

控制管理氢氟碳化物（HFCs）影响研究

---机遇与挑战

北京大学环境科学与工程学院

2013年1月22日

目录

---机遇与挑战.....	i
1 前言.....	1
1.1 背景.....	1
1.1.1 氢氟碳化物(HFCs)的温室效应.....	3
1.1.2 控制 HFCs 的国际行动.....	9
1.1.3 淘汰 ODS 对温室气体减排的贡献.....	10
1.1.4 中国 HFCs 控制管理的机遇与挑战.....	12
1.2 主要发达国家 HFCs 排放与控制行动.....	13
1.2.1 政策背景.....	13
1.2.2 欧洲含氟温室气体控制政策和措施.....	14
1.2.3 日本含氟温室气体控制政策和措施.....	17
1.2.4 美国含氟温室气体控制政策和措施.....	22
1.2.5 国际含氟温室气体控制成效和研究.....	25
2 HFCs 的消费及其替代发展趋势.....	28
2.1 HFCs 的消费和排放发展趋势.....	28
2.1.1 HFCs 在中国的生产和消费.....	28
2.1.2 发达国家生产和消费情况.....	30
2.1.3 结论.....	31
2.2 替代技术发展趋势.....	31
2.2.1 选择替代技术的基本原则.....	32
2.2.2 不同种类的替代品.....	33
2.2.3 不同行业可能的替代品.....	39
2.2.4 展望.....	44
3 本报告研究的相关方法.....	45
3.1 控制影响研究方法.....	45
3.1.1 利益攸关方分析.....	45
3.1.2 情景分析.....	46
3.1.3 影响分析.....	49
3.2 HFCs 排放计算和预测方法.....	52
3.2.1 相关研究现状.....	52
3.2.2 温室气体排放量的计算方法.....	54
3.2.3 环境指标和环境效益计算方法.....	56
4 汽车空调行业 HFC-134a 的减排潜力分析.....	60
4.1 分析模型的建立.....	61
4.1.1 情景设定.....	61
4.1.2 环境效益.....	62
4.1.3 成本-效益.....	66
4.1.4 小结.....	69
4.2 中国汽车需求量预测.....	69
4.2.1 历史与现状.....	69
4.2.2 汽车需求量预测.....	71

4.2.3	制冷剂需求量.....	77
4.2.4	小结.....	79
4.3	HFC-134a 排放量计算方法学.....	79
4.3.1	HFC-134a 生产化工过程排放（供应过程）.....	80
4.3.2	汽车空调的排放（制造、使用报废过程）.....	80
4.3.3	小结.....	84
4.4	汽车空调历史排放量.....	85
4.5	中国 HFC-134a 减排潜力分析.....	85
4.5.1	情景设定.....	86
4.5.2	环境效益分析.....	87
4.5.3	不确定性分析.....	101
4.5.4	小结.....	101
4.6	减排可行性分析.....	102
4.7	结论与展望.....	104
5	房间空调行业 HFC-410A 的减排潜力分析.....	106
5.1	房间空调器需求量预测.....	106
5.1.1	需求预测方法.....	107
5.1.2	影响因素分析.....	107
5.1.3	预测模型建立.....	108
5.1.4	相关参数预测.....	109
5.1.5	需求预测结果.....	111
5.2	消费量计算.....	112
5.2.1	制冷剂需求计算方法.....	112
5.2.2	基线情景设定.....	113
5.2.3	基线情景消费量.....	113
5.2.4	淘汰情景设定.....	115
5.2.5	淘汰情景消费量.....	117
5.3	排放量计算.....	119
5.3.1	计算方法与关键参数.....	119
5.3.2	基线情景排放量.....	120
5.3.3	淘汰情景排放量.....	121
5.4	成本效益分析.....	124
5.4.1	计算方法与关键参数.....	124
5.4.2	环境效益分析.....	126
5.4.3	成本增加分析.....	130
5.4.4	成本效益分析.....	131
5.5	减排可行性分析.....	134
6	HFC-245fa 减排潜力分析.....	136
6.1	PU 泡沫行业概述.....	136
6.1.1	冷藏保温行业.....	137
6.1.2	热水器保温行业.....	137
6.1.3	管道保温行业.....	138
6.1.4	板材.....	138
6.1.5	车用聚氨酯.....	138

