备技术,暂不能被广泛应用(Hao et al., 2017)。

瑞典的 Zackrisson 等(2016),对锂空电池的生命周期进行了评价,结果表明,生产过程在各环节中环境影响最大,而在使用过程中,电池的损耗产生的环境影响较高(Zackrisson et al., 2016)。

美国福特汽车公司的 Kim 等(2016),基于美国环保署的数据,对轻量化汽车的生命周期中的燃料使用过程开展研究,提出了新的单位重量燃料消耗和燃料减量值的计算方法(Kim et al., 2016)。

从生命周期评价的发展历程和应用中可以看出,此方法的优点是对研究对象的全生命周期进行分析,可以比较全面的评价产品的整体环境影响,及在各个阶

段的环境影响，便于比较不同产品。该方法主要运用于产品的环境影响评价，已有研究较少从产业层面进行环境影响评价；难点之一是对生命周期评价对象的边界范围进行准确的界定。

### 2.2.2 离散选择模型

在汽车行业消费领域的研究中，最常用的方法包括：Agent-based 模型（Agent-based Model）(Brown, 2013; McCoy and Lyons, 2014; Natalini and Bravo, 2013)，系统动力学模型（System Dynamic Model）(Ardilaa and Francob, 2013; Linder, 2011; Shepherd et al., 2012)和离散选择模型（Discrete Choice Model）(He et al., 2014; Lee et al., 2012; Nemry and Brons, 2010)。这三种方法的区别主要在于以下三个方面：

(1) 尽管三种方法都可以预测市场渗透率（Market Penetration Rate），但前两种方法 Agent-based 模型和系统动力学模型更多侧重于要素之间相互作用与反馈机制，而离散选择模型则更多侧重于预测独立个体的选择，并不考虑影响因素或者个体之间的相互联系。简言之，前两种方法属于动力学模型（Dynamic Model），而离散选择模型属于静态模型（Static Model）。

(2) Agent-based 模型和离散选择模型将个体作为基本的分析单元，而系统动力学模型则将个体选择的集合作为宏观值。

(3) 与前两种模型相比，离散选择模型更广泛的用于调研数据的分析，评价影响因素对行为决策的影响程度(Brownstone et al., 2000; Ewing and Sarigöllü, 1998; Mau et al., 2008)。

国内外学者应用离散选择模型开展了大量的汽车消费案例研究。吉林大学谢春岩(2014)利用 Logit 等离散选择模型，对轿车和 SUV 两大类车型，开展了消费者购买行为选择方面的研究。对轿车而言，个人特征（年龄、教育程度、工作等）和家庭特征（家庭规模、收入等）对品牌与等级的选择影响大。对 SUV 车型也有类似的结论(谢春岩, 2014)。

江苏科技大学谭慧(2014)利用离散选择模型，以消费者人口统计、车辆使用偏好、认知和态度、车辆属性以及政策刺激等方面作为变量，并引入了心理潜变量，考察消费者对新能源汽车的接受度，以及购买行为的影响因素。购车补贴与充电设施建设等政策对购买决策影响较大 (谭慧, 2014)。

上海社会科学院的李晓卿(2013)，利用嵌套 Logit 离散选择模型，对微观层面的消费者行为选择开展分析，通过调整车辆购置税和燃油附加税等政策参数，对汽车行业相关政策的实施效果开展模拟与评价。各个政策之间调整相互影响、相互制约，需要综合权衡(李晓卿, 2013)。

美国卡耐基梅隆大学 Zhang 等(2016), 采用离散选择模型, 研究了挪威个人和商业两类消费者对电动车的选择与购买的影响因素。重点考察了汽车特征、价格、公共设施等方面的影响。研究表明, 电池技术提升改进、汽车空间、税费豁免、充电设施密度等方面对电动车的需求影响很大。以上因素对个人消费者的购买决策影响要高于商业消费者(Zhang et al., 2016)。

德国的 Rudolph(2016), 对 875 位受访者开展问卷调研, 利用 Logit 离散选择模型, 研究了电动车补贴政策对消费者选择购买电动车的影响。重点考察了直接补贴、免费停车、单独的碳税、增加充电设施以及增加化石燃料税费等政策。研究表明, 以上补贴政策对于平时选择自行车和公共交通的出行者影响大, 倾向于购买电动车, 然而对平时开私人内燃机汽车的消费者, 绝大部分并不希望做出改变 (Rudolph, 2016)。

离散选择模型, 也是研究居民交通出行方式选择的重要方法, 可以考察出行选择的重要影响因素, 评估城市交通出行方式结构, 为城市交通规划决策提供支撑(陈先龙, 2014)。

黎巴嫩 Chalak 等(2016), 采用 Logit 离线选择模型, 研究了黎巴嫩贝鲁特公共交通服务的升级对出行者选择出行方式的影响。研究表明, 公共交通的始发与停运时间、时间间隔、在车出行时间、换乘次数, 以及空调和无线网络设施, 对出行者选择出行方式影响显著。以上公共交通服务的升级, 需要仍以较低的票价来实现, 才能较大程度的使私人汽车出行向公共汽车出行转变。从广义而言, 公共交通的品质提升, 对私人汽车的污染物减排有重要作用。

例如, 同济大学蒋盛川等(2012), 利用多项 Logit 离散选择模型, 选取车内时间、车外时间、出行费用和拥挤度为关键参数, 考察其对常规公交和轨道交通的选择的影响。调查与模型分析表明, 居民出行者对车内时间更为敏感, 拥挤度会影响出行者的出行方式(蒋盛川等, 2012)。

基于以上方法比较与案例研究分析, 本文采用离散选择模型作为个体行为与汽车消费数据分析的主要工具, 主要原因包括: 本研究的目标是基于问卷调研与分析, 识别个体购车决策与用车行为的关键影响因素, 以及研究推进可持续交通, 降低汽车产业发展所带来资源环境影响的有效政策。离散选择模型对这两个研究问题均适用。而 Agent-based 模型和系统动力学模型更多侧重要素之间互相作用与反馈机制, 对问卷分析与关键影响因素识别作用有限。

### 2.2.3 支付意愿法

支付意愿 (willingness to pay, WTP) 是指消费者获得物品或服务所愿意支付的最大金额, 是消费者对特定物品或者服务愿意支付金额的预期。支付意愿法在环境经济影响评价中应用广泛。

例如, 清华大学胡小军等人对环保节能汽车的支付意愿开展了研究, 主要考查了年龄、收入、受教育程度三项人口统计变量与环保节能汽车绿色成本支付意愿的相关性 (胡小军等, 2008)。

中山大学蔡铭和周展鸿(2015), 综述了道路交通的外部性成本的评估方法, 典型的交通外部性成本主要包括交通拥堵与事故, 空气与噪声污染, 以及温室效应等。支付意愿, 是表征交通外部性成本的重要方式之一, 并可以与其他方式相结合 (蔡铭和周展鸿, 2015)。

北京交通大学佟琼等(2014), 用支付意愿与人力资本结合等方式, 对北京市交通外部成本开展了评估。所评估的交通外部性主要包括大气和噪声污染、交通事故与拥堵等, 还将外部性成本通过燃油污染税, 附加公害费以及拥堵费的形式, 实现其内部化, 分配到公共交通工具、出租汽车以及私人汽车。评价结果表明, 交通拥堵产生的外部性成本最高, 大气污染排第二 (佟琼等, 2014)。

北京师范大学邵丹娜和刘学敏(2015), 对杭州高峰时段拟征收拥堵费的支付意愿开展了调查与研究, 约 46%的受访者有愿意支付高峰时段拥堵费, 意愿支付平均价格约为每人每月 29 元。而有超过半数的受访者不愿支付高峰时段拥堵费。支付意愿与受教育程度、拼车经历、家庭收入以及是否参与城市建设决策呈相关性 (邵丹娜和刘学敏, 2015)。

北京工业大学程欢(2015)以大城市通勤者为研究对象, 调研了其通勤行为与意愿, 从交通系统的主要使用者视角, 分析其对拥堵收费的支付意愿, 以及显著性影响特征。研究表明, 通勤者的个人属性, 例如年龄与收入, 受教育程度, 通勤时间、距离与方式, 工作时间以及灵活性等。该研究建立了拥堵收费支付意愿的预测模型, 以预测其支付或拒绝支付的概率, 并进一步构建了拥堵收费的定价模型(程欢, 2015)。

北京交通发展研究中心和北京工业大学的朱永中和宗刚(2014), 基于北京市第 4 次交通调查的数据, 以支付意愿法来表征时间价值, 开展北京拥堵费的设计方案研究, 依据北京拥堵特征的时空分布, 建议二环区域到四环区域形成每小时 40 元到 20 元的阶梯收费标准(朱永中和宗刚, 2014)。

国外学者也在交通支付意愿研究方面开展了大量研究。美国 Yusuf 等(2014), 对弗吉尼亚汉普顿大道的公路收费开展居民支付意愿研究。主要考虑以下四点要

素建立模型，支付人的益处、支付费用、社区关注以及对政治与环境的观念。结果表明，支付意愿主要取决于个人收入和使用频率。社区关注与政治和环境的认知也都有了一定的影响(Yusuf et al., 2014)。

印度 Gupta(2016)，对印度德里、孟买、班加罗尔三个城市的出行者开展道路碳税的支付意愿调研。研究结果表明，总体而言，印度居民有碳税的支付意愿，且支付意愿与居民的环境意识、教育、收入与年龄紧密相关。该研究推荐以碳税为代表的宏观经济政策调控来修正道路交通的环境外部性，以实现可持续发展(Gupta, 2016)。

意大利 Lanzini 等(2016)，对北意大利的 290 位驾驶人员进行了问卷调研，考察他们对汽车生物燃料的支付意愿及其关键影响因素。研究结果表明，社会人口特征不能预测支付意愿，认证也并不是使驾驶人员认同生物燃料环境友好的有效方式。出乎意料之外的是，驾驶人员对生物燃料的认知越多，反而支付意愿的金额越低。

澳大利亚昆士兰大学 Choi(2015)，使用支付意愿法对航空碳税的自愿行为开展了研究。澳大利亚实施了强制性碳税，Choi 从自愿性交付的视角，进行了调研。结果表明，尽管挤出效应并不完全，自愿交付额外的碳税的航空旅行者数量显著减少；国内航线碳税带来的社会效益要远大于国际航线。

基于上述分析，支付意愿方法便于直接获得消费者对于产品或服务愿意支付的金额，识别出影响消费者支付意愿的敏感性因素，但主观性较强，需要大量调研数据支撑，来保证数据可靠性。

## 2.3 环境可计算一般均衡模型

### 2.3.1 环境可计算一般均衡模型发展与应用

相比较上述方法，可计算一般均衡模型属于自上而下方法。

可计算一般均衡(Computable General Equilibrium, CGE)模型基于一般均衡的思想，是由 Johansen 在 1960 年提出来的(Johansen, 1960)。CGE 模型已经成为区域经济政策、财税政策研究的一种规范化评估工具。

可计算一般均衡模型由两部分构成：描述模型变量的计算公式和与模型公式一致的数据库。计算公式基于一些基本假设：生产者追求生产成本最小化、依据平均成本定价、消费者优化其消费行为以追求效益最大化。数据库包括交易值核算表(通常为投入产出表或者社会核算矩阵)和弹性系数(描述行为响应的无量纲参数)。

可计算一般均衡模型是从里昂惕夫提出的投入产出模型发展而来，它考虑了价格因素对社会经济系统的影响，突出了价格因素的重要性。近些年，可计算一般均衡模型得到广泛的应用。

俄亥俄州立大学 Chen 等(2016)采用一般均衡模型，考察了中国的高速铁路投资、建设与运营对经济与环境的影响。建立了动态的回归框架，以均衡长期的资本累积以及劳动力市场。在国家层面，综合考虑与模拟土地利用变化、费用变化、交通需求的引导与变化等方面。研究表明，在过去的十几年中，高铁投建对经济的拉动作用明显，而对 CO<sub>2</sub> 排放的影响显著(Chen et al., 2016)。

Solaymani 等(2015)研究了碳税和能源税对马来西亚的经济与交通部门的影响。模拟结果表明，碳税比能源税在碳减排方面更加有效。但这两种税对交通部门均有一定的负影响。气候变化政策会对经济与交通部门均产生影响(Solaymani et al., 2015)。Solaymani 等还利用一般均衡模型，高石油价格(Solaymani and Kari, 2013)以及能源补贴(Solaymani and Kari, 2014)对马来西亚交通部门环境经济影响开展了研究。

Nitzsche 和 Tscharaktschiew(2013)利用一般均衡模型，考察德国城市的限速政策对社会效益的综合影响，考虑了出行时间变化、驾驶成本、交通事故、噪声与排放等多个方面。模拟结果表明，对城市整体实施统一的限速标准，比如 30 公里/小时，尽管环境与交通事故的成本减少，但会带来整体社会效益的降低。仅对中心城区实施低速区限速政策，不对城郊区实施，则会带来整体社会效益的提升(Nitzsche and Tscharaktschiew, 2013)。

Li 等(2017)考察了不同情境下，中国能源补贴政策对经济与环境的潜在影响。研究表明，反弹效应在中国确实存在，尤其是电力能源。减少化石能源补贴，会在一定程度上减少反弹效应，完全取消各类能源补贴虽然可以极大减少反弹效应，但会严重影响宏观经济的发展。减少化石能源补贴同时增加清洁能源补贴，会极大减少反弹效应，利用宏观经济与环境的可持续发展(Li et al., 2017)。

北京大学柳青等(2016)对提高汽车尾气排放标准，国 IV 和国 V 新标准的实施产生的经济与环境的影响进行了模拟研究。结果表明，新标准实施，汽油精炼和汽车零部件行业生产税率增加，间接地提升了生产成本，一定程度上将抑制汽车行业等的发展，国产车产量下降，进口车辆增加，汽车拥有量增速得到一定的控制，汽车尾气污染物排放得到显著削减(柳青等, 2016)。

中国矿业大学宋建新(2016)，建立了针对我国能源经济动态一般均衡模型，通过设置不同政策情境，模拟未来我国的能源需求与二氧化碳减排趋势。研究结果显示，碳税可以作为一种经济减排政策，降低二氧化碳排放，减少石化能源需求，

进而使经济向低碳转型。进一步考察了国际石油价格变化对我国的影响,油价下跌将促进能源消费与经济增长,油价的持续下跌与碳税政策叠加,我国煤炭消费将显著下降,石油消费比重提升(宋建新, 2016)。

可见,可计算一般均衡模型不仅在经济学领域应用,逐渐在环境管理领域的应用增多,还包括温室气体减排政策制定 (Manne and Richels, 2001), 能源-经济-环境 CGE (Böhringer et al., 2006; Kumbaroğlu et al., 2003)等,但这些研究一般针对工业源污染物减排,极少涉及消费领域、生活源的污染物减排模拟。

可计算一般均衡模型比投入产出模型更加复杂,数据需求量和计算量也更大,这使得它的可操作性受到了很大的挑战。一方面是数据获取,环境 CGE 模型数据基础是环境社会核算矩阵,多数国家没有完善的数据支撑,需要研究者通过不同的经济、环境统计和调研数据来获取,由于投入产出表时间上的不连续性,环境 CGE 模型对短时期内静态分析有意义,对于动态分析结果存在误差。另一方面是参数识别,环境 CGE 模型的参数赋值需要大量的数据支撑,尤其是时序数据,然而这些数据对于绝大国家是匮乏的,在稀缺数据下参数识别存在不确定性。此外,模型常用函数选择上存在主观性。生产函数包括 CES 生产函数、里昂别夫生产函数、柯布-道格拉斯生产函数,效用函数又分为线性支付函数、拓展型线性支付函数、CES 效用函数等。多数研究者依据研究侧重点选择函数,但不同函数的选择可能导致结果差异(邓祥征, 2011)。

### 2.3.2 环境可计算一般均衡模型建模方式

环境 CGE 模型可用于描述环境系统与经济系统间的相互作用关系。根据污染活动嵌入 CGE 模型的方式不同,环境 CGE 模型分为:

**污染排放外生型:**在传统 CGE 模型的基础上,增加一个外生的污染排放账户。这类模型使用每个部门产出和中间投入获得固定的污染系数,从而计算经济活动引起的污染排放量。另一类也采用给定的排污系数,但通过外生改变与污染排放量相关的税收,如排污税、碳税,通过排放成本以税收方式影响生产或消费行为,从而模拟政策实施效果。

**环境反馈型:**将环境反馈引入到经济系统中,一种是在生产函数中设定污染治理成本,另一种方式是在生产函数中考虑环境质量对产出的影响(庞军等, 2005; 秦昌波, 2014)。**污染治理内生型:**分为两类,一类为结构衍生类,即在传统 CGE 模型的基础上增设污染治理部门,对于污染治理部门,去除污染被视为提供一种特殊的服务(张超, 2012)。另一类为函数扩张类,即不单独设立污染治理部门,但修正生产函数,将污染削减投入作为一种要素投入引进到生产函数中。

## 2.4 本章小结

对汽车的相关研究视角包括将汽车作为一种产品的生命周期分析；汽车在生产阶段中的资源需求；不同技术水平的汽车或零部件，资源环境影响对比分析；汽车作为交通结构的组成部分；个体消费行为对汽车选择行为的影响等。

研究方法主要分为自底向上和自上而下两类方法，自底向上方法包括生命周期分析、离散选择、支付意愿法等，自上而下方法包括投入产出法、可计算一般均衡模型。

总体来看，对汽车产业已有的研究主要包括三类，第一类围绕单车生态设计、不同工况、路况下污染物排放特征研究，使用方法主要为生命周期分析；第二类围绕个体属性、支付意愿与车辆选择关系研究；第三类围绕污染控制、温室气体减排、税费政策开展，主要方法有投入产出、可计算一般均衡模型。

但存在一些不足：首先，研究对象上，已有研究多关注零部件、单车或某类车，自2009年起，中国汽车产销量已居全球第一，不能仅从零部件、单车角度来分析一个产业的环境影响。其次，研究领域上，多立足于生产领域研究，汽车产业是作为消费型产业，不能忽视消费领域的环境影响研究。最后，汽车产业是国民经济系统的重要组成，与其他产业关联度高，不能忽视汽车产业对其他产业的影响研究。因此，有必要对中国汽车产业环境影响评价开展系统性的研究，结合汽车产业的特征，开发中国汽车产业发展环境影响评价模型。

## 第3章 中国汽车产业发展环境影响评价系统分析与模型开发

### 3.1 模型框架设计

环境系统建模的核心，是通过对系统内所关注的多个变量相互作用的评估，增强对系统的整体性认识，从而提高对系统的解释与调控能力。在这种意义上，环境模型不仅仅是应用数学的方法来了解系统的特征，它也应包括通过有序的社会实验（社会学问卷调查）设计来了解系统的行为。

假如没有进行环境系统建模，决策者将依赖于直观理解和先验的经验，或依赖于各方专家的意见，进行政策设计、评估可能的政策影响。然而，直观、经验的意见对于复杂环境系统的认识往往是片面的，不够系统的。因此，对于复杂的环境系统的认识，需要通过环境系统建模来提高对系统的认识、解释与调控，从而为决策提供依据。

中国汽车产业发展环境影响评价模型由环境影响识别模块、基于消费主体行为模块以及政策模拟模块三个模块构成，如图 3.1 所示。

环境影响识别模块，以生命周期分析为基础，计算消费阶段的影响，需要年均行驶里程、汽车保养频率等变量，基于消费主体行为模块中社会学问卷调查获得数据为环境影响识别模块输入了这些变量。环境影响识别模块通过环境影响辨识框架，计算现状年生产/消费阶段，直接/间接过程影响，识别出资源消耗、污染排放的关键控制部门/环节，为自上而下 CGE 模型编制环境社会核算矩阵、部门划分提供依据，为消费主体行为模块群体划分、个体属性和出行属性选取提供参考。基于消费主体行为模块开发的离散选择模型计算出购车概率，为政策模拟模块的边界预算份额估计提供依据，也是政策模拟模块的输入。基于消费主体行为模块离散选择模型和支付意愿分析，识别出影响购车决策和用车行为的重要因素，如不同燃料结构车型的选择概率、有车群体汽车使用率等作为外生变量，是政策模拟情景设置的重要依据。

LCA 作为一个自底向上的分析方法，可以很好的刻画汽车产业在生产阶段和消费阶段的资源消耗和污染排放。但除了生产方、消费方的行为变化影响能耗、污染物排放等，政策方在产业层面的调控，也会对汽车产业自身，乃至其他部门产生环境、经济影响。CGE 模型作为自上而下模型，是汽车产业发展政策评估的很好工具，实现政策方作用于汽车产业，以及其他部门所带来的环境、经济影响评估与预测。

环境影响识别模块、基于消费主体行为模块和政策模拟模块三个模块分别对应后文中基于 LCA 的产业环境影响识别子系统、基于消费主体行为的因素分析子系统、基于 CGE 的产业发展政策评估子系统的研究。

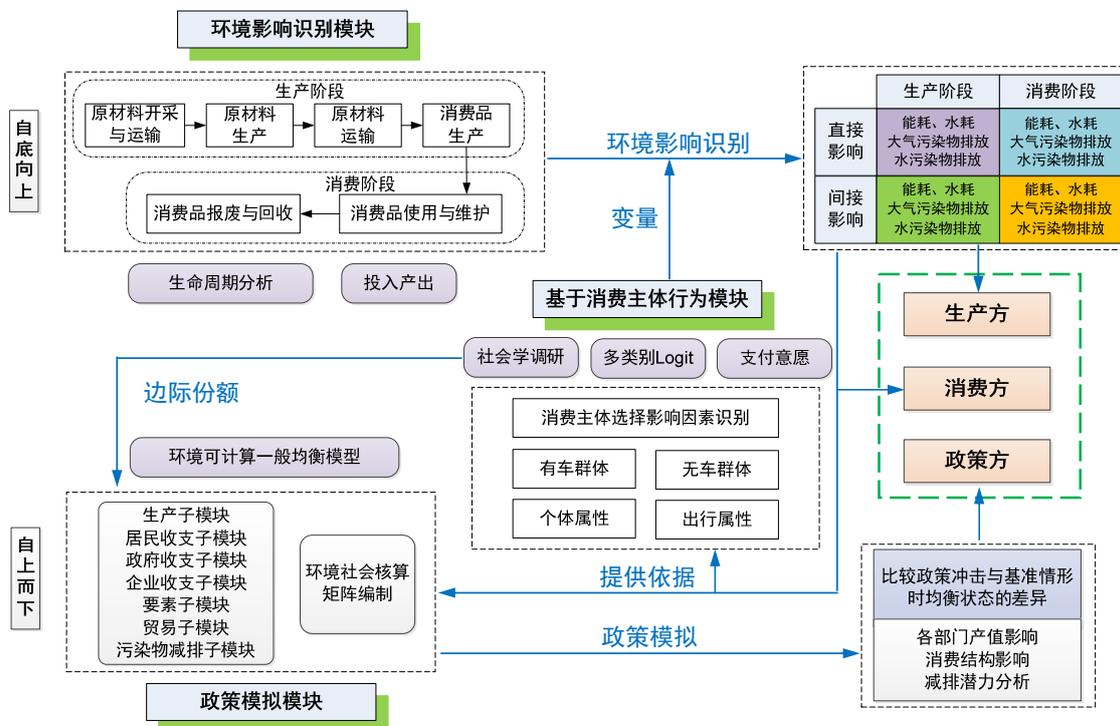


图 3.1 模型框架图

### 3.2 数据库构建

自底向上的微观模型、自上而下的经济模型以及社会系统的研究建模需要不同类别、多种来源的大量数据做支撑。搜集和整理数据是搭建数据库的基础。

本研究构建了中国汽车产业发展环境影响评价模型库，包括汽车产业数据、技术数据、资源环境数据。数据类别及来源的说明，见表 3.1。例如，2012 年工业能源消耗数据从《中国能源统计年鉴》(2013)提取，工业用水与污染物排放数据从《中国环境统计年报》(2013)提取，中国汽车年产量、销量和拥有量数据从《中国汽车工业年鉴》(2013)和《中国机动车污染防治年报》(2013)提取。

市场上所销售、道路上行驶的车辆，从品牌到型号千差万别，因此需要对汽车构成数据进行处理。根据国务院发展研究中心产业经济研究部等发布的中国汽车产业发展报告(2010)，工业和信息化部中国乘用车企业平均燃料消耗量报告，对乘用车进行研究，获取平均整备质量数据。

乘用车主要材料组成数据,从工业报告与调研中提取 (1996; 2010; 2013; Yang et al., 2002; Zhang, 2009)分析获得。生命周期分析,选用中国亿科环境科技 IKE 的 eBalance-全功能 LCA 分析软件,该软件是基于 ISO 14040 和 14044 以及中国本地的数据库开发的。

本研究评价时段:以 2012 年为基准年,2020 年为影响预测年。汽车生产物料消耗和材料构成包括钢材、铸铁、铝材、塑料、橡胶、玻璃、涂料等。环境评价指标包括能源消耗、用水量,以及 COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物四项主要污染物排放量。

表 3.1 数据库数据来源

数据类别	数据名称	来源
	汽车总产量、分车型产量	《中国汽车工业年鉴》、《国际统计年鉴》
汽车生产阶段数据	钢材、铸铁、铝材、塑料、橡胶、玻璃、涂料等产量、工艺、结构数据	《中国钢铁工业年鉴》、《中国有色金属工业年鉴》、《中国塑料工业年鉴》、《中国橡胶工业年鉴》、《中国玻璃行业年鉴》、《中国涂料工业年鉴》、《中国橡胶工业年鉴》
汽车运输阶段数据	运输距离、货运量	《中国铁道年鉴》、《铁路统计公报》、《中国交通年鉴》
汽车消费阶段数据	汽车总销量、分车型销量、汽车拥有量、分车型拥有量、年均行驶里程、百公里油耗、洗车频率	《中国汽车工业年鉴》、《中国机动车污染防治年报》、《汽车修理业水污染物排放标准》、《中国居民交通出行问卷调查》
汽车产业生命周期清单分析	钢材、铸铁、铝材、塑料、橡胶、玻璃、涂料等材料细分	eBalance 数据库
投入产出数据	投入产出表、份额参数	《中国投入产出表》
财政税收数据	关税、个人所得税等各类转移支付数据	《中国统计年鉴》、《中国财政年鉴》、《中国统计月报》、《中国投资年鉴》
产值、增加值数据	国内生产总值,机械制造业产值、增加值,汽车制造业产值、增加值	《中国统计年鉴》、《中国机械工业年鉴》、《中国汽车工业年鉴》
社会数据	个体属性:性别,年龄,地域,家庭人口数,教育水平,收入,职业等	《中国居民交通出行问卷调查》
	出行属性:出行次数、出行时间、	《中国居民交通出行问卷调查》

	出行距离、出行目的、出行方式、所在城市公共交通便捷程度、拥堵状况、购车政策限制等	
	用车费用：洗车费、高速公路费、车险、更换零配件、其他维修保养，停车费、燃料消费支出等	《中国居民交通出行问卷调查》
	支付意愿：拥堵费、停车费、拼车支付意愿等	《中国居民交通出行问卷调查》
环境数据	分行业 COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物产生量及排放量	《中国环境统计年鉴》、《中国环境统计年报》、《中国污染物普查报告》
	能耗	《中国能源统计年鉴》
	用水量	《中国统计年鉴》

上表中汽车生产阶段、汽车运输阶段、汽车消费阶段、汽车产业生命周期清单分析数据用于环境影响识别模块构建与计算；投入产出数据、财政税收数据、产值、增加值数据、环境数据服务于政策模拟模块的构建和环境社会核算矩阵的编制；社会数据一方面用于基于消费主体行为模块构建，另一方面也为环境影响识别模块提供年均行驶里程、百公里油耗、洗车频率等变量。

### 3.3 基于 LCA 的产业环境影响识别子系统

汽车产业环境影响识别模块包括目标和范围界定、清单分析、影响评价、结果解释四部分。本研究范围界定为原材料开采与运输、原材料加工与运输、汽车制造与运输、汽车使用与维修、汽车报废与回收以及道路建设。清单分析是根据产品生命周期各个阶段列出资源消耗清单数据，本研究生产阶段涉及钢材、铸铁、塑料、铝材、玻璃、橡胶、涂料等，消费阶段涉及汽油、柴油、天然气等。影响评价是在完成清单分析之后开展的工作，根据清单分析后提供的物料数据对环境影响定量的描述和评价的过程。对结果进行解释，依据本研究的目的和系统边界，并综合考虑影响清单分析，计算汽车产业资源环境的整体影响、间接影响及各维度的贡献率，识别资源消耗、污染排放的关键控制部门/环节，提出环境控制策略。如图 3.2 所示。

#### 3.3.1 生产/消费、直接/间接为主要维度的影响辨识框架设计

汽车产业的持续快速发展，不仅带来汽车消费阶段的直接影响，如汽车动力能源消耗、汽车尾气排放，还拉动了钢材、冶金、石化等“二高一资”原材料行业发展，造成了资源能源消费与环境污染排放的增加。在汽车使用维护过程中还

间接地导致了水资源、能源消耗和污染物排放，刺激基础设施建设规模扩张，进一步加大了资源环境压力。那么，汽车产业的环境影响评价范围不应局限于国民经济行业分类中的汽车制造业，还应涉及其上下游具有重要资源环境影响的关联行业。因此，本研究不仅考虑生产阶段和消费阶段的直接资源环境影响，还考虑拉动其他产业所带来的间接资源环境影响。

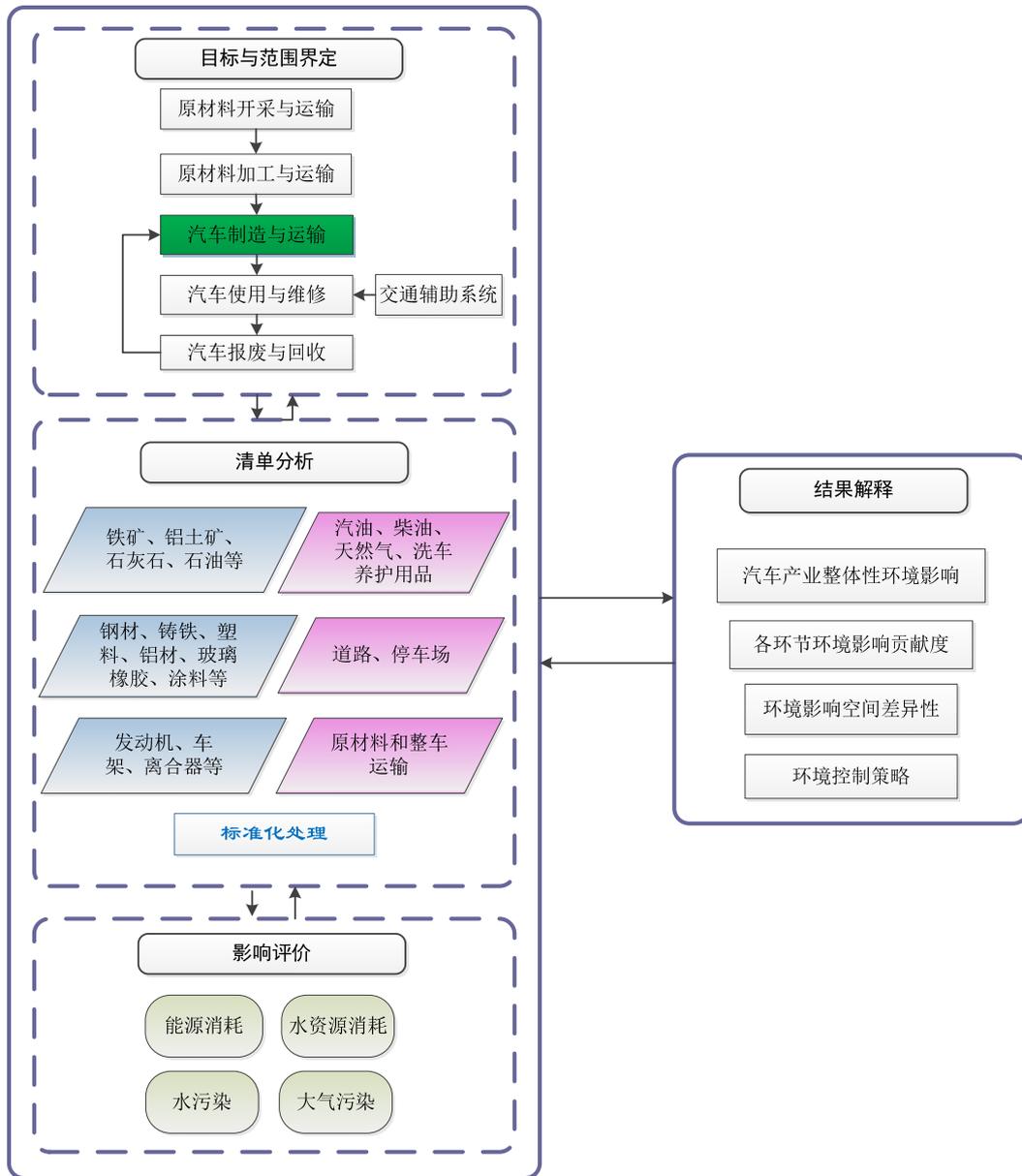


图 3.2 汽车产业环境影响识别模型构建

对汽车产业影响评价范围界定。首先，按照其产品生命周期特点进行拆分，即将评价对象汽车产业对应于产品全生命周期过程，并选取生产和消费两大主要过程作为研究对象，如图 3.3 所示。

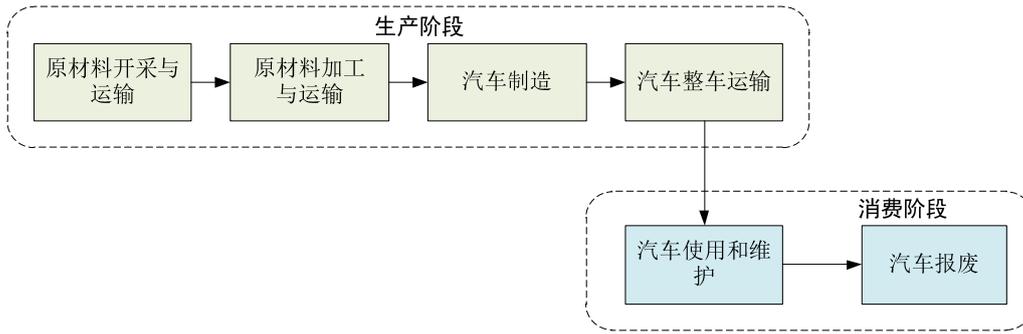


图 3.3 汽车全生命周期分析过程

然后，建立汽车生命周期影响矩阵，按其生命周期分为四个象限，如表 3.2 所示。四个象限分别为生产阶段直接过程、生产阶段间接过程、消费阶段直接过程与消费阶段间接过程。

表 3.2 汽车生命周期影响矩阵

	汽车生产阶段	汽车消费阶段
直接过程	汽车制造	汽车使用（动力能耗） 汽车使用（维护与保养）
间接过程	铁原矿、硫铁矿、铝土矿、石灰石、白云石、石油开采 钢材、铸铁、塑料、铝材、玻璃、橡胶、涂料加工生产 钢材、铸铁、塑料、铝材、玻璃、橡胶、涂料运输 整车运输	道路基础设施建设

最后，联合使用投入产出分析与生命周期分析。将产业对应到汽车生命周期影响矩阵各象限生产和消费阶段，直接与间接过程，得到汽车产业影响评价范围的系统分析边界，如表 3.3 所示。

### 3.3.2 主要计算公式

本研究构建了基于生命周期的环境影响辨识框架，来评价汽车行业整体的环境影响，包括生产阶段的直接过程影响( $E_{Q1}$ )与间接过程影响( $E_{Q2}$ )，以及消费阶段的直接过程影响( $E_{Q3}$ )与间接过程影响( $E_{Q4}$ )。

$E_{Q1}$ ，生产阶段直接过程影响，包括发生于汽车制造业厂界范围内的能耗、水耗以及 COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物四种污染物的排放。中国汽车产业生产阶段直接影响能耗数据来源于《中国能源统计年鉴》，水耗数据来源于《中国统计

年鉴》，COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物四种污染物的排放从《中国环境统计年鉴》中汽车制造业数据获得。

表 3.3 汽车产业影响评价范围

	汽车生产阶段	汽车消费阶段
直接关联行业	汽车制造业	石油及制品加工 燃气生产和供应业 电力供应 其他服务业（修理与维护）
间接关联行业	黑色金属矿采选业 有色金属矿采选业 非金属矿及其他矿采选业 铁合金冶炼业 有色金属冶炼及合金制造业 炼钢业 钢压延加工业 有色金属压延加工业 电力、热力的生产和供应业 塑料制品业 橡胶制品业 涂料、油墨、颜料及类似产品制造业 玻璃及玻璃制品制造业 电池制造业 电力生产业 运输业（道路、铁路货物运输）	建筑业（道路） 道路运输业（道路运输辅助活动）

$E_{Q2}$ , 生产阶段间接过程影响, 主要包括(1)原材料采集与加工、(2)原材料运输, 以及(3)汽车输运到零售商这三个环节带来的环境影响。生产阶段间接影响计算方法如下:

$$E_i^{Q2} = \sum_{j=1}^n w_i^j \cdot d_j \cdot M + \sum_{j=1}^n t_i^j \cdot d_j \cdot M \cdot D_j + c_i \cdot l \cdot M \quad (3-1)$$

式中,  $w_i^j$  是指生产单位原材料  $j$  带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量;  $d_j$  是生产标准车所需要的原材料  $j$  的需求量;  $M$  是中国汽车年产量;  $t_i^j$  是运输单位质量原材料  $j$  单位距离带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量;  $D_j$  是生产标准车运输原材料  $j$  的平均运输距离;  $c_i$  是运输标准车单位距离带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量;  $l$  是标准车从生产厂到零售商的平均运输距离。

$E_{Q3}$ , 消费阶段直接过程影响, 主要与燃料的使用、汽车的养护与维修有关。在消费阶段, 汽车燃料结构, 即汽油车、柴油车、天然气车、电动车、混合动力车占比, 为核心考虑因素。消费阶段直接过程影响包括(1) 汽车使用, 和(2)汽车养护维修带来的环境影响, 计算方法如下:

$$E_i^{Q3} = \sum_{k=1}^n D_{ave} \cdot N \cdot e_i^k + g_i \cdot N \quad (3-2)$$

式中,  $D_{ave}$  是单位标准车全年平均行驶里程;  $N$  为中国汽车拥有量;  $e_i^k$  使用第  $k$  种燃料 (汽油、柴油、天然气或电), 单位标准车行驶单位里程所带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量;  $g_i$  是单位标准车全年养护与维修带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量。

$E_{Q4}$ , 消费阶段间接过程影响。在燃料使用之外, 基础设施也是汽车使用阶段不可或缺的部分。消费阶段间接过程主要考虑道路建设带来的环境影响, 计算方法如下:

$$E_i^{Q4} = h_i \cdot L \quad (3-3)$$

式中,  $h_i$  是建设单位长度道路所带来的第  $i$  项污染物排放量或第  $i$  项资源 (能源、水资源) 消耗量;  $L$  每年新建道路里程。  $L$  与机动车拥有量相关, 通过趋势分析获得。

## 3.4 基于消费主体行为的因素分析子系统

### 3.4.1 离散选择模型构建

离散选择模型方法特点与本研究目标相符, 能够解释并预测个体的选择, 给出一系列的不同选择情景。被应用于购买行为影响因素识别与分析的离散选择模型包括多类别 Logit 模型 (Multinomial Logit Model) (Axsen et al., 2009; Brownstone et al., 2000; Mau et al., 2008)、条件 Logit 模型 (Conditional Logit Model) (Daziano, 2013)、混合 Logit 模型 (Mixed Logit Model) (Clover, 2013) 以及巢式 Logit 模型 (Nested Logit Model) (Siriwardena et al., 2012)。在这些离散选择模型中, 多类别 Logit 模型应用最广。多类别 Logit 模型结构相对简单, 易于应用, 主要分析人的属性, 而非变量的属性。本研究选用多类别 Logit 模型, 其特点与本研究的目標相契合, 可识别人的关键特征, 比如, 收入和年龄, 对购买意愿的影响, 评价政策对促进人们选择不同交通工具的影响。多类别 Logit 模型具体形式如下:

对个体  $n$  选择第  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, J$ ) 个选项的概率 ( $P_{ni}$ ), 通过公式(1)来计算。选项  $i$ , 比如, 购买燃油汽车、天然气车、电动车等。

$$P_{ni} = \frac{e^{u_{ni}}}{\sum_{j=1}^J e^{u_{nj}}} \quad (3-4)$$

式中,  $u_{ni}$  是个体  $n$  选择第  $i$  个选项的效用, 可以分解为可以观测到的各个部分  $V_{ni}$  以及不可观测到的部分, 即, 误差项  $\varepsilon_{ni}$ 。误差项  $\varepsilon_{ni}$  符合冈贝尔分布 (Gumbel Distribution)。可观测到的部分  $V_{ni}$  可通过公式(2)计算:

$$V_{ni} = X_n \cdot \beta_i \quad (3-5)$$

式中,  $X_n = (x_{n,1}, x_{n,2}, \dots, x_{n,M})$  可观测变量的向量,  $M$  是本模型中变量的总数,  $\beta_i = (\beta_{i,1}, \beta_{i,2}, \dots, \beta_{i,M})$  是对应变量的选项  $i$  的一系列系数。系数  $\beta_i$  一般可用最大似然法估算。可以使用以下软件估算: Stata(Stata, 2016)、BIOGEME(Bierlaire, 2009)和 SAS(Kuhfeld, 2001)等。在本研究中, 选用 Stata 拟合多类别 Logit 模型。

### 3.4.2 主要计算公式

多类别 Logit Model —— 预测发生概率与自变量之间关系:

$$\ln \frac{P(Y)}{1 - P(Y)} = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + \dots + b_n X_n + \varepsilon \quad (3-6)$$

当参数已知后, 任意观测值发生的概率为:

$$P(Y_i) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + b_1 X_{1i} + b_2 X_{2i} + \dots + b_n X_{ni})}} \quad (3-7)$$