6.1.6	建筑喷涂.....	139
6.2	PU 泡沫行业的发泡剂需求预测.....	139
6.2.1	行业发泡剂需求预测.....	139
6.2.2	控制情景假定.....	140
6.2.3	基线情景预测.....	143
6.2.4	淘汰情景 A 预测.....	145
6.2.5	淘汰情景 B 预测.....	146
6.3	排放量估算.....	148
6.3.1	排放量估算方法.....	148
6.3.2	排放量估算.....	153
6.4	成本-效益分析.....	155
6.4.1	成本分析.....	155
6.4.2	环境影响分析.....	162
6.4.3	成本-效益汇总.....	166
6.5	对策建议.....	170
7	HFC-23 减排潜力分析.....	171
7.1	中国 HCFC-22 生产现状.....	172
7.2	HCFC-22 需求分析.....	173
7.2.1	ODS 用途.....	174
7.2.2	原料用途.....	175
7.2.3	极端情景 (HFO 生产需求).....	178
7.3	HFC-23 焚烧分解 CDM 项目和 HFC-23 历史排放.....	179
7.3.1	CDM 项目.....	179
7.3.2	HFC-23 的排放.....	182
7.4	HFC-23 减排潜力分析.....	183
7.4.1	基线情景.....	183
7.4.2	减排情景设计和 HFC-23 排放量预测.....	185
7.4.3	HFC-23 的减排潜力分析.....	188
7.4.4	HFC-23 焚烧 CDM 项目成本分析.....	188
7.5	减排可行性分析.....	190
8	控制 HFCs 的机遇和挑战.....	192
8.1	中国的 HFCs 消费和排放.....	192
8.1.1	中国的 HFCs 消费和排放预测.....	192
8.1.2	HFCs 的减排潜力.....	194
8.2	机遇.....	196
8.2.1	促进国家决策.....	196
8.2.2	促进国际基金机制的产生.....	197
8.2.3	促进节能减排, 保护生态环境.....	197
8.2.4	促进中国的技术进步.....	197
8.3	面临的挑战.....	197
8.3.1	节能技术相对落后.....	198
8.3.2	HFC 需求和排放迅速增长.....	198
8.3.3	HFCs 环境浓度快速增长.....	198
8.3.4	面临来自国际社会的巨大压力.....	199

8.3.5	HFC 替代技术缺乏	199
8.3.6	资金缺乏, 减排技术开发投入不足	199
8.4	主要的社会和经济影响	200
8.4.1	对相关行业发展的影响	200
8.4.2	对环境的影响	200
8.4.3	彰显中国对保护全球环境(国际履约)的贡献	201
8.5	减排 HFCs 的政策建议	201
8.5.1	基于实际, 制定可行的目标, 开展重点物质的管理	202
8.5.2	科学地判断含氟温室气体对气候变化的影响	203
8.5.3	建立控制排放资金保障体系和推动替代和减排技术应用	203
8.5.4	完善中国控制排放的相关法律法规制度	203
8.5.5	明确针对 HFCs 的管理机构和体系	204
参考文献		205

图表目录

表 1	主要 HFCs 的名称、分子式、大气寿命和全球变暖潜值 (IPCC, 2007)	3
表 2	HFCs 主要应用领域	3
表 3	美国、加拿大和墨西哥联合建议 HFCs 控制削减时间表	9
表 4	欧洲各国对 HFCs 等含氟温室气体采取的限制措施	15
表 5	美国 HCFCs 淘汰与《蒙特利尔议定书》进程比较	22
表 6	常见的 HFC 混合工质	28
表 7	CO ₂ 性质参数	37
表 8	NH ₃ 的性质参数	38
表 9	HFO-1234yf 的基本性质	38
表 10	HFC-152a 的性能参数	39
表 11	HFO 相对于 HFC-134a 的制冷性能比较	40
表 12	R290 与 HCFC-22 的循环性能分析与对比	42
表 13	控制 HFCs 的利益攸关方	46
表 14	IPCC 评估 HFCs 排放的方法(IPCC/TEAP, 2005)	52
表 15	HFC-134a 的生命周期与排放	61
表 16	中国不同品种汽车产量和总产量(万辆)	69
表 17	相对于 HFC-134a 的制冷性能比较	71
表 18	汽车需求量影响因素相关性	75
表 19	中国汽车需求量预测模型	75