使用拟合优度评价模型: 不显著则表示模型较好的拟合了数据。

## 3.5 基于 CGE 的产业发展政策评估子系统

### 3.5.1 政策评估流程与模型结构设计

首先, 对中国社会经济发展进行现状分析, 搜集社会经济统计数据, 为构建社会核算矩阵提供数据支撑。然后, 根据研究目标, 对关键参数进行估计, 建立模型, 求解基准情景, 标定参数。根据研究目标构建情景, 模拟外生冲击下系统的变化, 如图 3.4 所示。

商品生产部门的生产函数嵌套结构分为三层, 如图 3.5 所示。第一层为总中间投入 (INT) 与增加值-治理商品 (VA-ES) 的合成活动, 即总产出。第二层分别是普通商品的总中间投入, 以及增加值 (VA) 与治理商品 (ES) 的合成。第三层是资本要素 (KP) 与劳动力 (LB) 要素合成初级要素投入, 以及治理商品 (ES), 即总产生 (处理) 当量的合成, 需使用污染治理商品价值量、总产生 (处理) 当量、污染物排放当量, 总处理当量为总治理投入与总污染物排放当量的合成。

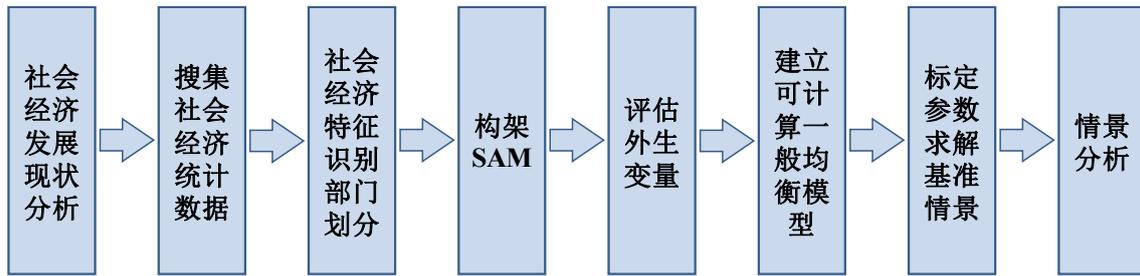


图 3.4 政策评估流程图

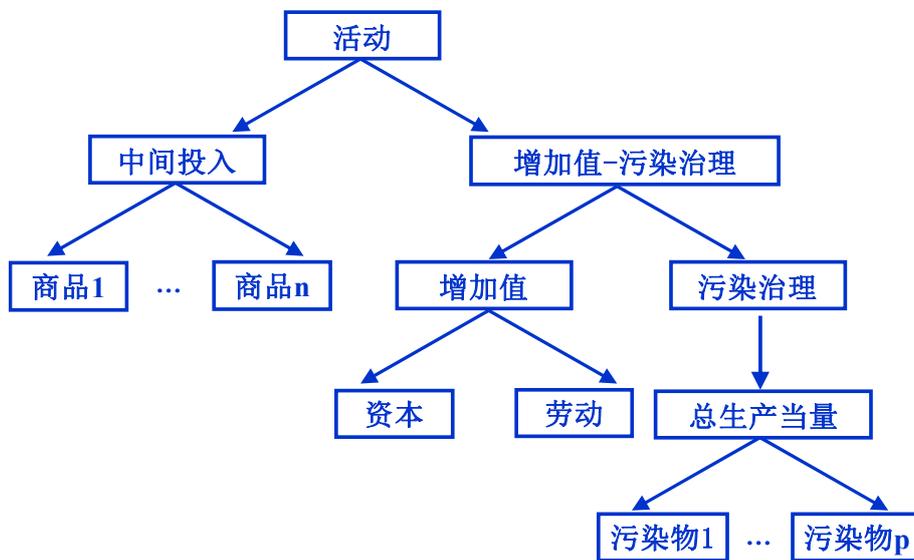


图 3.5 商品生产部门的生产函数结构

### 3.5.2 环境社会核算矩阵编制

社会核算矩阵（SAM）是 CGE 模型的数据基础。它与国民经济核算账户有密切的关系，是经济系统各个部分相互联系的重要形式。账户又细分为生产活动账户：包括不同的产业和部门；商品账户：与生产活动账户中各部门产品相对应；生产要素账户：劳动力和资本；机构账户：企业、居民、政府；贸易账户：即对外贸易对象，世界其他地区；资本账户：储蓄和投资状况。本研究 SAM 表编制借鉴了先前报道的 1997 年和 2007 年的 SAM 表(王其文等, 2008; 张超, 2012)。

本研究的编制的 2012 年中国环境社会核算矩阵（ESAM）在传统的社会核算矩阵基础上拓展了环境账户，包括治理部门和治理商品，污染产生量、污染去除量、污染排放量，如表 3.4 所示。对应账户的数据来源及数据处理方式见表 3.5-3.17。

生产活动账户支出包括中间投入、污染治理支出、资本支出、劳动力支出、生产税。中间投入是在2012年中国投入产出表中的中间投入项基础上扣减了水污染治理中间投入和大气污染治理中间投入。这两项污染治理投入数据来自各行业工业废水、废气排放及处理情况统计，工业废水、废气治理设施运行费用。为保持账户平衡，资本支出与劳动力支出、生产税支出等比例调整。具体表3.5。

表3.5 生产活动账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
中间投入	c	2012年中国IO表中中间投入1064827亿元，减去水污染治理中间投入668亿元和大气污染治理中间投入1452亿元，即为1062533亿元
污染治理支出	k	《中国环境统计年鉴2013》，中国2012年各行业工业废水排放及处理情况统计，工业废水治理设施本年运行费用6677025万元，中国2012年各行业工业废气排放，工业废气治理设施本年运行费用14522520万元，获得各部门废水、废气治理设施运行费用2120亿元，加上排污费174亿元，参见t <sub>c</sub>
资本支出	j	取自IO表中的固定资产折旧和营业盈余之和，扣除污染治理活动账户资本支出，为198739亿元，为保持平衡，与资本支出、生产税支出等比例调整
劳动力支出	l	取自IO表各部门劳动者报酬总和，扣除污染治理活动账户劳动力支出，为263469亿元，为保持平衡，与劳动力支出、生产税支出等比例调整
生产税支出	t <sub>a</sub>	取自IO表中生产税净值，扣除关税、污染治理活动账户排污费支出，加上出口退税，为66275亿元，为保持平衡，与劳动力支出、资本支出等比例调整

商品账户支出包括对生产活动账户支出、关税支出、进口总额。对生产活动账户支出即为生产活动账户支出总额扣减出口额。关税支出包括中央和地方财政主要收入项目中的关税，以及进口货物增值税、消费税。进口额数据需扣除关税支出项。具体表3.6。

污染治理活动账户支出包括中间投入支出、资本支出、劳动力支出、排污费支出。根据各部分支出所占份额假设，进行拆分处理，具体见表3.7。

表 3.4 ESAM 表设计

	活动	商品	治理活动	治理商品	资本	劳动力	居民	企业	政府	税收	储蓄-投资	国外	汇总	环境账户
活动		a										b	T1	EPI
商品	c		d				e		f		g		T2	
治理活动				h									T3	ECI
治理商品	i												T4	
资本	j		k										T5	
劳动力	l		m									R	T6	
居民					n	o		p	q			r	T7	
企业					s				t			u	T9	
政府										v			T10	
税收	t <sub>a</sub>	t <sub>b</sub>	t <sub>c</sub>				t <sub>d</sub>	t <sub>e</sub>					T11	
储蓄-投资							w	x	y			z	T12	
国外		z <sub>a</sub>			z <sub>b</sub>								T13	
汇总	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T9	T10	T11	T12	T13		
环境账户			EMI											EMI

表 3.6 商品账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
对生产活动账户支出	a	国内生产用于国内消费的产品总额，即生产活动账户支出总额 T1 减去出口额 b。生产活动账户支出总额来自 2012 年 IO 表总产出，1601627 亿元。出口额数据来自《中国统计年鉴 2013》，中国 2012 年国际收支平衡统计，货物和服务贷方 22483 亿美元，汇率参考《中国统计月报 201301》2012 年 1-12 月美元平均汇率 6.3125，折合人民币约 141925 亿元
关税支出	t <sub>b</sub>	《中国统计年鉴 2013》，中央和地方财政主要收入项目统计，关税 2783.9 亿元，进口货物增值税、消费税 14802.2 亿元，共计 17586.1 亿元
进口总额	z <sub>a</sub>	《中国统计年鉴 2013》，中国 2012 年国际收支平衡统计，货物和服务借方 20164.7 亿美元，汇率参考《中国统计月报 201301》2012 年 1-12 月美元平均汇率 6.3125，折合人民币约 127290 亿元，扣除关税 17586 亿元，为 109704 亿元

表 3.7 污染治理活动账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
中间投入支出	d	污染治理中间投入占污染治理总运行费用的 57%
资本支出	k	资本支出占污染治理总运行费用的 14%
劳动力支出	m	工资支出占污染治理总运行费用的 29%
排污费支出	t <sub>c</sub>	《中国环境统计年鉴 2013》，排污费征收总额 202.2 亿元，根据水污染、大气污染排放总量和排污费征收标准估算，约占 86%

污染治理商品账户支出只有一个支出项，即对治理活动账户支出，具体见表 3.8。资本账户支出包括居民资本收益、企业资本收益、国外资本收益，居民资本收益和国外资本收益通过资金流量表获取，企业资本收益通过总收入扣除居民资本收益和国外资本收益计算获得，具体见表 3.9。

表 3.8 污染治理商品账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
对治理活动账户支出	h	只有一个支出项，污染治理商品账户向污染治理活动账户的支出

表 3.9 资本账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
居民资本收益	n	《中国统计年鉴 2014》中国 2012 年资金流量统计(实物交易), 住户部门财政收入 20474.8 亿元
企业资本收益	s	总收入扣除居民资本收益和国外资本收益, 剩余分配给企业
国外资本收益	z <sub>b</sub>	《中国统计年鉴 2014》中国 2012 年资金流量统计(实物交易), 住户部门财政收入 504.9 亿元

劳动力账户支出也只有一个支出项, 即对居民的支出, 等于劳动账户的总收入, 具体见表 3.10。

表 3.10 劳动力账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
对居民的支出	o	只有一个支出项, 等于劳动账户的总收入 T6

居民账户支出包括居民商品消费支出、居民储蓄和居民缴纳税费, 居民商品消费支出同政府消费、投资进行等比例调整, 居民储蓄等于流量表住户部门总储蓄, 居民缴纳税费包括个人所得税和社会保险缴款, 具体见表 3.11。

表 3.11 居民账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
居民商品消费支出	e	2012 年 IO 表居民消费合计 198537 亿元, 为保持商品账户支出总额不变, 居民消费、政府消费、投资等比例调整
居民储蓄	w	2012 年资金流量表住户部门总储蓄 130815 亿元
居民缴纳税费	td	《中国统计年鉴 2013》, 2012 年资金流量表住户部门社会保险缴款 25062 亿元, 中央和地方财政主要收入项目统计, 个人所得税 5820 亿元, 共 30882 亿元

对于政府账户, 其支出项包括政府消费支出、政府对企业的转移支付、政府对居民的转移支付以及政府储蓄, 政府消费同居民商品消费支出、投资进行等比例调整, 政府储蓄作为政府账户支出平衡项, 该账户数据来源及调整方式具体见表 3.12。

企业账户支出包括企业对居民的转移支付、企业缴税和企业储蓄, 企业对居民的转移支付作为居民账户的平衡项, 企业储蓄作为企业账户的平衡项, 该账户数据来源及调整方式具体见表 3.13。

表 3.12 政府账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
政府消费	f	2012 年 IO 表政府消费 73182 亿元, 为保持商品账户支出总额不变, 居民消费、政府消费、投资等比例调整
政府对居民的转移支付	q	来自《中国统计年鉴 2014》中国 2012 年资金流量统计(实物交易), 政府经常性转移中的社会保险福利 23931 亿元, 社会补贴 8542 亿元, 共 32473 亿元
政府对企业的转移支付	t	来自《中国财政年鉴》《中国统计年鉴 2013》, 出口退税 3369.5 亿元, 农资综合补贴、亏损补贴、科学技术支出部分费用, 共计约 300 亿元
政府储蓄	y	作为政府账户支出平衡项

表 3.13 企业账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
企业缴税	t <sub>e</sub>	来自《中国统计年鉴 2013》, 中央和地方财政主要收入项目统计, 企业所得税 19655 亿元
企业对居民的转移支付	p	此项作为居民账户的平衡项
企业储蓄	x	此项作为企业账户的平衡项

而税收账户支出只有一个支出项, 即政府税收收入, 等于税收总收入, 具体见表 3.14。

国外账户支出包括出口额、支付给居民的劳动报酬、国外净汇款、企业来自国外的净收入和国外净流入。出口额、国外净汇款、企业来自国外的净收入数据来自国际收支平衡统计, 支付给居民的劳动报酬来自资金流量统计, 最后, 国外净流入即进出口贸易差值, 作为国外账户平衡项该账户, 数据来源及调整方式具体见表 3.15。

表 3.14 税收账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
政府税收收入	v	只有一个支出项, 税收总收入, 即 T11

投资储蓄账户支出仅有一个支出项，即商品投资，来自2012年投入产出表固定资本形成总额248390亿元，为使商品账户支出平衡，和居民消费支出账户的调整方式相一致，具体见表3.16。

表3.15 国外账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
出口额	b	来自《中国统计年鉴2013》，国际收支平衡统计，22483.17亿美元，汇率参考《中国统计月报201301》2012年1-12月美元平均汇率6.3125，折合人民币141925亿元
国外净汇款	r	来自《中国统计年鉴2013》，国际收支平衡统计，65.3亿美元，汇率参考《中国统计月报201301》2012年1-12月美元平均汇率6.3125，折合人民币412亿元
支付给居民的劳动报酬	R	来自《中国投资年鉴2014》，中国2012年资金流量统计，964亿元
企业来自国外的净收入	u	来自《中国统计年鉴2013》，汇率参考《中国统计月报201301》2012年1-12月美元平均汇率6.3125，国际收支平衡统计-574.2亿美元，折合人民币-3624亿元
国外净流入	z	作为国外账户的平衡项

表3.16 投资储蓄账户支出

支出项目	对应标号	数据来源
商品投资	g	来自2012年IO表固定资本形成总额248390亿元，保持商品账户支出平衡，与居民消费支出账户相同的调整方式

污染物账户支出包括污染物产生量、污染物去除量、国外净汇款和污染物排放量。它是在传统的社会核算矩阵基础上拓展的物理账户，数据均来自环境统计年报，具体见表3.17。

表3.17 污染物账户

支出项目	对应标号	数据来源
污染物产生量	EPI	中国环境统计年报2012
污染物去除量	ECI	中国环境统计年报2012
污染物排放量	EMI	中国环境统计年报2012

宏观表是行业拆分和数据细化的基础，基于上述数据的获取及调整，2012 年环境社会核算矩阵编制结果如表 3.18 所示。

对于 ESAM 表细化，从资源需求角度，钢材、铸铁、铝材、塑料、橡胶、玻璃、涂料是汽车产业生产重要的原材料，因此，将标准 42 部门拆分为 49 部门，实际操作方式是通过 Matlab 编程进行矩阵运算，将 2012 年 IO 表 139 部门合并为 49 部门，见表 3.19。在传统社会核算矩阵的基础上，居民账户被拆分为有车和无车居民，便于研究政策对于不同群体的影响。

表 3.19 汽车产业相关部门拆分

原部门	拆分部门
金属矿采选业	黑色金属矿采选业
	有色金属矿采选业
化学工业	化学原料及化学制品制造业
	医药制造业
	化学纤维制造业
	橡胶制品业和塑料制品业
金属冶炼及压延加工业	黑色金属冶炼及压延加工业
	有色金属冶炼及压延加工业
交通运输设备制造业	汽车制造业
	其他交通运输设备制造业

### 3.5.3 主要计算公式

本研究构建了环境 CGE 模型，包括商品生产、污染治理活动、进出口贸易、收支、居民消费、市场出清等模块。以下主要介绍商品生产、污染治理和居民消费模块的主要计算公式，其他模块方程在可计算一般均衡模型相关教材有具体介绍 (张欣, 2010), 本研究不再赘述。本研究环境 CGE 模型的具体程序算式见附录 2。

在具体计算中做了如下假设处理：(1) 总中间投入按固定比例投入；(2) 生产部门  $a$  与污染治理部门  $ea$  一一对应，生产部门  $a$  仅从对应的污染治理部门  $ea$  购买治理商品；(3) 各种污染物折算的污染物产生当量值在总污染产生当量中的占比不变；(4) 污染治理部门对各种污染物的排放率不变。(5) 污染治理投入构成按照劳动力、资本、中间投入固定比例。

表 3.18 2012 年中国 ESAM 宏观表

	活动	商品	治理活动	治理商品	资本	劳动力	居民	企业	政府
活动		1459702							
商品	1062533		1208				199736		73624
治理活动				2294					
治理商品	2294								
资本	201867		297						
劳动力	267615		615						
居民					20475	269194		38879	32473
企业					181183				3670
政府									
税收	67318	17586	174				30882	19655	
储蓄-投资							130815	122695	25849
国外		109704			505				
汇总	1601627	1586992	2294	2294	202163	269194	361433	181229	135615
COD			338						
氨氮			26						
二氧化硫			1912						
氮氧化物			1658						

表 3.18 2012 年中国 ESAM 宏观表 (续)

	税收	储蓄-投资	国外	汇总	COD	氨氮	二氧化硫	氮氧化物
活动			141925	1601627	2431	146	5933	1793
商品		249890		1586992				
治理活动				2294	-2092	-120	-4021	-135
治理商品				2294				
资本				202163				
劳动力			964	269194				
居民			412	361433				
企业			-3624	181229				
政府	135615			135615				
税收				135615				
储蓄-投资			-29468	249890				
国外				110209				
汇总	135615	249890	110209					
COD					338			
氨氮						26		
二氧化硫							1912	
氮氧化物								1658

商品生产模块包括三层嵌套结构，第一层为总中间投入（INT）与增加值-治理商品（VA-ES）的合成活动，即总产出，计算方法如下：

$$QA_a = \alpha_a^A [\delta_a^A QVAES_a^{\rho_a^A} + (1 - \delta_a^A) QINT_a^{\rho_a^A}]^{1/\rho_a^A} \quad a \in A \quad (3-8)$$

式中， $QA_a$ 是指部门  $a$  的总产出； $QVAES_a$ 是增加值与治理商品的合成投入； $QINT_a$ 是部门  $a$  的普通商品总中间投入； $\alpha$  为函数的规模参数、 $\delta$  为份额参数、 $\rho$  为替代参数。规模参数和份额参数从 ESAM 表求得，替代弹性通过外生给定，从而导出替代参数。

生产部门以追求成本最小化为目标，利用拉格朗日乘子，求一阶条件，即成本最小化条件，得到如下公式：

$$\frac{PVAES_a}{PINT_a} = \frac{\delta_a^A}{1 - \delta_a^A} \left( \frac{QVAES_a}{QINT_a} \right)^{\rho_a^A - 1} \quad a \in A \quad (3-9)$$

式中， $PVAES_a$ 是增加值与治理商品的合成价格； $PINT_a$ 是普通商品中间投入。

对于部门  $a$  的生产者价格的计算公式，如下：

$$PA_a \cdot QA_a = PVAES_a \cdot QVAES_a + PINT_a \cdot QINT_a \quad a \in A \quad (3-10)$$

第二层分别是普通商品总中间投入合成，以及增加值（VA）与治理商品（ES）的合成。

总中间投入合成根据环境社会核算矩阵获得的固定比例计算，公式具体如下：

$$QINTC_{c,a} = ica_{c,a} \cdot QINT_a \quad c \in C, a \in A \quad (3-11)$$

$$PINT_a = \sum_c ica_{c,a} \cdot PC_c \quad a \in A \quad (3-12)$$

式中， $QINTC_{c,a}$ 是商品  $c$  对部门  $a$  的投入量； $ica_{c,a}$ 是商品  $c$  对部门  $a$  的投入比例参数； $PC_c$ 是商品  $c$  的价格； $\sum ica_{c,a}$ 为商品  $c$  对部门  $a$  的投入的求和。

对于增加值与治理商品的合成，具体公式如下：

$$QVAES_a = \alpha_a^{VE} [\delta_a^{VE} QVA_a^{\rho_a^{VE}} + (1 - \delta_a^{VE}) QES_a^{\rho_a^{VE}}]^{1/\rho_a^{VE}} \quad a \in A \quad (3-13)$$

$$\frac{PVA_a}{PES_a} = \frac{\delta_a^{VE}}{1 - \delta_a^{VE}} \left( \frac{QVA_a}{QES_a} \right)^{\rho_a^{VE} - 1} \quad a \in A \quad (3-14)$$

$$PVAES_a \cdot QVAES_a = PVA_a \cdot QVA_a + PES_a \cdot QES_a \quad a \in A \quad (3-15)$$

式中， $QVA_a$ 是指部门  $a$  的总增加值投入； $QES_a$ 是污染治理的总投入； $PVA_a$ 是总增加值价格； $PES_a$ 是治理商品的价格。

第三层是资本要素（KP）与劳动力（LB）要素合成初级要素投入，以及治理商品（ES），即总产生（处理）当量的合成。

资本要素（KP）与劳动力（LB）的增加值合成可表达为下式：

$$QVA_a = \alpha_a^{VA} [\delta_a^{VA} QKP_a^{\rho_a^{VA}} + (1 - \delta_a^{VA}) QLB_a^{\rho_a^{VA}}]^{1/\rho_a^{VA}} \quad a \in A \quad (3-16)$$

式中， $QKP_a$  是指部门  $a$  的资本投入； $QLB_a$  是部门  $a$  劳动力投入。

对于治理商品 (ES)，即总产生 (处理) 当量的合成，可理解为总处理当量是总治理投入与总污染物排放当量的合成(张超，2012)。

污染物总处理当量可以用如下公式表征：

$$QGen_{ea} = [\alpha_{ea}^{EA} \cdot QINTVA_{ea}^{\rho_{ea}^{EA}} + QEms_{ea}^{\rho_{ea}^{EA}}]^{1/\rho_{ea}^{EA}} \quad ea \in EA \quad (3-17)$$

式中， $QGen_{ea}$  是污染治理部门  $ea$  的处理的污染物当量总和；资本投入； $QEms_{ea}$  是污染治理部门  $ea$  的污染物排放当量总和； $QINTVA_{ea}$  是污染治理部门  $ea$  用来治理污染物的总投入。

污染物总产生量的物理量与价值量通过如下公式转换：

$$PhyQGen_{a,p} \cdot eqv_p = ip_{a,p} \cdot (\sum_{ec} I_{ec,a} \cdot \sum_{ea} I_{ea,ec} \cdot QGen_{ea}) \quad a \in A, p \in P \quad (3-18)$$

式中， $PhyQGen_{a,p}$  是生产部门  $a$  所产生的污染物  $p$  的物理量； $eqv_p$  是污染物  $p$  的当量值； $ip_{a,p}$  是生产部门  $a$  的污染物  $p$  产生当量值占总污染产生当量值的比例； $I_{ec,a}$  是污染治理商品  $ec$  与生产部门  $a$  相对应的单位矩阵； $I_{ea,ec}$  是污染治理部门  $ea$  与治理商品相对应的单位矩阵。

居民消费函数使用线性支付函数 (LES)，具体公式如下：

$$PC_c \cdot QH_{hh,c} = PC_c \cdot \gamma_{hh,c} + \beta_{hh,c} (YE_{hh} - \sum_{c' \in C} PC_{c'} \cdot \gamma_{hh,c'}) \quad c = auto, h \in HH$$

$$PC_c \cdot QH_{hh,c} = PC_c \cdot \gamma_{hh,c} + (1 - \frac{m\beta_{hh,auto}}{1 - \beta_{hh,auto}}) \beta_{hh,c} (YE_{hh} - \sum_{c' \in C} PC_{c'} \cdot \gamma_{hh,c'})$$

$$c \neq auto, c \in C, h \in HH \quad (3-19)$$

式中， $QH_{hh,c}$  是居民  $hh$  对商品  $c$  的消费支出； $\gamma_{hh,c}$  是居民  $hh$  对商品  $c$  的基本生存消费量，可通过弗里希参数计算获得(邓祥征，2011)； $\beta_{hh,c}$  是居民  $hh$  对商品  $c$  的边际预算份额，可通过商品需求的收入弹性计算获得； $\beta_{hh,auto}$  是居民  $hh$  对汽车制造业商品  $auto$  的边际预算份额； $m$  是居民  $hh$  对汽车制造业商品  $auto$  的边际预算份额的增长率。

LES 函数商品需求的收入弹性 (简称需求弹性) 受到价格和收入变化的影响。需求弹性，也称为恩格尔弹性，可理解对某种商品的消费支出增加率与收入增加率的比例(张超，2012)。本研究具体采用了 2007 年和 2012 年中国投入产出表居民消费数据，计算结果如表 3.20 所示。

随着汽车产业快速发展,居民对其商品需求不断增大,边际预算份额比重提高。假设居民对汽车制造业的商品汽车支出比重提高,在减去基本生存消费量后,对其他商品的边际预算份额等比例调整。

表 3.20 居民消费支出比重与需求弹性估计

行业名称	无车居民		有车居民	
	支出占 比%	需求弹 性	支出占 比%	需求弹 性
农林牧渔业	17.77	0.61	8.19	1.40
煤炭开采和洗选业	0.22	0.15	0.04	0.07
石油和天然气开采业	0.00	0.00	0.00	0.00
黑色金属矿采选业	0.00	0.00	0.00	0.00
有色金属矿采选业	0.00	0.00	0.00	0.00
非金属矿和其他矿采选业	0.00	0.00	0.00	0.00
食品制造及烟草加工业	23.01	1.50	17.75	1.55
纺织业	0.70	0.76	0.35	1.38
纺织服装鞋帽皮革羽绒及其制品业	4.25	0.98	5.43	1.01
木材加工和家具制造业	0.56	1.60	0.59	1.51
造纸印刷和文教体育用品制造业	0.79	4.64	0.97	4.14
石油加工、炼焦和核燃料加工业	0.45	1.35	1.38	2.85
化学原料和化学品制造业	0.48	0.29	0.91	1.52
医药制造业	1.71	1.79	2.06	3.97
化学纤维制造业	0.00	0.00	0.00	0.00
橡胶和塑料制品业	0.21	0.00	0.20	0.00
非金属矿物制品业	0.33	2.16	0.23	0.71
黑色金属冶炼和压延加工业	0.00	0.00	0.00	0.00
有色金属冶炼和压延加工业	0.00	0.00	0.00	0.00
金属制品业	0.19	0.27	0.26	0.24
通用设备制造业	0.11	0.00	0.08	0.00
专用设备制造业	0.03	1.79	0.08	1.27
汽车制造业	0.95	1.69	3.51	3.25
其他交通运输设备制造业	0.99	0.35	0.47	0.87
电气机械和器材制造业	1.87	1.09	1.71	0.96

通信设备、计算机和其他电子设备制造业	1.76	0.91	1.89	1.19
仪器仪表制造业	0.12	0.11	0.09	1.54
其他制造业	0.16	0.00	0.11	0.00
废品废料	0.00	0.00	0.00	0.00
金属制品、机械和设备修理服务	0.00	0.00	0.00	0.00
电力、热力的生产和供应业	1.43	0.30	1.44	0.25
燃气生产和供应业	0.16	0.57	0.85	4.78
水的生产和供应业	0.17	0.52	0.43	1.87
建筑业	0.00	0.00	0.00	0.00
批发和零售业	6.48	0.46	6.26	0.88
道路运输业	1.84	4.20	2.20	13.36
其他交通运输、仓储和邮政业	0.90	0.04	1.19	0.22
住宿和餐饮业	3.72	0.33	6.54	1.60
信息传输、软件和信息技术服务业	2.54	1.02	3.10	1.27
金融业	3.15	1.11	5.33	1.76
房地产业	10.30	1.16	10.44	2.59
租赁和商务服务业	0.12	0.00	0.68	0.00
科学研究和技术服务业	0.07	0.00	0.13	0.00
水利、环境和公共设施管理业	0.16	0.00	0.28	0.00
居民服务、修理和其他服务业	2.86	1.07	4.21	1.19
教育	3.36	0.03	3.35	1.06
卫生和社会工作	5.19	4.72	5.48	0.98
文化、体育和娱乐业	0.81	5.76	1.59	14.70
公共管理、社会保障和社会组织	0.08	0.00	0.18	0.00

### 3.6 汽车产业发展环境影响评价系统分析过程

汽车产业处在经济—社会—环境耦合的复杂系统中，同时对该领域的研究也应涉及经济、社会、环境多学科交叉。有必要建立一套适用于汽车产业发展环境影响评价系统分析过程，具体如下：

#### 第一步：系统地阐述问题

##### 1) 提出问题

如何识别汽车产业所带来的环境问题，如何构建此类消费型产业环境影响评

价的方法？这不仅仅是环境领域的问题，还涉及汽车产业发展速度、规模、技术变化等经济领域，以及居民对不同燃料类别汽车购买意愿、用车行为、交通出行方式选择等社会层面的问题（具体见第一章 1.4.1 研究目的与意义）。

#### 2) 系统分析问题的目标

本研究的目的是建立消费型产业发展环境影响评价技术框架，以汽车产业为案例，分析汽车产业生产和消费全过程环境影响的关键因素，预测和评估产业中长期发展导致的资源环境影响，从环境保护的角度提出汽车产业可持续发展对策和建议（具体见第一章 1.4.1 研究目的与意义）。

#### 3) 系统分析问题的约束

##### ①人口约束：

中国人口众多，汽车拥有量达到发达国家水平受到用地、资源、能源等约束。

##### ②减排约束：

中国政府制定了国民经济和社会发展规划纲要，全国万元 GDP 能耗下降 16%，万元 GDP 用水量下降 30%。COD 和 SO<sub>2</sub> 排放总量分别下降 8%，NH<sub>3</sub>-N 和 NO<sub>x</sub> 排放总量分别下降 10%。

##### ③政策考虑：

中国国民经济处于工业化中后期发展阶段，摆脱过度依赖重化工产业和贸易出口的发展模式，加快发展消费型产业是宏观经济调控的重要内容，大力发展汽车产业已成为拉动内需、刺激消费、调整产业结构的必然要求。

#### 4) 利益相关方

利益相关方，包括政府，汽车产业发展政策的主要制定方，即政策方；汽车企业及上下游关联部门，即生产方；汽车的消费主体居民，即消费方。

#### 5) 相关规划或政策可能产生的结果

①汽车产销量、拥有量增加

②汽车产业产值增加

③交通用地增加

④原材料消耗增加

⑤环境污染增加，环境质量下降，等

6) 系统边界界定（具体见 3.2 数据库构建 以及 4.1 汽车产业影响评价目标与范围界定）

①空间：中国地理边界范围内

②时间：基准年 2012 年，预测年 2020 年

③初始条件：2012 年中国汽车产、销量分别为 1927.2 万辆、1930.6 万辆，产

销量基本平衡，拥有量 10837.8 万辆，汽车制造业产值 50155.4 亿元

7) 绘制技术路线图（具体见 1.4.2 技术路线与研究内容）

### 第二步：方案的识别、设计与筛选

1) 方案的识别与设计（具体见 6.1 汽车产业相关政策识别）

2) 方案筛选标准

通过选取适合的衡量指标，来筛选可深入研究的方案。

①经济指标：产值、产销量、拥有量等

②环境指标：主要原材料、资源、能源消费量、污染物年排放量等

**第三步：对未来驱动力的预测**（具体见第 5 章 影响汽车产业发展的消费因素分析 以及 6.1 汽车产业相关政策识别）

1) 收入增加、费用支出

2) 汽车需求

3) 技术变化

4) 交通

5) 其他政策

### 第四步：建立模型

（具体见第 3 章 3.1 模型框架设计）

环境建模的核心是通过对系统内所关注的变量间相互作用的评估，强化对系统的整体认识，从而提高对系统的调控和解释能力。在这种意义上，环境模型不只是应用数学的方法了解系统的特征，它也包含通过有序的社会实验（社会学问卷调查调研）设计，了解系统的行为。

1) 模型模块

①环境影响识别模块

对应基于 LCA 的产业环境影响识别子系统，以生命周期分析为基础，自下而上，建立了汽车产业环境影响辨识框架，识别生产/消费阶段、直接/间接过程影响（具体见 3.3 基于 LCA 的产业环境影响识别子系统 以及 第 4 章）。

②基于消费主体行为模块

对应基于消费主体行为的因素分析子系统，运用社会学问卷调查数据，构建多类别 Logit 离散选择模型，来实现对无车群体购车决策和有车群体用车行为关键因素的识别（具体见 3.4 基于消费主体行为的因素分析子系统 以及 第 5 章）。

③政策模拟模块

对应基于 CGE 的产业发展政策评估子系统，利用 2007 年与 2012 年投入产出表居民支出以及居民可支配收入数据，估计了居民消费函数的需求弹性，编制了 2012 年中国环境社会核算矩阵（ESAM），构建了具有环境账户的可计算一般均衡

模型（具体见 3.5 基于 CGE 的产业发展政策评估子系统）。

## 2) 模型耦合

三个子模块相互关联。环境影响识别模块，以生命周期分析为基础，构建了环境影响辨识框架，识别生产、消费阶段、直接、间接过程影响。基于对变量估计的数据需求，构建了基于消费主体行为模块，开展了中国居民交通出行问卷调查，将数据分析结果作为环境影响模块的输入变量，为环境影响识别提供基础。环境影响识别模块的辨识框架，识别出资源消耗、污染排放的关键控制部门/环节，为自上而下政策模拟模型编制环境社会核算矩阵（ESAM）、部门划分提供依据，为消费主体行为模块个体属性和出行属性选取提供参考。基于消费主体行为模块，为环境 CGE 模型份额参数标定，来实现离散选择购车概率与汽车产业增加值耦合（具体见图 3.1 模型框架图）。

## 第五步：方案的比较与排序（具体见第 6 章 汽车产业政策模拟与影响预测）

- 1) 汽车产业规模效应下的环境影响
- 2) 汽车产业技术效应下的环境影响
- 3) 汽车产业结构效应下的环境影响
- 4) 汽车产业环境政策对产业结构的影响
- 5) 汽车产业环境政策对消费结构的影响

## 第六步：沟通结果（第 7 章 结论与建议）

以各方案计算结果为依据，进行方案推荐。

## 3.7 本章小结

本章主要内容包括中国汽车产业发展环境影响评价模型、数据库构建和主要计算公式，以实现模拟影响汽车产业发展的关键因素，考察汽车产业在经济-社会-环境各个子系统的相互作用关系，从而综合分析和评估中国汽车产业迅速发展对社会、经济、环境产生的影响。

本章的重点在于中国汽车产业发展环境影响评价模型的开发，从而反映生产方、消费方、政策方在中国汽车产业发展所带来的资源消耗和污染排放变化所发挥的作用，评价中国汽车产业的整体性的及间接的环境影响。

总结出一套适用于汽车产业发展环境影响评价系统分析方法，包括构建三个子系统，分别是基于 LCA 的汽车产业环境影响识别子系统，基于消费主体行为的因素分析子系统，基于 CGE 的产业发展政策评估子系统。

对基于汽车产业环境影响识别子系统的分析，以生命周期分析为基础，自上而下，建立了汽车产业环境影响辨识框架，识别生产/消费阶段、直接/间接过程影

响。对基于消费主体行为的因素分析子系统的研究,运用社会学问卷调研数据,构建多类别 Logit 离散选择模型,来实现对无车群体购车决策和有车群体用车行为关键因素的识别。对基于 CGE 的产业发展政策评估子系统的研究,构建了具有环境账户的可计算一般均衡模型,利用 2007 年与 2012 年投入产出表居民支出以及居民可支配收入数据,估计了居民消费函数的需求弹性,编制了 2012 年中国环境社会核算矩阵(ESAM),通过基于消费主体行为模块开发的多类别 Logit 离散选择模型计算出购车概率,估计环境可计算一般均衡模型的边界预算份额参数。

## 第4章 基于LCA的汽车产业环境影响分析

### 4.1 汽车产业影响评价目标与范围界定

LCA的目标和范围界定包括时间和空间的尺度、产品系统的定义、研究边界的划定等内容。本研究基于传统的产品LCA方法进行边界划定,分为生产、运输、使用等环节,通过对微观研究对象汽车进行标准化处理,拓展到汽车产业层面,识别其资源环境影响。本研究以年为时间尺度,空间上以中国国家地理边界为界限,并假设汽车所需原材料均在中国境内加工生产,分析2012年汽车产业的整体环境影响,生产、消费等环节的直接和间接影响。

2012年中国汽车产、销量分别为1927.18万辆、1930.64万辆,产销量基本平衡,其中乘用车产量占总产量比例高达80.3%,商用车产量占总产量比例为19.7%,如表4.1所示。

表4.1 2012年中国汽车不同车型产销量

车型	产量(万辆)	同比增长(%)	销量(万辆)	同比增长(%)
总计:	1927.18	4.63	1930.64	4.33
1.乘用车	1552.37	7.17	1549.52	7.07
(1)基本型乘用车(轿车)	1076.74	6.22	1074.47	6.15
(2)多功能乘用车(MPV)	49.19	-2.83	49.34	-0.87
(3)运动型多用途乘用车(SUV)	199.86	24.67	200.04	25.5
(4)交叉型乘用车	226.58	1.2	225.67	-0.07
2.商用车	374.81	-4.71	381.12	-5.49
(1)客车	42.58	6.89	42.56	5.51
(2)货车	261.76	-1.36	265.34	-1.8
(3)半挂牵引车	18.45	-24.48	19.06	-25.98
(4)客车非完整车辆	8.06	-4.27	8.18	-3.16
(5)货车非完整车辆	43.96	-20.49	45.98	-21.45

资料来源:《中国汽车工业年鉴》

从上表可见,2012年中国乘用车产销量同比上年呈现增长趋势,而商用车产销量同比上年呈现下降趋势,考虑到商用车型多样化、结构复杂、数据可得性,

乘用车占主体的产销结构，以及汽车产业消费型特点，本研究选取乘用车作为研究对象。

按照功能划分，民用汽车（在本研究中简称汽车）划分为私人汽车与非私人汽车。根据《中国统计年鉴》，自 2012 年起中国私人汽车拥有量占民用汽车的比例已超过 80%，公路营运汽车拥有量占民用汽车的比例逐年下降，到 2013 年已不足 12%。本研究的目标之一是建立一套适用于消费型产业发展环境影响评价的技术框架，重点考察消费端，即居民购买和使用私人汽车所带来的环境影响。因而，本研究中未根据汽车功能来划分汽车类别来分析。

汽车按照燃料类别又分为汽油车、柴油车、天然气车、电动车等，可见汽车种类复杂。根据《中国环境统计年鉴》，汽车产业直接生产阶段的环境影响，即为汽车制造业本身的二氧化硫、氮氧化物、COD 和氨氮四种主要污染物排放量占全部行业的比重分别为 0.08%、0.04%、0.52%和 0.43%。可见，在汽车制造厂界范围内产生的污染物并不多，因此在生产阶段，未按照燃料类别进行细分汽车类别。汽车产业不同于传统生产部门，具有消费型产业特征，它的产品汽车是一种耐用消费品，有较长的使用周期，不同燃料类别的汽车在使用阶段的能耗与污染排放特征不同，本研究在消费阶段将汽车划分为汽油车、柴油车、天然气、纯电动、混合动力车。

汽车按照排量划分，包括排量 $\leq 1.0L$ 、 $1.0L < \text{排量} \leq 1.6L$ 、 $1.6L < \text{排量} \leq 2.0L$ 、 $2.0L < \text{排量} \leq 2.5L$ 、 $2.5L < \text{排量} \leq 3.0L$ 、 $3.0L < \text{排量} \leq 4.0L$ 、排量 $> 4.0L$ 。本论文第四章对中国居民交通出行进行了问卷调查工作，涉及中国 27 个省，调查地点分布数占中国各级地市总数的 11%，有车群体已购汽车的排量与百公里油耗进行相关性分析，发现两者之间并没有显著相关性， $R^2$  仅为 0.22，已有研究也鲜有排量与百公里油耗具有显著相关性的报道，由于发动机类别不同，排量大不一定耗油高，而油耗往往与汽车整备质量具有正相关性 (Koffler and Rohde-Brandenburger, 2010; 胡朝辉, 2010)，本研究对年产量超过 300 辆的 76 家乘用车生产企业的乘用车百公里油耗与整备质量数据进行统计分析，也发现百公里油耗与汽车整备质量具有显著正相关性， $R^2$  为 0.79。因此，本研究没有按照排量来划分汽车类别，而是按照物料消耗量和汽车构成材料重量划分。为了在汽车产业层面开展环境影响研究，本研究梳理了汽车主要材料种类和数量，对主要材料构成与物料消耗进行标准化，根据 2012 年下半年中国 83 家乘用车生产企业 737.3 万辆汽车数据统计，整车平均整备质量为 1312 千克。

本研究对中国汽车产业生命周期评价主要针对乘用车，评价其在学习与消费阶段的能耗、水耗以及主要污染物排放。后文中环境识别模块获得的主要研究结论亦从中国乘用车资源环境影响评价研究获得。

#### 4.1.1 汽车主要构成材料

乘用车占其自重 90%以上的主要材料包括：钢材、铸铁、铝、塑料、玻璃、橡胶、涂料等 (Demirel et al., 2016; Hawkins et al., 2013; Li et al., 2016; Xia et al., 2016; Zhang & Chen, 2014; 刘安辉等, 2015; 杨建新, 2002, 张勇, 2009)。

##### 4.1.1.1 钢材在汽车上的应用

汽车产业是中国用钢的主要部门，中国汽车用钢量约占钢材消费总量的 6%，远低于发达国家 10%以上的水平。钢材是汽车制造的重要材料，用于汽车制造的钢材以薄板和优质钢材为主 (林樾, 2013)。轿车车身用钢主要包括电镀锌板和热镀锌板等(李剑省等, 2008)。

有学者对中国汽车工业钢材需求进行分析 (王鹤, 2004)，按照中国货车的平均用钢量为 2.5207 吨/辆，载客车的平均用钢量为 1.062 吨/辆，轿车的平均用钢量为 0.8415 吨/辆，基于 3 种主要车型单体用钢量以及配套配件用钢量分析，2010 年的汽车总的用钢量约为 1879.1 万吨-2254.5 万吨。根据普通汽车的用钢品种构成比例，计算中国 2010 年汽车用钢材不同品种的用量，如表 4.2 所示。

表 4.2 汽车用钢品种及用量 单位：万吨

类型	2005 年	2010 年
钢板	594.7-668.9	1014.7-1217.5
优质钢	330.4-371.6	563.7-676.4
型钢	66.1-74.3	112.7-135.3
带钢	71.6-80.5	122.1-146.5
钢管	27.5-31.0	47.0-56.4
其他	11.0-12.4	18.8-22.5
合计	1101.3-1238.7	1879.1-2254.5

生产一辆乘用车约需要消耗薄钢板 600-800 千克，占全部用钢量 50%以上；优质钢约占 30%，包括碳素结构钢、合金结构钢、弹簧钢和耐热钢等；带钢 6.5%、

型钢 6%、钢管 3%左右, 金属制品及其他占 3.5%。中国 2012 年单辆轿车整备质量约 1.25 吨, 按照钢材在轿车整备质量中所占比例约为 65%计算, 平均钢材重量为 0.813 吨, 按照钢材利用率 70%计算, 生产一辆轿车用钢量约 1.16 吨。SUV 和 MPV 整备质量大多在 1.6 吨, 交叉型车用车整备质量约为 0.9 吨, 按照钢材利用率 72%计算, 用钢量分别为 1.55 吨、0.88 吨(林樾, 2013)。

#### 4.1.1.2 铸铁在汽车上的应用

汽车产业是铸造业的最大用户, 全世界铸铁件的 25%应用于汽车产业(万仁芳等, 2004), 中国约有 27%的铸件用于汽车产业(温平, 2015)。用于汽车的铸铁, 主要包含灰铸铁、蠕墨铸铁、球墨铸铁等。

灰铁, 具有良好的机械性能、热性能以及锻造性能, 传统的发动机缸体均采用灰铁材质。由于重量限制, 部分灰铁部件被铝合金和蠕墨铸铁替代(Knustad et al., 2012; 周杨等, 2015)。蠕墨铸铁, 用于制造汽车的零部件。将灰口铸铁铁水经蠕化处理获得, 析出的石墨呈蠕虫状。蠕墨铸铁的强度和刚度比灰铸铁更高, 且更耐高温, 蠕化率要求在 80%以上, 铸造技术难度较高。蠕墨铸铁在大马力发动机缸体已有应用(袁华等, 2014)。

我国一汽集团提供了机动车铸铁件用量的估算办法: 轿车铸铁用量约为 0.08 吨/辆; 微型车铸铁用量约为 0.1 吨/辆(马顺龙, 2010)。

#### 4.1.1.3 铝材在汽车上的应用

铝是一种重要的轻型金属材料, 具有比重轻、比强度高、易于成形、易于回收、良好的抗腐蚀性能等特点, 是汽车轻量化的重要材料选择之一, 在汽车的用量呈现上升趋势(Raugei et al., 2015; Hatayama et al., 2012; 刘伟燕等, 2011; 郑晖等, 2016)。2009 年, 欧盟国家平均汽车用铝量约 124 千克, 北美约 148 千克, 日本略少一些, 约 118 千克(Cheah et al., 2009; 郑晖等, 2016)。美国汽车的用铝量较高, 乘用车用铝量约占美国总用铝量的 1/4, 且从 1960 年至今用铝量持续增加, 预测到 2035 年, 美国汽车用铝量将达到 207 千克。

中国的汽车用铝量略低于全球平均水平, 2010 年, 全球汽车平均用铝量约 112 千克, 中国将近 100 千克, 但总体呈迅速增长趋势(Du et al., 2010b; Raugei et al., 2015; 郑晖等, 2016)。汽车用铝主要为铸件, 约占总铝件质量的 81%, 主要用于发动机机体、轮毂等。大约有 43%的铝材为原生铝, 其余 57%为再生铝。汽车用铝材料, 约有 37%为发动机, 用量最大; 约 22%用于传动装置, 17%用于车轮, 8%用于热转换装置, 7%用于底盘, 3%用于制动装置(Cheah et al., 2009)。中国汽车用

铝量低于全球平均水平，因此现有用铝水平可借鉴发达国家历史数据。表 4.3 为 1991—2006 年美国汽车平均用铝量的统计(刘伟燕等, 2011)。

表 4.3 美国汽车用铝量统计 单位：千克

年份	各类车型的用铝量		整车平均用铝量
	轿车	轻型载货车	
1991	86	75	82
1996	105	107	103
1999	108	123	112
2006	127	145	132

#### 4.1.1.4 塑料在汽车上的应用

近年来，塑料在汽车中的用量呈现上升趋势(Demirel et al., 2016)。世界平均每辆汽车的塑料用量在 100 千克以上，约占汽车总重量的 8%-12%。发达国家塑料用量占比更高。德国是采用塑料零部件最多的国家，每辆车平均使用的塑料重量将近 300 千克，占车重达 22%，美国、日本等发达国家，平均使用的塑料已超过 120 千克，中国的汽车塑料用量略低一些，但也呈现上升趋势(刘西文, 2010; 廖君, 2009)。

目前，汽车中大量使用的塑料包括，聚丙烯(PP)、聚氨酯(PU)、聚乙烯(PE)、聚碳酸酯(PC)、聚氯乙烯(PVC)、聚苯醚(PPO)、聚甲醛(POM)、丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物(ABS)、尼龙(PA)、热固树脂、聚对苯二甲酸丁二醇酯(PBT)、聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)等(Tian et al., 2014; Zhang & Chen, 2014)。车用塑料平均占比情况如下，PP 用量最大，约占 21%，PU 用量与之相近，约 20%，PVC 用量次之，约 12%，热固树脂约 10%，ABS 和 PA 约 8%，PE 约 6%(Zhang & Chen, 2014)。

车用塑料主要用在保险杠、减震器、散热器护栅、车灯、仪表盘、控制面板、座椅、车门内侧面板、内车顶、燃油箱、油管等(Zhang & Chen, 2014; 朱永彬等, 2005)。汽车用塑料零部件主要包含三类：外饰件、内饰件和其它结构功能件。

外饰件中，保险杠常用 PP 和 PC 两种材料，约占车重 0.8%；散热器护栅常用 ABS，约占车重 0.1%；车灯常用 ABS 和聚甲基丙烯酸甲酯(PMMA)，约占车重 0.2%(Zhang & Chen, 2014)。

内饰件中，仪表盘常用 PU、PP 以及 ABS 与 PVC 的复合塑料，约占车重 0.5%；座椅常用 PU、PVC，约占车重 0.5%，车门内侧控制面板常用 ABS 和 PP，约占车

重 0.35%；车内顶常用 PP、PU 和 ABS 与 PVC 复合塑料，约占车重 0.6%；后备箱常用 PP、软 PVC 和橡胶，约占车重 0.45%(Zhang & Chen, 2014)。其他功能件中，油箱常用高密度聚乙烯(HDPE)，约占车重 0.1%(Zhang & Chen, 2014)。

#### 4.1.1.5 玻璃在汽车上的应用

玻璃是汽车的重要组成部分之一，汽车玻璃的面积约占整车表面积的 1/3。根据玻璃位置，可以分为前、后挡风玻璃、门玻璃、天窗玻璃以及前后角窗玻璃等。汽车玻璃既需要有良好的机械性能也需要具有良好的光学性能，来保障驾驶人员与乘客的安全与舒适。汽车玻璃品种较多，以夹层玻璃和钢化玻璃两类为主(孟欣等, 2015; 田永, 2012)。

美国、欧洲等国家汽车玻璃平均使用量持续增加。70 年代玻璃重量约占汽车重量的 2.7%；80 年代增加到约 3.8%(王惠生, 1984)。我国汽车玻璃约占车重的 3%(赵林平等, 2015)。随着对造型与功能的需求增加，玻璃在汽车中的应用面积随之增加。50 年代轿车的平均玻璃面积约为 2.2 平方米，90 年代增加到 3.4-3.8 平方米，2000 年后的 3.9-4.5 平方米，到 2010 年以后，汽车玻璃进一步增加到约 5.2 平方米，而玻璃的厚度，则随着科技的进步与发展呈减薄的趋势(孟欣等, 2015)。

我国汽车玻璃的需求量也在逐年增加。在 2001 年中国汽车生产和维修行业消耗夹层玻璃约 442 万平方米，消耗钢化和区域钢化玻璃约 2171 万平方米。2004 年市场配套汽车玻璃耗用量约 470 万套(徐美君, 2006)。2013 年汽车整车配套玻璃增长到 1.26 亿平方米，维修零配汽车玻璃为 0.19 亿平方米，净出口汽车玻璃约 0.345 亿平方米，合计汽车玻璃消费量达到 1.8 亿平方米(孟欣等, 2015)。

#### 4.1.1.6 橡胶在汽车上的应用

汽车是橡胶工业中最为重要的配套服务对象，全球每年 70%以上的生胶消耗量均用在汽车行业，约占橡胶工业销售额的 2/3。汽车橡胶制品用量中，约 60%用于轮胎，约 40%用于非轮胎橡胶汽车制品。在轮胎之外，一辆乘用车一般需要配 100-200 种，200-500 个橡胶零部件，例如门窗密封条、传动带、各类橡胶管、减震部件、密封垫圈等。因此，橡胶是一种重要的车用化工材料组成，随人们对汽车的安全性、动力性和舒适性的日益重视，橡胶制品的重要性也更加凸显(杨秀霞, 2015; 张胜俊等, 2010)。

汽车上使用的橡胶制品重量约占整体汽车重量的 5%，单辆普通轿车约使用 100 千克橡胶，几乎包含所有天然和合成橡胶种类，天然与合成橡胶的用量比为 3:7(于清溪, 2009a,b)。主要使用的合成橡胶包括丁苯橡胶(SBR)、顺丁橡胶(BR)、

异戊橡胶(IR)、丁基橡胶(IIR)、乙丙橡胶(EPR)、丁腈橡胶(NBR)、氯丁橡胶(CR)、热塑性橡胶(SBS)、氟橡胶(FKM)、硅橡胶(VMQ)等(刘妍等, 2016; 杨秀霞, 2015; 2016; 于清溪, 2009a,b)。中国平均一辆汽车消耗的橡胶用品见表 4.4(于清溪, 2009a)。

表 4.4 中国各类汽车平均一辆车耗用的橡胶制品

产品名称	种类	耗用数量 (极限范围)
1 胶管	10	25 m (20 - 40m)
2 传动带	3	3.5 根 (3- 5 根)
V 带		1.5 根
同步带		1.0 根
多楔带		1.0 条
3 安全气囊	1	0.5 件 (0- 2 件)
4 橡胶件	150	300 件 (200 - 500 件)
减震件		25 件 (20-40 件)
密封条		40 m (20-60 m)
油封		25 件 (20-40 件)
5 内外装饰材料	5	8 k g (5-10k g)

#### 4.1.1.7 涂料在汽车上的应用

汽车涂料主要包括汽车涂料原厂漆和汽车修补涂料两大部分。中国汽车涂料行业, 在“十二五”期间实现快速发展。每辆车所用涂料, 约有 3/4 用于涂装金属部件, 余下 1/4 用于涂装塑料部件(Gagro, 2016)。2011 年, 汽车涂料原厂漆销量约为 40 万吨, 汽车修补涂料约为 13 万吨。2015 年, 汽车涂料原产漆销量约达 55 万吨, 汽车修补涂料约达 22 万吨。预计“十三五”期间, 每年车身原产漆年增长 5 万吨以上, 修补涂料年增长 2 万吨以上(闫福成, 2016)。细分用漆中, 轿车为原厂漆最大用户, 约占总量 50%, 其次为多功能运动车约占 20% (闫福成, 2016)。

2013 年, 欧洲汽车涂料用量约有 7.8 万吨, 约 71%用于车身外部, 约 29%用于内饰。在欧洲, 汽车内饰涂料中, 水性涂料为主, 约占 60%市场份额。在欧洲和北美, 外饰涂料几乎 100%为水性涂料(Gagro, 2016)。2010 年, 中国乘用车水性涂料占比约 14%, 溶剂型涂料占比约 86%。到 2015 年, 中国乘用车水性涂料占比

提高到 53%，溶剂型涂料占比降低到 47% (闫福成, 2015)。更为环保的水性涂料的份额在中国虽然比西方国家尚有差距，但比例正在显著提升。

在污染排放方面，“十二五”期间，汽车涂料与涂装的整套环保法规体系逐渐建立起来(闫福成, 2015)。整车涂装过程，是汽车制造过程中具有较高污染排放和能源消耗的环节之一，也是节能减排的重要控制环节。2011 年国家工信部制定发布了《乘用车生产企业及产品准入管理规则》，2012 年国务院批复了环保部的《重点区域大气污染防治“十二五”规划》，要求水性涂料等低挥发性有机物含量占总涂料用量不低于 80%，小型乘用车单位涂装面积 VOC 排放量不高于 35 克/平方米 (闫福成, 2015)。2015 年公布的《中华人民共和国大气污染防治法》，第十条也对涂料等产品提出质量标准。先进环保的水性紧凑型涂装工艺已渐渐成为乘用车面漆涂装的主流。中国汽车涂料将向着环境友好型涂料产品（特别是水性涂料）的方向发展，并注重汽车涂装全过程节能减排(侯静, 2014; 阮济衡, 2013; 闫福成, 2016)。

#### 4.1.2 汽车标准化

通过国内外文献调研(Cheah et al., 2009; Demirel et al., 2016; Hawkins et al., 2013; Inghels et al., 2016; Li et al., 2016; Xia et al., 2016; Zhang & Chen, 2014; 刘安辉等, 2015; 杨建新, 2002, 张勇, 2009)，结合上述分析，对乘用车钢材、铸铁、塑料、铝材、玻璃、橡胶和涂料的材料构成比例和重量值进行整理，结合中国汽车材料轻量化水平，将比例和重量值做区间统计分析，结合产品生命周期评价清单分析，本文对乘用车材料构成进行标准化处理，如表 4.5 所示。

表 4.5 中国单位标准车物料组成

材料	材料构成	
	重量 (千克)	比例 (%)
钢材	754.4	57.5
铸铁	124.6	9.5
塑料	111.5	8.5
铝	124.6	9.5
玻璃	39.4	3.0
橡胶	65.6	5.0
涂料	43.3	3.3
其他	48.6	3.7
总计	1312.0	100.0

对 2012 年下半年中国乘用车企业整备质量和平均燃料消耗量统计,利用中国 80 余家汽车生产企业的 737 万辆乘用车数据,获得平均整备质量为 1312 千克,企业平均百公里油耗实际值为 7.32 升(工信部装备工业司,2014)。

统计分析结果显示中国单位标准车,钢材占比最大,达到 57.5%,其次是铸铁 9.5%,铝材 9.5%,塑料 8.5%,另外还有橡胶、涂料、玻璃及其他材料,比例分别为 5.0%、3.3%、3.0%和 3.7%。

## 4.2 影响清单分析

### 4.2.1 汽车生产阶段清单分析

实物型投入产出表,是以实物单位来计量投入产出关系,并以实物形态来描述产品的生产与分配过程。由于实物型投入产出表不受价格变动因素影响,因此,它可以准确地反映国民经济的重要产品在生产过程中的技术经济联系(1992 年中国投入产出表,1996)。

中国实物型投入产出既与价值型投入产出表相似,又不同于价值型表。从部门分类来看,价值表的部门是一个同类产品的综合体,是用货币单位来衡量,实物表基本上是按照一个个单纯产品来分类,使用对应的实物单位计量。再从列来看,价值表可以加和计算,但实物表不能直接相加,而且没有增加值部分。价值表和实物表计算获得的完全消耗系数意义也不同,对于实物表,其计算的完全消耗系数是表中所列产品之间的直接联系和间接联系(1992 年中国投入产出表,1996)。中国生产一辆轿车的直接消耗系数,如表 4.6 所示。

实物量投入产出表反映了生产一辆轿车物质消耗类别,这些物质消耗列表可作为 LCA 输入项的参考。通过实物投入产出分析与以往产品生命周期应用案例,选取优质钢型材、普通中型钢材、普通小型钢材、普通大型钢材、轻轨、重轨、无缝钢管、焊接钢管、钢、钢带、中厚钢板、硅钢片、薄钢板、特厚钢板、生铁、铁合金、铝材、铝、高密度聚乙烯、ABS、聚氯乙烯、PC、PP、钢化玻璃、玻璃纤维、合成橡胶、涂料 27 种物质作为汽车主要原材料。

由于中国实物量投入产出编制年比较久远,其数据仅作为原材料种类识别所用。对于具体原材料,本文使用了 eBalance 软件分析平台,它不仅包含了中国近年来的本土数据库,还能根据原材料种类获取数据库中对应每个基本单元过程的环境影响清单。

表 4.6 中国轿车的直接消耗系数实物表

物质类别	计量单位	轿车	物质类别	计量单位	轿车
供热量	百万千焦	6.912536	普通大型钢材	吨	0.010452
轮胎外胎	条	5.95726	铝	吨	0.010427
原煤	吨	1.057949	耐火材料制品	吨	0.01014
薄钢板	吨	0.537796	硫酸	吨	0.008768
优质钢型材	吨	0.518242	电石	吨	0.008388
中厚钢板	吨	0.393187	塑料	吨	0.008082
滚动轴承	百套	0.311996	铁合金	吨	0.007033
电	万千瓦小时	0.151389	锌	吨	0.006601
普通中型钢材	吨	0.105692	棉混纺布	百米	0.006409
平板玻璃	重量箱	0.098732	合成橡胶	吨	0.006184
家具	件	0.087894	木材	立方米	0.005865
钢带	吨	0.067498	自来水	万吨	0.004983
油漆	吨	0.065365	铜	吨	0.003483
汽油	吨	0.049302	机制纸及纸板	吨	0.003051
无缝钢管	吨	0.048358	纯碱	吨	0.003004
润滑油	吨	0.04439	煤油	吨	0.002588
生铁	吨	0.036792	线材	吨	0.0025
普通小型钢材	吨	0.030037	铝材	吨	0.00226
焊接钢管	吨	0.027078	纯化纤布	百米	0.002257
焦炭	吨	0.02647	烧碱	吨	0.00209
钢	吨	0.02192	纯棉布	百米	0.001728
燃料油	吨	0.021561	特厚钢板	吨	0.001298
水泥	吨	0.021133	硅钢片	吨	0.000948
柴油	吨	0.016289	原盐	吨	0.000611
锯材	立方米	0.015237	人造板	立方米	0.000588
铜材	吨	0.012886	石墨及碳素制品	吨	0.000558

#### 4.2.2 汽车运输阶段清单分析

中国货物运输主要包括铁路、公路、水运、民航和管道四种方式, 2005年-2012年中国铁路、公路运输情况如图 4.1、图 4.2 所示。

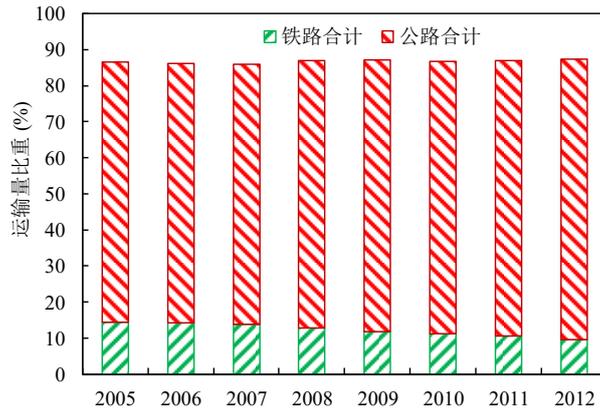


图 4.1 中国铁路、公路货运量占总货运量比例

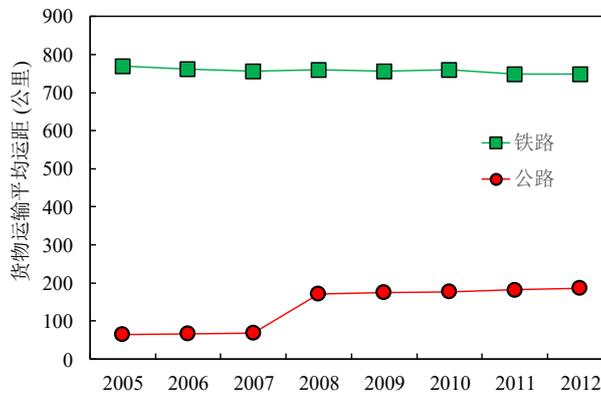


图 4.2 中国铁路、公路货物平均运输距离

2012年中国货运总量达409.9亿吨，货物周转量达173804亿吨公里。中国近年来铁路和公路货运量占总货运量的比重均在85%以上。因此，本研究在计算汽车主要组成材料、整车运输阶段的环境影响时仅考虑铁路运输和公路运输两种情况。根据《中国统计年鉴》统计数据，2012年，中国铁路货物运输平均运距748公里，公路货物运输平均运距187公里。

《中国铁道年鉴》显示主要汽车主要构成材料中，钢铁及有色金属发货量2005年17536万吨，到2012年已达21932万吨，钢铁及有色金属通过铁路运输的货运量较大。由于运输数据获取的有限性，本研究假设钢材运输分为铁路运输和公路运输两种形式，2012年钢材通过铁路运输的比例为30.6%，通过公路运输的比例为69.4%，玻璃、塑料、橡胶等主要通过公路运输。中国公路运输过程中主要使用货运汽车，且为普通货运汽车，数据如表4.7所示。

表 4.7 中国历年公路运输货运汽车情况

年份	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
载货汽车(万辆)	604.8	640.7	684.5	761.0	906.6	1050.2	1179.4	1253.2
普通载货汽车(万辆)	580.3	598.4	648.0	720.2	859.3	996.4	1116.4	1184.6
普通载货汽车所占比例(%)	95.9	93.4	94.7	94.6	94.8	94.9	94.7	94.5

资料来源:《中国统计年鉴》

普通载货汽车所占比例很大,基本稳定在 95%左右,因此,本研究主要考虑普通载货汽车所产生的环境影响。根据汽车分类国家标准(GB9417-89),普通载货汽车又包括微型货车、轻型货车、中型货车、重型货车四种。根据《中国汽车工业年鉴(2010)》,可计算出各类型货车比例和最大载货质量。本研究综合考虑实际道路运输距离和货运汽车类型,选取重型货车和中型货车用于运输汽车整车,重型货车和中型货车用于运输汽车主要构成材料运输能力分析。

#### 4.2.3 汽车消费阶段清单分析

汽车在消费阶段中需要动力能源驱动其运行,按照使用能源种类的不同,分为汽油车、柴油车、天然气车、纯电动车、混合动力车等。中国 2012 年汽车燃料类型形成以汽油汽车为主,柴油汽车为辅的结构,如图 4.3 所示。基于中国汽车燃料结构,本文基准年燃料结构为汽油汽车、柴油汽车、燃气汽车分别占 82.5%、16.1%、1.4%。

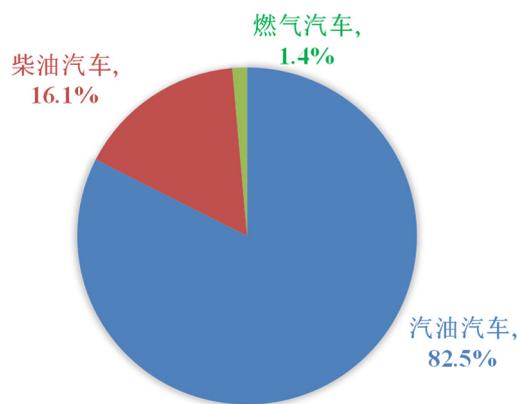


图 4.3 2012 年按燃料类型划分汽车拥有量构成

道路建设需要大量建材，包括渣土、砂、碎石、水泥、粗粒式沥青砼、细粒式沥青砼等，在道路建设的建材消耗的比较中，渣土、砂和碎石虽然每平方米的耗用量较大，但其在生产过程中仅产生少量的环境污染。而水泥和沥青则对于道路建设的建材生产导致的环境影响中处于支配性的地位，对整体环境影响的贡献率最大。因此，本研究道路建设考虑水泥和沥青，它们的排污系数如表 4.8 所示。

表 4.8 单位道路建设建材的排污系数

	用水量（万吨）	COD（吨）	氨氮（吨）	二氧化硫（吨）	氮氧化物（吨）
每万吨水泥 排放	0.075	0.0012	-	1.98	15.84
每万吨沥青 排放	0.078	0.1875	0.00185	0.864	-

资料来源：《工业源产排污系数手册（2010 修订）中册》

2011 年，国家环境保护部和国家质量监督检验检疫总局发布了《汽车维修业水污染物排放标准 GB 26877—2011》，该标准于 2012 年起正式实施，明确规定了汽车修理养护业现有企业、新建企业的水污染物排放限值、监测和监控要求。本文按照新建汽车维修养护企业的用水和水污染物排放上限值，核算全国汽车维修养护业用水消耗和水污染排放情况，如表 4.9 所示。

表 4.9 汽车维修养护业用水消耗和水污染排放部分指标限值

序号	污染物项目	单位	排放限值	污染物排放监控位置
1	化学需氧量（COD <sub>Cr</sub> ）	mg/L	60	排污单位排放口
2	石油类	mg/L	5	排污单位排放口
3	氨氮	mg/L	10	排污单位排放口
4	总氮	mg/L	20	排污单位排放口
5	总磷	mg/L	0.5	排污单位排放口
基准排水量	小型车	L/辆次	4	
	大、中型客车	L/辆次	40	

资料来源：《汽车维修业水污染物排放标准 GB 26877—2011》

汽车在消费过程中，需进行日常修护与保养。汽车为耐用消费品，其消费阶段远长于其生产阶段，因此汽车日常维护与保养是不可忽视的环节。根据该标准，新建维修养护企业汽车化学需氧量和氨氮在排污单位排放口的排放限值分别为 60mg/L 和 10mg/L。

### 4.3 现状影响分析

#### 4.3.1 环境影响分析与比较

基于前文对汽车产业研究目标与范围的界定、根据清单分析，识别出 2012 年基准年中国汽车产业生命周期环境影响，生产阶段、消费阶段的直接环境影响、间接环境影响，见表 4.10 所示。

汽车产业总能耗、氮氧化物、二氧化硫及 COD 排放量分别占全国总量的 22.8%、20.9%、6.5%、6.5%，如表 4.11 所示，汽车产业的发展带来了比较显著的资源环境影响。

表 4.10 2012 年汽车产业环境影响组成及比例

	生产阶段			消费阶段		
	指标	消耗/排放量	占比	指标	消耗/排放量	占比
直接 环境 影响	能耗	2724.27 万吨	3.3%	能耗	15984.07 万吨	19.4%
	水耗	12.30 亿吨	29.7%	水耗	5.47 亿吨	13.2%
	COD	1.59 万吨	1.0%	COD	104.31 万吨	66.6%
	氨氮	0.10 万吨	3.8%	氨氮	0.11 万吨	4.2%
	二氧化硫	1.40 万吨	1.0%	二氧化硫	39.86 万吨	28.8%
	氮氧化物	0.60 万吨	0.1%	氮氧化物	408.72 万吨	83.7%
间接 环境 影响	能耗	63457.62 万吨	77.1%	能耗	122.13 万吨	0.1%
	水耗	23.33 亿吨	56.4%	水耗	0.29 亿吨	0.7%
	COD	50.24 万吨	32.1%	COD	0.38 万吨	0.2%
	氨氮	2.49 万吨	92.0%	氨氮	-	-
	二氧化硫	96.96 万吨	70.0%	二氧化硫	0.20 万吨	0.1%
	氮氧化物	77.98 万吨	16.0%	氮氧化物	0.82 万吨	0.2%

2012 年，汽车生产阶段消耗大量原材料，共计 4317.1 万吨，其中钢材消耗 2831.2 万吨，铸铁 649.0 万吨，塑料 203.8 万吨，铝材 298.8 万吨，玻璃消耗 81.5 万吨，橡胶 184.8 万吨，涂料 68.1 万吨。其中，汽车橡胶、铝材、涂料、钢材、

玻璃消耗量分别占全国产量比重的 51.0%、12.8%、6.6%、3.1%和 2.1%，如图 4.4 所示。

表 4.11 2012 年汽车产业整体性环境影响

环境影响	能耗(万吨 标准煤)	用水量 (亿吨)	COD (万吨)	氨氮 (万吨)	二氧化硫 (万吨)	氮氧化物 (万吨)
汽车产业环境影响	82288.09	41.39	156.52	2.70	138.42	488.12
全国各项指标总量	361732.01	6141.80	2423.73	253.59	2117.63	2337.76
汽车产业环境影响 所占比例 (%)	22.8	0.7	6.5	1.1	6.5	20.9

可见，汽车产业发展造成了较为严重的资源环境影响。汽车产业发展直接导致钢材、铝材、塑料、橡胶等原材料的大量消耗。

从生产阶段和消费阶段的角度来看（图 4.5），能耗、水耗、氨氮、二氧化硫主要来源于生产阶段，它们占整体影响分别达到 80.4%、86.1%、95.8%和 71.0%；COD、氮氧化物主要来自消费阶段，占整体影响分别达到 66.9%和 83.9%。值得注意的是，基于单一年份的研究时间尺度，汽车产业消费阶段中的燃料消耗影响仅占其全生命周期影响的 19.4%。

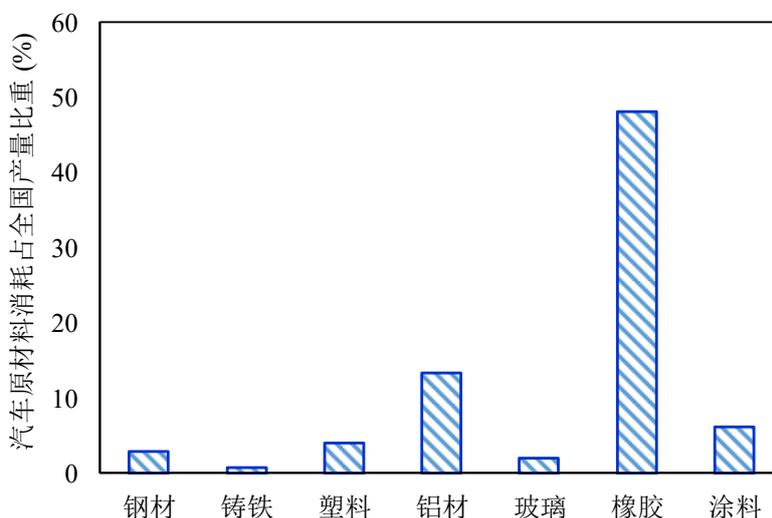


图 4.4 2012 年汽车原材料消耗占全国产量比重

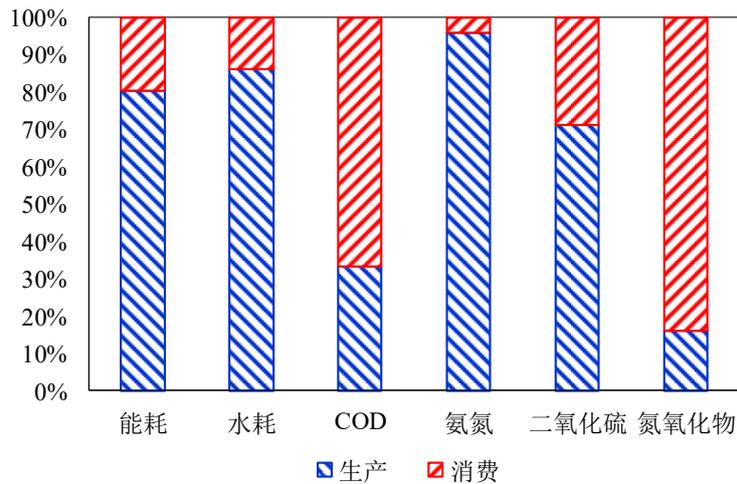


图 4.5 汽车产业生产阶段与消费阶段环境影响比例

从直接影响与间接影响角度来看(图 4.6),直接影响带来的能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物六项指标占汽车产业整体影响的比重分别为 22.7%、42.9%、67.6%、8.0%、29.8%、83.8%;间接影响带来的能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物六项指标占汽车产业整体影响的比重分别为 77.2%、57.1%、32.3%、92.0%、70.1%、16.2%。能耗、氨氮、二氧化硫排放主要来自间接过程, COD、氮氧化物排放主要来自直接过程。

汽车产业间接生产阶段的环境影响突出,如图 4.7 所示。2012 年间接生产阶段的能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物排放量等六项指标分别占汽车产业整体影响的比重为 77.1%、56.3%、32.1%、92.0%、70.0%、16.0%。

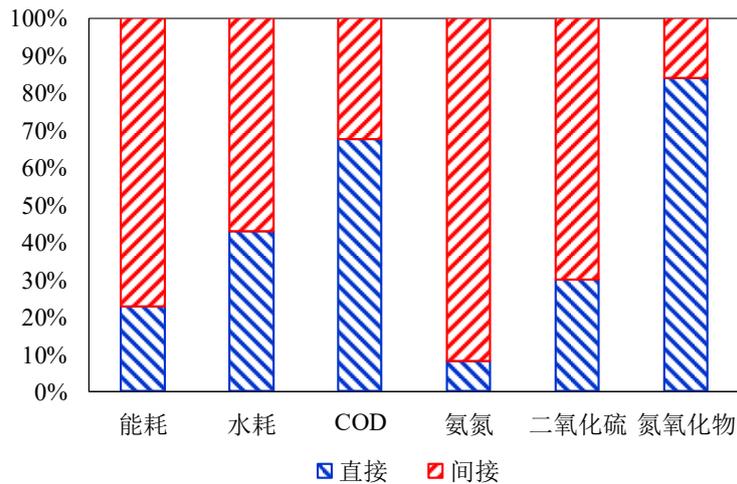


图 4.6 汽车产业直接与间接过程环境影响比例

汽车产品直接消费阶段的环境影响也较为突出,如图 4.7 所示。2012 年汽车直接消费阶段的能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物排放量占整体影响的比重分别为 19.4%、13.2%、66.6%、4.2%、28.8%、83.7%。

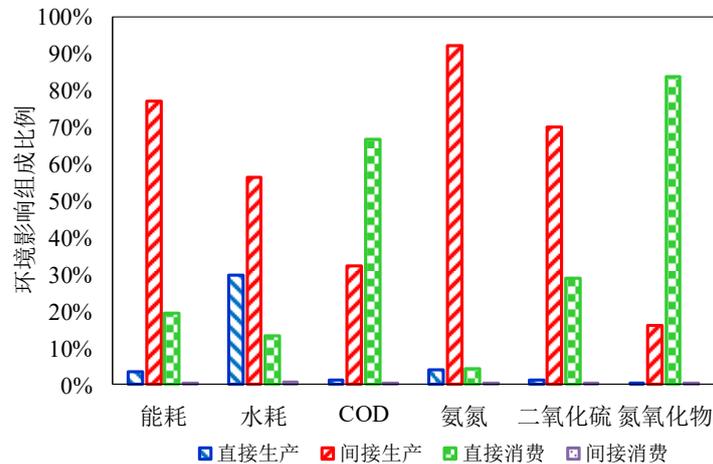


图 4.7 汽车产业环境影响组成图

自 2009 年以来中国汽车产销量居全球第一,2009 年对于中国汽车产业是重要转折年,本研究选取 2009 年做历史回顾分析,与 2012 年进行对比,来反映汽车产业环境影响在时间上的差异性,如图 4.8 所示。基于前文对汽车产业研究目标与范围的界定和清单分析,核算 2009 年中国汽车产业生命周期环境影响,生产阶段、消费阶段的直接环境影响、间接环境影响,如表 4.12 所示。

2009 年对于基准年 2012 年汽车产业各阶段和过程环境影响占比差异不显著(表 4.12 和表 4.10),研究结果表明无论 2009 年还是基准年 2012 年,汽车产业发展均造成了较为严重的资源环境影响,汽车产业生产阶段间接环境影响与消费阶段的直接环境影响突出,汽车产业资源消耗、污染排放的关键控制环节为生产阶段间接过程与消费阶段直接过程。

2012 年较 2009 年汽车产量增加 548 万辆。2012 年汽车拥有量达到 10837.8 万辆,较 2009 年增加 4549.8 万辆,年增长率约 24.1%。与 2009 年相比,汽车制造水平技术不断进步,但汽车产业能耗、水耗、COD 排放量、二氧化硫排放量和氮氧化物排放量分别增长 38.7%、19.9%、21.5%、36.4%和 28.9%。仅有氨氮下降 24.3%,这主要得益于国家出台了更加严格的汽车维修保养废水排放标准,以及汽车保有量迅速增加促使汽车维修保养业形成规模效应,降低了单车维修保养过程的资源环境影响。

表 4.12 2009 年汽车产业环境影响组成及比例

	生产阶段			消费阶段		
	指标	消耗/排放量	占比	指标	消耗/排放量	占比
直接 环境 影响	能耗	2803.20 万吨	4.7%	能耗	12154.94 万吨	20.5%
	水耗	14.14 亿吨	41.0%	水耗	3.82 亿吨	11.1%
	COD	3.95 万吨	3.1%	COD	89.43 万吨	69.4%
	氨氮	0.27 万吨	7.5%	氨氮	1.57 万吨	43.9%
	二氧化硫	3.41 万吨	3.4%	二氧化硫	30.28 万吨	29.8%
	氮氧化物	3.55 万吨	0.9%	氮氧化物	320.05 万吨	84.5%
间接 环境 影响	能耗	44265.20 万吨	74.6%	能耗	121.67 万吨	0.2%
	水耗	16.27 亿吨	47.1%	水耗	0.29 亿吨	0.8%
	COD	35.04 万吨	27.2%	COD	0.38 万吨	0.3%
	氨氮	1.73 万吨	48.6%	氨氮	-	-
	二氧化硫	67.64 万吨	66.6%	二氧化硫	0.19 万吨	0.2%
	氮氧化物	54.40 万吨	14.4%	氮氧化物	0.82 万吨	0.2%

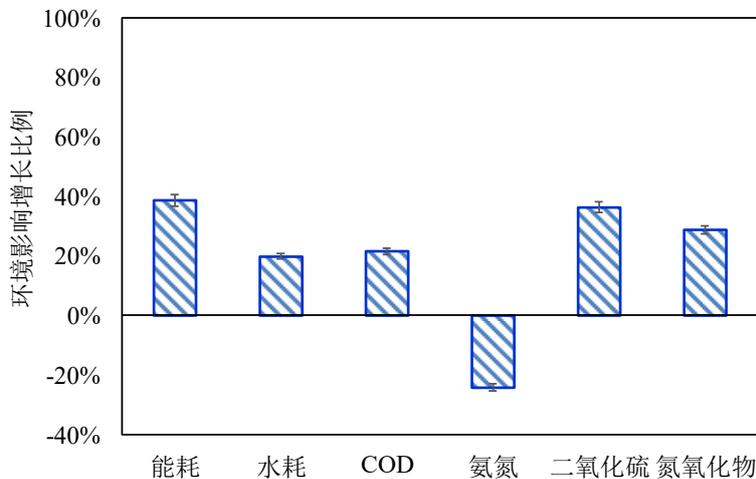


图 4.8 2012 年对比 2009 年汽车产业环境影响增长比例

#### 4.3.2 环境影响空间差异分析

本研究比较了中国汽车产业生产阶段直接过程、生产阶段间接过程、消费阶段直接过程和消费阶段间接过程的资源环境影响在中国 31 个省市的空间分布情况，并将中国划分为东、中、西三个地区进行研究，识别汽车产业在空间上的差异性。

东部地区包括北京、天津、河北、辽宁、上海、江苏、浙江、福建、山东、广东和海南 11 个省市；中部地区 8 个省分别为山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、河南、湖北和湖南；西部地区包括的省级行政区有 12 个，分别为四川、重庆、贵州、云南、西藏、陕西、甘肃、青海、宁夏、新疆、广西和内蒙古(王军等, 2012)。中国汽车产业分地区生产阶段直接过程、生产阶段间接过程、消费阶段直接过程和消费阶段间接过程的能耗、水耗、COD 排放量、氨氮排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量空间分布情况如图 4.9-图 4.13 所示。

汽车产业生产阶段直接过程能耗较大的省市有上海、重庆、广西、北京、吉林、广东、湖北、安徽、山东、江苏，这些省市与中国六大汽车产业集群地空间上吻合，分别为长三角集群区、西南集群区、京津集群区、东北老工业基地集群区、珠三角集群区和中部集群区。上海、重庆、广西、北京、吉林的汽车产业生产阶段直接过程能耗均超过 200 万吨，占比超过全国整体的 40%。生产阶段直接过程水耗超过 1 亿吨的省市包括上海、重庆、广西、北京，占比超过了全国整体的 30%，其次是吉林、广东、湖北、安徽、山东、江苏、辽宁和河北等省(图 4.9)。

生产阶段直接过程 COD 排放量分担率较高的省市为上海、重庆、广西、北京、吉林、广东，这些省市的 COD 排放量分担率总和达到 53%。生产阶段直接过程氨氮排放量分担率较高省市分布与 COD 排放量的类似，高氨氮排放地区分布于上海、重庆、广西、北京、吉林、广东。生产阶段直接过程二氧化硫排放量超过 0.1 万吨的省市包括上海、重庆、广西、北京、吉林、广东，其分担率总和约占全国的 50%。生产阶段直接过程氮氧化物排放量分担率较高的省市为上海、重庆、广西、北京，这些省市的氮氧化物排放量均大于 0.05 万吨，分担率总和约占全国的 38%(图 4.9)。对于降低汽车产业生产阶段直接过程环境影响，可通过提高产业集群内汽车制造过程的能源和水资源利用效率，降低污染物排放来调控。