表 20	2011—2050 年不同类型汽车需求量预测（单位：万辆）	76
表 21	汽车空调系统 HFC-134a 排放估算的相关参数	77
表 22	维修灌装相关参数	78
表 23	中国 HFC-134a 维修消费量和总消费量	78
表 24	汽车空调排放计算缺省值（自下而上）	82
表 25	汽车空调排放计算缺省值（自上而下）	84
表 26	汽车空调相关排放因子	84
表 27	HFC-134a 的排放现状	85
表 28	当前控制 HFC 的主要目标	86
表 29	基线情景主要参数	86
表 30	淘汰情景设计	87
表 31	计算过程的关键参数	87
表 32	情景 A 下 HFC-134a 及其替代品需求（吨）	88
表 33	情景 B 下 HFC-134a 及其替代品需求（吨）	89
表 34	情景 C 下 HFC-134a 及其替代品需求（吨）	89
表 35	不同情景初次填充排放量（吨）	90
表 36	不同情景下报废残留排放量（吨）	91
表 37	采用 HFC-152a 增加油耗（10%）导致的额外 CO ₂ 排放及成本	91
表 38	基线情景下 HFC-134a 各个环节排放量（吨）	92
表 39	不同情景下 HFCs 排放量和不同替代技术减排量	94
表 40	采用替代品成本变化（万元）	96
表 41	控制情景 A 下效益和成本计算结果	97
表 42	控制情景 B 下效益和成本计算结果	97
表 43	控制情景 C 下效益和成本计算结果	98
表 44	不同情景减排量和成本	98
表 45	HFC-410A 的组成和商品名	106
表 46	房间空调器需求量影响因素相关性	108
表 47	中国房间空调器需求量预测模型	109
表 48	房间空调器的报废率及维修率	112
表 49	2010—2050 年 HCFC-22 的消费量（-表示不受控制）	113

表 50	2005—2012 年 HFC-410A 灌装空调数量.....	114
表 51	2013—2040 年预测国内需求 HFC-410A 房间空调器生产消费、维修消费 及总消费量.....	114
表 52	北美三国提案建议的 HFC 淘汰时间表.....	115
表 53	HFC-410A 的 8 种淘汰控制情景.....	116
表 54	不同淘汰情景使用各制冷剂的房间空调器数量（千台）.....	118
表 55	计算制冷剂排放量参数.....	119
表 56	BAU 情景和淘汰情景下的年排放制冷剂（包括 HCFC-22、HFC-410A、 HC-290 和 HFC-32）（百万吨 CO ₂ -eq）.....	124
表 57	中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 环境效益关键参数.....	125
表 58	中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 成本-效益分析关键参数.....	126
表 59	中国房间空调器行业各淘汰情景减排量（百万吨 CO ₂ -eq）.....	126
表 60	中国房间空调器行业每年的 HFC-410A 淘汰成本.....	130
表 61	中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 成本-效益汇总表.....	131
表 62	PU 泡沫行业子行业划分.....	136
表 63	替代路线的设定.....	143
表 64	发泡剂在各消费行业的排放因子.....	150
表 65	冰箱间接排放计算参数.....	150
表 66	冷藏集装箱间接排放计算参数.....	151
表 67	电热水器间接排放计算参数.....	151
表 68	太阳能热水器间接排放计算参数.....	152
表 69	板材间接排放计算参数.....	153
表 70	增加费用计算采用的化工产品的价格(US\$/kg).....	155
表 71	不同替代技术的 IOC 计算.....	156
表 72	三种控制情景下各子行业的累积 IOC 预测（百万元）.....	157
表 73	不同规模企业使用环戊烷技术所需设备配置和增加费用（ICC）.....	158
表 74	采用环戊烷替代技术的企业数量和增加费用.....	159
表 75	不同规模企业使用 HFC 技术所需设备配置和增加费用（ICC）.....	160
表 76	使用 HFC 替代技术的企业分布和设备费用.....	160
表 77	三种控制情景下 PU 泡沫行业的逐年 ICC 预测（百万元）.....	161