由于汽车制造企业原材料供货数据保密性，对汽车产业生产阶段间接过程分析，本研究做了必要的假设，即汽车制造企业采购所需原材料均从全国生产企业等比例的采购。研究表明汽车产业生产阶段间接过程能耗较大的省市有河北、浙江、江苏、山东、广东，这些省份的能耗均超过 4000 万吨，占比超过了全国整体的 42%。生产阶段间接过程水耗超过 1 亿吨的省市包括河北、江苏、山东、浙江、广东、辽宁、天津，占比全国整体的 53% (图 4.10)。

生产阶段间接过程 COD 排放量分担率较高的省市为河北、江苏、山东、浙江、辽宁、广东等，这些省市的 COD 排放量均超过 2 万吨，分担率总和达到 53%。生产阶段间接过程氨氮排放量分担率较高省市分布与 COD 排放量的类似，分布于河北、浙江、江苏、山东、广东、辽宁等中国东部地区(图 4.10)。

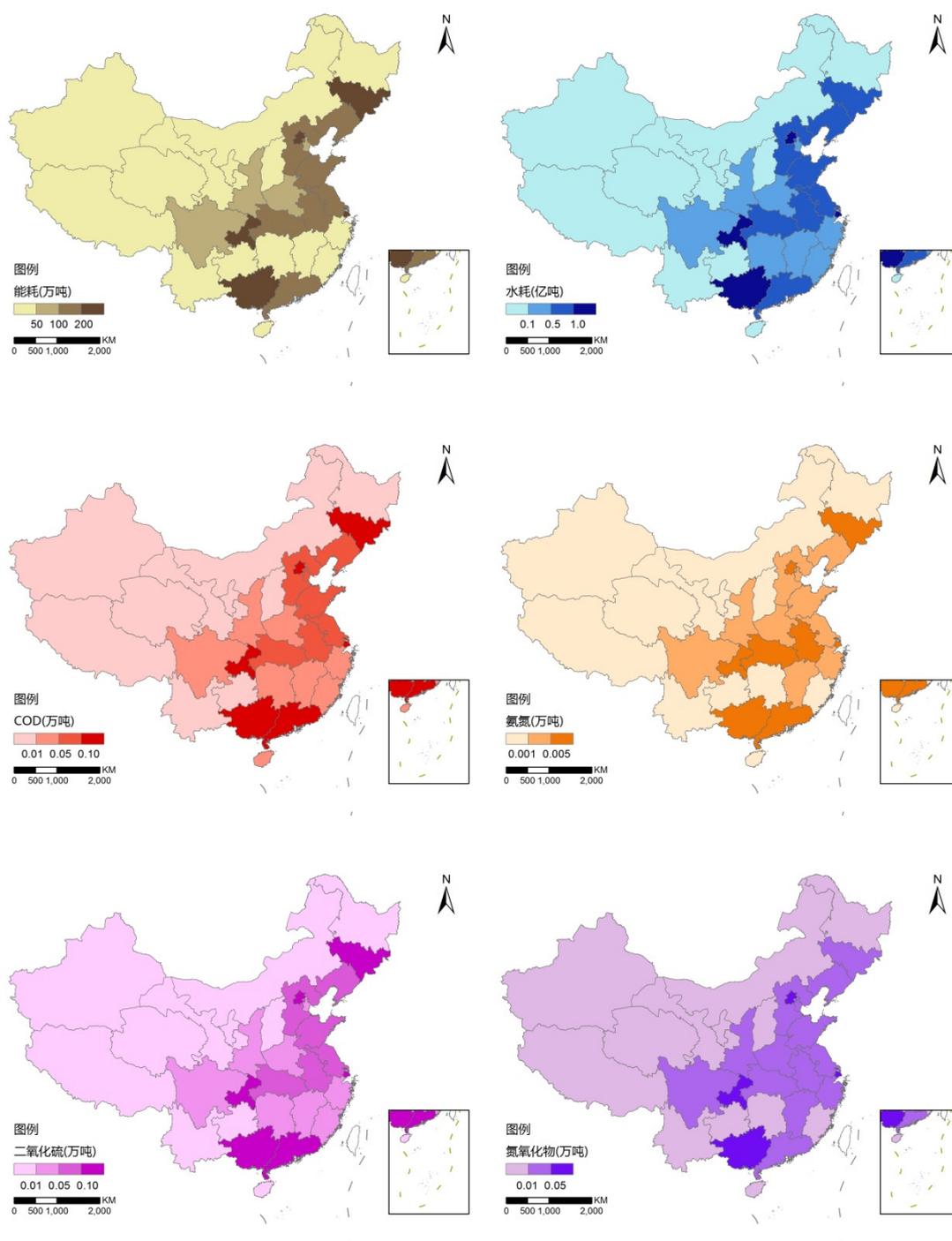


图 4.9 汽车产业生产阶段直接过程分省环境影响对比图

生产阶段间接过程二氧化硫排放量超过 5 万吨的省市有河北、山东、江苏、浙江、河南、广东，其分担率总和约占全国的 45%。生产阶段间接过程氮氧化物排放量分担率较高的省市为河北、山东、江苏、浙江，这些省市的氮氧化物排放

量均大于 5 万吨，分担率总和约占全国的 34%。生产阶段间接过程高氮氧化物排放量省市分布与高二氧化硫排放量的类似（图 4.10）。

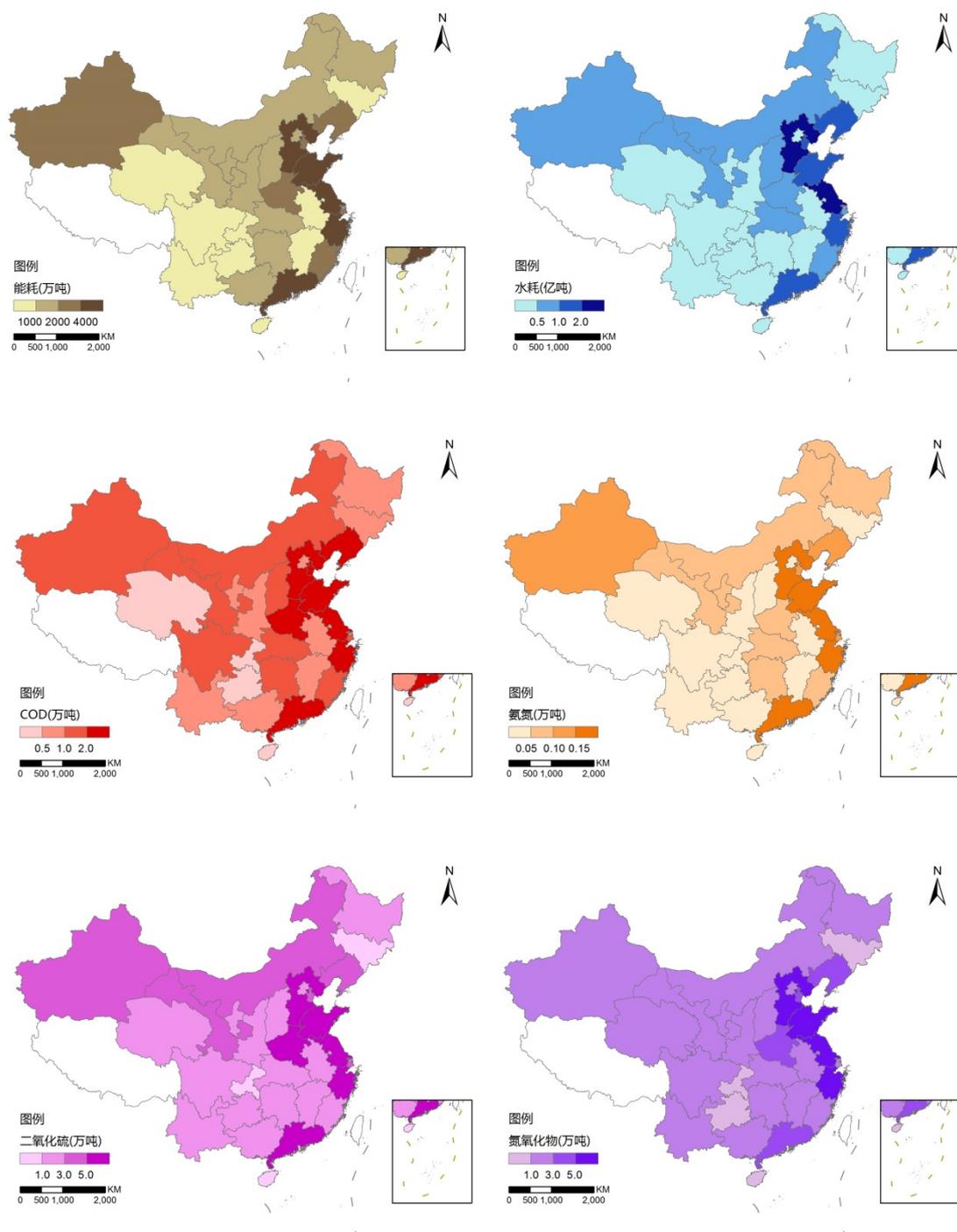


图 4.10 汽车产业生产阶段间接过程分省环境影响对比图

河北、山东、江苏铸铁产量在全国排名前三位。河北、江苏、山东、浙江、广东钢材产量居全国前十位。铝材生产企业分布在河南、青海、山东、内蒙古、

甘肃等地。广东、上海、吉林、河北、山东、江苏、浙江玻璃产量居全国前列。涂料产量较多的省份有广东、江苏、浙江、山东、河北等省市。塑料生产企业主要分布在浙江、广东、上海、江苏、辽宁等省市。橡胶产量较高的省份主要分布在江苏、山东、广东、湖南、上海、吉林等省市。汽车产业生产阶段间接过程高能耗、高水耗、高 COD 排放量、高氨氮排放量、高二氧化硫排放量、高氮氧化物排放量省市与汽车原材料主要生产企业的空间分布相似。

汽车产业生产阶段间接过程环境影响集中在中国东部地区，对车用原材料生产技术要求更高，这些企业也主要分布于河北、浙江、江苏、山东、广东等省市。汽车产业生产阶段间接过程环境影响控制重点在于提高河北、浙江、江苏、山东、广东等省市铸铁、钢材、玻璃、涂料、塑料、橡胶原材料生产企业的清洁生产水平和减排力度。

对于汽车产业消费阶段直接过程，能耗较高的省市有广东、山东、江苏、浙江、河北，能耗均大于 1000 万吨，其次是河南、北京、四川、辽宁，能耗均大于 600 万吨，这 9 个省市的能耗总和占全国汽车产业消费阶段直接过程能耗的比例为 58.1%。水耗较高的省市分布与能耗相同，较高的省市有广东、山东、江苏、浙江、河北，水耗均超过 0.5 亿吨，其次为河南、北京、四川、辽宁，水耗均超过 0.2 亿吨（图 4.11）。

汽车产业消费阶段直接过程 COD 排放量较大的地区分布于广东、山东、江苏、浙江、河北、河南，COD 排放量占全国汽车产业消费阶段直接过程 COD 排放量的比例为 45.3%。氨氮排放量较大的地区分布于广东、山东，其排放量总和约为 0.02 万吨（图 4.11）。

汽车产业消费阶段直接过程二氧化硫排放量较大的地区分布于广东、山东、江苏、浙江、河北、河南，二氧化硫排放量均超过 2 万吨，其次是北京、四川、辽宁等省市。氮氧化物排放量较高的省市与二氧化硫排放高的空间分布相同，氮氧化物排放量较大的地区分布于广东、山东、江苏、浙江、河北、河南、北京、四川、辽宁、山西，其排放量总和占全国比重超过 60%。

汽车产业消费阶段直接过程对应着所保有的汽车驾驶、维修保养等系列行为。中国汽车拥有量较多的省市包括广东、山东、江苏、浙江、河北、河南、北京。以 2012 年为例，其汽车拥有量占到全国汽车拥有量的 58.1%。东部地区汽车保有量占全国汽车保有量比重为 55.3%，中部地区汽车保有量占比为 22.8%，西部地区汽车保有量占比为 21.9%。汽车拥有量较多的省市主要集中在东部地区。

消费阶段直接过程的环境影响占汽车产业整体环境影响占比较大的是能耗、COD、二氧化硫和氮氧化物，这四项指标分省的数据显示消费阶段的所带来的资

源环境影响主要分布在广东、山东、江苏、浙江、河北、河南、北京、四川、辽宁（图4.11），高能耗、高污染分担率的省市在空间上多分布于中国东部地区。

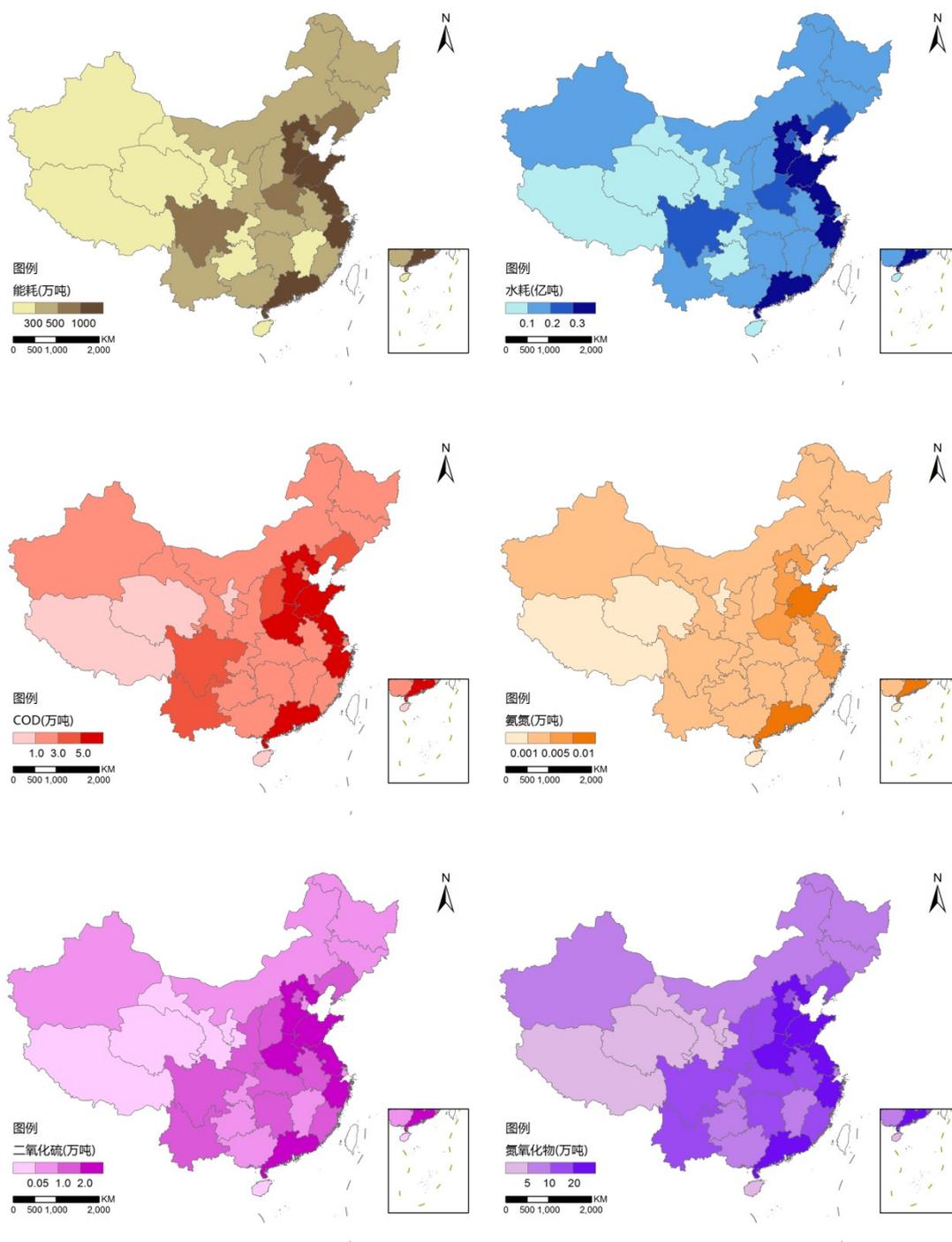


图 4.11 汽车产业消费阶段直接过程分省环境影响对比图

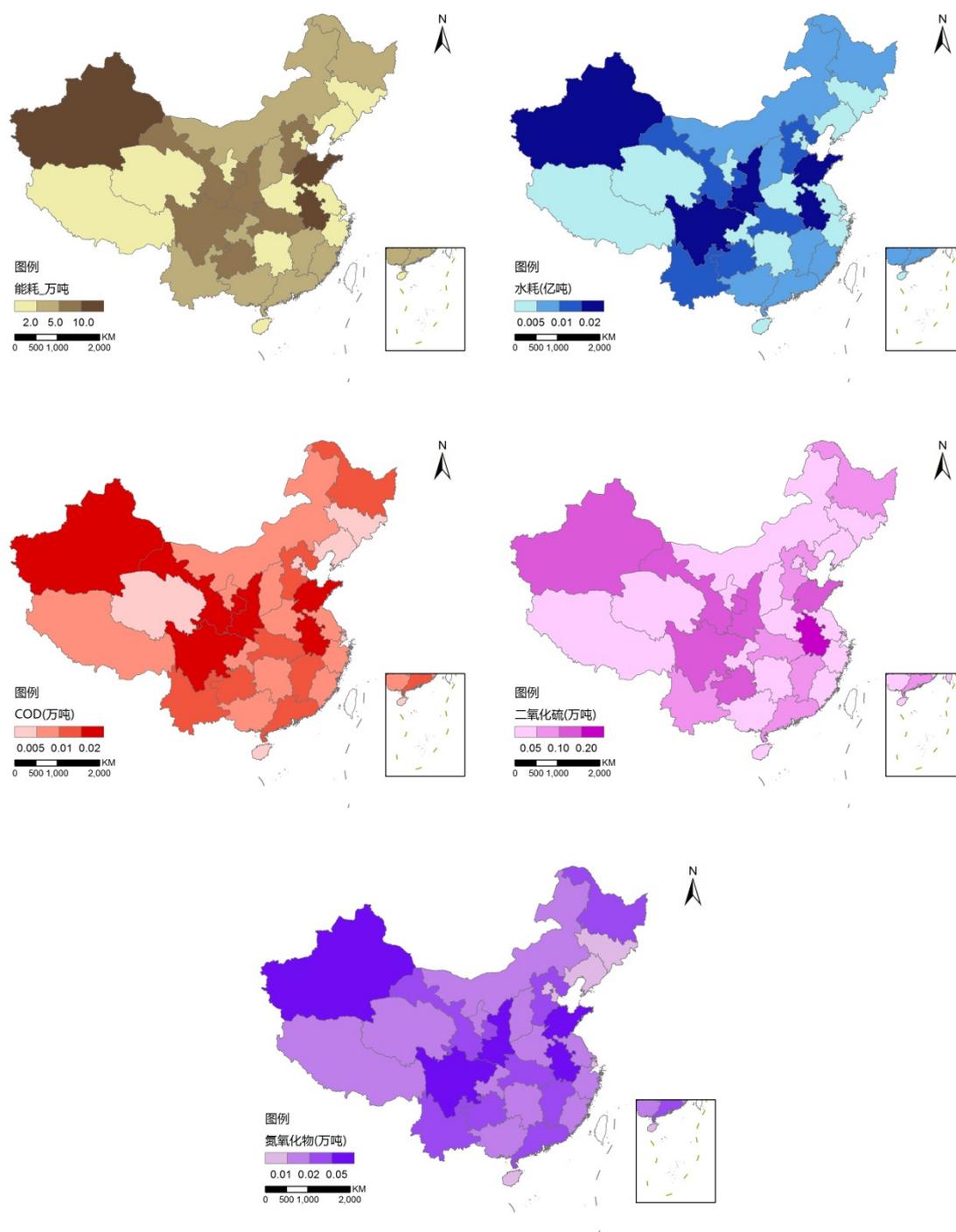


图 4.12 汽车产业消费阶段间接过程分省环境影响对比图

对于汽车产业消费阶段间接过程，能耗较高的省市有安徽、山东、新疆，能耗均大于 1000 万吨。其次是四川、陕西、甘肃、贵州、河北和湖北，能耗均大于 500 万吨，这 9 个省市的能耗总和占全国汽车产业消费阶段间接过程能耗的比例为 63.4%。消费阶段间接过程水耗整体水平不高，相对高的省市分布在安徽、山东、

新疆、四川和陕西，水耗均超过 0.02 亿吨，这些省份的水耗总和占全国汽车产业消费阶段间接过程水耗的比例为 43.8%（图 4.12）。

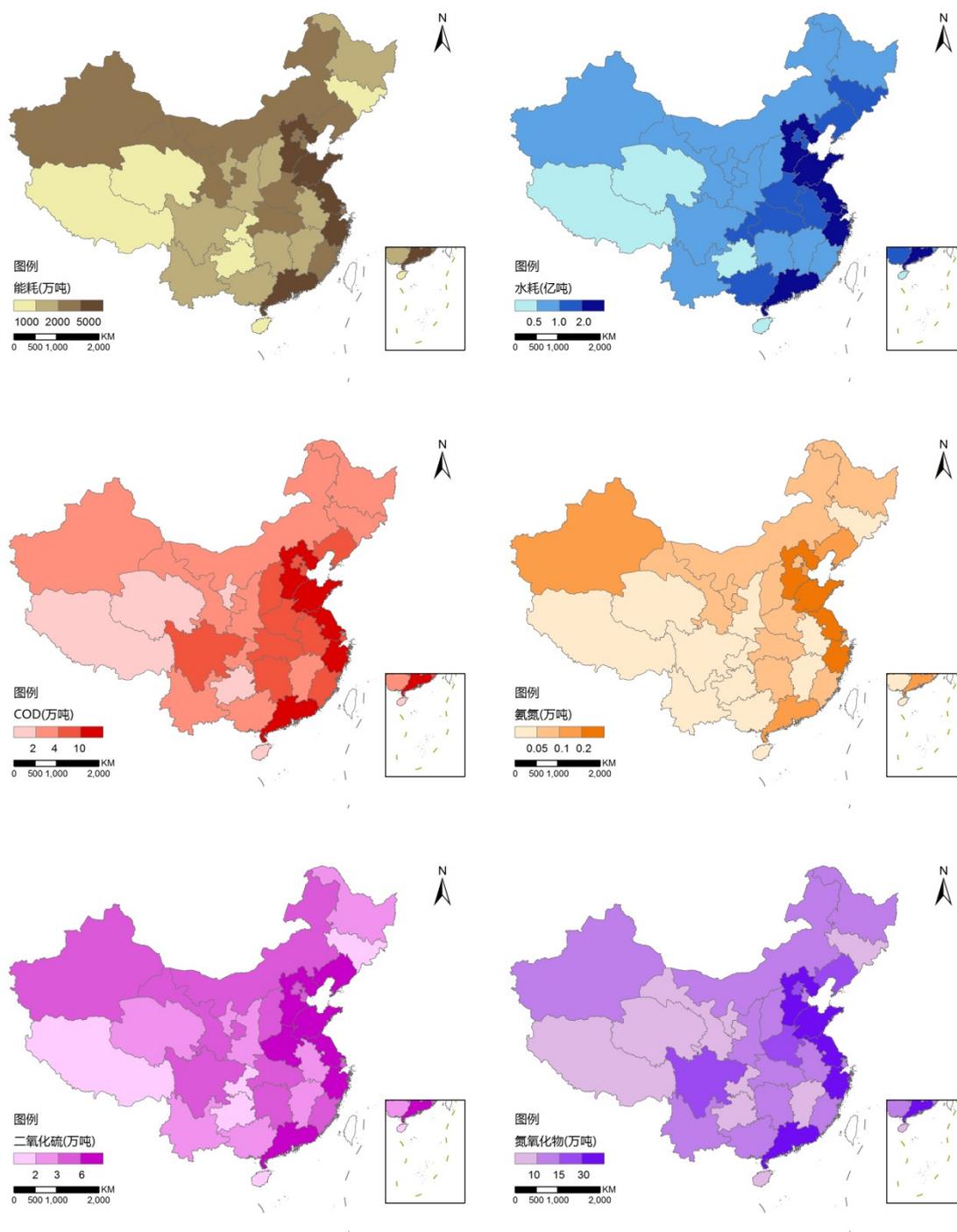


图 4.13 汽车产业分省环境影响对比图

汽车产业消费阶段间接过程 COD 排放量较大的地区分布于安徽、山东、新疆、四川、陕西和甘肃，COD 排放量占全国汽车产业消费阶段间接过程 COD 排放量

的比例约为 50% (图 4.12)。汽车产业消费阶段间接过程总氨氮排放量很低, 可忽略, 因而在空间上没有进行比较。

汽车产业消费阶段间接过程二氧化硫排放量较大的地区分布于安徽、山东、新疆、四川、陕西、甘肃和贵州, 二氧化硫排放量均超过 0.01 万吨。氮氧化物排放量较高的省市与二氧化硫排放高的空间分布相似, 氮氧化物排放量较大的地区分布于安徽、山东、新疆、四川、陕西, 氮氧化物排放量均超过 0.05 万吨(图 4.12)。

总的来看, 汽车产业消费阶段间接过程环境影响集中在中国的中西部地区, 这主要由于中西部地区道路基础设施建设正处在快速增长期, 东部地区路网建设已相对完善。

从汽车产业整体性的环境影响空间图(图 4.13)看, 汽车产业整体能耗、水耗、COD 排放量、氨氮排放量、二氧化硫排放量和氮氧化物排放量较多的省市有河北、江苏、浙江、山东、广东。这五个省六项指标的分担率分别为 41.5%、36.4%、40.9%、42.4%、39.2%、39.8%。高能耗、高水耗、高 COD 排放量、高氨氮排放量、高二氧化硫排放量和高氮氧化物排放量集中于东部沿海地区。

### 4.3.3 土地利用分析

汽车行驶需要道路支持, 随着汽车成为人们出行的重要方式, 对于城市道路的交通供给需求不断增大。以中国 1990 年-2012 年汽车拥有量与城市道路面积做相关性分析, 如图 4.14 所示。

汽车拥有量与城市道路面积相关性分析发现随着汽车拥有量增长道路面积呈现对数增长, 以  $x$  表征汽车拥有量, 那么道路面积  $y = 175818.4 \ln(x) - 1047566.2$ , 且  $R^2 = 0.99$ 。

统计数据表明, 2013 年中国汽车实际拥有量 12670.1 万辆, 实际道路面积 64.4 亿平方米, 2014 年中国汽车实际拥有量 14598.1 万辆, 实际道路面积 68.3 亿平方米。通过模型测算, 2013 年、2014 年中国道路面积为 61.3 亿平方米, 63.8 亿平方米, 进行单因素方差分析, 对于显著性水平 0.05 下, 汽车拥有量对于道路面积影响明显。年新增道路面积为

$$\Delta y = y_{k+1} - y_k = 175818.4 (\ln x_{k+1} - \ln x_k)$$

式中,  $k$  为年份,  $x_{k+1}$  为第  $k+1$  年汽车拥有量。

2012 年城市道路面积 60.7 亿平方米, 城市建设用地面积 45750.7 平方公里, 城市道路占建设用地面积的比例达到 13.3%。

汽车拥有量持续增加，汽车出行的比例呈现出明显的增长态势。例如北京市小汽车出行比例从 2004 年的 28.1% 上升到 2009 年底的 34.0%。以小汽车出行为主导的交通结构必然会产生对停车位的大量需求(张晓东等, 2012)。

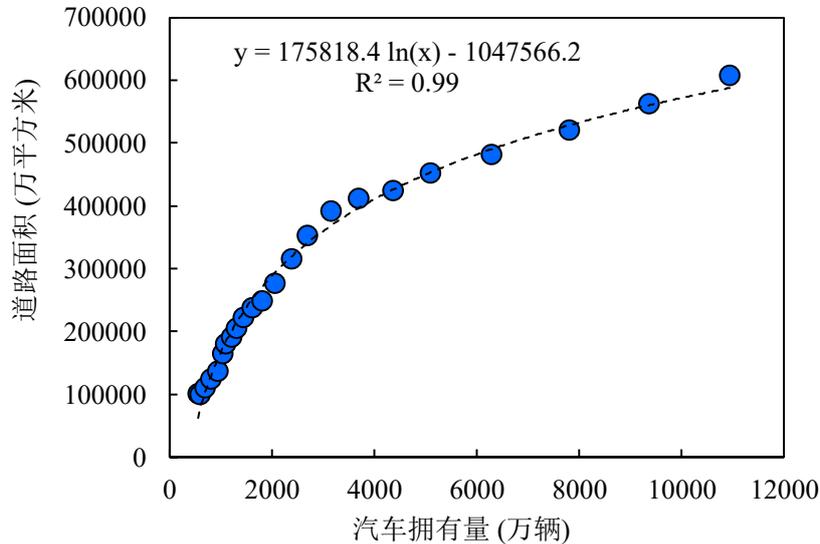


图 4.14 汽车拥有量与城市道路面积相关性分析

本研究以平行式停车方式计算停车用地面积。按照停车场规划设计规则要求，分为微型汽车、小型汽车、中型汽车、大型汽车、交接车五类，对应单位停车面积如表 4.13 所示。

表 4.13 机动车停车场设计参数

汽车类别	垂直通道方向的停车带宽 (米)	平行通道方向的通车带长 (米)	通道宽 (米)	单位停车面积 (平方米)
微型汽车	2.6	5.2	3.0	21.3
小型汽车	2.8	7.0	4.0	33.6
中型汽车	3.5	12.7	4.5	73.0
大型汽车	3.5	16.0	4.5	92
交接车	3.5	22.0	5.0	132

资料来源：《汽车库建筑设计规范》

一个平面标准停车位占地面积约 16 平方米，车位大约长 6 米，宽 2.5 米，间距 0.5 米(国务院发展研究中心, 2014)。

根据国际经验,停车位需求总量为机动车拥有量的 1.1~1.3 倍(张晓东等, 2012), 中国城市机动车辆的拥有量与停车位之比大约为 5:1, 停车位的满足率只有 20%左右(张锦, 2003), 2012 年汽车市场新增 1930.6 万辆, 停车位需求量增加 2123-2510 万个。由于中国停车位供给量长期低于停车位需求量, 在满足率 20%水平下, 保守计算中国 2012 年停车位需求量增加 425 万个, 那么停车场总面积需增加约 142.8 平方公里。达到国际停车位需求总量, 则停车场总面积将需新增 714 平方公里。假设停车场为单层设计, 满足率 20%水平下, 则 2012 年停车场建设新增用地面积占全国新增建设用地的 3.6%。

#### 4.4 本章小结

本章基于 LCA 方法对中国汽车产业环境影响进行分析, 构建了环境影响识别模块, 提出了汽车产业生产/消费、直接/间接环境影响辨识框架。

研究结果表明汽车产业发展造成了较为严重的资源环境影响。一方面, 汽车产业发展直接导致钢材、铝材、塑料、橡胶等原材料的大量消耗。另一方面, 汽车产业资源环境整体影响较突出, 能耗、氮氧化物、二氧化硫及 COD 排放量分别占全国总量的 22.8%、20.9%、6.5%、6.5%。

汽车产业资源消耗、污染排放的关键控制环节为生产阶段间接影响与消费阶段直接影响, 其中生产阶段间接影响约占 57.3%, 消费阶段直接影约占 36.0%。

汽车产业分阶段分过程的资源环境影响在空间分布存在一定差异性。汽车产业生产阶段直接过程环境影响主要分布在上海、重庆、广西、北京、吉林、广东、湖北、安徽、山东、江苏, 与中国六大汽车产业集群地空间上吻合。对于降低汽车产业生产阶段直接过程环境影响, 可重点提高产业集群内汽车制造过程的能源和水资源利用效率, 降低污染物排放来调控。汽车产业生产阶段间接过程环境影响集中在中国东部地区, 汽车产业生产阶段间接过程环境影响控制重点在于提高河北、浙江、江苏、山东、广东等省市铸铁、钢材、玻璃、涂料、塑料、橡胶原材料生产企业的清洁生产水平和减排力度。汽车产业消费阶段直接过程环境影响主要在广东、山东、江苏、浙江、河北、河南、北京、四川、辽宁, 多分布于中国东部地区。汽车产业消费阶段间接过程环境影响集中在中国的中西部地区, 重点控制中西部地区道路等基础设施建设带来的资源消耗与污染排放。从汽车产业整体性的环境影响空间对比, 汽车产业资源消耗、污染排放主要来源于中国东部地区, 优先在河北、江苏、浙江、山东、广东等省份实施更加严格的汽车污染控制措施。

汽车产业发展除了造成资源能耗消耗、污染排放，还对土地利用带来影响。汽车拥有量与城市道路面积具有高度相关性， $R^2$  值达到 0.99，利用汽车拥有量可预测城市道路面积新增需求。2012 年城市道路面积 60.7 亿平方米，较上年新增 4.5 亿平方米，2012 年新增城市道路用地面积占全国新增建设用地的 11.4%，停车场建设新增用地面积占全国新增建设用地的 3.6%。汽车拥有量和消费市场的快速增长，中国道路、停车场大量建设加大了中国土地利用的压力。

## 第5章 影响汽车产业发展的消费因素分析

### 5.1 中国居民交通出行问卷调研

汽车销量快速增长表明中国居民对汽车出行的偏好增强。了解汽车在居民出行的比重，以及购买汽车、使用汽车的影响因素对评价汽车产业发展环境影响，识别可调控因素具有重要作用。

本研究于2014年5月-11月对中国27个省，71个地市的居民出行开展了抽样调查，调查地点分布数占中国各级地市总数的11%。中国居民交通出行问卷设计详见附录1。调研共回收问卷数1507份，有效问卷数1232份，有效率81.8%。初步分析有效样本，结果表明男女比例为56.6:43.4，年龄分布为14-72周岁，见图5.1。被调查群体家庭平均人口数3.45人，见图5.2。被调查人群分布在中国投入产出表全部42个部门；有车（拥有私家车）群体606人，无车群体626人。

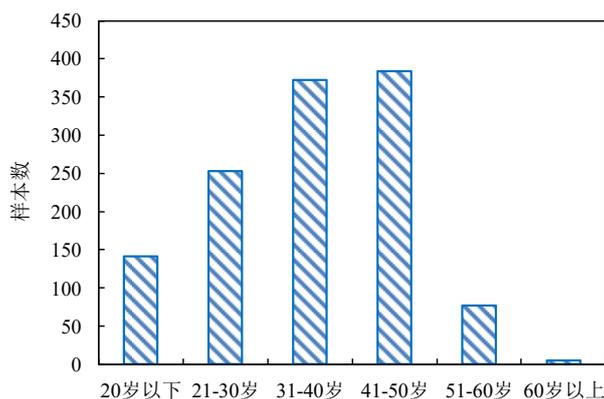


图 5.1 被调查群体的年龄分布

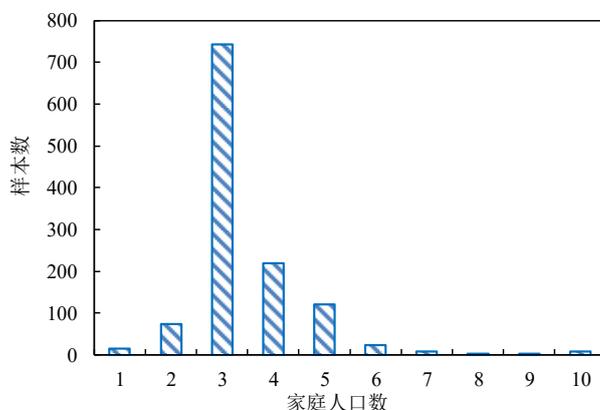


图 5.2 被调查群体的家庭人口数分布

## 5.2 影响无车群体购车行为的因素分析

中国无车群体购车决策影响着汽车拥有量的变化，进而对资源环境产生影响。因此，识别出影响无车群体购车行为的因素，有助于对汽车产业发展所带来的资源环境影响进行分析与预测。

### 5.2.1 无车群体属性分析

#### 5.2.1.1 个体属性

本研究考察的个体属性包括性别、年龄、地域、家庭人口数、教育水平、收入、职业，参与此次调研的无车群体中男、女性别比为 48.7: 51.3。其中，年家庭收入如图 5.3 所示。

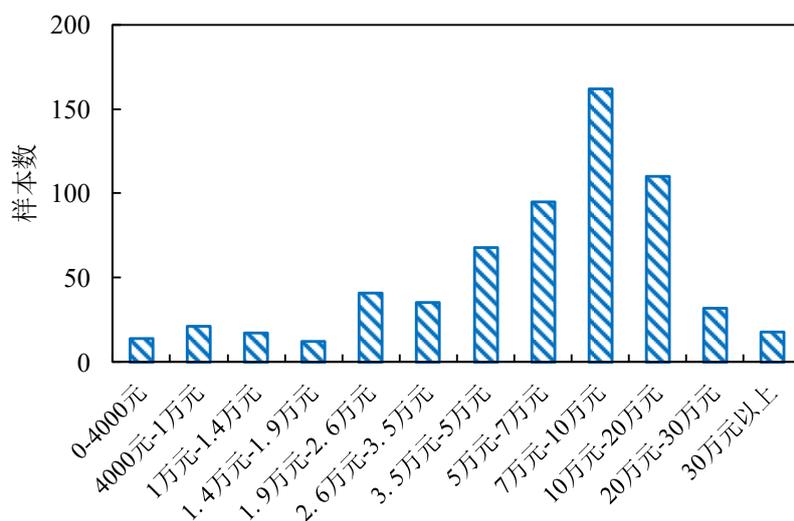


图 5.3 无车群体家庭年收入分布

从无车群体家庭收入分布图可见，年平均收入最低低于 4000 元，最高超过 30 万，分布范围较广，但无车群体家庭年收入集中在 7-10 万、10-20 万、5-7 万，年均收入 93483 元。

#### 5.2.1.2 出行属性

本研究对出行属性调研，包括出行次数、出行时间、出行距离、出行目的、出行方式、所在城市公共交通、公共交通便捷程度、拥堵状况、购车政策限制，燃油费、排污费等交通支出。

中国无车群体出行呈现出以公交车、轨道交通为主，自行车、电动助力车、摩托车等为辅助的出行方式的特点。见图 5.4。

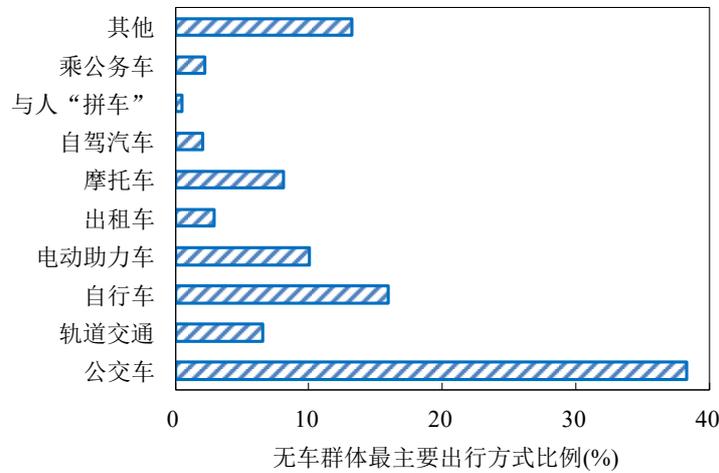


图 5.4 中国无车群体最主要出行方式

对于无车群体，在理想状态下，各种出行方式都可选作出行选择方式时，其最期待的出行方式发生了显著变化，公共汽车出行比例显著下降，自驾汽车出行所占比重提高到近 21.2%，如图 5.5 所示。

参与此次问卷调研的无车群体中有购车意愿比例高达 54.8%，见图 5.6。随着居民生活水平提高，无车群体购车意愿非常强烈，汽车背后的需求量非常大。因此，有必要识别影响无车群体购车意愿的显著性因素。

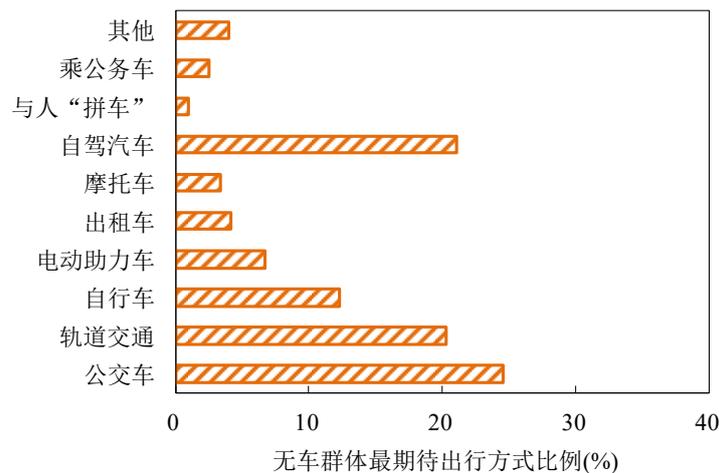


图 5.5 中国无车群体最期待出行方式

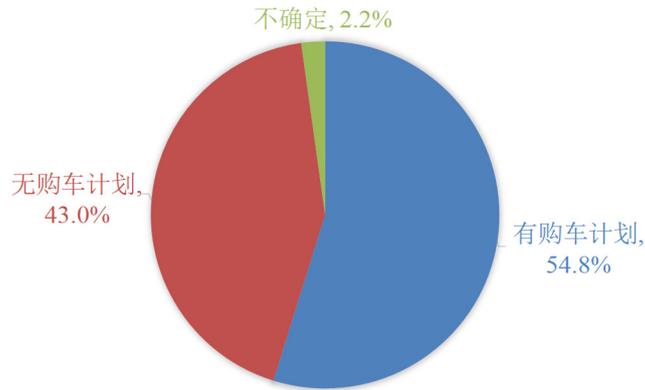


图 5.6 中国无车群体 10 年内购车计划

### 5.2.2 基于 Logit 模型的无车群体购车行为影响因素分析

问卷调研分析发现，无车群体未购车的原因包括收入因素、出行需求、用车费用、环保意识、政策限制等，具体见图 5.7。

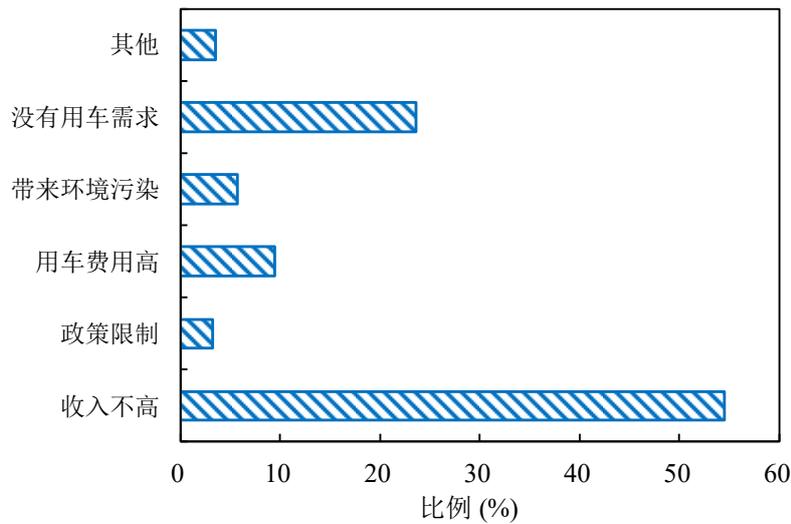


图 5.7 无车群体未购车的主要原因

超过一半的无车群体未购车的原因是收入不高，其次超过 20%的无车群体由于出行距离近、周边公共交通便利，因而没有用车需求，还有约 10%无车群体由于后期养车费用高没有购车。3.2%无车群体是由于政策限制尚未购车，如北京、广州、杭州等城市。5.8%无车群体因为较高的环境保护意识，认为开车会带来更多的污染排放选择不购车。

## 5.2.2.1 无车群体购车计划的因素识别

为了更好的识别出影响无车群体购车意愿的显著性因素，除了考虑基于上述调研结果中的收入因素、出行需求、用车费用、环境意识、政策限制等，还包括了性别、年龄、居住年、教育程度等个人属性及出行次数、出行距离、出行时间、交通拥堵、公共交通便捷程度等交通出行属性，从而构建了多类别 Logit 模型(MNL)，计算结果如表 5.1 所示。

表 5.1 基于 MNL 模型的购车计划影响因素分析

购车计划	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
性别	0.462	0.178	2.60	0.009	0.114	0.811
教育程度	0.129	0.040	3.26	0.001	0.052	0.207
家庭可支配收入	0.082	0.038	2.15	0.031	0.007	0.157
_cons	-1.557	0.387	-4.02	0.000	-2.315	-0.798

(购车计划=2 作为参考基准)

上述分析表明，影响无车群体购车决策的显著因素为个体属性，包括性别、教育程度和家庭可支配收入。女性的购车意愿更强烈，教育水平高购车意愿更强、家庭可支配收入高的家庭购车意愿越强。

## 5.2.2.2 无车群体延缓购车的因素识别

随着居民家庭可支配收入的增加，购车意愿会随之增强。那么，识别出可延缓无车群体延缓购车的因素，对于减缓汽车产业所带来的资源环境压力也是非常重要的。MNL 模型对于无车群体延缓购车因素分析，见表 5.2。

表 5.2 基于 MNL 模型的无车群体延缓购车因素分析

购车时间	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
居住时间	0.315	0.268	1.17	0.241	-0.211	0.840
个人可支配收入	0.317	0.086	3.69	0.000	0.148	0.485
公共交通便捷度	0.583	0.287	2.04	0.042	0.022	1.145

_cons	-4.223	1.104	-3.83	0.000	-6.387	-2.060
2						
居住时间	0.075	0.224	0.33	0.738	-0.365	0.515
个人可支配收入	0.368	0.074	4.99	0.000	0.224	0.512
公共交通便捷度	0.555	0.246	2.26	0.024	0.073	1.038
_cons	-3.219	0.903	-3.56	0.000	-4.990	-1.448
3						
居住时间	-0.175	0.220	-0.79	0.427	-0.605	0.256
个人可支配收入	0.273	0.069	3.95	0.000	0.137	0.408
公共交通便捷度	0.236	0.240	0.98	0.326	-0.234	0.706
_cons	-1.208	0.813	-1.49	0.137	-2.801	0.386
4						
居住时间	0.205	0.284	0.72	0.471	-0.352	0.762
个人可支配收入	0.048	0.088	0.55	0.585	-0.125	0.222
公共交通便捷度	0.663	0.297	2.23	0.026	0.080	1.246
_cons	-3.194	1.104	-2.89	0.004	-5.358	-1.029
5						
居住时间	0.533	0.209	2.55	0.011	0.124	0.942
个人可支配收入	0.049	0.065	0.76	0.447	-0.078	0.176
公共交通便捷度	0.366	0.225	1.63	0.103	-0.074	0.807
_cons	-1.762	0.782	-2.25	0.024	-3.295	-0.229

(购车计划=6 作为参考基准)

对于有购车意愿的群体,并计划在3年内购车的显著因素是个人可支配收入,公共交通系统便捷度。个人可支配收入高的无车群体近期购车意愿越强烈,公共交通系统便捷度越低,购车的意愿越强烈。可见,收入水平、公共交通便捷度高是影无车群体购车计划的关键因素,对于经济发达地区,居民收入水平高,若公共交通便捷程度高则将延缓无车群体的购车时间。

居住时间变量只对选项 5 有显著影响，且值为正，表明在当地居住时间 5 年及 5 年以上无车群体，即有意愿长期定居在某一地区，则越有可能买车。随着中国城镇化水平逐步提高，更多人选择在城市居住，汽车在城市的购买需求将更加突出，这与发达国家汽车需求与城镇化发展经验相一致，城市化快速推进时期，汽车保有水平也呈快速增长。

### 5.2.2.3 无车群体购车价格的因素识别

汽车售价往往与汽车整備质量、发动机排量相关，中高端汽车由于配置高、整備质量大、发动机排量大，对环境的影响相比紧凑型车资源环境影响大。分析无车群体的购车价格偏好可间接获得不同价格（配置）汽车拥有量分布。MNL 模型对于无车群体购车价格因素结果分析见表 5.3。

表 5.3 基于 MNL 模型的无车群体购车价格因素分析

购车价格	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
年龄	1.119	0.422	2.65	0.008	0.291	1.947
家庭人口数	0.463	0.400	1.16	0.246	-0.320	1.247
家庭可支配收入	-0.008	0.143	-0.06	0.953	-0.289	0.272
出行次数	0.751	0.385	1.95	0.051	-0.004	1.507
_cons	-5.101	2.244	-2.27	0.023	-9.499	-0.703
2						
年龄	0.760	0.409	1.86	0.063	-0.040	1.561
家庭人口数	0.624	0.380	1.64	0.100	-0.120	1.367
家庭可支配收入	0.059	0.136	0.43	0.666	-0.207	0.325
出行次数	0.289	0.372	0.78	0.438	-0.441	1.018
_cons	-2.757	2.115	-1.30	0.192	-6.902	1.388
3						
年龄	0.588	0.416	1.41	0.158	-0.228	1.404
家庭人口数	0.762	0.388	1.96	0.050	0.001	1.524

家庭可支配收入	0.061	0.140	0.43	0.664	-0.213	0.335
出行次数	0.390	0.381	1.03	0.305	-0.356	1.137
_cons	-3.619149	2.186719	-1.66	0.098	-7.905039	.6667417
4						
年龄	0.318	0.435	0.73	0.464	-0.534	1.171
家庭人口数	0.830	0.404	2.06	0.040	0.039	1.621
家庭可支配收入	0.107	0.148	0.72	0.473	-0.184	0.398
出行次数	0.375	0.397	0.95	0.344	-0.402	1.153
_cons	-4.036	2.316	-1.74	0.081	-8.576	0.504
5						
年龄	-0.098	0.553	-0.18	0.860	-1.182	0.987
家庭人口数	1.293	0.456	2.84	0.005	0.400	2.187
家庭可支配收入	0.501	0.243	2.06	0.039	0.024	0.978
出行次数	0.730	0.455	1.61	0.108	-0.161	1.621
_cons	-10.537	3.424	-3.08	0.002	-17.247	-3.827

(购车价格=6 作为参考基准)

与其他因素相比, 家庭人口数变量对购车价格有显著影响, 且值为正, 表明家庭人口数多更愿意买价格高的汽车, 家庭人口规模变化引起购车价格的变化。国家人口政策调整, 全面放开二胎等政策, 将增加中国平均家庭人口数, 居民对汽车购买决策上, 将倾向于购买价格高的汽车, 即对于大排量汽车的偏好增加。那么在其他因素不变情况下, 整备质量大、发动机排量大的汽车占拥有量比重提高, 将加重资源能源消耗以及污染物排放。

#### 5.2.2.4 无车群体购买不同燃料类别车的因素识别

基于 MNL 模型的无车群体购买不同燃料类别车的因素分析, 见表 5.4。表中只有环境意识是负参数, 且选项 1 对应的参数值(-3.520)最小, 则表明, 环境保护意识变量增大, 选项 1 选择的概率减少, 即环境保护意识越低, 选择购买汽油车的概率越大。由于柴油车选项 $|z|$ 仅为 0.91, 环保意识对于柴油车选择影响不显著,

固不考虑柴油车。当环境保护意识变量值提高，车型选择概率从小到大排序依次为汽油车、混合动力汽车、纯电动车、天然气车。

表 5.4 基于 MNL 模型的无车群体购买不同燃料类别车的因素分析

汽车燃料类别	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
家庭人口数	1.387	0.812	1.69	0.091	-0.220	2.994
个人可支配收入	0.434	0.252	1.72	0.085	-0.061	0.928
出行次数	1.484	0.900	1.65	0.099	-.279	3.248
环境保护意识	-3.520	1.709	-2.06	0.039	-6.870	-0.171
_cons	-4.467	3.015	-1.48	0.138	-10.376	1.441
2						
家庭人口数	1.245	0.978	1.27	0.203	-0.672	3.162
个人可支配收入	0.563	0.305	1.85	0.065	-0.035	1.160
出行次数	1.616	1.004	1.61	0.108	-0.352	3.584
环境保护意识	-1.753	1.928	-0.91	0.363	-5.533	2.026
_cons	-9.162	4.033	-2.27	0.023	-17.067	-1.257
3						
家庭人口数	1.528	0.827	1.85	0.065	-0.093	3.149
个人可支配收入	0.387	0.254	1.52	0.128	-0.111	0.885
出行次数	1.160	0.906	1.28	0.200	-0.615	2.936
环境保护意识	-2.179	1.714	-1.27	0.204	-5.538	1.181
_cons	-5.278	3.062	-1.72	0.085	-11.280	0.723
4						
家庭人口数	1.454	0.838	1.74	0.083	-0.188	3.096
个人可支配收入	0.445	0.258	1.72	0.085	-0.061	0.951
出行次数	1.726	0.913	1.89	0.059	-0.064	3.516

环境保护意识	-2.712	1.755	-1.55	0.122	-6.151	0.728
_cons	-7.441	3.145	-2.37	0.018	-13.606	-1.276
5						
家庭人口数	1.369	0.833	1.64	0.100	-0.263	3.001
个人可支配收入	0.349	0.256	1.36	0.173	-0.153	0.851
出行次数	1.482	0.909	1.63	0.103	-0.300	3.264
环境保护意识	-3.072	1.754	-1.75	0.080	-6.509	0.366
_cons	-5.605	3.092	-1.81	0.070	-11.666	0.455

(汽车燃料类别=6 作为参考基准)

### 5.2.2.5 无车群体对限购政策敏感的群体特征分析

对于已实施相关汽车限购措施的城市,这些城市被调查者中 64.2%的无车群体,因“摇号”或“拍牌照”促使其计划提早购车,如图 5.8 所示。此项调查结果表明,限购城市无车群体的购车意愿高于全国平均水平 54.8%的购车意愿。因此,有必要分析对限购政策敏感的群体特征。基于 MNL 模型的限购城市购车计划影响因素分析,见表 5.5。

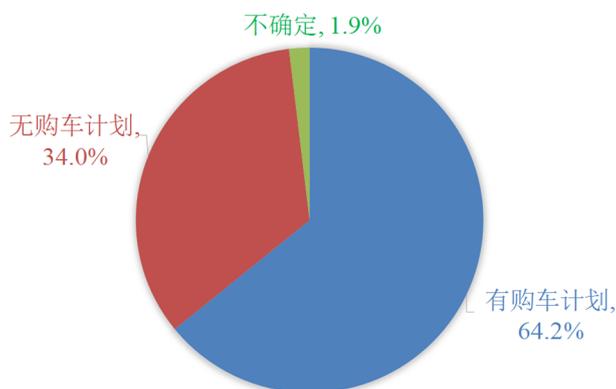


图 5.8 限购城市无车群体的购车计划

对个体属性和出行属性多个因素分析,结果表明,只有教育程度是影响限购城市购车计划无车群体提早购车的显著变量,即高学历无车群体对限购政策更敏感,会计划提早购车。

表 5.5 基于 MNL 模型的限购城市购车计划影响因素分析

限购城市购车计划	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
教育程度	0.130	0.040	3.26	0.001	0.052	0.208
_cons	-1.362	0.311	-4.38	0.000	-1.971	-0.752

(限购城市购车计划=2 作为参考基准)

北京、上海、广州、杭州等限购城市，往往聚集了大量高学历人才，限购政策会促使此类群体提早制订购车计划。从政策评估制度保障角度来看，这部分群体对政策的响应与政策制定初衷存在不一致性。

### 5.2.3 无车群体支付意愿分析

影响因素分析已表明收入是购车决策的关键因素，家庭可支配收入高则购车意愿越强，那么与收入相对应的是支出，无车群体对于不同种类费用支付的响应，可作为调控因素进行探讨。

对于有购车意愿的无车群体，当征收拥堵费时，不购车意愿累计比例随拥堵费征收金额的增加而提高，见图 5.9。通过斜率比较，500-2000 元斜率最高，在这个范围内征收拥堵费，不购车意愿累计比例增长最快。通过支付意愿测算，年征收拥堵费 3000 元，占家庭可支配收入 3.2%，将降低 77.3% 的人的购车意愿。

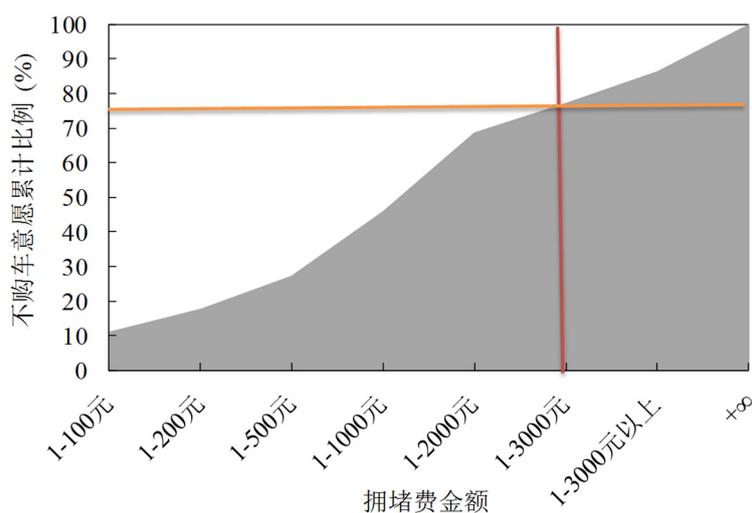


图 5.9 征收拥堵费对无车群体购车影响分析

排污费有类似的结果，当征收排污费时，不购车意愿累计比例随排污费征收金额的增加而提高，见图 5.10。通过斜率比较，1000-2000 元斜率最高，在这个

范围内征收排污费，不购车意愿累计比例增长最快。年征收拥堵费 3000 元，占家庭可支配收入 3.2%，将降低 77.2% 的人的购车意愿。

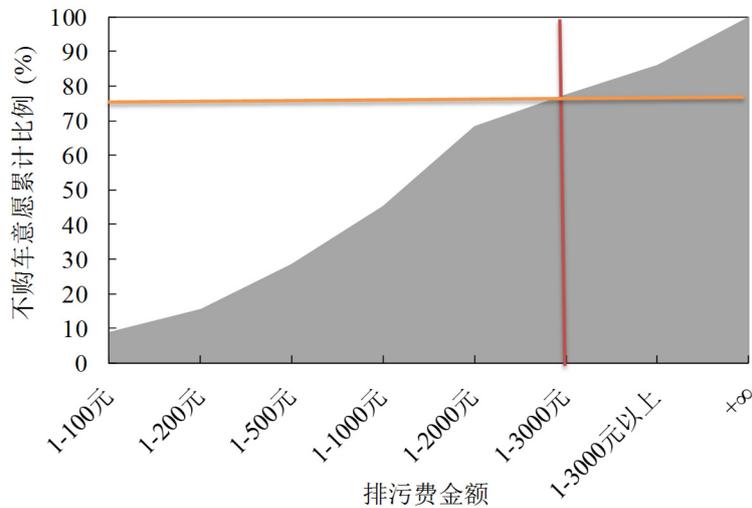


图 5.10 征收排污费对无车群体购车影响分析

对于商品的需求，不仅取决于商品价格，还主要取决于消费者的偏好，替代商品的价格，互补品的价格，消费者收入，消费者对未来价格的预期等。从汽车的互补品价格角度，分析燃油费变化与不购车意愿比例关系，如见图 5.11 所示。30% 无车群体对燃油费变化不敏感，燃油费上涨不会影响购车决策。70% 无车群体对燃油费变化敏感，当燃油费提高 50%，占家庭可支配收入比重达到 9.5%，对燃油费敏感的无车群体中的 81.7% 会降低购车意愿。

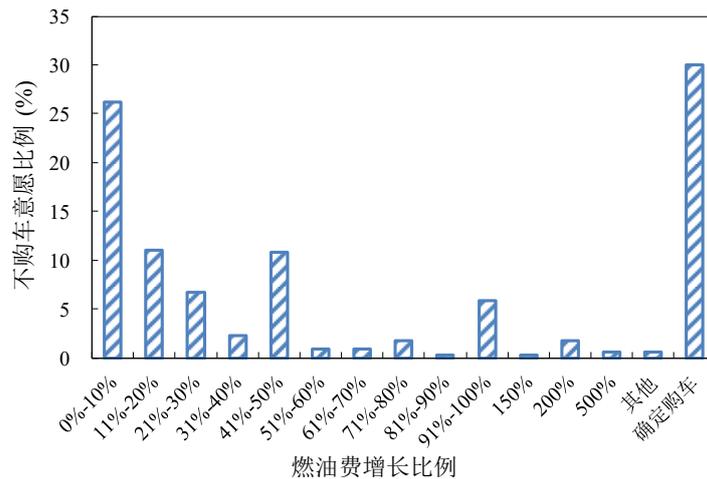


图 5.11 征收燃油费对无车群体购车影响分析

对停车费变化与不购车意愿比例关系研究如见图 5.12 所示。停车费作为停车场所对机动车停放所收取的费用，无论定期收取方式、按时收取、按次收取的方

式，其费用高低变化都将影响用车成本。调研发现，29.4%无车群体对停车费变化不敏感，停车费上涨不会影响购车决策。70.6%无车群体对停车费变化敏感，当停车费提高50%，对停车费敏感的无车群体中的74.4%会降低购车意愿。

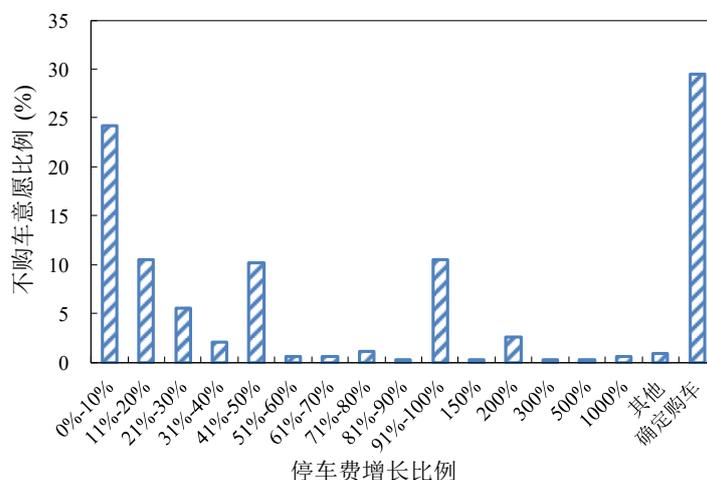


图 5.12 征收停车费对无车群体购车影响分析

从经济学角度，其他条件不变，拥堵费、排污费、燃油费、停车费征收或增加，导致汽车这种商品价格上升后，消费者从一个均衡点移到另一个均衡点时，对购买汽车数量减少，总效应降低。消费者均衡角度看，消费者将有限的货币收入即可支配收入，用于购买不同种类和数量的商品以达到效用最大，其他条件不变，当拥堵费、排污费、燃油费、停车费征收或增加，购车汽车这种商品的意愿将降低。

## 5.3 影响有车群体用车行为的因素分析

### 5.3.1 有车群体属性分析

#### 5.3.1.1 个体属性

本研究考察的个体属性包括性别、年龄、地域、家庭人口数、教育水平、收入、职业。此次调研的有车群体中男、女性别比为 64.7: 35.3；家庭年收入分布如下图 5.13 所示。

从有车群体家庭收入分布图可见，有车群体家庭年收入集中在 10-20 万、7-10 万、20-30 万，年平均收入 166868 元，这一数值是无车群体年收入 93483 元的 1.78 倍，有车群体较无车群体的收入水平明显提高。

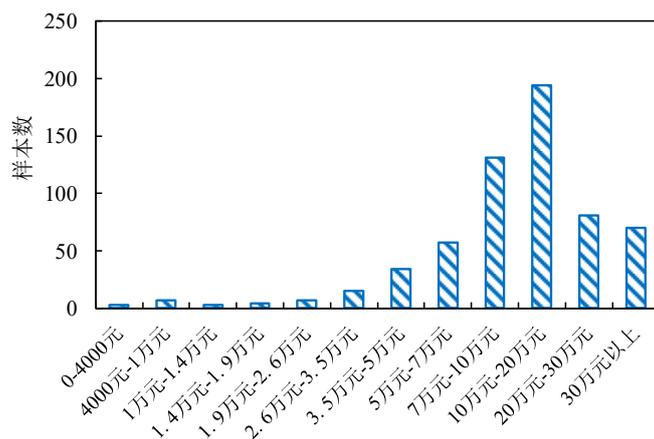


图 5.13 有车群体家庭年收入分布

### 5.3.1.2 出行属性

出行属性包括出行次数、出行时间、出行距离、出行目的、出行方式、所在城市公共交通、公共交通便捷程度、拥堵状况、购车政策限制，燃油费、排污费等交通支出。

对被调查有车群体的支出情况做统计分析，单辆汽车使用过程中，年均消费支出 19228 元，各项支出如图 5.14 所示，洗车费 985 元，高速公路费 1143 元，车险 3852 元，更换零配件 1176 元，其他维修保养 1231 元，停车费 1744 元，燃料消费 9097 元。

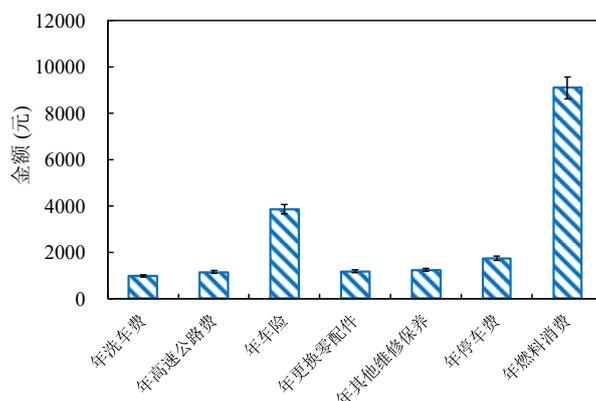


图 5.14 汽车使用过程中年均消费支出图

各项支出比例分别为 5.1%、5.9%、20.0%、6.1%、6.4%、9.1%、47.3%。可见，燃料消费支出比例最大，占到总支出的近一半，车险支出比例次之，洗车费、更换零配件、其他维修保养支出之和占到总支出的 17.6%，维修保养也是有车群体一笔较大支出。对于有车群体，减少开车，会降低燃料消费支出，但是保险支出分摊到每日约 10.5 元，无论是否开车，这部分支出都是必须的。另外，减少开车可

以降低因出行停车产生的停车费，对于将车停在居住小区所产生的停车是无法减少的。因而，有车群体面临着即使买车而不开车，成本依然很高的问题。有车群体面临的这个问题，在出行方式选择上得到了体现。

中国有车群体出行呈现出以自驾汽车为主，公交车、轨道交通、自行车等为辅助出行方式的特点。见图 5.15。

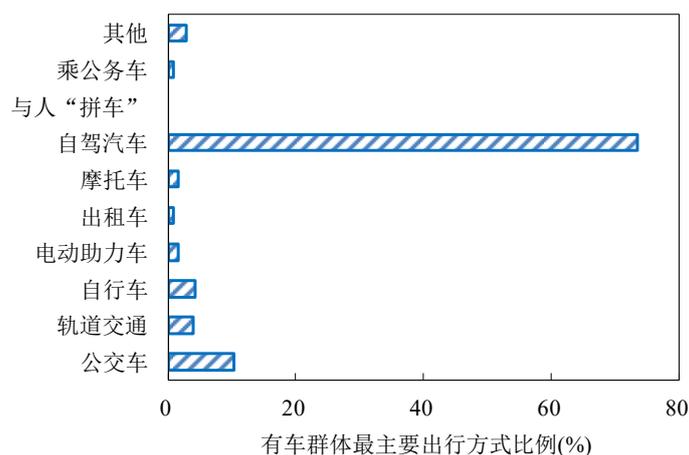


图 5.15 中国有车群体主要出行方式

对于有车群体，在理想状态下，各种出行选择都可以选择时，其最期待的出行方式发生了显著变化，自驾汽车出行比例下降了 28.1%，见图 5.16。说明在完善的交通系统下，有车群体具有转向公共交通（轨道交通）的趋势，在相关政策作用下，可以引导有车群体减少汽车使用。

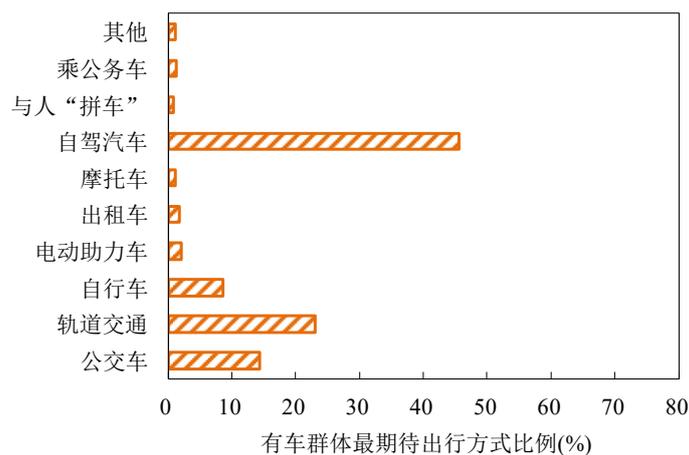


图 5.16 中国有车群体期待出行方式

交通系统维持现状，没有其他政策作用下，有车群体约有 46.3%打算在近 10 年再次购车，见图 5.17。随着群体生活水平提高，有车群体购车意愿依然强烈。

因此，非常有必要不断完善公共交通系统，提高公共交通便捷程度，引导有车群体减少汽车使用，降低再次购车意愿。

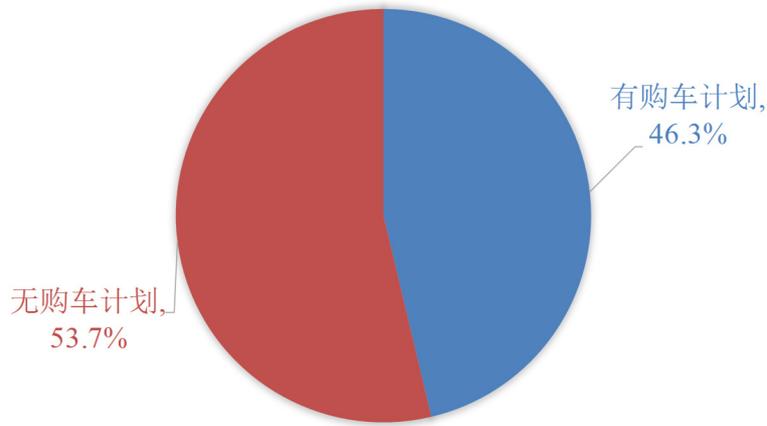


图 5.17 中国有车群体 10 年内购车计划

### 5.3.2 基于 Logit 模型的有车群体用车行为影响因素分析

基于调研结果，有车群体用车行为影响因素包括拥堵程度（时间成本）、燃油费价格、公共交通便捷程度，见图 5.18。

有车群体减少用车的原因或措施中，拥堵程度加重占 38%，燃油费价格上涨占 35%，公共交通便捷程度提高占 15.5%。可见，拥堵程度加重（时间成本增加）、燃油费上涨、公共交通便捷程度提高是导致有车群体减少用车的主要原因。

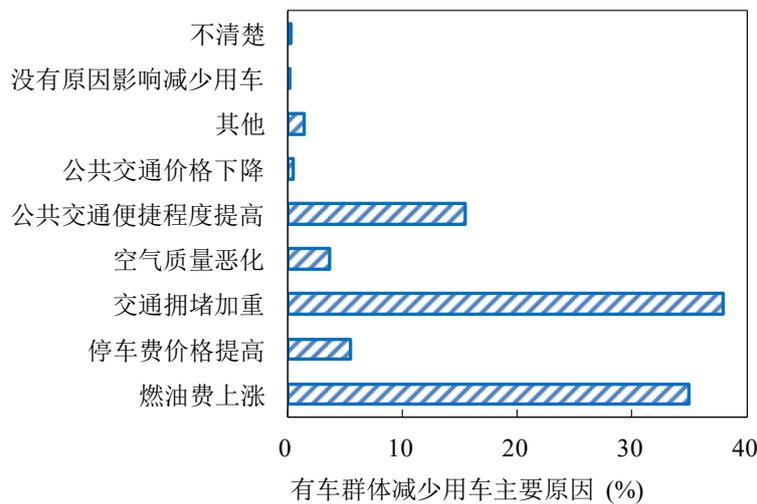


图 5.18 有车群体减少用车的主要原因

## 5.3.2.1 有车群体用车的因素识别

为了更好的识别出影响有车群体用车行为的显著性因素，除了考虑基于上述调研结果中的拥堵因素、用车费用、公共交通便捷度、环境意识等，还包括了性别、年龄、居住年、教育程度等个人属性及出行次数、出行距离、出行时间等出行属性，从而构建了 MNL 模型，如表 5.6 所示。

表 5.6 基于 MNL 模型的用车行为影响因素分析

用车频率	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
性别	22.451	1.434	15.66	0.000	19.641	25.261
公共交通便捷度	0.412	0.490	0.84	0.400	-0.548	1.373
_cons	1.601	1.325	1.21	0.227	-0.996	4.198
2						
性别	23.202	1.474	15.74	0.000	20.313	26.091
公共交通便捷度	0.149	0.539	0.28	0.782	-0.907	1.205
_cons	0.230	1.473	0.16	0.876	-2.658	3.117
3						
性别	22.166	1.434	15.46	0.000	19.355	24.976
公共交通便捷度	0.625	0.488	1.28	0.201	-0.332	1.582
_cons	1.221	1.323	0.92	0.356	-1.371	3.813
4						
性别	22.162	1.527	14.52	0.000	19.170	25.154
公共交通便捷度	1.139	0.559	2.04	0.042	0.042	2.235
_cons	-2.936	1.649	-1.78	0.075	-6.167	0.295
5						
性别	21.970	1.448	15.17	0.000	19.131	24.809
公共交通便捷度	0.695	0.498	1.39	0.163	-0.282	1.672

_cons	0.165	1.362	0.12	0.904	-2.504	2.834
6						
性别	23.126	-	-	-	-	-
公共交通便捷度	-0.262	1.060	-0.25	0.804	-2.339	1.815
_cons	-1.292	2.805	-0.46	0.645	-6.790	4.206

(用车频率=7 作为参考基准)

公共交通便捷程度变量变大, 根据参数值判断, 各选项被选择的概率: 选项 4 (1.139) > 选项 5 (0.695) > 选项 3 (0.625) > 选项 1 (0.412) > 选项 2 (0.149) > 选项 6 (-0.262), 选项 4 为公共交通便捷程度提高, 公共交通便捷程度提高是有车群体减少开车的影响因素。女性驾车者对于停车费价格、公共交通价格更敏感, 男性驾车者对于公共交通便捷程度更敏感。

公共交通便捷程度提高是有车群体减少开车的影响因素, 也印证了图 5.18 被调查者主观回答出公共交通便捷程度提高是导致有车群体减少用车的主要原因。大力倡导绿色低碳生活方式, 通过经济手段鼓励公共交通通勤, 支持城市公共交通系统发展, 提高公共交通便捷程度, 对于减少开车具有重要作用。

### 5.3.2.2 有车群体拼车意愿的因素识别

具有相似出发点或出行目的地的有车群体选择拼车出行, 可以降低汽车使用率, 间接降低油耗和污染物排放量。基于 MNL 模型对有车群体拼车意愿的影响因素进行分析, 如表 5.7 所示。

表 5.7 基于 MNL 模型的车有群体拼车意愿的影响因素分析

拼车意愿	Coef.	Std. Err.	z	P> z	[95% Conf. Interval]	
1						
性别	-0.271	0.276	-0.98	0.327	-0.811	0.270
养车支出	-0.147	0.155	-0.95	0.341	-0.450	0.156
教育程度	0.148	0.063	2.34	0.020	0.023	0.272
_cons	0.784	0.547	1.43	0.152	-0.288	1.855
2						
性别	-0.695	0.313	-2.22	0.026	-1.308	-0.082

养车支出	-0.219	0.170	-1.29	0.196	-0.552	0.113
教育程度	0.142	0.071	2.01	0.045	0.003	0.281
_cons	0.349	0.610	0.57	0.567	-0.846	1.544

(拼车意愿=3 作为参考基准)

基于结果分析，性别、养车支出和教育程度是影响有车群体拼车意愿的显著因素。女性、教育程度高的有车群体更倾向于拼车；养车支出（包括保险、保养维修费用、高速公路费等）增加，有车群体选择拼车的概率更高。

### 5.3.3 有车群体支付意愿分析

对于上下班出行，即通勤，76.6%的有车群体愿意通过增加支出成本，减少拥堵时间，如图 5.19 所示，单次上下班出行每节省 10 分钟，支付意愿金额集中在 6-10 元，1-5 元，11-20 元，41-50 元，91-100 元。

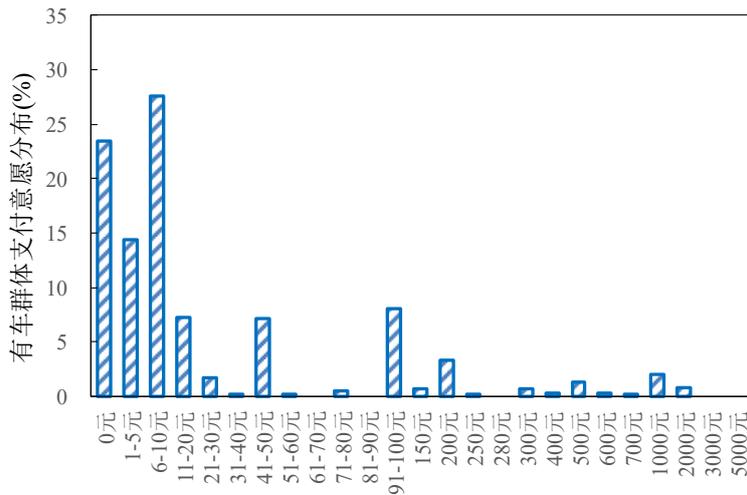


图 5.19 有车群体单次上班出行节约 10 分钟的支付意愿分布

对于出游，71.1%的有车群体愿意通过增加支出成本，改善开车出游交通拥堵，减少拥堵时间，如图 5.20 所示，单次出游每节省 10 分钟，支付意愿金额集中在 6-10 元，11-20 元，1-5 元。较上下班出行，为节约时间，有车群体出游支付意愿更强。

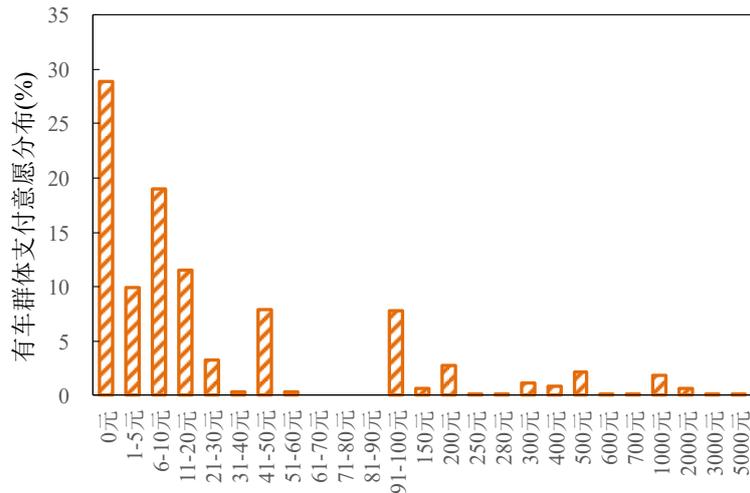


图 5.20 有车群体单次旅行节约 10 分钟的支付意愿分布

有车群体用车对燃油费变化的响应如图 5.21 所示。26.4% 的有车群体对燃油费变化不敏感，即燃油费费上涨不会影响用车。73.6% 的有车群体对燃油费变化敏感，当燃油费提高 50%，年燃油费支出占家庭年可支配收入比例超过 8%，对燃油费敏感的有车群体中的 81.7% 会减少一半用车，即约 60% 有车群体会减少一半用车。

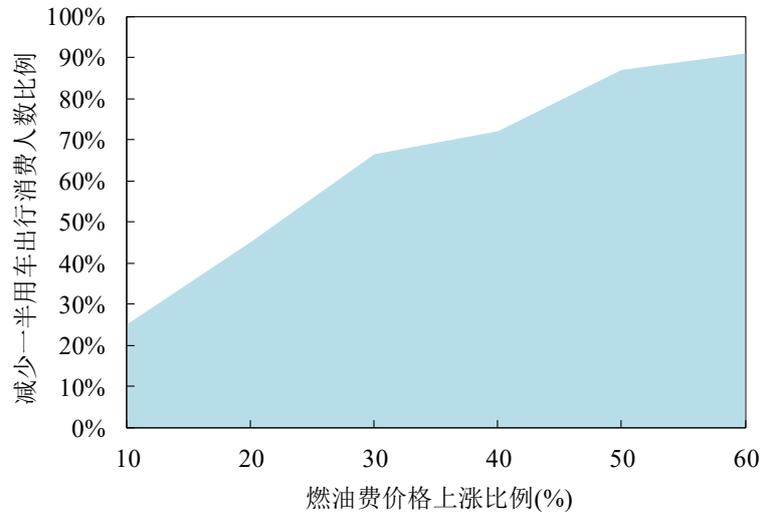


图 5.21 燃油费变化对有车群体用车的影响分析

当车主与其他人有临近上车或下车地点时，有车群体中 58.9% 愿意无酬劳拼车。另外 26.7% 不愿意，14.4% 不确定。当在政府或乘客给予车主补贴时，不愿意和不确定的有车群体仅有 19.3% 依然不愿意拼车，80.7% 有车群体愿意拼车，如图 5.22 所示。

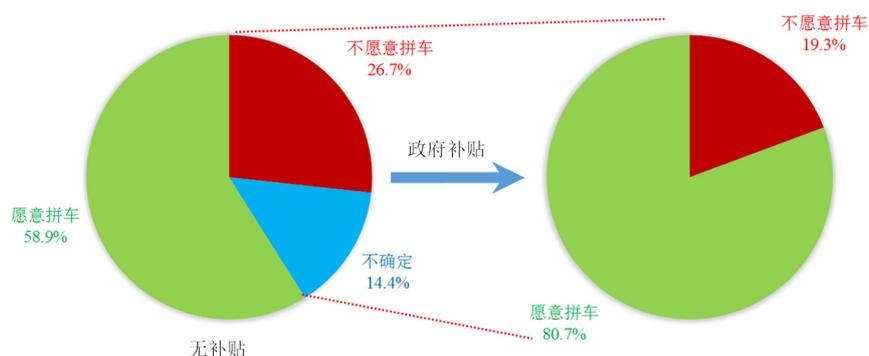


图 5.22 有车群体拼车意愿及在有补贴情况下的意愿转变

在年补贴 3705 元，日均 10 元情况下，占有车群体家庭年可支配收入 2.2%，原先无拼车意愿的有车群体中的 80.7%变为有拼车意愿，说明通过补贴形式可以增加有车群体选择拼车的概率，有车群体中愿意拼车的比例可提高到 92%。可通过经济手段鼓励私家车共用，减少机动车使用频率，大力倡导绿色低碳出行方式。

## 5.4 本章小结

汽车产业作为消费型产业，消费者的行为对汽车产业的影响，主要通过购车和用车两个方面体现。购车与否、购车时间影响汽车产销量变化，用车频率影响用车成本、燃料消耗、污染物排放等。

虽然汽车作为耐用消费品，其使用阶段时长远大于生产阶段时长，但消费者作出购车决策，不仅将带来一些系列的费用支出，更将会改变出行方式。

本章对社会学问卷调研，即《中国居民交通出行问卷调研》中获得的大量个体属性和出行属性等基础数据进行整理与分析，获得了年均行驶里程、百公里油耗、洗车频率和洗车方式等用车行为数据，为环境影响识别模块的影响核算提供数据支撑。分析了居民对车型燃料类别的偏好，总结了居民出行方式的特点，为情景设置提供依据。

本章主要使用了离散选择、支付意愿分析法，对无车群体和有车群体两类人群的决策和行为影响因素进行识别，并分析了这两类群体对不同种类费用或补贴的响应。研究发现，影响购车决策的显著性因素为收入、税费支出、交通出行方式便捷度。无车群体对于汽车消费阶段中需直接支付的燃油费、停车费敏感度低于拥堵费、排污费等额外征收的费用。有车群体用车行为的显著因素与无车群体类似，为收入、税费支出、交通出行方式便捷度。