表 78	三种控制情景下各子行业的累积 ICC 预测 (百万元)	161
表 79	中国发电平均污染物排放(Zhang et al., 2009)	164
表 80	两种控制情景下环境污染物累计排放量 (单位: 百万吨)	165
表 81	中国 PU 泡沫行业每年的淘汰增加成本和环境影响	166
表 82	中国 2008 年已实施 CDM 项目相关生产线信息	179
表 83	浙江巨化氟化厂 HCFC-22 生产线基本情况	189
图 1	全球平均辐射强迫 (W/m^2)	2
图 2	主要含氟气体大气浓度变化 (AGAGE, 2009)	5
图 3	未来全球 HFCs 消费预测和排放的辐射强迫(Velders, 2009)	6
图 4	高估情景下相比 IPCC SRES CO ₂ 排放估算 HFCs 排放水平	7
图 5	主要 F-gas 的历史排放和预测排放	7
图 6	过去 20 年主要 HFCs 大气浓度变化	8
图 7	美国、加拿大和墨西哥联合建议 HFCs 控制削减路线图	10
图 8	欧盟国家 HFCs 制冷剂的排放趋势	14
图 9	Projections of F-gas emissions in the EU without and with the measures in the F-gas Regulation and the MAC Directive	15
图 10	日本《氟碳化合物回收和销毁法》对于汽车空调行业的基本管理要求	19
图 11	《报废汽车回收法》规定下的氟碳化合物回收流程	21
图 12	AFEAS 统计全球主要跨国公司 HFCs 生产数据(AFEAS, 2011)	30
图 13	AFEAS 统计全球主要跨国公司 HFCs 消费数据(AFEAS, 2011)	31
图 14	ODS 淘汰过程替代技术发展规律 (UNEP)	32
图 15	HCFC-22 与 R290 饱和蒸汽压力与温度曲线	41
图 16	社会经济影响分析步骤	45
图 17	HFC-134a 控制研究框架	49
图 18	类 TWEI 评价技术路线图	64
图 19	中国不同汽车种类带空调比例 (万辆)	70
图 20	中国汽车未来需求量预测方法	72
图 21	中国历史上汽车产量 (单位: 万辆)	73
图 22	汽车需求量与 GDP 的相关性分析	74

图 23	汽车需求量与城镇居民家庭人均收入的相关性分析.....	74
图 24	汽车需求量与人口的相关性分析.....	74
图 25	不同车型汽车需求量预测模型.....	75
图 26	不同国家和地区千人汽车拥有量与人均 GDP(美元).....	77
图 27	制冷剂初始灌装量 (吨)	78
图 28	HFC-134a 生命周期与排放 (源自 Aderson)	79
图 29	基线情景国内 HFC-134a 需求 (吨)	88
图 30	基线情景下 HFC-134a 各个环节排放量 (吨)	92
图 31	情景 A 下逐年的直接和间接环境效益	95
图 32	情景 B 下逐年直接和间接的环境效益	95
图 33	情景 C 下逐年直接和间接的环境效益	95
图 34	房间空调器需求量和影响因素相关分析.....	108
图 35	中国国内房间空调器 1995—2010 年需求量实际值与预测值比较.....	109
图 36	1995-2010 年城市化率的计算值和实际值比较	111
图 37	中国 2009-2050 城市化水平预测值 (%)	111
图 38	2012—2050 年房间空调器需求量预测 (单位: 千台)	112
图 39	2013-2050 年国内需求房间空调器行业 HFC-410A 的消费量.....	115
图 40	BAU 情景 2005-2050 年 HFC-410A 的每年消费量和排放量	120
图 41	BAU 情景房间空调器行业 2010-2050 年 HFC-410A 的各项排放量 (吨) 121	
图 42	BAU 情景和淘汰情景下制冷剂的年排放量 (HFC-410A、HC-290 和 HFC- 32) (吨)	122
图 43	BAU 情景和淘汰情景下的年排放制冷剂 (包括 HCFC-22、HFC-410A、 HC-290 和 HFC-32) (百万吨 CO ₂ -eq)	123
图 44	中国房间空调器行业各淘汰情景节电情况 (10 ⁹ kwh)	128
图 45	中国房间空调器行业淘汰 HFA-410A 产生的污染物减排量(a)CO ₂ ; (b) SO ₂ ; (c)NO _x ; (d)粉尘	129
图 46	2013—2050 年 PU 泡沫行业消费需求预测 (单位: mol)	140
图 47	替代路线的设定.....	143
图 48	基线情景下 2011—2050 年各种发泡剂的消费需求预测 (单位:	