## 第6章 汽车产业政策模拟与影响预测

规划在中国往往超过一个政策文本或一个政策形成过程，而是上至中央，下至地方的多个利益相关方共同作用下形成的政策循环过程，从而输出许多个政策文本。例如，国民经济和社会发展规划，是我国规划系统的“元政策”，完成其规划目标需由许多政策支撑（包存宽, 2015）。在中国，规划和政策往往相互作用，密不可分，规划可被认为是政策的集合。中国汽车产业发展在战略层面的环境影响评价，不仅应包括重要规划，还应涉及关键政策。为调控中国汽车产业发展，中国政府的各职能部门制定了一系列的政策措施，依据《中国汽车产业政策年鉴》划分，包括宏观政策导向、生产企业及产量管理、节能与新能源汽车、节能减排、战略新兴产业、汽车使用环境、进出口等政策。

本章节综合运用第3章中国汽车产业发展环境影响评价模型。第5章识别出的影响消费主体行为的潜在因素为本章政策模拟情景设置提供依据，基于第4章环境影响评价现状结果，运用环境影响识别模块模拟不同规模、技术、结构情景下，汽车产业资源环境影响的变化，并通过政策模拟模块汽车产业环境可计算一般均衡模型，模拟环境政策对生产结构、消费结构的影响，从而模拟政策对汽车产业所处的环境系统、经济系统的影响。

### 6.1 汽车产业相关政策识别

#### 6.1.1 基于政策内容的分类识别

基于政策内容，本研究将已有汽车产业发展政策划分为：

**汽车产业宏观政策**，如《汽车产业调整和振兴计划》、《汽车产业发展政策》、《节能与新能源汽车产业规划》、《国务院关于加快培育和发展战略性新兴产业的决定》，此类政策具有综合指导汽车产业发展的作用，对产业发展速度、产业发展方向提出了政策指导。

**汽车金融贸易政策**，如《机动车辆商业保险示范条款》、《关于加强机动车商业保险条款费率管理的通知》、《关于发挥出口信用保险政策性优惠 加快转变外贸发展方式的通知》、《关于调整乘用车消费税政策的通知》、《“节能产品惠民工程”节能汽车（1.6升及以下乘用车）推广实施细则》，此类政策通过价格变化或补贴等手段引导用车者行为调整或企业对汽车产品国内外分配。

**汽车消费政策：**也可理解为汽车使用环境政策，如《关于进一步促进消费扩大内需的意见》、《关于进一步加强节油节电工作的通知》、《关于开展私家车新能源汽车补贴试点的通知》、《关于加强节能与新能源汽车》、《上海牌照拍卖制度》、《北京市小客车数量调控暂行规定》、《贯彻落实汽车三包规定提升汽车售后服务治理专项活动的通知》，此类政策聚焦在促销费、限购、“三包”等方面。在促销费方面，主要为鼓励使用低油耗节能环保型汽车和清洁能源汽车。在限购方面，在北京、上海、广州、贵阳等城市，采取“汽车牌照拍卖”、“摇号”等手段缓解交通拥堵。“三包”政策方面，通过开展售后服务测评，完善售后服务标准，为消费者营造更好的使用环境和售后保障。

**汽车技术政策/规范，**如《汽车产业技术进步和技术改造投资方向》、《乘用车生产企业及产品准入管理规则》、《十二五节能减排综合性工作方案》、《机动车强制报废规定》、《乘用车内空气质量评价指南》、《乘用车燃料消耗量评价及指标》，此类政策旨在调控汽车生产企业及相关油品生产企业的技术进步，以满足节能减排、污染限制等相应标准。

### 6.1.2 基于政策目标的多象限分类识别

基于政策目标识别，可划分为四类，即鼓励购买，鼓励使用；鼓励购买，限制使用；限制购买，鼓励使用；限制购买，限制使用，如图 6.1 所示。汽车消费信贷利率下降，汽车下乡均为鼓励汽车消费政策，汽车进口关税下调多针对大排量高端汽车的鼓励措施，小排量汽车购置税减免、新能源汽车补贴又是针对节能环保车型的，已有政策存在导向不明确的问题。

基于已有政策梳理，中国汽车产业相关政策存在种类多而政策实施效果评估少，已有研究有模拟补贴、税费等经济政策作用下汽车产业规模变化，缺少多重政策组合下对汽车产业环境影响变化的预测。对于具有消费型特征的汽车产业，缺少消费主体决策行为对政策响应以及与宏观经济系统耦合模拟研究，而政策制定的依据需要基于大量的调研作为支撑，因此，有必要基于社会学调查，识别影响消费主体决策行为的关键因素，从而评估其对汽车产业的经济与环境影响。

### 6.1.3 基于消费主体行为模型的潜在因素（政策）识别

本文第五章的研究识别出了影响消费主体行为的潜在因素。对于无车群体，影响其购车决策的关键因素为收入、支付成本、公共交通便捷程度。对燃油费、停车费等直接费用敏感度低于拥堵费、排污费等间接费用。有车群体用车频率的

影响因素，与前者类似，关键因素为收入（补贴）、支付成本、公共交通便捷程度、可替代出行方式。

这些因素可为汽车产业政策，尤其是消费政策的制定提供参考。下文通过情景分析方法来模拟部分汽车产业政策、汽车产业发展过程中潜在的关键影响因素，在不同情景设置下的可能结果，以支持政策分析与决策。

限制购买，鼓励使用 购置税 ↑ 新能源汽车补贴 ↓ 北京老旧车辆转出补贴 ↓ 汽车消费信贷利率 ↑ 汽车进口关税 ↑ 汽车消费信贷利率 ↑ “汽车下乡” ↑ 燃油费 ↓	鼓励购买，鼓励使用 购置税 ↓ 新能源汽车补贴 ↑ 北京老旧车辆转出补贴 ↑ 汽车消费信贷利率 ↓ 技术进步和技术改造投资力度 ↑ 汽车进口关税 ↓ “汽车下乡” ↑ 燃油费 ↓
限制购买，限制使用 购置税 ↑ 新能源汽车补贴 ↓ 北京老旧车辆转出补贴 ↓ 汽车进口关税 ↑ 汽车消费信贷利率 ↑ 摇号指标数量 ↓ 牌照费用 ↑ 机动车排放污染控制 ↑ 节能减排目标 ↑	鼓励购买，限制使用 购置税 ↓ 新能源汽车补贴 ↑ 北京老旧车辆转出补贴 ↑ 汽车消费信贷利率 ↓ 汽车进口关税 ↓ “汽车下乡” ↑ 机动车尾号限行 ↑ 燃油费 ↑ 机动车排放污染控制 ↑ 节能减排目标 ↑

图 6.1 基于政策目标的汽车产业相关政策四象限分析图

## 6.2 情景设计原则与依据

政策问题本质上源于可观察、可表述的客观事实与问题情境。情景分析则是考虑政策可能的结果，预测研究对象在不同情景响应下，在未来的发展做出预计或设想。因而，本研究将已有政策和潜在因素（政策）中关键参数作为情景设置的依据，通过情景分析方法模拟政策的作用效果。

中国汽车产业正处在快速发展阶段，但距离发达国家机动化水平还有较大差距。在现有条件下，资源环境是无法支撑实现全面机动化的。因而，合理的发展

规模、技术与结构，是汽车产业规划与调控的关键。关于产业政策的研究，多关注产业组织、产业技术、产业结构等方面，因此，本研究从规模、技术、结构入手，快速发展、适度发展情景考察规模效应，电动化、轻量化情景考察技术效应，结构燃料结构调整和低使用率情景考察结构效应。

本研究中适度发展情景以《汽车产业调整和振兴规划》提出产业增速目标为设定依据。电动化情景、轻量化情景以《节能与新能源汽车产业发展规划》2020年新能源汽车产量与乘用车平均燃料消耗量目标作为情景依据。绿色燃料结构情景、低使用率情景则依据潜在因素（政策）来设置情景模拟政策对于控制汽车产业环境影响的作用。通过中国居民出行问卷调查获得关键变量，作为情景设置的基础和依据。情景设置，如表6.1所示。

综合考虑未来产业发展调控及其关键影响因素，情景设计时考虑以下原则：（1）系统性：遵循统一的逻辑框架；（2）可量化原则：定性描述可转化为定量指标；（3）可比性：不同目标、措施具有可比较性。设定汽车产业“十三五”期间发展情景：

表6.1 中国汽车行业发展情景设置及依据

情景名称	情景内容	情景依据
快速发展	汽车年产量增速 19%	汽车产量 10 年平均发展速度 19%
适度发展	汽车年产量增速 11%	根据工业化国家或地区汽车需求增长的阶段特征，中国的千人汽车拥有量正从普及期的高速增长向着增速 11-12%的中速增长过度，《汽车产业调整和振兴规划》也提出了 10%的增长目标。
电动化	汽车年产量增速 11%， 重视发展新能源汽车	《节能与新能源汽车产业发展规划》 到 2020 年累计产量 500 万辆新能源汽车
轻量化	与电动化情景一致，汽车轻量化水平提高，整车平均重量减少 5%	《节能与新能源汽车产业发展规划》 到 2020 年，当年生产的乘用车平均燃料消耗量降至 5.0 升/百公里
燃料结构	与轻量化情景一致，汽车燃料结构变化，汽油车、柴油车、天然气车、电动车、混合动力车拥有量比 62.4: 3.9: 14.9: 7.7: 11.2	《中国居民交通出行问卷调查》汽车燃料结构变化。无车群体中有 54.8% 的人有购车意愿，有车群体打算再购置汽车比例 46.3%
低使用率	与燃料结构情景保持一致，汽车使用率下降，汽车年均行驶里程下降 46%	完善可替代出行方式，提高公共交通便捷程度，《中国居民交通出行问卷调查》结果表明居民期待出行方式将发生转变

**快速发展情景：**汽车产量保持近10年平均发展速度19%不变，汽车轻量化水平、产品结构，单车制造物质消耗水平保持不变。根据国家近年来不断出台加快老旧汽车报废更新，汽车以旧换新补贴力度的相关政策导向，年均报废年限按照11年计算，到2020年，汽车产量达到7749.9万辆，拥有量41295.1万辆。

**适度发展情景：**汽车产业年产量增速降低至约11%，根据工业化国家或地区汽车需求增长的阶段特征，中国的千人汽车拥有量正从普及期的高速增长向着增速11-12%的中速增长过度，《汽车产业调整和振兴规划》也提出了10%的增长目标。到2020年，汽车产量达到4441.3万辆，拥有量30195.6万辆。

**电动化情景：**汽车产业年产量增速11%，与适度发展情景保持一致，根据《节能与新能源汽车产业发展规划》目标，加强新能源汽车电池、电机等关键核心技术研究，汽车2020年累计产量500万辆新能源汽车，新能源汽车（纯电动汽车和插电式混合动力汽车）拥有量比例达到1.7%。

**轻量化情景：**汽车产业增速、新能源汽车增量与电动化情景保持一致；提高中国汽车轻量化水平提高，整车平均重量减少5%，平均单辆整车钢材消耗量降低6%，铝使用量增长到占整车重量的12%，塑料使用增长到占整车重量的10%。

**燃料结构情景：**根据《中国居民交通出行问卷调查》中无车群体及有车群体的购车计划（参见第5章），核算汽车产业年产量增速为11%。燃料结构情景与轻量化情景的增速、轻量化水平一致。核算方式如下：中国人口13.54亿，扣除汽车拥有量1.08亿辆，由于购买私家车的行为以家庭为单位，除以户数平均人口数3.1，约4.02亿户家庭未购车，根据《中国居民交通出行问卷调查》，无车群体中有54.8%的人有购车意愿，根据被调查无车群体的拟购车时间，2020年汽车累计消费量增加约2.07亿辆；有车家庭中打算再购置一辆汽车的比例46.3%，根据被调查有车群体的拟购车时间，2020年汽车累计消费量增加约4930万辆，即年产量平均增速约11%。根据《中国居民交通出行问卷调查》，居民对汽车燃料结构偏好如图6.2所示，新能源汽车比重达到22%。

**低使用率情景：**与燃料结构情景保持一致，根据《中国居民交通出行问卷调查》，完善可替代出行方式，提高公共交通便捷程度，居民期待出行方式将发生转变，汽车使用率出现降低，汽车年均行驶里程最高可下降46%。

本论文还进行一些必要的假设，以便对2020年汽车行业的环境影响进行预测。中国政府制定了国民经济和社会发展第十二个五年规划纲要（“十二五”），即到2015年，全国万元GDP能耗下降16%，万元GDP用水量下降30%。COD和SO<sub>2</sub>排放总量分别下降8%，NH<sub>3</sub>-N和NO<sub>x</sub>排放总量分别下降10%。假定汽车产业及

其相关行业的主要能源、水消耗水平和污染物排放水平均达到国家“十二五”期间节能减排目标，并且十三五期间节能减排目标同“十二五”期间目标。

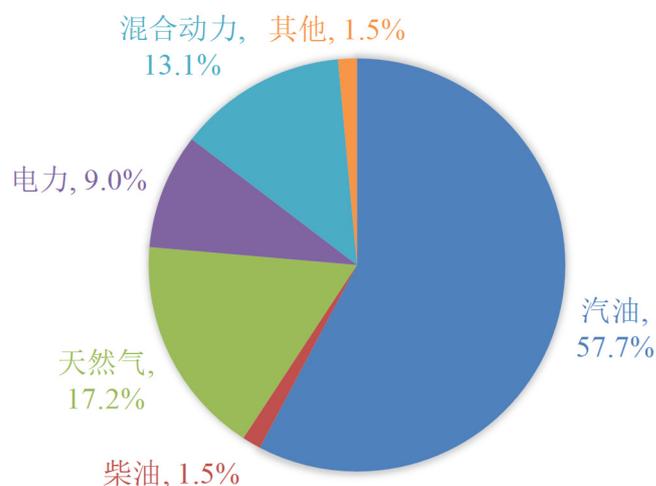


图 6.2 基于中国居民交通出行问卷调查的汽车燃料结构

### 6.3 汽车产业发展环境影响预测

基于 LCA 的产业环境影响识别子系统模块计算不同发展情景下，汽车产业发展所带来的不同程度的整体性环境影响，以及生产阶段直接影响、生产阶段间接影响、消费阶段直接影响、消费阶段间接影响，通过能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物排放量六种资源环境指标衡量，预测不同发展速度、技术水平、结构变化下汽车产业的资源环境影响。汽车产业整体性影响结果，如表 6.2 所示。

汽车产业生产阶段直接影响、生产阶段间接影响、消费阶段直接影响、消费阶段间接影响，如图 6.3-6.8 所示，反映不同情景下汽车产业的资源环境影响大小及贡献程度。不同情景下汽车产业整体环境影响与基准年的比较，如图 6.9 所示。

不同情景相比较，快速发展情景下的总能耗最高，低使用率情景下总能耗最低。相比快速发展情景，适度发展情景下总能耗低 40%，汽车产业规模快速增长是导致能耗显著增加的主要原因。

对于能耗，直接生产、间接生产、直接消费、间接消费内部比例，快速发展情景分别为 3.3%、77.9%、18.6%、0.2%，适度发展情景分别为 3.2%、74.1%、22.6%、0.1%，电动化情景分别为 3.2%、74.3%、22.4%、0.1%，轻量化情景分别为 3.0%、76.5%、20.4%、0.1%，燃料结构调整情景分别为 3.0%、77.3%、19.6%、0.1%，低使用率情景分别为 3.3%、84.9%、11.6%、0.1%。可见，多种情景下，间接生产阶

段的能耗占比最高，均超过 70%。低使用率情景下，消费阶段直接过程的能耗显著下降。

不同情景相比较，总水耗与总能耗有类似的结果，快速发展情景下的总水耗最高，低使用率情景下总水耗最低。相比快速发展情景，适度发展情景下总水耗低 41%，规模快速增长是导致水耗显著增加的重要原因。

表 6.2 2020 年汽车产业不同情景下整体性环境影响预测

环境影响	能耗(万吨标准煤)	用水量(亿吨)	COD(万吨)	氨氮(万吨)	二氧化硫(万吨)	氮氧化物(万吨)
快速发展	248732.91	149821.15	149526.34	158789.80	157209.53	143105.26
适度发展	95.61	56.73	56.73	58.17	58.13	54.58
电动化情景	543.14	367.30	363.81	355.23	296.10	210.18
轻量化情景	9.33	5.40	5.40	5.88	5.86	5.82
燃料结构情景	490.63	302.60	301.72	311.33	297.97	260.52
低使用率情景	1623.04	1142.83	1130.97	1107.13	808.57	515.06

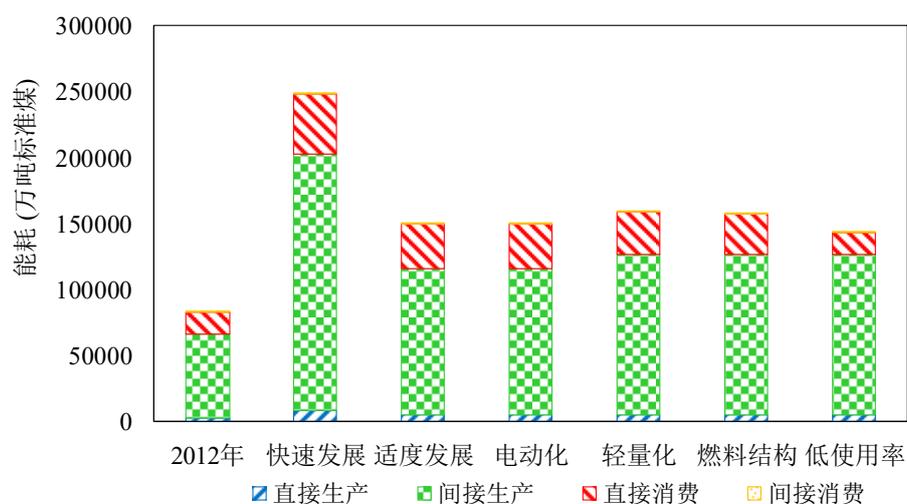


图 6.3 不同情景下汽车产业的能耗对比

对于水耗，直接生产、间接生产、直接消费、间接消费内部比例，快速发展情景分别为 29.7%、56.3%、13.2%、0.7%，适度发展情景分别为 28.7%、54.4%、16.3%、0.6%，电动化情景分别为 28.7%、54.4%、16.3%、0.6%，轻量化情景分别为 28.0%、56.0%、15.4%、0.6%，燃料结构调整情景分别为 28.0%、56.1%、15.4%、0.6%，低使用率情景分别为 29.8%、59.7%、9.9%、0.6%。可见，多种情景下，间接生产阶段的水耗占比最高，约 54-60%，其次是直接生产阶段的水耗，占比近 30%，生产阶段的水耗远大于消费阶段。总水耗值上来看，低使用率情景下，消费阶段直接过程的水耗最低。

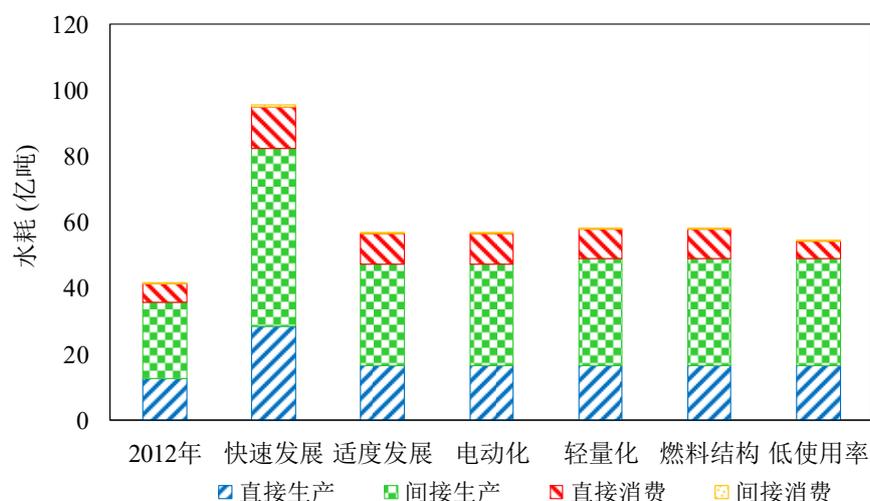


图 6.4 不同情景下汽车产业的水耗对比

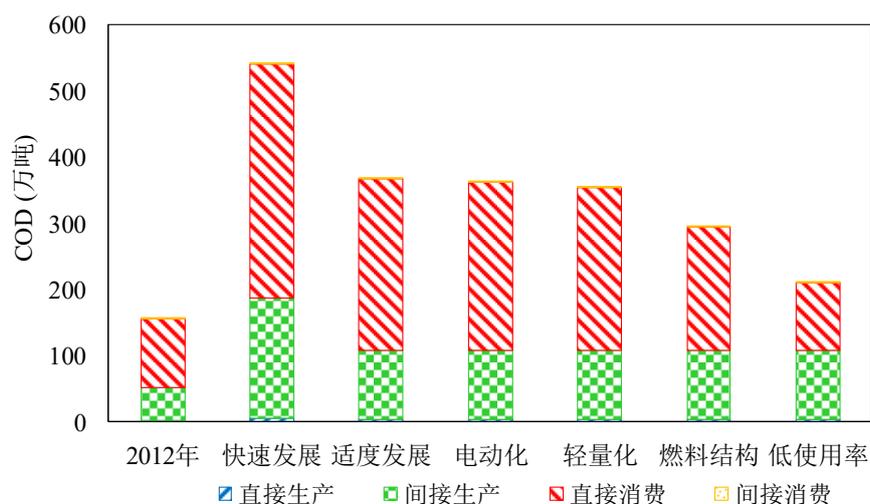


图 6.5 不同情景下汽车产业 COD 排放量对比

不同情景相比较，快速发展情景下的 COD 排放量最高，适度发展、电动化、轻量化、燃料结构调整、低使用率情景下 COD 排放量呈现逐步降低趋势，低使用率情景下 COD 排放量最低。相比快速发展情景，适度发展情景下 COD 排放量低 32%，适度的增长速度对于控制 COD 排放量效果明显。

对于 COD，直接生产、间接生产、直接消费、间接消费内部比例，快速发展情景分别为 1.1%、33.3%、65.4%、0.3%，适度发展情景分别为 0.9%、28.2%、70.7%、0.2%，电动化情景分别为 0.9%、28.5%、70.4%、0.2%，轻量化情景分别为 1.1%、35.1%、63.5%、0.2%，燃料结构调整情景分别为 28.0%、56.1%、15.4%、0.6%，低使用率情景分别为 1.6%、49.5%、63.5%、0.2%，可见，快速发展、适度发展、电动化、轻量化以及燃料结构调整情景的消费阶段直接过程（直接消费）COD 排放量占比最高。而低使用率情景下，生产阶段间接过程（间接生产）COD 排放量占比超过消费阶段直接过程的占比，主要由于消费阶段直接过程的 COD 排放量显著下降。

不同情景相比较，快速发展情景下的氨氮排放量最高，低使用率情景下氨氮排放量最低。相比快速发展情景，适度发展情景下氨氮排放量低 41%。轻量化、燃料结构调整、低使用率情景相比适度发展、电动化情景，氨氮排放量有上升趋势，增加的氨氮排放量主要来自间接生产阶段，这是由于减低钢材用量，替代材料铝材、塑料在生产加工过程中排放更多的氨氮。

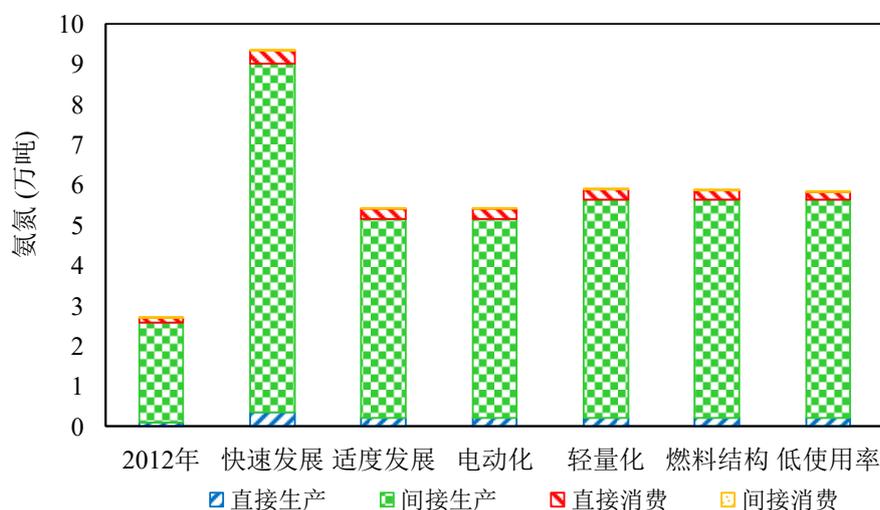


图 6.6 不同情景下汽车产业氨氮排放量对比

对于氨氮，直接生产、间接生产、间接消费内部比例，快速发展情景分别为 2.0%、47.2%、50.9%，适度发展情景分别为 1.9%、46.9%、51.1%，电动化情景分别为 1.9%、46.9%、51.1%，轻量化情景分别为 1.8%、47.2%、51.0%，燃料结构

调整情景分别为 1.8%、47.3%、51.0%，低使用率情景分别为 1.8%、47.4%、50.8%。可见，多种情景下，消费阶段间接过程（间接消费）的氨氮排放量占比最高，约占 50%，其次是生产阶段间接过程，比消费阶段间接过程略低。

不同情景相比较，快速发展情景下的二氧化硫排放量最高，低使用率情景下二氧化硫排放量最低。适度发展模式比快速发展情景下的二氧化硫排放量低 38%。相比适度发展、电动化情景，轻量化、燃料结构调整、低使用率情景间接生产阶段的二氧化硫排放量上升，这也是主要由于减低钢材用量，替代材料铝材、塑料在生产加工过程中排放更多的二氧化硫。

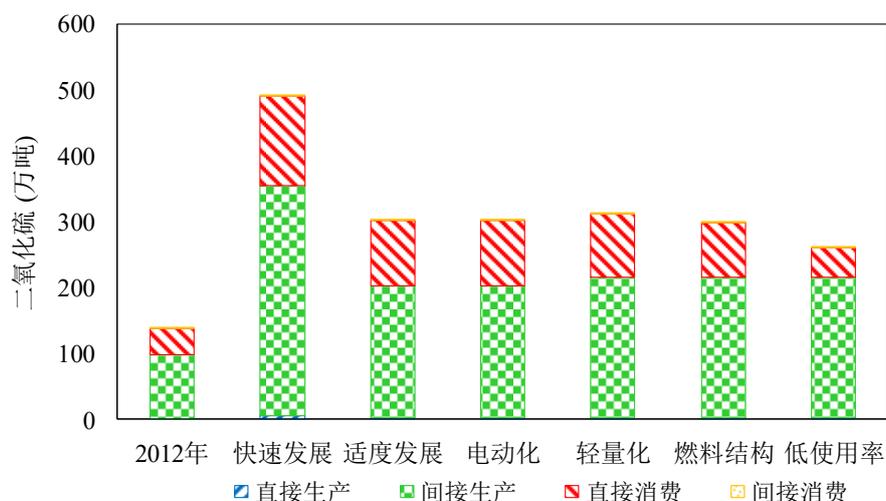


图 6.7 不同情景下汽车产业二氧化硫排放量对比

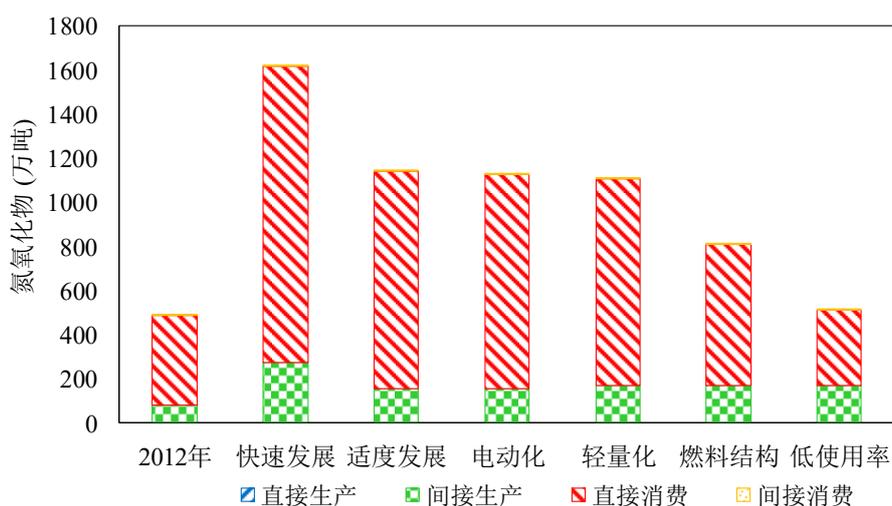


图 6.8 不同情景下汽车产业氮氧化物排放量对比

对于二氧化硫，直接生产、间接生产、直接消费内部比例，快速发展情景分别为 1.0%、71.1%、27.7%，适度发展情景分别为 1.0%、66.1%、32.8%，电动化

情景分别为 1.0%、66.3%、32.7%，轻量化情景分别为 0.9%、68.4%、30.5%，燃料结构调整情景分别为 1.0%、71.5%、27.4%，低使用率情景分别为 1.1%、81.8%、17.0%。可见，多种情景下，间接生产阶段的二氧化硫排放量占比最高，其次是直接消费阶段。低使用率情景下，直接消费阶段的二氧化硫排放量明显降低。

不同情景相比较，快速发展情景下的氮氧化物排放量最高，低使用率情景下氨氮排放量最低，比快速发展情景氮氧化物排放量低 68%。可见，控制增速，降低汽车使用频率对于控制氮氧化物排放量效果显著，低使用率情景下氮氧化物排放量与 2012 年基准年基本持平。

燃料结构调整相比轻量化情景，氨氮排放量也大幅下降。增加纯电动汽车、混合动力汽车比重，替代传统汽油车、柴油车，对降低间接消费阶段的氮氧化物排放也具有明显作用。

对于氮氧化物，间接生产、直接消费占整体性影响的比例，快速发展情景分别为 16.7%、83.0%，适度发展情景分别为 13.6%、86.2%，电动化情景分别为 13.7%、86.0%，轻量化情景分别为 15.0%、84.8%，燃料结构调整情景分别为 20.5%、79.2%，低使用率情景分别为 32.2%、67.3%。可见，多种情景下，间接消费阶段的氨氮排放量占比最高，其次是间接生产阶段。

### 6.3.1 汽车产业规模效应下的环境影响

快速发展情景下按年均增长 19%的速度发展，在其他条件不变的情况下，即使考虑相关行业节能减排目标全部实现，“十三五”末期汽车产业的整体性环境影响也将在基准 2012 年的基础上倍增，能耗、水耗、COD 排放量、氨氮排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量将分别达到基准年的 3.02 倍、2.31 倍、3.47 倍、3.45 倍、3.54 倍和 3.33 倍。

适度发展情景 11%的增长目标下，汽车产业整体性环境影响有所降低，但六项资源环境指标仍分别达到基准年的 1.82 倍、1.37 倍、2.35 倍、2.00 倍、2.19 倍和 2.34 倍。相比适度发展情景，快速发展情景汽车产业规模（汽车拥有量）增长了 28.5%，但整体性环境影响增加了约 39.9%。汽车产业规模快速增长是导致影响显著增加的主要原因。汽车产业规模的快速扩张，将加大国家总体资源环境压力。

### 6.3.2 汽车产业技术效应下的环境影响

与适度发展情景比较，电动化情景汽车电池研发技术得到发展，新能源汽车的拥有量比重提高，降低了消费阶段直接影响，能耗、COD 排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量分别下降 294.8 万吨标煤、3.5 万吨、0.9 万吨、11.9 万吨。

与电动化情景相比，汽车轻量化降低了消费阶段直接影响，但却造成生产阶段间接影响的增大。一方面，汽车轻量化带来消费阶段直接环境影响减小，能耗、水耗、COD 排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量分别下降 1173.3 万吨标煤、0.3 亿吨、9.0 万吨、3.5 万吨、34.1 万吨。另一方面，轻量化使得生产阶段中的钢材消耗量降低，但同时也会造成铝材、塑料等原材料消耗量增加，生产阶段间接影响上升，能耗、水耗、COD 排放量、氨氮排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量分别增加 10436.7 万吨标煤、1.7 亿吨、0.4 万吨、0.5 万吨、13.1 万吨、10.2 万吨。提高原材料生产部门的清洁生产水平，提高能源、水利用率，降低污染物排放，才能发挥轻量化技术在降低汽车产业整体影响中的效果。

### 6.3.3 汽车产业结构效应下的环境影响

新能源汽车结构比重提高和有车群体低使用率一定程度减轻资源环境影响，新能源汽车占拥有量比例提高 19%，与轻量化情景相比，汽车产业氮氧化物排放可降低 27%；汽车年均行驶里程下降 46%，与燃料结构情景相比，能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物排放量分别降低 9.0%、6.1%、29.0%、0.8%、12.6%、36.3%。

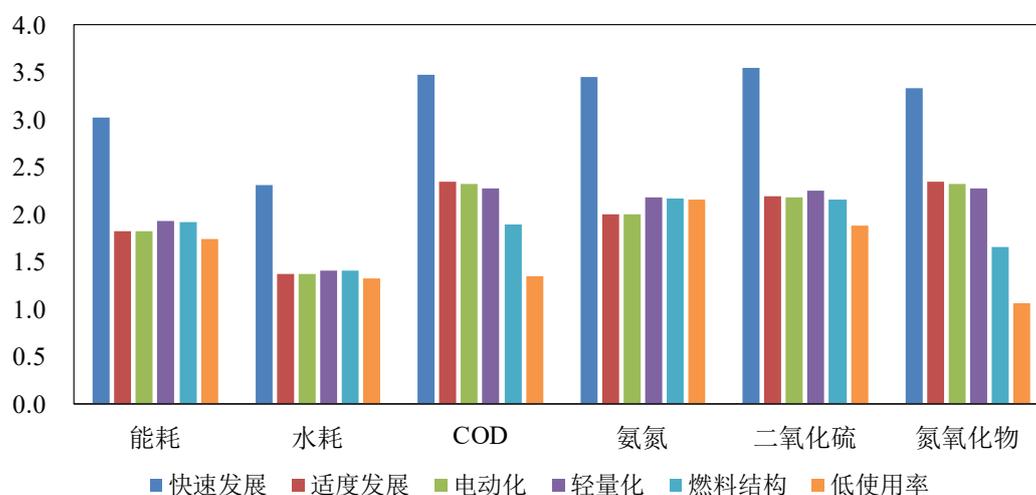


图 6.9 不同情景下汽车产业整体环境影响与基准年比较

## 6.4 环境政策对汽车产业生产与消费的影响分析

从第 4 章现状环境影响评价结果显示，从生产阶段和消费阶段的角度来看，生产阶段的 COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物排放量分别占总排放量的 33.1%、

95.8%、71.0%、16.1%，尤其是氨氮、二氧化硫主要来源于生产阶段，因此，需重点关注生产阶段，特别是间接生产阶段所涉及的部门。

应用第 3 章建立的中国汽车产业发展环境影响评价系统分析方法与政策模拟模型。首先，基于中国 2012 年 ESAM 表及部门间的直接消耗系数，核算汽车产业间接生产阶段氨氮、COD、氮氧化物、二氧化硫排放主要贡献部门，如图 6.10 和图 6.11 所示。在此基础上，模拟主要污染物减排目标下，中国汽车产业环境政策对产业结构与消费结构的影响。

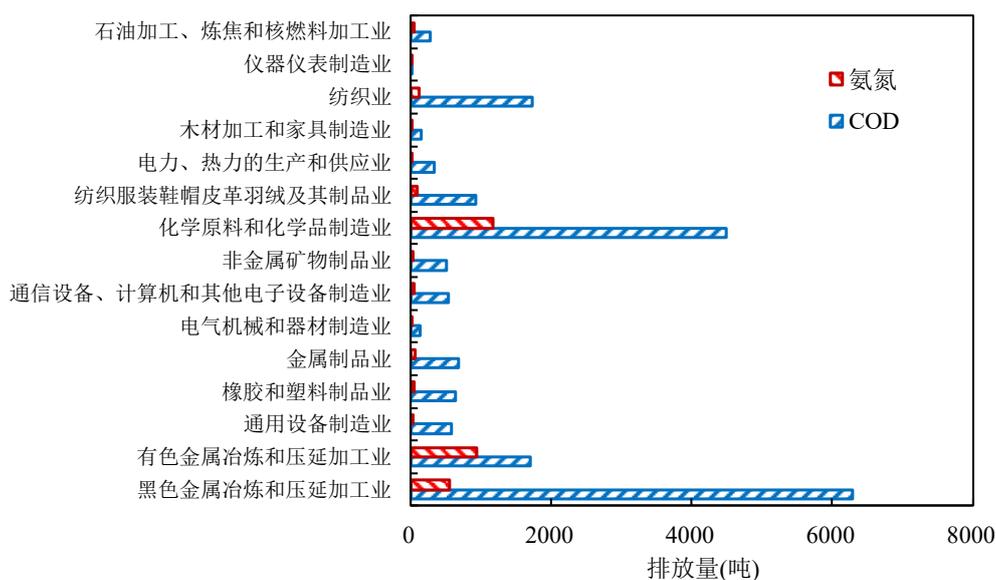


图 6.10 汽车产业间接生产阶段氨氮、COD 排放主要贡献部门

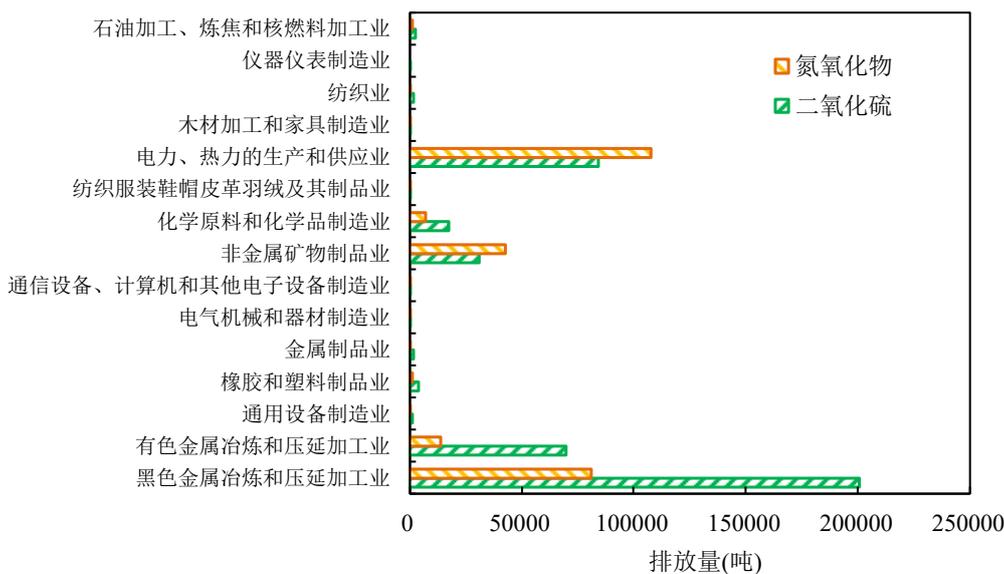


图 6.11 汽车产业间接生产阶段氮氧化物、二氧化硫排放主要贡献部门

汽车产业间接生产阶段氨氮排放主要贡献部门包括化学原料和化学制品制造业、有色金属冶炼和压延加工业、黑色金属冶炼和压延加工业等；COD 排放主要贡献部门包括黑色金属冶炼和压延加工业、化学原料和化学制品制造业、纺织业、有色金属冶炼和压延加工业等。

汽车产业间接生产阶段氮氧化物排放主要贡献部门包括电力热力的生产和供应业、黑色金属冶炼和压延加工业、非金属矿物制品业、有色金属冶炼和压延加工业等；二氧化硫排放主要贡献部门包括黑色金属冶炼和压延加工业、电力热力的生产和供应业、有色金属冶炼和压延加工业、非金属矿物制品业、化学原料和化学制品制造业、橡胶和塑料制品业等。

总体来看，黑色金属冶炼和压延加工业、有色金属冶炼和压延加工业、化学原料和化学制品制造业、非金属矿物制品业、橡胶和塑料制品业等是汽车产业主要污染排放的贡献部门，合计贡献率超过 70%。

#### 6.4.1 环境政策对产业结构的影响

“十二五”规划中对 COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物减排提出了明确要求，相比 2010 年，2015 年四项主要污染物分别减少 8%、10%、8%、10%。为保持研究的一致性，中国投入产出表是基于 2012 年数据，因此选择 2012 年作为基准年。设定 20%减排情景，即 2012 年排放水平基础上，COD、氨氮到 2020 年减排 20%。30%减排情景，即 2012 年排放水平基础上，COD、氨氮到 2020 年减排 30%。40%减排情景，即 2012 年排放水平基础上，COD、氨氮到 2020 年减排 40%。COD、氨氮不同减排目标引起了主要部门生产规模，及对这些部门消费需求的变动，如图 6.12 和图 6.14 所示。

污染减排对产业结构调整具有调节作用，水污染减排目标的实施，将抑制高水污染排放行业经济活动，但对汽车产业影响不大，在减排 20%的目标下，生产规模约增加 0.2%，与汽车产业相关的金属冶炼和压延加工业、金属制品业生产规模分别提高 1%。水污染减排目标的单独实施，对汽车产业及相关部门的规模增加具有促进作用。

在增加大气污染减排 20%目标下，即二氧化硫、氮氧化物两种大气污染物到 2020 年减排 20%，高污染排放行业经济活动受到抑制，其中与汽车制造业关系密切的非金属矿物制品业、石油加工业、金属冶炼和压延加工业受到抑制，与基准情景比，均有大幅度下降，如图 6.13 所示。这主要是由于这些部门污染排放量大，减排成本高，严格执行污染物减排目标将提高这些部门的生产成本，因而降低了

居民及其他部门对这些部门产品的需求。虽然汽车产业本身的污染物排放量不高，但汽车产业增长所拉动的相关部门产生的间接污染物排放量较高。

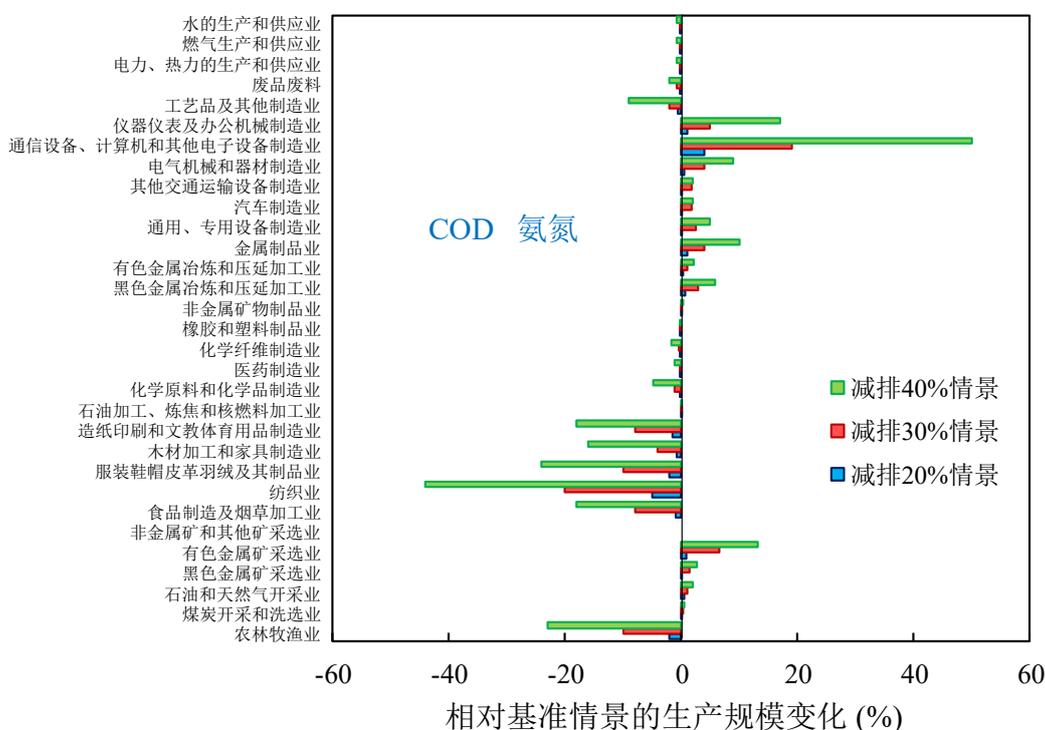


图 6.12 水污染减排目标对生产规模变动的影响

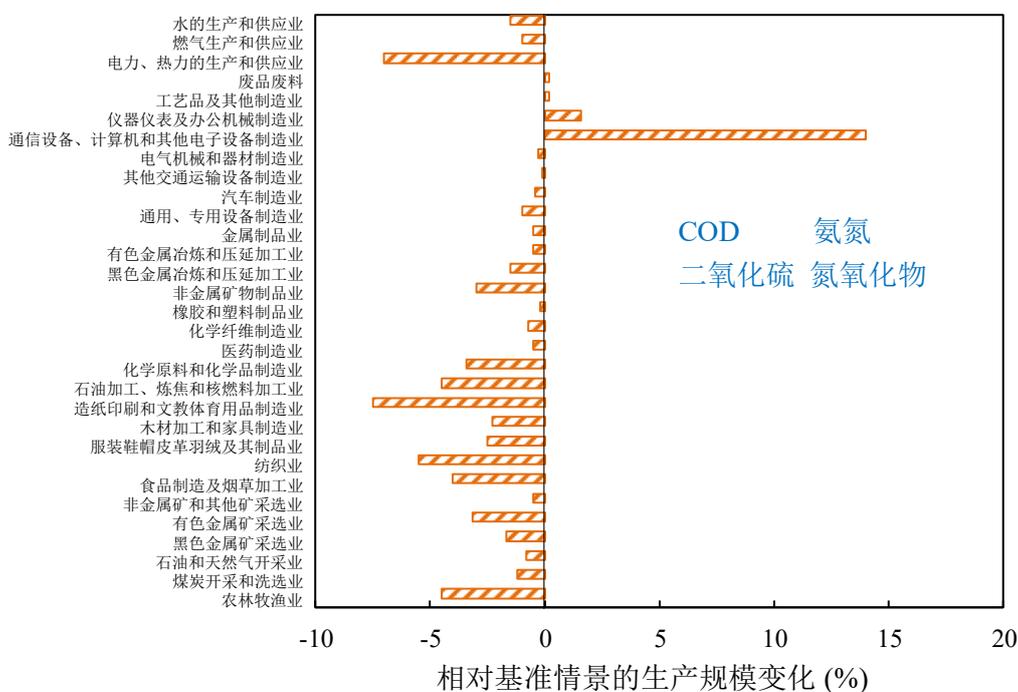


图 6.13 水污染与大气污染减排 20%目标对生产规模变动的影响

### 6.4.2 环境政策对消费结构的影响

水污染减排目标的实施将抑制消费者对高水污染排放行业的需求，但对汽车产业影响不大，在减排 20% 的目标下，消费规模约降低 0.02%，与汽车产业相关的金属冶炼和压延加工业消费规模不变，金属制品业消费规模降低约 0.1%。水污染减排目标的单独实施，对汽车产业及相关部门的消费需求量影响不大。

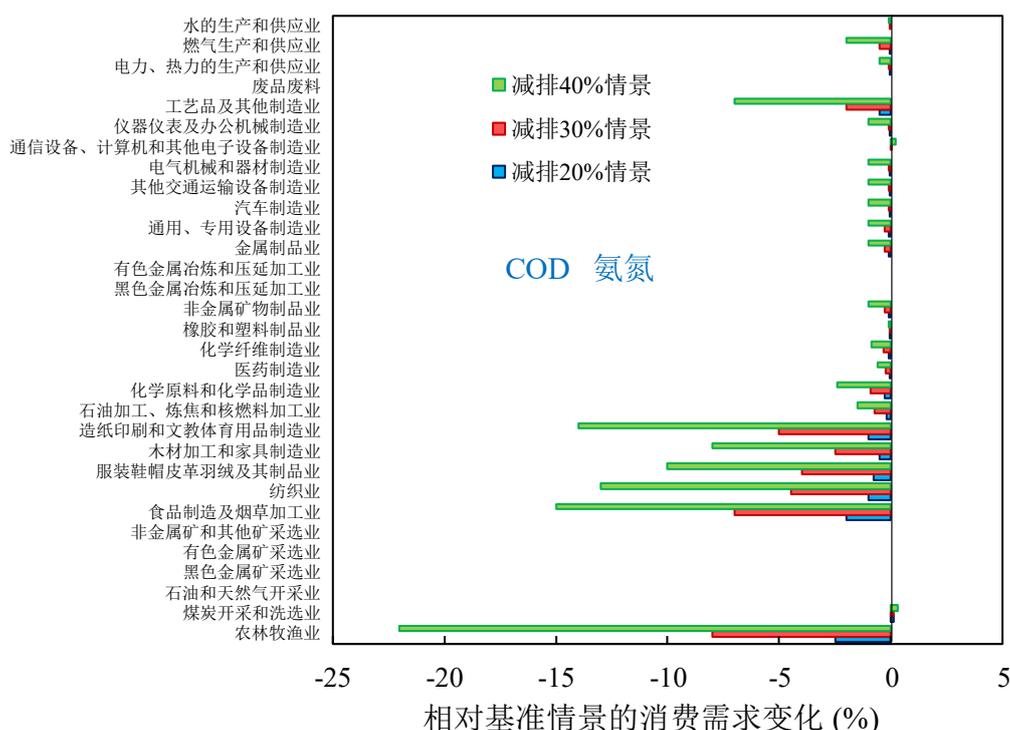


图 6.14 水污染减排目标对消费需求变动的影响

在增加大气污染减排 20% 目标下，污染减排对消费需求发挥作用，消费需求整体下降，高污染产品的需求受到抑制，如图 6.15 所示。污染减排目标的实施，将抑制高污染排放行业经济活动。

与汽车制造业关系密切的非金属矿物制品业、石油加工业消费额与基准情景相比，均有大幅度的下降，分别降低了 4%、2%。这主要是由于这些部门污染排放量大，减排成本高，严格执行大气污染物减排目标将提高这些部门的商品价格，从而降低了消费者对这些部门产品的需求。水污染控制目标相比，大气污染控制目标对汽车产业及相关部门的消费抑制更为显著。但总体来看，相比“十二五”规划减排目标，“十三五”期间还有减排空间。建议加快汽车产业关联部门的节能减排技术研发，提高生产阶段的清洁化水平，加快淘汰落后生产能力，发挥政策传导机制，促进汽车产业健康可持续发展。

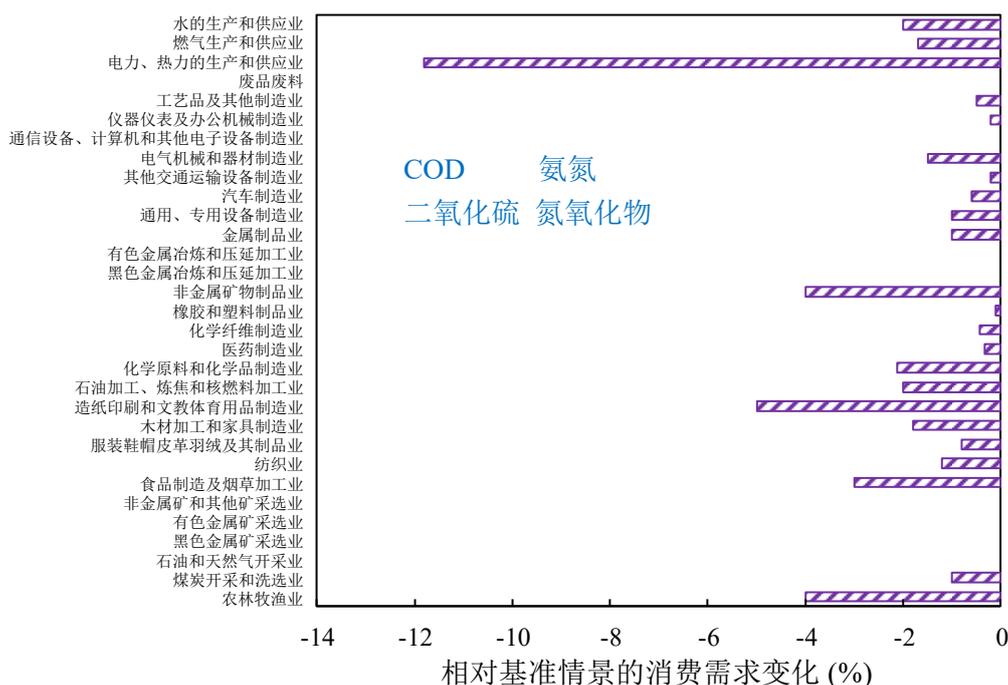


图 6.15 水污染与大气污染减排 20%目标对消费需求变动的的影响

## 6.5 本章小结

本章运用中国汽车产业环境影响评价模型，开展情景分析。规模、技术、结构减排是本章研究最为关注的三类减排措施。规模模拟包括快速发展、适度发展情景，技术模拟包括电动化、轻量化，结构减排模拟包括燃料结构调整、低使用率情景。前文分析的外生变量作为情景的输入或设置依据，预测了经济、社会系统对环境的影响。

汽车产业规模的快速扩张，将加大国家总体资源环境压力，相比适度发展情景，快速发展情景汽车拥有量增长了 28.5%，但整体性环境影响增加了约 39.9%。提高原材料生产部门的清洁生产水平，提高能源、水利用率，降低污染物排放，才能发挥轻量化技术在降低汽车产业整体影响中的效果。新能源汽车结构比重提高和有车群体低使用率一定程度可减轻资源环境影响。新能源汽车占拥有量比例提高 19%，与轻量化情景相比，汽车产业氮氧化物排放降低 27%；汽车年均行驶里程下降 46%，能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物排放量分别降低 9.0%、6.1%、29.0%、0.8%、12.6%、36.3%。

研究表明黑色金属冶炼和压延加工业、有色金属冶炼和压延加工业、橡胶和塑料制品业、化学原料和化学制品制造业、非金属矿物制品业和金属制品业等是汽车产业主要污染排放的贡献部门，合计贡献率超过 70%。在水污染减排 20%情景

下，汽车产业生产规模增加 2%，汽车消费需求降低 0.02%。在增加大气污染减排目标情景下，与汽车产业关系密切的非金属矿物制品业、石油加工业、金属冶炼和压延加工业等行业生产规模受到抑制，汽车产品消费需求下降 0.6%，大气污染控制目标对于汽车产业的影响较为显著。但总体来看，相比“十二五”规划 COD、氨氮、二氧化硫、氮氧化物减排目标，“十三五”还有进一步减排空间。

## 第7章 结论与建议

### 7.1 研究结论

本研究从经济-社会-环境耦合系统角度,综合生命周期分析、离散选择、可计算一般均衡模型等多种方法,构建了适用于消费型产业的环境影响评价系统方法学,并应用于汽车产业发展评估,模拟了影响汽车产业发展的关键因素,考察了汽车产业在经济-社会-环境各个子系统的相互作用关系,全面分析和评估了中国汽车产业迅速发展对资源环境产生的影响,获得如下研究结果,并围绕汽车产业现状、问题,为促进中国汽车产业的健康可持续发展,提出对策建议。

(1) 汽车产业生命周期评价结果表明汽车产业资源环境整体影响较突出。一方面,汽车产业发展直接导致钢材、铝材、塑料、橡胶等原材料的大量消耗,共计4317.1万吨,钢材消耗2831.2万吨,铸铁649.0万吨,塑料203.8万吨,铝材298.8万吨,玻璃消耗81.5万吨,橡胶184.8万吨,涂料68.1万吨。另一方面,汽车产业资源环境整体影响较突出,能耗、氮氧化物、二氧化硫及COD排放量分别占全国总量的22.8%、20.9%、6.5%、6.5%。模拟了汽车产业不同增速所带来的环境影响效果,汽车产业规模的快速扩张,将加大国家总体资源环境压力,相比适度发展情景,快速发展情景汽车产业规模(汽车拥有量)增长了28.5%,但整体性环境影响增加了约39.9%。因此,综合考虑汽车产业的经济效益和环境影响,适度控制汽车产业增长速度,以促进国家环境保护目标的实现。据测算,在顺利完成重点行业节能减排目标并积极推进国家产业调整政策、产业政策的前提下,汽车产业年均增速控制在3%水平,才能保证“十三五”末期整体性环境影响与2012年基本持平。

(2) 提出了汽车产业生产/消费、直接/间接环境影响辨识框架,研究表明资源消耗、污染排放的关键控制环节为生产阶段间接影响与消费阶段直接影响,其中生产阶段间接影响约占57.3%,消费阶段直接影响约占36.0%。严格控制消费型产业的生产阶段间接影响,在国家节能减排目标的基础上,加强生产端清洁生产,重点加大对钢铁、铝、塑料、玻璃等原材料生产和加工行业的节能减排力度。建议积极推进消费阶段直接过程节能减排,实施更高的汽车排放标准,逐步提高洗车中水回用率。

(3) 轻量化和电动化技术进步降低了消费阶段的直接影响。能耗、COD排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量分别下降294.8万吨标煤、3.5万吨、0.9万

吨、11.9 万吨。汽车轻量化降低了消费阶段直接影响，但却造成生产阶段间接影响的增大。轻量化使得生产阶段中的钢材消耗量降低，但同时也会造成铝材、塑料等原材料消耗量增加，生产阶段间接影响上升，能耗、水耗、COD 排放量、氨氮排放量、二氧化硫排放量、氮氧化物排放量分别增加 10436.7 万吨标煤、1.7 亿吨、0.4 万吨、0.5 万吨、13.1 万吨、10.2 万吨。因此，生产更加清洁的车辆、更加环境友好的车辆，需提高汽车原材料生产部门的清洁生产水平，提高能源、水利用率，降低污染物排放，才能发挥轻量化技术在降低汽车产业整体影响中的效果。

(4) 新能源汽车结构比重提高和有车群体汽车使用率降低可减轻资源环境影响。新能源汽车占拥有量比例提高 19%，汽车产业氮氧化物排放降低 27%；汽车年均行驶里程下降 46%，能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物排放量分别降低 9.0%、6.1%、29.0%、0.8%、12.6%、36.3%。因此，需加强推进新能源汽车、绿色环保汽车发展，率先实施更高的机动车排放标准，积极推进消费领域节能减排。

(5) 补贴手段可降低汽车使用率。研究表明在年补贴 3705 元，日均 10 元情况下，占有车群体家庭年可支配收入 2.2%，无拼车意愿的有车群体中的 80.7%转变为有拼车意愿，有车群体中愿意拼车的比例提高到 92%。模拟了汽车年均行驶里程下降 46%，能耗、水耗、COD、氨氮、二氧化硫和氮氧化物排放量分别降低 9.0%、6.1%、29.0%、0.8%、12.6%、36.3%。建议充分发挥社会系统对环境系统的反馈作用，大力倡导绿色低碳生活方式，通过经济手段鼓励私家车共用，提高公共交通便捷程度，减少机动车使用频率。

(6) 汽车产业生产阶段直接过程环境影响主要分布在上海、重庆、广西、北京、吉林、广东、湖北、安徽、山东、江苏，与中国六大汽车产业集群地空间上吻合，对于降低汽车产业生产阶段直接过程环境影响，可重点提高产业集群内汽车制造过程的能源和水资源利用效率，降低污染物排放来调控。汽车产业生产阶段间接过程环境影响集中在中国东部地区，汽车产业生产阶段间接过程环境影响控制重点在于提高河北、浙江、江苏、山东、广东等省市铸铁、钢材、玻璃、涂料、塑料、橡胶原材料生产企业的清洁生产水平和减排力度。汽车产业消费阶段直接过程环境影响主要在广东、山东、江苏、浙江、河北、河南、北京、四川、辽宁，多分布于中国东部地区。汽车产业消费阶段间接过程环境影响集中在中国的中西部地区，建议重点控制中西部地区道路等基础设施建设带来的资源消耗与污染排放。从汽车产业整体性的环境影响空间对比，汽车产业资源消耗、污染排

放主要来源于中国东部地区，建议优先在河北、江苏、浙江、山东、广东等省份实施更加严格的汽车污染控制措施。

(7) 影响购车决策和用车行为的显著性因素包括收入、税费支出、交通出行方式便捷度。无车群体对于汽车消费阶段中需直接支付的燃油费、停车费敏感度低于拥堵费、排污费等额外征收的费用。有车群体用车行为的显著因素与无车群体类似，为收入、税费支出、交通出行方式便捷度。促进综合运用财政、税收等经济政策和行政管理措施引导产业健康有序发展，以确保汽车产业整体性环境影响不增加。

(8) 黑色金属冶炼和压延加工业、有色金属冶炼和压延加工业、橡胶和塑料制品业、化学原料和化学品制造业、非金属矿物制品业和金属制品业等是汽车产业主要污染排放的贡献部门，合计贡献率超 70%。优先在黑色金属冶炼和压延加工业、有色金属冶炼和压延加工业、橡胶和塑料制品业、化学原料和化学品制造业、非金属矿物制品业和金属制品业污染减排。模拟了主要污染物减排政策对汽车产业及相关部门生产规模和消费需求的影响，在水污染减排 20%情景下，汽车产业生产规模增加 2%，汽车消费需求降低 0.02%。在增加大气污染减排 20%目标情景下，与汽车产业关系密切的非金属矿物制品业、石油加工业、金属冶炼和压延加工业等行业生产规模受到抑制，汽车产品消费需求下降 0.6%。总体来看，相比“十二五”规划减排目标，“十三五”期间还有减排空间。建议加快汽车产业关联部门的节能减排技术研发，提高生产阶段的清洁化水平，加快淘汰落后生产能力，发挥政策传导机制，促进汽车产业健康可持续发展。

最后，考虑到国内实际需求对汽车产业增长的拉动，以及汽车产业较强的行业相关性，建议环保部门进一步积极参与汽车产业的政策制定与宏观调控，推动国家有关决策部门重视汽车产业的整体性、间接环境影响。

## 7.2 未来研究建议

本研究为消费型产业开展环境影响评价工作打下了良好的基础，未来研究可以围绕以下几个方面进一步开展：

(1) 进一步完善环境影响评价模块指标体系，对人体健康和生态环境进行评估。本研究只关注了国民经济和社会发展规划第十二个五年规划纲要中控制的环境指标，尚未计算其他污染物协同环境效应。完善环境影响评价模块指标体系，有助于获得丰富的评估结果，从而对消费型产业发展导致的人体健康和生态环境风险开展评估。

(2) 增强汽车在社会、经济、环境间的互动机制研究,完善汽车技术因素、汽车使用行为与经济模型的软连接。汽车产业涉及非常多的技术,对技术变化模拟,需要掌握大量的技术数据,并对参数进行不确定性分析,获得经济模型的替代弹性,实现模型技术因素与经济模型软连接。增强对生活源、汽车污染物减排潜力分析。环境统计年报、环境统计年报对工业源有较细致的统计,而生活源、机动车污染源统计数据,在污染物普查报告中有一些涉及,但与中国投入产出表部门划分不一致,不能涵盖第三产业所有部门,需要理清生活源中营运汽车、私人汽车污染排放数据,因而,扩充现有数据库,实现环境数据与经济统计口径一致,从而模拟政策变化对于生活源、汽车污染源的减排潜力。

(3) 从汽车生命周期意义看,未来研究将汽车的报废与处理处置环节纳入汽车产业发展环境影响评价体系中。将汽车报废及其处理处置中的环境影响,特别是对该环节中涉及的废弃物质的再生、资源化等问题结合到汽车产业的环境影响评价研究中,实现对汽车产业全生命周期的完整内涵分析,从循环经济角度,优化汽车产业发展规划、政策。

## 附录 1: 中国居民交通出行问卷调查

问卷编号				
------	--	--	--	--

## 中国居民交通出行问卷调查

您好!清华大学环境学院正在开展居民交通出行调查工作,我们希望通过公众问卷调查为缓解当前交通拥堵,合理规划城市交通发展,引导居民消费,减轻交通环境污染提供研究依据和参考。

衷心感谢您的支持和配合!

清华大学环境学院

## 一、基本信息

1. 性别: 男 / 女
2. 年龄:          周岁
3. 您目前居住地          省(市)          市          区(县), 已经居住          年
4. 家庭人口数          人
5. 您目前的教育程度是(包括目前正在读的):          (单选)
 

(1) 不识字	(5) 职高/技校	(9) 本科
(2) 小学	(6) 中专	(10) 研究生及以上
(3) 初中	(7) 成人高等教育	
(4) 普通高中	(8) 大专	
6. 您的年税后收入         

A. 0-4000 元	E. 1.9 万元-2.6 万元	I. 7 万元-10 万元
B. 4000 元-1 万元	F. 2.6 万元-3.5 万元	J. 10 万元-20 万元
C. 1 万元-1.4 万元	G. 3.5 万元-5 万元	K. 20 万元-30 万元
D. 1.4 万元-1.9 万元	H. 5 万元-7 万元	L. 30 万元以上
7. 家庭年税后收入         

A. 0-4000 元	E. 1.9 万元-2.6 万元	I. 7 万元-10 万元
B. 4000 元-1 万元	F. 2.6 万元-3.5 万元	J. 10 万元-20 万元
C. 1 万元-1.4 万元	G. 3.5 万元-5 万元	K. 20 万元-30 万元
D. 1.4 万元-1.9 万元	H. 5 万元-7 万元	L. 30 万元以上
8. 您目前的职业是          (请从下列内容中选择并填写标号, 单选), 所属行业         

A. 务农	F. 国家机关工作人员	K. 无业、失业人员
B. 外来务工人员	G. 专业技术人员	L. 离退休人员
C. 本地产业工人	H. 个体工商户	M. 学生
D. 企业单位工作人员	I. 商业服务业工作人员	N. 其他
E. 事业单位工作人员	J. 军队人员	



三、如果您已经拥有私家汽车, 请完成 A 部分问卷, 如果您尚未购买私家汽车, 请完成 B 部分问卷内容

**A 部分: 购车与使用情况**

18. 您在什么时间购车的\_\_\_\_年\_\_月; 若您有多辆私家车, 请依次列出\_\_\_\_年\_\_月, \_\_\_\_年\_\_月, \_\_\_\_年\_\_月

19. 购买车的品牌型号(例如, 大众宝来 1.6L 5 座 国四排放标准)\_\_\_\_\_, 购车费用\_\_\_\_\_万元, 您的汽车使用何种燃料?

A. 汽油 B. 柴油 C. 天然气 D. 电力 E. 混合动力 F. 其他\_\_\_\_\_

20. 车辆的日常主要用途\_\_\_\_\_ (可多选, 请按照使用频率从多到少排序)

A. 上下班 C. 购物 E. 工作需要, 办理业务

B. 接送家人(孩子) D. 全家出游 F. 社交需要

G. 其他\_\_\_\_\_

21. 您的汽车行驶百公里消耗燃料量\_\_\_\_\_升(或度电), 您开车年平均行驶里程\_\_\_\_\_公里

22. 您平均多久洗一次车? \_\_\_\_\_天; 您的洗车方式比例: 自己洗车\_\_\_\_\_, 洗车店电脑洗车\_\_\_\_\_, 洗车店高压水枪人工洗车\_\_\_\_\_, 其他\_\_\_\_\_%

23. 您保养车的消费支出

内容	金额
平均每次洗车费用	元
年均高速公路通行费	元
购买车险年均费用	元
更换零配件年均支出	元
除洗车、零配件支出外, 其他维修保养的年均费用	元
每月停车费用支出(若您是购买的停车位, 购买费用)	元/ 万元

24. 您认为哪些原因或措施会减少您用车? \_\_\_\_\_ (可多选, 请按照优先顺序排列)

A. 燃油费上涨

B. 停车费单位时间价格提高

C. 交通拥堵加重

D. 空气质量恶化

E. 公共交通完善便捷程度提高

F. 公共交通价格下降

G. 其他

25. 当汽车燃料费用相比现在上涨\_\_\_\_\_, 您会选择不开车;

当汽车燃料费用相比现在上涨\_\_\_\_\_, 减少一半开车出行;

当汽车燃料费用相比现在上涨多少, 都不会减少开车出行\_\_\_\_\_是 / 否\_\_\_\_\_

26. 您在所生活的城市停车是否给您出行带来麻烦?

A. 非常大 B. 大 C. 一般 D. 不大 E. 没有

27. 如果实施缓解拥堵的措施, 您上下班开车时间可以节省 10 分钟, 您愿意支付多少钱? 您开车出游时间可以节省了 10 分钟, 您愿意支付多少元钱? \_\_\_\_\_元和\_\_\_\_\_元

28. 如果您与所在小区的某位居民已分别购车, 但有共同的出行目的地(如有相同或邻近的工作地点), 您是否愿意拼车? \_\_\_\_\_ A. 是 B. 否 C. 不确定

若您选择 B 或 C, 政府或乘客年补贴多少金额\_\_\_\_\_元, 您意愿拼车。

## B 部分: 购车意愿

29. 影响你尚未购车的主要因素有哪些\_\_\_\_\_ (可多选, 请按照优先顺序排列)
- A. 收入不高  
B. 政策限制  
C. 后期车辆使用有不少费用  
D. 带来环境污染  
E. 没有购车需求  
F. 其他
30. 您是否有购车计划? \_\_\_\_\_
- A. 是 B. 否
31. 如有购车计划, 大约多久后购车?
- A. 1 年内 B. 2 年 C. 3 年 D. 4 年 E. 5 年 F. 其他\_\_\_\_\_
32. 如有购车计划, 打算购买价格多少的车? \_\_\_\_\_
- A. 10 万以内 B. 10-15 万 C. 15-20 万 D. 20-30 万 E. 30-60 万 F. 60 万以上
33. 如有购车计划, 您计划购买什么燃料类型的汽车? \_\_\_\_\_
- A. 汽油 B. 柴油 C. 天然气 D. 电力 E. 混合燃料 F. 其他\_\_\_\_\_
34. 如有购车计划, 但交通拥堵加剧, 开始征收拥堵费, 年征收费用增加多少钱? \_\_\_\_\_ 您会不买车
- A. 100 元以内 B. 100-200 元 C. 200-500 元 D. 500-1000 元 E. 1000-2000 元  
F. 2000-3000 元 G. 3000 元以上 H. 征收拥堵费不会改变我的购车计划
35. 如有购车计划, 但城市空气质量恶化, 开始征收排污费, 年征收费用增加多少钱? 您会不买车
- A. 100 元以内 B. 100-200 元 C. 200-500 元 D. 500-1000 元 E. 1000-2000 元  
F. 2000-3000 元 G. 3000 元以上 H. 征收排污费不会改变我的购车计划
36. 当汽车燃料费用相比现在上涨\_\_\_\_\_% , 您会不买车; 无论汽车燃料费用相比现在上涨多少, 我都会买车\_\_\_\_\_是 / 否\_\_\_\_\_
37. 当汽车停车费用相比现在上涨\_\_\_\_\_% , 您会不买车; 无论汽车停车费用相比现在上涨多少, 我都会买车\_\_\_\_\_是 / 否\_\_\_\_\_
38. 如果您所在地区对汽车购买采取了限购措施, 这项措施会促进您提早“摇号”或“拍牌照”买车吗?
- A. 是 B. 否

调查员: \_\_\_\_\_ 调查地点: \_\_\_\_\_

访谈时间: \_\_\_\_\_年\_\_\_\_月\_\_\_\_日\_\_\_\_时\_\_\_\_分——\_\_\_\_时\_\_\_\_分

调查员综合评估被调查者的受访态度和回答质量

	非常好	好	一般	不好	其他备注
受访态度					
回答质量					

调查员需要补充的其他信息

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## 附录 2: 政策模拟模块方程组代码

**\*Block A—商品生产**

$eq\_A\_1(a)..$   
 $QA(a) =e=$   
 $scale\_A(a)*(det\_A(a)*QVAES(a)**rho\_A(a)+(1-det\_A(a))*QINT(a)**rho\_A(a)**(1/rho\_A(a)));$   
 $eq\_A\_2(a)..$   
 $PVAES(a)/PINT(a) =e= (det\_A(a)/(1-det\_A(a))) * (QVAES(a)/QINT(a)**(rho\_A(a)-1));$   
 $eq\_A\_3(a)..$   
 $PA(a)*QA(a) =e= PVAES(a)*QVAES(a) + PINT(a)*QINT(a);$   
 $eq\_A\_4(c,a)\$(QINTC0(c,a) ne 0)..$   
 $QINTC(c,a) =e= ica(c,a)*QINT(a);$   
 $eq\_A\_5(a)..$   
 $PINT(a) =e= sum(c,ica(c,a)*PC(c));$   
**\* Sectors that need pollution treatment**  
 $eq\_A\_6(a)\$( QES0(a) ne 0 )..$   
 $QVAES(a) =e=$   
 $scale\_VE(a)*(det\_VE(a)*QVA(a)**rho\_VE(a)+(1-det\_VE(a))*QES(a)**rho\_VE(a)**(1/rho\_VE(a)));$   
 $eq\_A\_7(a)\$( QES0(a) ne 0 )..$   
 $PVA(a)/PES(a) =e= (det\_VE(a)/(1-det\_VE(a))) * (QVA(a)/QES(a)**(rho\_VE(a)-1));$   
 $eq\_A\_8(a)\$( QES0(a) ne 0 )..$   
 $PVAES(a)*QVAES(a) =e= PVA(a)*QVA(a) + PES(a)*QES(a);$   
**\* Sector that do not need pollution treatment**  
 $eq\_A\_6\_2(a)\$( QES0(a) = 0 )..$   
 $QVAES(a) =e= QVA(a);$   
 $eq\_A\_7\_2(a)\$( QES0(a) = 0 )..$   
 $PVAES(a) =e= PVA(a);$   
 $eq\_A\_9(a)..$   
 $QVA(a) =e=$   
 $scale\_VA(a)*(det\_VA(a)*QKP(a)**rho\_VA(a)+(1-det\_VA(a))*QLB(a)**rho\_VA(a)**(1/rho\_VA(a)));$   
 $eq\_A\_10(a)..$

$$\text{PKP}*(1+\text{tva}(\text{a}))/\text{PLB}*(1+\text{tva}(\text{a})) = \text{e} = (\text{det\_VA}(\text{a})/(1-\text{det\_VA}(\text{a}))) * \\ (\text{QKP}(\text{a})/\text{QLB}(\text{a}))^{**}(\text{rho\_VA}(\text{a})-1);$$

eq\_A\_11(a)..

$$\text{PVA}(\text{a})*\text{QVA}(\text{a}) = \text{e} = \text{PKP}*(1+\text{tva}(\text{a}))*\text{QKP}(\text{a}) + \text{PLB}*(1+\text{tva}(\text{a}))*\text{QLB}(\text{a});$$

eq\_A\_12(a)..

$$\text{QES}(\text{a}) = \text{e} = \text{sum}(\text{ec}, \text{EYE3}(\text{ec}, \text{a})*\text{QEC}(\text{ec}));$$

eq\_A\_13(a)\$(QES0(a) ne 0)..

$$\text{PES}(\text{a}) = \text{e} = \text{sum}(\text{ec}, \text{EYE3}(\text{ec}, \text{a})*\text{PEC}(\text{ec}));$$

eq\_A\_14(a,p)\$(PhyQGen0(a,p) ne 0)..

$$\text{PhyQGen}(\text{a}, \text{p}) * \text{eqv}(\text{p}) = \text{e} = \\ \text{ip}(\text{a}, \text{p}) * \text{sum}(\text{ec}, \text{EYE3}(\text{ec}, \text{a}) * \text{sum}(\text{ea}, \text{EYE}(\text{ec}, \text{ea}) * \text{QGen}(\text{ea})));$$

**\*Block B—污染治理活动**

eq\_B\_1(ea)..

$$\text{QGen}(\text{ea}) = \text{e} = (\text{scale\_EA}(\text{ea}) * \text{QINTVA}(\text{ea})^{**}\text{rho\_EA}(\text{ea}) + \\ \text{QEms}(\text{ea})^{**}\text{rho\_EA}(\text{ea}))^{**}(1/\text{rho\_EA}(\text{ea}));$$

eq\_B\_2(ea)..

$$\text{phi} * \text{PINTVA}(\text{ea}) / (\text{PUA} + \text{pv}(\text{ea})) = \text{e} = \text{scale\_EA}(\text{ea}) * \\ (\text{QINTVA}(\text{ea}) / \text{QEms}(\text{ea}))^{**}(\text{rho\_EA}(\text{ea}) - 1);$$

eq\_B\_3(ea)..

$$\text{PEA}(\text{ea}) * \text{QEA}(\text{ea}) = \text{e} = \text{PINTVA}(\text{ea}) * \text{QINTVA}(\text{ea}) + \text{PUA} * \text{QUA}(\text{ea});$$

eq\_B\_4(ea)..

$$\text{QUA}(\text{ea}) * \text{phi} = \text{e} = \text{QEms}(\text{ea});$$

eq\_B\_5(ea)..

$$\text{QEA}(\text{ea}) * \text{phi}^2(\text{ea}) = \text{e} = \text{QGen}(\text{ea});$$

eq\_B\_6(ec)..

$$\text{PEC}(\text{ec}) = \text{e} = \text{sum}(\text{ea}, \text{EYE}(\text{ec}, \text{ea}) * \text{PEA}(\text{ea}));$$

eq\_B\_7(ec)..

$$\text{QEC}(\text{ec}) = \text{e} = \text{sum}(\text{ea}, \text{EYE}(\text{ec}, \text{ea}) * \text{QEA}(\text{ea}));$$

eq\_B\_8(ea)..

$$\text{QINTVA}(\text{ea}) * \text{ieak}(\text{ea}) = \text{e} = \text{QKPEA}(\text{ea});$$

eq\_B\_9(ea)..

$$\text{QINTVA}(\text{ea}) * \text{ieal}(\text{ea}) = \text{e} = \text{QLBEA}(\text{ea});$$

eq\_B\_10(ea)..

$$\text{QINTVA}(\text{ea}) * \text{ieaint}(\text{ea}) = \text{e} = \text{QINTEA}(\text{ea});$$

eq\_B\_11(ea)..

PINTVA(ea)\*QINTVA(ea) =e= PINTEA(ea)\*QINTEA(ea) + PKP\*QKPEA(ea)+  
PLB\*QLBEA(ea);

eq\_B\_12(c,ea)\$(QINTCEA0(c,ea) ne 0)..

QINTCEA(c,ea) =e= icea(c,ea)\*QINTEA(ea);

eq\_B\_13(ea)..

PINTEA(ea) =e= sum(c, icea(c,ea)\*PC(c));

eq\_B\_14(ea,p)..

sum(ec,sum(a,PhyQGen(a,p)\*EYE(ec,ea)\*EYE3(ec,a))) \* (1-Rmvp(ea,p)) =e=

PhyQEms(ea,p);

eq\_B\_15(ea)..

sum(p, PhyQEms(ea,p)\*eqv(p)) =e= QEms(ea);

eq\_B\_16(ea, subp)..

(1-Rmvp0(ea,subp)) / (1-Rmvp0(ea,"COD")) =e= (1-Rmvp(ea,subp)) /  
(1-Rmvp(ea,"COD"));

eq\_B\_17(ea)..

QGen(ea)\*(1-Rmv(ea)) =e= QEms(ea);

#### \*Block C—进出口贸易

eq\_C\_1(a)\$SAM(a,"ROW")..

QA(a) =e=

scale\_CET(a)\*(det\_CET(a)\*QDA(a)\*\*rho\_CET(a)+(1-det\_CET(a))\*QEX(a)\*\*rho\_CET(a)\*\*(1/rh  
o\_CET(a));

eq\_C\_2(a)\$SAM(a,"ROW")..

PDA(a)/PEX(a) =e= (det\_CET(a)/(1-det\_CET(a))) \*

(QDA(a)/QEX(a)\*\*(rho\_CET(a)-1);

eq\_C\_3(a)\$(QEX0(a) ne 0)..

PA(a)\*QA(a) =e= PDA(a)\*QDA(a) + PEX(a)\*QEX(a);

eq\_C\_1\_2(a)\$(SAM(a,"ROW") = 0)..

QA(a) =e= QDA(a);

eq\_C\_2\_2(a)\$(SAM(a,"ROW") = 0)..

PA(a) =e= PDA(a);

eq\_C\_4(a)..

PEX(a) =e= (1-tex(a))\*pexf(a)\*EXR;

eq\_C\_5(c)\$SAM("ROW",c)..

QC(c) =e=

scale\_AMT(c)\*(det\_AMT(c)\*QDC(c)\*\*rho\_AMT(c)+(1-det\_AMT(c))\*QIM(c)\*\*rho\_AMT(c)\*\*(  
1/rho\_AMT(c));

$$\begin{aligned}
& \text{eq\_C\_6(c)} \$\$ \text{SAM("ROW",c)} .. \\
& \quad \text{PDC(c)/PIM(c)} \quad =e= \quad (\text{det\_AMT(c)/(1-det\_AMT(c))}) \quad * \\
& (\text{QDC(c)/QIM(c)})^{**}(\text{rho\_AMT(c)-1}); \\
& \text{eq\_C\_5\_2(c)} \$ (\text{SAM("ROW",c)=0}) .. \\
& \quad \text{QC(c)} \quad =e= \quad \text{QDC(c)}; \\
& \text{eq\_C\_6\_2(c)} \$ (\text{SAM("ROW",c)=0}) .. \\
& \quad \text{PC(c)} \quad =e= \quad \text{PDC(c)}; \\
& \text{eq\_C\_7(c)} \$ (\text{QIM0(c) ne 0}) .. \\
& \quad \text{PC(c)*QC(c)} \quad =e= \quad \text{PDC(c)*QDC(c)+PIM(c)*QIM(c)}; \\
& \text{eq\_C\_8(c)} .. \\
& \quad \text{PIM(c)} \quad =e= \quad (1+\text{tim(c)}) * \text{pimf(c)} * \text{EXR}; \\
& \text{eq\_C\_9(c)} .. \\
& \quad \text{PDC(c)} \quad =e= \quad \text{sum(a,EYE2(c,a)*PDA(a));} \\
& \text{eq\_C\_10(c)} .. \\
& \quad \text{QDC(c)} \quad =e= \quad \text{sum(a,EYE2(c,a)*QDA(a));}
\end{aligned}$$

**\*Block D—居民、企业、政府收支**

$$\begin{aligned}
& \text{eq\_D\_1(hh)} .. \\
& \quad \text{YH(hh)} \quad =e= \quad \text{shl(hh)*PLB*QLBS} + \text{shkhh(hh)*PKP*QKPS} + \text{trsgovhh(hh)} + \\
& \text{trsenthh(hh)}; \\
& \text{eq\_D\_2(hh)} .. \\
& \quad \text{YE(hh)} \quad =e= \quad (1-\text{sp(hh)}) * (1-\text{tin(hh)}) * \text{YH(hh)}; \\
& \text{eq\_D\_3(hh)} .. \\
& \quad \text{SAVHH(hh)} \quad =e= \quad \text{sp(hh)} * (1-\text{tin(hh)}) * \text{YH(hh)}; \\
& \text{eq\_D\_4..} \\
& \quad \text{YENT} \quad =e= \quad \text{shkent*PKP*QKPS} + \text{trsgovent}; \\
& \text{eq\_D\_5..} \\
& \quad \text{SAVENT} \quad =e= \quad (1-\text{tinent}) * \text{YENT} - \text{sum(hh, trsenthh(hh));} \\
& \text{eq\_D\_6..} \\
& \quad \text{INV} \quad =e= \quad \text{sum(c, PC(c)*QINVC(c));} \\
& \text{eq\_D\_7..} \\
& \quad \text{YG} \quad =e= \quad \text{sum(a, tva(a)*(PKP*QKP(a) + PLB*QLB(a)))} \\
& \quad \quad + \text{sum(hh, tin(hh)*YH(hh))} \\
& \quad \quad + \text{tinent*YENT} \\
& \quad \quad + \text{sum(c, tim(c)*EXR*pimf(c)*QIM(c))} \\
& \quad \quad + \text{sum(a, tex(a)*EXR*pexf(a)*QEX(a))} \\
& \quad \quad + \text{sum(ea, PUA*QUA(ea));}
\end{aligned}$$

eq\_D\_8..  

$$EG = \text{sum}(c, PC(c)*QG(c)) + \text{sum}(hh, \text{trsgovhh}(hh)) + \text{trsgovent};$$
eq\_D\_9(c)..  

$$QG(c) * PC(c) = \text{shrg}(c)*(EG - \text{sum}(hh, \text{trsgovhh}(hh)) - \text{trsgovent});$$
eq\_D\_10..  

$$SAVG = YG - EG;$$
eq\_D\_11..  

$$SAVF = \text{sum}(c, \text{pimf}(c)*QIM(c)) - \text{sum}(a, \text{pexf}(a)*QEX(a));$$
eq\_D\_12..  

$$INV = \text{sum}(hh, \text{SAVHH}(hh)) + \text{SAVENT} + \text{SAVG} + \text{SAVF}*EXR + \text{dummy};$$
**\*Block E—居民消费函数**  
eq\_E\_1(c,hh)\$(QH0(hh,c) ne 0) \$(c=C23)..  

$$QH(hh,c) = PC(c)*\text{gamma}(hh,c) + \text{beta}(hh,c)*(\text{YE}(hh) - \text{sum}(cc, PC(cc)*\text{gamma}(hh,cc)));$$
eq\_E\_1\_2(c,hh)\$(QH0(hh,c) ne 0) \$(c>C23)..  

$$QH(hh,c) = PC(c)*\text{gamma}(hh,c) + (1 - m*\text{beta}(hh,c23))/(1 - \text{beta}(hh,c23))*\text{beta}(hh,c)*(\text{YE}(hh) - \text{sum}(cc, PC(cc)*\text{gamma}(hh,cc)));$$
**\*Block F—市场出清**  
eq\_F\_1(c)..  

$$QC(c) = \text{sum}(a, \text{QINTC}(c,a)) + \text{sum}(ea, \text{QINTCEA}(c,ea)) + \text{sum}(hh, QH(hh,c)) + QG(c) + \text{QINVC}(c);$$
eq\_F\_2..  

$$QLBS = \text{sum}(a, \text{QLB}(a)) + \text{sum}(ea, \text{QLBEA}(ea)) + \text{walras};$$
eq\_F\_3..  

$$QKPS = \text{sum}(a, \text{QKP}(a)) + \text{sum}(ea, \text{QKPEA}(ea));$$
**\*Block G—经济总量**  
eq\_G\_1..  

$$GDP = \text{sum}(c, \text{sum}(hh, QH(hh,c)) + QG(c) + \text{QINVC}(c) - \text{QIM}(c)) + \text{sum}(a, \text{QEX}(a));$$
eq\_G\_2..  

$$\text{PGDP} * \text{GDP} = \text{sum}(c, PC(c)*\text{sum}(hh, QH(hh,c)) + QG(c) + \text{QINVC}(c)) - \text{sum}(c, \text{PIM}(c)*\text{QIM}(c)) + \text{sum}(a, \text{PEX}(a)*\text{QEX}(a)) + \text{sum}(c, \text{tim}(c)*\text{pimf}(c)*EXR*\text{QIM}(c));$$
eq\_G\_3..  

$$\text{QTUA} = \text{sum}(ea, \text{QUA}(ea));$$

## 参考文献

- Alonso, E., Lee, T.M., Bjelkengren, C., Roth, R., Kirchain, R.E. 2012. Evaluating the potential for secondary mass savings in vehicle lightweighting. *Environmental Science & Technology*, 46(5), 2893-2901.
- Andre, J.C.S., Lopes, D.R. 2012. On the use of possibility theory in uncertainty analysis of life cycle inventory. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 350-361.
- Ardilaa, L., Francob, C. 2013. Policy analysis to boost the adoption of alternative fuel vehicles in the Colombian market. in: 31st International Conference of System Dynamics Society. Cambridge, Massachusetts USA
- Axsen, J., Mountain, D.C., Jaccard, M. 2009. Combining stated and revealed choice research to simulate the neighbor effect: The case of hybrid-electric vehicles. *Resource and Energy Economics*, 31(3), 221-238.
- Böhringer, C., Löschel, A. 2006. Computable general equilibrium models for sustainability impact assessment: Status quo and prospects. *Ecological Economics*, 60(1), 49-64.
- Bao, C.-k., Lu, Y.-s., Shang, J.-C. 2004. Framework and operational procedure for implementing Strategic Environmental Assessment in China. *Environmental Impact Assessment Review*, 24(1), 27-46.
- Berger, M., Warsen, J., Krinke, S., Bach, V., Finkbeiner, M. 2012. Water footprint of European cars: Potential impacts of water consumption along automobile life cycles. *Environmental Science & Technology*, 46(7), 4091-4099.
- Bierlaire, M. 2009. Estimation of discrete choice models with BIOGEME 1.8. Transport and Mobility Laboratory, EPFL, Lausanne, Switzerland.
- Bradley, T.H., Frank, A.A. 2009. Design, demonstrations and sustainability impact assessments for plug-in hybrid electric vehicles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(1), 115-128.
- Brown, M. 2013. Catching the PHEVer: simulating electric vehicle diffusion with an agent-based mixed logit model of vehicle choice. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 16(2), 5.
- Brownstone, D., Bunch, D.S., Train, K. 2000. Joint mixed logit models of stated and revealed preferences for alternative-fuel vehicles. *Transportation Research Part B: Methodological*, 34(5), 315-338.
- Chaker, A., El-Fadl, K., Chamas, L., Hatjian, B. 2006. A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries. *Environmental Impact Assessment Review*, 26(1), 15-56.
- Chalak, A., Al-Naghi, H., Irani, A., Abou-Zeid, M. 2016. Commuters' behavior towards upgraded bus services in Greater Beirut: Implications for greenhouse gas emissions, social welfare and transport policy. *Transportation Research Part a-Policy and Practice*, 88, 265-285.
- Cheah, L., Heywood, J., Kirchain, R. 2009. Aluminum stock and flows in US passenger vehicles and implications for energy use. *Journal of Industrial Ecology*, 13(5), 718-734.

- Chen, Z.H., Xue, J.B., Rose, A.Z., Haynes, K.E. 2016. The impact of high-speed rail investment on economic and environmental change in China: A dynamic CGE analysis. *Transportation Research Part a-Policy and Practice*, 92, 232-245.
- Choi, A.S. 2015. An experimental study to explore WTP for aviation carbon offsets: the impact of a carbon tax on the voluntary action. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(9), 1617-1634.
- Choi, J.K., Friley, P., Alfstad, T. 2012. Implications of energy policy on a product system's dynamic life-cycle environmental impact: Survey and model. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16(7), 4744-4752.
- Clover, D.G. 2013. The Market for Electric Vehicles in New Zealand: Using stated choice methods to evaluate the implications for electricity demand and carbon emissions to 2030. Doctoral Dissertation, Victoria University of Wellington.
- Cooper, J.S., Noon, M., Kahn, E. 2012. Parameterization in life cycle assessment inventory data: review of current use and the representation of uncertainty. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(6), 689-695.
- Dargay, J., Gately, D., Sommer, M. 2007. Vehicle ownership and income growth, worldwide: 1960-2030. *The Energy Journal*, 28(4), 143-170.
- Das, S. 2000. The life-cycle impacts of aluminum body-in-white automotive material. *Jom-Journal of the Minerals Metals & Materials Society*, 52(8), 41-44.
- Das, S. 2011. Life cycle assessment of carbon fiber-reinforced polymer composites. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), 268-282.
- Daziano, R.A. 2013. Conditional-logit Bayes estimators for consumer valuation of electric vehicle driving range. *Resource and Energy Economics*, 35(3), 429-450.
- Delogu, M., Zanchi, L., Maltese, S., Bonoli, A., Pierini, M. 2016. Environmental and economic life cycle assessment of a lightweight solution for an automotive component: A comparison between talc-filled and hollow glass microspheres-reinforced polymer composites. *Journal of Cleaner Production*, 139, 548-560.
- Demirel, E., Demirel, N., Gökçen, H. 2016. A mixed integer linear programming model to optimize reverse logistics activities of end-of-life vehicles in Turkey. *Journal of Cleaner Production*, 112, Part 3, 2101-2113.
- Diao, Q.H., Sun, W., Yuan, X.M., Li, L.L., Zheng, Z. 2016. Life-cycle private-cost-based competitiveness analysis of electric vehicles in China considering the intangible cost of traffic policies. *Applied Energy*, 178, 567-578.
- Du, J., Han, W., Peng, Y. 2010a. Life cycle greenhouse gases, energy and cost assessment of automobiles using magnesium from Chinese Pidgeon process. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), 112-119.
- Du, J.D., Han, W.J., Peng, Y.H., Gu, C.C. 2010b. Potential for reducing GHG emissions and energy consumption from implementing the aluminum intensive vehicle fleet in China. *Energy*, 35(12), 4671-4678.

- Earles, J.M., Halog, A. 2011. Consequential life cycle assessment: a review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453.
- Ewing, G.O., Sarigöllü, E. 1998. Car fuel-type choice under travel demand management and economic incentives. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 3(6), 429-444.
- Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., de Almeida, A.T. 2013. Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 24, 271-287.
- Faria, R., Moura, P., Delgado, J., de Almeida, A.T. 2012. A sustainability assessment of electric vehicles as a personal mobility system. *Energy Conversion and Management*, 61(0), 19-30.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21.
- Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, Å., Moberg, Å., Carlsson, T. 2003. Strategic environmental assessment methodologies—applications within the energy sector. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(1), 91-123.
- Fischer, T.B. 2003. Strategic environmental assessment in post-modern times. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(2), 155-170.
- Geyer, R. 2008. Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution. *Environmental Science & Technology*, 42(18), 6973-6979.
- Graedel, T.E., Allenby, B.R. 1997. *Industrial Ecology and the Automobile*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T. 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90-96.
- Gupta, M. 2016. Willingness to pay for carbon tax: A study of Indian road passenger transport. *Transport Policy*, 45, 46-54.
- Hakamada, M., Furuta, T., Chino, Y., Chen, Y., Kusuda, H., Mabuchi, M. 2007. Life cycle inventory study on magnesium alloy substitution in vehicles. *Energy*, 32(8), 1352-1360.
- Hao, H., Liu, Z.W., Zhao, F.Q., Du, J.Y., Chen, Y.S. 2017. Coal-derived alternative fuels for vehicle use in China: A review. *Journal of Cleaner Production*, 141, 774-790.
- Hao, H., Wang, H., Yi, R. 2011. Hybrid modeling of China's vehicle ownership and projection through 2050. *Energy*, 36(2), 1351-1361.
- Hatayama, H., Daigo, I., Matsuno, Y., Adachi, Y. 2012. Evolution of aluminum recycling initiated by the introduction of next-generation vehicles and scrap sorting technology. *Resources Conservation and Recycling*, 66, 8-14.
- Hawkins, T.R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Stromman, A.H. 2013. Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 53-64.

- He, L., Wang, M., Chen, W., Conzelmann, G. 2014. Incorporating social impact on new product adoption in choice modeling: A case study in green vehicles. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 32, 421-434.
- Huo, H., Wang, M. 2012. Modeling future vehicle sales and stock in China. *Energy Policy*, 43(0), 17-29.
- Huo, H., Zhang, Q., Liu, F., He, K.B. 2013. Climate and environmental effects of electric vehicles versus compressed natural gas vehicles in China: a life-cycle analysis at provincial level. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1711-1718.
- Inghels, D., Dullaert, W., Raa, B., Walther, G. 2016. Influence of composition, amount and life span of passenger cars on end-of-life vehicles waste in Belgium: A system dynamics approach. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 91, 80-104.
- ISO14040. 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, International Organisation for Standardisation. International Organisation for Standardisation: Geneva, Switzerland.
- ISO14044. 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, International Organisation for Standardisation. International Organisation for Standardisation: Geneva, Switzerland.
- Jacquemin, L., Pontalier, P.Y., Sablayrolles, C. 2012. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), 1028-1041.
- Ji, S., Cherry, C.R., J. Bechle, M., Wu, Y., Marshall, J.D. 2011. Electric vehicles in China: emissions and health impacts. *Environmental Science & Technology*, 46(4), 2018-2024.
- Johansen, L. 1960. *A Multi-Sector Study of Economic Growth*. North-Holland Pub. Co, Amsterdam.
- Kayser, H.A. 2000. Gasoline demand and car choice: estimating gasoline demand using household information. *Energy Economics*, 22(3), 331-348.
- Kim, H.-J., McMillan, C., Keoleian, G.A., Skerlos, S.J. 2010. Greenhouse gas emissions payback for lightweighted vehicles using aluminum and high-strength steel. *Journal of Industrial Ecology*, 14(6), 929-946.
- Kim, H.C., Wallington, T.J. 2013. Life-cycle energy and greenhouse gas emission benefits of lightweighting in automobiles: review and harmonization. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6089-6097.
- Kim, H.C., Wallington, T.J. 2016. Life cycle assessment of vehicle lightweighting: A physics-based model to estimate use-phase fuel consumption of electrified vehicles. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 11226-11233.
- Klopffer, W. 2012. The critical review of life cycle assessment studies according to ISO 14040 and 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(9), 1087-1093.
- Koffler, C., Rohde-Brandenburger, K. 2010. On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 128-135.

- Kuhfeld, W. 2001. Multinomial logit, discrete choice modeling. An introduction to designing choice experiments, and collecting, processing and analyzing choice data with SAS. SAS Institute TS-643.
- Kumar, S., Yamaoka, T. 2007. System dynamics study of the Japanese automotive industry closed loop supply chain. *Journal of Manufacturing Technology Management*, 18(2), 115-138.
- Kumbaroğlu, G.S. 2003. Environmental taxation and economic effects: a computable general equilibrium analysis for Turkey. *Journal of Policy Modeling*, 25(8), 795-810.
- Lanzini, P., Testa, F., Iraldo, F. 2016. Factors affecting drivers' willingness to pay for biofuels: the case of Italy. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2684-2692.
- Lee, D.H., Kim, J.W., Park, S.Y. 2012. Forecasting market share of innovative technology by integrating diffusion model with discrete choice model. *Int Proc Comput Sci Inform Technol-Traffic Transport Eng*, 26, 1-5.
- Li, H., Bao, Q., Ren, X.S., Xie, Y.T., Ren, J.Z., Yang, Y.K. 2017. Reducing rebound effect through fossil subsidies reform: A comprehensive evaluation in China. *Journal of Cleaner Production*, 141, 305-314.
- Li, K., Zhang, P., Crittenden, J.C., Guhathakurta, S., Chen, Y., Fernando, H., Sawhney, A., McCartney, P., Grimm, N., Kahhat, R., Joshi, H., Konjevod, G., Choi, Y.-J., Fonseca, E., Allenby, B., Gerrity, D., Torrens, P.M. 2007. Development of a framework for quantifying the environmental impacts of urban development and construction practices. *Environmental Science & Technology*, 41(14), 5130-5136.
- Li, W., Bai, H., Yin, J., Xu, H. 2016. Life cycle assessment of end-of-life vehicle recycling processes in China—take Corolla taxis for example. *Journal of Cleaner Production*, 117, 176-187.
- Linder, S. 2011. Spatial diffusion of electric vehicles in the German metropolitan region of Stuttgart. ERSA conference papers. European Regional Science Association.
- Lloyd, S.M., Ries, R. 2007. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment - A survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 161-179.
- Lundberg, K., Balfors, B., Folkesson, L., Nilsson, M. 2010. SEA monitoring in Swedish regional transport infrastructure plans — Improvement opportunities identified in practical experience. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(6), 400-406.
- Manne, A.S., Richels, R.G. 2001. An alternative approach to establishing trade-offs among greenhouse gases. *Nature*, 410(6829), 675-677.
- Mau, P., Eyzaguirre, J., Jaccard, M., Collins-Dodd, C., Tiedemann, K. 2008. The 'neighbor effect': Simulating dynamics in consumer preferences for new vehicle technologies. *Ecological Economics*, 68(1), 504-516.
- Mayyas, A.T., Qattawi, A., Mayyas, A.R., Omar, M.A. 2012. Life cycle assessment-based selection for a sustainable lightweight body-in-white design. *Energy*, 39(1), 412-425.
- McCoy, D., Lyons, S. 2014. Consumer preferences and the influence of networks in electric vehicle diffusion: An agent-based microsimulation in Ireland. *Energy Research & Social Science*, 3, 89-101.

- Meyer, I., Leimbach, M., Jaeger, C.C. 2007. International passenger transport and climate change: A sector analysis in car demand and associated emissions from 2000 to 2050. *Energy Policy*, 35(12), 6332-6345.
- Natalini, D., Bravo, G. 2013. Encouraging sustainable transport choices in American households: Results from an empirically grounded agent-based model. *Sustainability*, 6(1), 50-69.
- Nemry, F., Brons, M. 2010. Plug-in hybrid and battery electric vehicles. Market penetration scenarios of electric drive vehicles. Institute for Prospective and Technological Studies, Joint Research Centre.
- Nitzsche, E., Tscharktschiew, S. 2013. Efficiency of speed limits in cities: A spatial computable general equilibrium assessment. *Transportation Research Part a-Policy and Practice*, 56, 23-48.
- Nolan, A. 2010. A dynamic analysis of household car ownership. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 44(6), 446-455.
- O'Faircheallaigh, C. 2010. Public participation and environmental impact assessment: Purposes, implications, and lessons for public policy making. *Environmental Impact Assessment Review*, 30(1), 19-27.
- Onat, N.C., Kucukvar, M., Tatari, O. 2016. Uncertainty-embedded dynamic life cycle sustainability assessment framework: An ex-ante perspective on the impacts of alternative vehicle options. *Energy*, 112, 715-728.
- Orsato, R.J., Wells, P. 2007a. The Automobile Industry & Sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 989-993.
- Orsato, R.J., Wells, P. 2007b. U-turn: the rise and demise of the automobile industry. *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 994-1006.
- Ou, X., Yan, X., Zhang, X., Liu, Z. 2012. Life-cycle analysis on energy consumption and GHG emission intensities of alternative vehicle fuels in China. *Applied Energy*, 90(1), 218-224.
- Ou, X., Zhang, X., Chang, S. 2010. Scenario analysis on alternative fuel/vehicle for China's future road transport: Life-cycle energy demand and GHG emissions. *Energy Policy*, 38(8), 3943-3956.
- Ou, X.M., Zhang, X.L., Zhang, X., Zhang, Q. 2013. Life Cycle GHG of NG-Based Fuel and Electric Vehicle in China. *Energies*, 6(5), 2644-2662.
- Pan, H. 2006. Dynamic and endogenous change of input-output structure with specific layers of technology. *Structural Change and Economic Dynamics*, 17(2), 200-223.
- Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G. 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*, 30(5), 721-739.
- Puri, P., Compston, P., Pantano, V. 2009. Life cycle assessment of Australian automotive door skins. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5), 420-428.
- Raugei, M., Morrey, D., Hutchinson, A., Winfield, P. 2015. A coherent life cycle assessment of a range of lightweighting strategies for compact vehicles. *Journal of Cleaner Production*, 108, Part A, 1168-1176.

- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W. 2004. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30(5), 701-720.
- Ren, J.-M., Zhang, L., Wang, R.-s. 2010. Measuring the sustainability of policy scenarios: Energy-based strategic environmental assessment of the Chinese paper industry. *Ecological Complexity*, 7(2), 156-161.
- Ribeiro, C., Ferreira, J.V., Partidario, P. 2007. Life cycle assessment of a multi-material car component. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(5), 336-345.
- Ribeiro, I., Pecas, P., Silva, A., Henriques, E. 2008. Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study. *Journal of Cleaner Production*, 16(17), 1887-1899.
- Rudolph, C. 2016. How may incentives for electric cars affect purchase decisions? *Transport Policy*, 52, 113-120.
- Schmidt, W.P., Dahlgqvist, E., Finkbeiner, M., Krinke, S., Lazzari, S., Oschmann, D., Pichon, S., Thiel, C. 2004. Life cycle assessment of lightweight and end-of-life scenarios for generic compact class passenger vehicles. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(6), 405-416.
- Sen, B., Ercan, T., Tatari, O. 2017. Does a battery-electric truck make a difference? - Life cycle emissions, costs, and externality analysis of alternative fuel-powered Class 8 heavy-duty trucks in the United States. *Journal of Cleaner Production*, 141, 110-121.
- Shen, W., Han, W., Chock, D., Chai, Q., Zhang, A. 2012. Well-to-wheels life-cycle analysis of alternative fuels and vehicle technologies in China. *Energy Policy*, 49(0), 296-307.
- Shepherd, S., Bonsall, P., Harrison, G. 2012. Factors affecting future demand for electric vehicles: A model based study. *Transport Policy*, 20, 62-74.
- Siriwardena, S., Hunt, G., Teisl, M.F., Noblet, C.L. 2012. Effective environmental marketing of green cars: A nested-logit approach. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(3), 237-242.
- Solaymani, S., Karooni, R., Yusoff, S.B., Kari, F. 2015. The impacts of climate change policies on the transportation sector. *Energy*, 81, 719-728.
- Solaymani, S., Kari, F. 2013. Environmental and economic effects of high petroleum prices on transport sector. *Energy*, 60, 435-441.
- Solaymani, S., Kari, F. 2014. Impacts of energy subsidy reform on the Malaysian economy and transportation sector. *Energy Policy*, 70, 115-125.
- Sonnemann, G., Vigon, B., Broadbent, C., Curran, M., Finkbeiner, M., Frischknecht, R., Inaba, A., Schanssema, A., Stevenson, M., Ugaya, C., Wang, H., Wolf, M.-A., Valdivia, S. 2011. Process on “global guidance for LCA databases”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(1), 95-97.
- Spielmann, M., Althaus, H.-J. 2007. Can a prolonged use of a passenger car reduce environmental burdens? Life Cycle analysis of Swiss passenger cars. *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 1122-1134.

- Stata. 2016. mlogit — Multinomial (Polytomous) Logistic Regression. Retrieved March, 22nd, 2016, from <http://www.stata.com/manuals13/rmlogit.pdf>.
- Suh, S., Huppes, G. 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, 13(7), 687-697.
- Suh, S., Nakamura, S. 2007. Five years in the area of input-output and hybrid LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(6), 351-352.
- Sullivan, J.L., Burnham, A., Wang, M.Q. 2013. Model for the part manufacturing and vehicle assembly component of the vehicle life cycle inventory. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), 143-153.
- Tharumarajah, A., Koltun, P. 2007. Is there an environmental advantage of using magnesium components for light-weighting cars? *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 1007-1013.
- Therivel, R., Ross, B. 2007. Cumulative effects assessment: Does scale matter? *Environmental Impact Assessment Review*, 27(5), 365-385.
- Thorn, M.J., Kraus, J.L., Parker, D.R. 2011. Life-cycle assessment as a sustainability management tool: Strengths, weaknesses, and other considerations. *Environmental Quality Management*, 20(3), 1-10.
- Tian, J., Chen, M. 2014. Sustainable design for automotive products: Dismantling and recycling of end-of-life vehicles. *Waste Management*, 34(2), 458-467.
- Valderrama, C., Granados, R., Luis Cortina, J., Gasol, C.M., Guillem, M., Josa, A. 2012. Implementation of best available techniques in cement manufacturing: a life-cycle assessment study. *Journal of Cleaner Production*, 25, 60-67.
- Vince, F., Aoustin, E., Breant, P., Marechal, F. 2008. LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. *Desalination*, 220(1-3), 37-56.
- Volkswagen. 2010. The life cycle of a car - Environmental commendations document progress. Wolfsburg, Germany <http://en.volkswagen.com/en/company/responsibility/service/download/download.html>.
- Wang, Y., Teter, J., Sperling, D. 2011. China's soaring vehicle population: Even greater than forecasted? *Energy Policy*, 39(6), 3296-3306.
- Witik, R.A., Payet, J., Michaud, V., Ludwig, C., Manson, J.-A.E. 2011. Assessing the life cycle costs and environmental performance of lightweight materials in automobile applications. *Composites Part a-Applied Science and Manufacturing*, 42(11), 1694-1709.
- Xia, X.Q., Li, J.G., Tian, H., Zhou, Z.P., Li, H.L., Tian, G.D., Chu, J.W. 2016. The construction and cost-benefit analysis of end-of-life vehicle disassembly plant: a typical case in China. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(8), 2663-2675.
- Xu, M., Zhang, T. 2007. Material flows and economic growth in developing China. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1), 121-140.
- Yusuf, J.E., O'Connell, L., Anuar, K.A. 2014. For whom the tunnel be tolled: A four-factor model for explaining willingness-to-pay tolls. *Transportation Research Part a-Policy and Practice*, 59, 13-21.

- Zackrisson, M., Fransson, K., Hildenbrand, J., Lampic, G., O'Dwyer, C. 2016. Life cycle assessment of lithium-air battery cells. *Journal of Cleaner Production*, 135, 299-311.
- Zhang, H., Chen, M. 2014. Current recycling regulations and technologies for the typical plastic components of end-of-life passenger vehicles: a meaningful lesson for China. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16(2), 187-200.
- Zhang, J.s. 2001. Iterative method for finding the balanced growth solution of the non-linear dynamic input-output model and the dynamic CGE model. *Economic Modelling*, 18(1), 117-132.
- Zhang, Y.J., Qian, Z., Sprei, F., Li, B.B. 2016. The impact of car specifications, prices and incentives for battery electric vehicles in Norway: Choices of heterogeneous consumers. *Transportation Research Part C-Emerging Technologies*, 69, 386-401.
- Zhu, D., Ru, J. 2008. Strategic environmental assessment in China: Motivations, politics, and effectiveness. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 615-626.
- Zhu, Q., Sarkis, J., Lai, K.-h. 2007. Green supply chain management: pressures, practices and performance within the Chinese automobile industry. *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 1041-1052.
1996. 1992 实物型中国投入产出表. 国家统计局, 中国统计出版社, 北京.
2009. 汽车产业调整和振兴规划. 国务院, 北京.
2010. 中国汽车产业发展报告(2010). 国务院发展研究中心产业经济研究部, 中国汽车工程学会, 大众汽车集团(中国)编著, 社会科学文献出版社, 北京.
- 2010-2015. 中国机动车污染防治年报. 环境保护部发布, <http://www.zhb.gov.cn>
2012. 节能与新能源汽车产业发展规划(2012-2020). 国务院, 北京.
2013. 2012 年中国环境统计年报. 中国环境科学出版社, 北京.
2013. 中国汽车工业年鉴. 中国汽车技术研究中心和中国汽车工业协会主办,《中国汽车工业年鉴》期刊社编辑出版, 天津.
2013. 中国化学工业年鉴. 中国石油和化学工业联合会, 中国化工信息中心出版, 北京.
2013. 中国能源统计年鉴. 国家统计局, 中国统计出版社, 北京.
2013. 中国工业经济统计年鉴. 国家统计局, 中国统计出版社, 北京.
2013. 中国机械工业年鉴. 机械工业出版社, 北京.
- 2013, 2014. 中国统计年鉴. 国家统计局, 中国统计出版社, 北京.
2013. 中国经济贸易年鉴. 中国经济出版社, 北京.
2015. 中国汽车产业政策年鉴. 中国汽车技术研究中心, 中国汽车技术研究中心出版, 北京.
- Gagro, D. 2016. 汽车内外饰塑料涂料市场分析. *中国涂料*, 31(10), 74-75.
- Knustad, O., Hartung, C., Aberg, L.M. 2012. 汽车行业中的灰铸铁. 第十届中国铸造协会年会会刊(论文篇), 中国铸造协会. 北京, 2012-05-08.
- 包存宽. 2015. 基于生态文明的战略环境影响评价制度(SEA2.0)设计研究. *环境保护*(10), 17-23.
- 包存宽, 林健枝, 陈永勤, 李天威. 2013. 可持续性导向的规划环境影响评价技术标准体系研究——基于“规划环境影响评价技术导则”实施有效性的分析. *城市规划学刊*(2), 23-31.

- 蔡铭, 周展鸿. 2015. 道路交通外部成本评估研究综述. 中山大学学报(自然科学版), 54(4), 1-7.
- 蔡守秋. 2009. 论健全环境影响评价法律制度的几个问题. 环境污染与防治, 31(12), 12-17.
- 曾雪兰, 徐伟嘉, 郭绍德, 张武英. 2015. 基于生命周期的轨道交通能耗与碳排放分析. 安全与环境学报, 15(6), 290-294.
- 陈先龙. 2014. 交通方式划分离散选择模型的比较研究. 交通运输工程与信息学报, 12(2), 28-35.
- 陈效儒, 李响, 董海波, 白瑞斌. 2015. 基于生命周期评价的汽车零部件绿色制造. 环境工程(12), 116-120.
- 程欢. 2015. 大城市交通需求管理及拥堵收费政策研究, 博士, 北京工业大学. 北京.
- 邓祥征. 2011. 环境 CGE 模型及应用. 科学出版社, 北京.
- 高吉喜, 吕世海, 姜昀. 2016. 战略环境影响评价方法探讨与应用实践. 环境影响评价, 38(2), 48-52.
- 高颖, 李善同. 2008. 含有资源与环境账户的 CGE 模型的构建. 中国人口.资源与环境, 3, 20-23.
- 工信部装备工业司. 2014. 解读《关于加强乘用车企业平均燃料消耗量管理的通知》  
<http://www.caam.org.cn/zhengceyanjiu/20141017/0805134608.html>.
- 国务院发展研究中心. 2014. 中国新型城镇化: 道路、模式和政策. 中国发展出版社, 北京.
- 侯静. 2014. 如何加强中国汽车涂料的国际竞争力. 中国涂料, 29(8), 32-34.
- 胡朝辉. 2010. 面向汽车轻量化设计的关键技术研究, 博士, 湖南大学. 湖南.
- 胡小军, 周剑, 张希良. 2008. 环保节能汽车支付意愿影响因素研究. 消费经济, 24(4), 40-43.
- 简新华, 黄锟. 2010. 中国城镇化水平和速度的实证分析与前景预测. 经济研究(3), 28-38.
- 蒋盛川, 孙轶凡, 杜豫川. 2012. 拥挤度对公共交通方式选择意愿的影响. 同济大学学报(自然科学版) 40(12), 1831-1835.
- 蒋艳梅, 赵文平. 2010. Logistic 模型在我国私人汽车保有量预测中的应用研究. 工业技术经济(11), 99-104.
- 李傲. 2011. 中国汽车产业政策效应研究. 吉林大学, 吉林大学.
- 李剑省, 陈学涛, 王春刚, 刘燕, 尹丽. 2008. 汽车用钢的开发现状及发展趋势. 山东冶金, 30(2), 15-18.
- 李娟, 杨沿平, 陈轶嵩. 2015. 铝合金与铸铁缸盖的生命周期评价对比分析. 环境工程学报, 9(11), 5642-5648.
- 李立群, 陈远生, 何建平, 孟光辉, 翁建武. 2009. 北京市洗车行业用水及取水定额研究. 水资源与水工程学报, 5, 101-104.
- 李天威, 耿海清. 2016. 我国政策环境评价模式与框架初探. 环境影响评价, 38(5), 1-4.
- 李巍, 谢卧龙, 王尧, 孙东平. 2010. 循环经济分析在规划环境影响评价中的应用研究. 环境科学与技术, 33(1), 178-182.
- 李巍, 杨志峰, 刘东霞. 1998. 面向可持续发展的战略环境影响评价. 中国环境科学, 18(S1), 66-69.

- 李晓卿. 2013. 基于离散选择模型的家庭乘用车消费者选择行为研究, 硕士, 上海社会科学院. 上海.
- 廖君. 2009. 汽车轻量化技术发展的探讨. 机械, 36(1), 4-7.
- 林樾. 2013. 2013 年我国汽车用钢需求分析. in: 世界金属导报, pp. 2013-12-31.
- 刘安辉, 季伟, 李凤飞. 2015. 浅谈汽车材料回收利用. 重型汽车(5), 32-34.
- 刘芳文, 颜文. 2015. 战略环境影响评价与可持续发展. 上海环境科学, 34(6), 264-267.
- 刘凯辉, 徐建全. 2016. 纯电动汽车驱动电机全生命周期评价. 环境科学学报, 36(9), 3456-3463.
- 刘伟燕, 王书伟. 2011. 轻量化技术在汽车车身上的应用. 汽车工程师(2), 50-54.
- 刘西文. 2010. 塑料在“轻量化”汽车中的应用及发展趋势. 中国塑料, 24(12), 8-13.
- 刘妍, 王鹏, 胡玉华, 吐伟, 张昱. 2016. 国内橡胶行业发展现状及橡胶油需求分析. 润滑油, 31(1), 8-17.
- 柳青, 刘宇, 徐晋涛. 2016. 汽车尾气排放标准提高的经济影响与减排效果——基于可计算一般均衡(CGE)模型的分析. 北京大学学报(自然科学版), 25(3), 515-527.
- 马栋. 2011. 车辆油漆同一性认定研究, 复旦大学.
- 马顺龙. 2010. 汽车铸铁件的发展趋势及对铸铁熔炼的影响. 首届中国铸铁产业沙龙. pp. 76-80.
- 毛显强, 宋鹏. 2014. 探路中国政策环境影响评价: 贸易政策领域先行实践. 环境保护(1), 37-40.
- 孟欣, 王娜, 白云峰. 2015. 浅谈汽车玻璃发展趋势. 玻璃(1), 39-43.
- 庞军, 邹骥. 2005. 可计算一般均衡(CGE)模型与环境政策分析. 中国人口.资源与环境, 15(1), 56-60.
- 秦昌波. 2014. 中国环境经济:一般均衡分析系统及其应用. 科学出版社.
- 任玉珑, 陈容, 史乐峰. 2011. 基于 Logistic 组合模型的中国民用汽车保有量预测. 工业技术经济(8), 90-97.
- 阮济衡. 2013. 浅谈我国汽车涂料的现状及其发展趋势. 上海涂料, 51(8), 34-38.
- 邵丹娜, 刘学敏. 2015. 意愿价值评估法在城市管理决策中的应用——以杭州市拟征收交通拥堵费的意愿调查为例. 城市发展研究, 22(2), 118-124.
- 施晓清, 孙赵鑫, 李笑诺, 李金香, 杨建新. 2015. 北京电动出租车与燃油出租车生命周期环境影响比较研究. 环境科学, 36(3), 1105-1116.
- 宋建新. 2016. 基于 CHINA3E 模型的中国能源需求与碳减排问题分析, 博士, 中国矿业大学(北京). 北京.
- 孙林. 2012. 基于混合 CGE 模型的乘用车节能减排政策分析. 中国人口.资源与环境, 7, 40-48.
- 孙明宇, 张金荻. 2016. 公众参与在战略环境影响评价中的发展研究. 环境科学与管理, 41(12), 183-186.
- 孙铎, 张鹏, 赵明楠. 2016. 汽油发动机生命周期能源消耗和环境影响评价. 环境科学学报, 36(8), 3059-3065.

- 谭慧. 2014. 消费者购买新能源汽车偏好及影响因素研究, 硕士, 江苏科技大学. 江苏.
- 田永. 2012. 汽车玻璃的发展趋势. 汽车工艺与材料(1), 55-66.
- 佟琼, 王稼琼, 王静. 2014. 北京市道路交通外部成本衡量及内部化研究. 管理世界(3), 1-9.
- 万仁芳, 韩姝芹, 张立波. 2004. 汽车铸件市场分析. 铸造, 53(5), 335-340.
- 王德发, 阮大成, 王海霞. 2005. 工业部门绿色 GDP 核算研究——2000 年上海市能源-环境-经济投入产出分析. 财经研究, 31(2), 66-75.
- 王鹤. 2004. 我国汽车工业钢材需求分析与预测. 冶金经济与管理(4), 46-48.
- 王惠生. 1984. 国外建筑玻璃与汽车玻璃的发展. 砖瓦世界(23).
- 王军, 束笛. 2012. 中国东、中、西部地区经济周期的差异性研究. 经济与管理研究(9), 5-11.
- 王其文, 李善同. 2008. 社会核算矩阵: 原理、方法和应用. 清华大学出版社, 北京.
- 温平. 2015. 2014 年中国铸件产量发布. 铸造技术, 36(4), 1006-1008.
- 谢春岩. 2014. 基于家庭调查数据的乘用车购买行为及市场需求研究, 博士, 吉林大学.
- 熊华文. 2008. 基于投入产出方法的居民消费全流程能耗分析. 中国能源, 30(7), 17-20.
- 徐美君. 2005. 超白浮法玻璃市场消费及需求预测. 玻璃与搪瓷, 33(3), 58-59.
- 徐晓亮. 2010. 基于 CGE 模型的燃油税费改革影响研究. 南京财经大学学报, 3, 52-55.
- 闫福成. 2016. 中国汽车涂料工业的“十二五”回顾及“十三五”展望(二). 中国涂料, 31(1), 18-23.
- 闫福成. 2015. 中国汽车涂料工业的“十二五”回顾及“十三五”展望(一). 中国涂料, 30(12), 1-6.
- 颜炳祥. 2008. 中国汽车产业集群理论及实证的研究, 上海交通大学.
- 杨建新. 2002. 产品生命周期评价方法及应用. 气象出版社.
- 杨倩苗. 2009. 建筑产品的全生命周期环境影响定量评价, 博士, 天津大学. 天津.
- 杨秀霞. 2016. 2015 年国内合成橡胶市场回顾及 2016 年展望. 当代石油石化, 24(5), 6-11.
- 杨秀霞. 2015. 车用非轮胎橡胶材料发展现状及未来趋势. 当代石油石化(11), 29-36.
- 于清溪. 2009a. 汽车橡胶制品生产的技术进步(上). 橡塑技术与装备, 35(7), 11-17.
- 于清溪. 2009b. 汽车橡胶制品生产的技术进步(下). 橡塑技术与装备, 35(8), 10-19.
- 袁华, 王成勇, 郭院, 郑李娟. 2014. 蠕墨铸铁加工研究进展. 机床与液压, 42(13), 162-167.
- 张超. 2012. 中国工业行业水污染减排潜力分析及政策评估, 博士, 清华大学. 北京.
- 张锦. 2003. 城市停车场规划方法及其应用研究. 中国城市交通规划 2003 年年会暨第 20 次学术研讨会.
- 张胜俊, 乐玉汉, 李辉. 2010. 汽车橡胶制品的发展和国内市场分析. 汽车工程师(6), 18-21.
- 张晓东, 李爽, 田梦. 2012. 北京停车规划策略与实施建议. 北京规划建设(1), 78-82.
- 张欣. 2010. 可计算一般均衡模型的基本原理与编程. 格致出版社, 上海.
- 张勇. 2009. 基于近似模型的汽车轻量化优化设计方法, 湖南大学.
- 赵林平, 卢生林, 程源, 王艳青, 陈强. 2016. 汽车玻璃设计与发展研究. 汽车零部件(2), 87-91.
- 郑晖, 赵曦雅. 2016. 汽车轻量化及铝合金在现代汽车生产中的应用. 锻压技术, 41(2), 1-5.
- 中华人民共和国环境保护部. 2014. 规划环境影响评价技术导则 HJ 130-2014 北京.

- 周杨, 李亚江, 苏道胜, 林志雷. 2015. 高镍铸铁的发展及在汽车发动机中的应用. 中国铸造装备与技术(5), 50-53.
- 朱永彬, 刘廷华. 2005. 汽车塑料化及其前景. 塑料, 34(5).
- 朱永中, 宗刚;. 2014. 时间价值偏好下北京交通拥堵收费设计研究. 中国软科学(9), 67-77.
- 邹家骧. 1991. 汽车配套用主要化工产品. 上海化工(4), 1-4.

## 致 谢

衷心感谢导师陈吉宁教授的悉心指导，他宽阔的学术视野、严谨的治学态度、迎难而上的奋斗精神，使我终身受益。他不仅是我学术上的导师，在课题研究对我指导，从国内外文献的检索查阅，到关键问题的识别，再到系统概化，技术方案路线的确立，数据搜集，模型构建，让我获得了系统的科学研究锻炼，培养了我科研乃至生活规划上的系统分析问题和解决问题的思维方式。一路走来，我受益匪浅。同时，陈老师更是我的人生导师，赞同我从事学生工作，参加实习实践，并给予家庭发展充分的支持，鼓励我探索适合自己的人生之路。

特别感谢刘毅教授多年来的关怀与支持。他以孜孜不倦的育人精神，开阔的学术视野、扎实的理论功底，在问卷设计与调研、软件工具、项目研究等方面给予了极大的支持和帮助。刘老师在生活上也给予我非常多的关心和帮助，带领我师姐和我坚持走路锻炼身体，并分享他协调家庭与工作的经验，给予我本人和家庭莫大的支持。

这么多年，我能坚持完成博士论文研究工作，离不开陈老师和刘老师学术上的悉心指导和生活上无微不至的关心。在此，非常感谢陈老师和刘老师！

感谢清华大学环境学院张天柱教授、王灿教授、曾思育副教授、温宗国副教授、董欣老师、蔡闻佳博士、余繁显博士、张超博士、梁赛博士，美国佐治亚大学 M. Bruce Beck 教授，美国田纳西大学 Donald Huisinck 教授，荷兰瓦赫宁根大学 Arthur Mol 教授，北京大学郭怀成教授，北京师范大学李巍教授，中国石油大学林绿助理研究员，剑桥大学诸葛承祥博士等对本研究工作提出的大量宝贵意见和建议！

感谢环境系统分析教研所的所有老师、同学在学习、生活中对我的帮助！

感谢我的爱人和父母一直以来的关心和陪伴！

本文承蒙中华人民共和国环境保护部、中国工程院、三亚市人民政府等资助，特此致谢。

## 声 明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师指导下，独立进行研究工作所取得的成果。尽我所知，除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含任何他人享有著作权的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明。

签 名： 刘能坎 日 期： 2017.6.8