吨)	144
图 49	基线情景下 2013—2050 年 HFC-245fa 的消费需求预测 (单位: 吨) 145
图 50	淘汰情景 A 在 2013—2050 年各种发泡剂的消费需求预测 (单位: 吨) 146
图 51	淘汰情景 B 在 2013—2050 年各种发泡剂的消费需求预测 (单位: 吨) 147
图 52	使用发泡剂产品的生命周期图.....149
图 53	三种控制情景下 PU 泡沫行业的逐年 IOC 预测 (百万元)157
图 54	三种控制情景下各子行业的累积 IOC 预测 (百万元)157
图 55	三种控制情景下各子行业的累积 ICC 预测 (百万元)162
图 56	中国 PU 行业各淘汰情景的直接减排量 (百万吨 CO ₂ -eq)163
图 57	三种控制情景下 2011—2050 年耗电量预测.....164
图 58	HCFC-22 产量和 HFC-23 排放预测技术路线.....171
图 59	HCFC-22 生产技术路线图.....172
图 60	2000-2010 年中国 HCFC-22 产能和产量173
图 61	中国 1989-2010 年 ODS 用途 HCFC-22 总消费量175
图 62	1998-2010 年中国 PTFE 年产量.....177
图 63	1998-2010 年原料用途 HCFC-22 生产量177
图 64	极端情景下 HCFC-22 产量与 HFC-23 排放量.....178
图 65	各项目年设计减排量.....181
图 66	2000-2010 年 HFC-23 逐年产出和排放量.....183
图 67	PTFE 生产量与国内生产总值的相关性分析.....184
图 68	基于 GDP 预测 PTFE 产量.....184
图 69	基线情景下 HCFC-22 产量预测.....185
图 70	CDM 项目 HFC-23 焚烧量.....186
图 71	不同减排情景下 2010-2050 年 HFC-23 排放量预测 (单位: 吨) .187
图 72	不同淘汰情景下排放量比较.....187
图 73	不同情景下 HFC-23 减排量变化趋势.....188
图 74	浙江巨化氟化学公司 HFC-23 处理流程.....190

图 75	基线情景中国 HFCs 需求预测 (吨)	193
图 76	BAU 下排放量预测.....	194
图 77	汽车空调 HFC-134a 减排潜力和成本.....	195
图 78	房间空调器 HFC-410A 减排潜力和成本	195

1 前言

1.1 背景

面对气候变化的威胁,控制温室气体排放已经成为保护全球环境的首要任务,而含氟气体(F-gas、haloncarbon)的排在温室气体排放中占有相当的比例和独特的地位。含氟气体包括CFCs、HCFCs和HFCs等,其中CFCs由于作为消耗臭氧层物质(ODS)已经于2010年在全球范围被淘汰,HCFCs正在全球范围被淘汰替代。含氟气体应用范围十分广泛,涉及众多的生产和生活领域,在全球经济发展中发挥了重要作用。随着履行《关于消耗臭氧层物质的蒙特利尔议定书》(以下简称《蒙特利尔议定书》),淘汰HCFCs活动的开始和其自身经济发展的需求,HFCs的用量将不断增加。尽管HFCs已被《联合国气候变化框架公约的京都议定书》(以下简称《京都议定书》)列入受控物质,发达国家已经开始其淘汰活动;但由于针对发展中国家HFCs没有控制时间表,按照国外学者预测,依据目前的政策和技术走向,2050年发展中国家的HFCs的消费和排放水平将达到50-90亿吨CO₂当量,其中超过50%的消费和排放预计来源于中国消费的排放(Velders, 2009)。

为了实现全球环境保护,中国从1990年代初开始淘汰CFCs等消耗臭氧层物质,2007年6月30日,中国提前2年半完成了CFCs和哈龙的淘汰,为保护臭氧层做出了巨大贡献。面临保护全球环境,中国当前和今后对含氟温室气体的控制核心将是HCFCs和HFCs;如上所述,HCFCs已经纳入《蒙特利尔议定书》淘汰范围,然而从发达国家的淘汰轨迹来看,HFCs将作为重要的替代品之一替代HCFCs,也就是说淘汰HCFCs过程也是驱动HFCs的消费和排放快速增长的过程。但是,从全球的整体态势来看,一方面是中国将HFCs作为CFCs和HCFCs的替代品正在推广应用,而另外一方面HFCs作为温室气体在欧美等发达国家已经开始被限制。

IPCC第四次评估报告指出,近50年的全球气候变暖主要是由人类活动大量排放的二氧化碳、甲烷、氧化亚氮等温室气体的增温效应造成的。温室气体吸收地面发射的长波辐射使大气增温、进而对地球起到保温作用的现象称温室效应,其中,温室气体指大气中那些吸收和重新放出红外辐射的自然和人为的气体成份,

主要有二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、一氧化二氮(N₂O)、氢氟碳化物(HFCs)、全氟烃(PFCs)、六氟化硫(SF₆)和氢氯氟碳化物(CFCs、HCFCs)等(IPCC/TEAP, 2005)。IPCC 在 2007 年发布的报告中显示, 含氟温室气体(haloncarbon)的辐射强度贡献达到全部温室气体的 13% (IPCC, 2007)。由此可见, 含氟类温室气体对全球变暖的影响不容忽视。

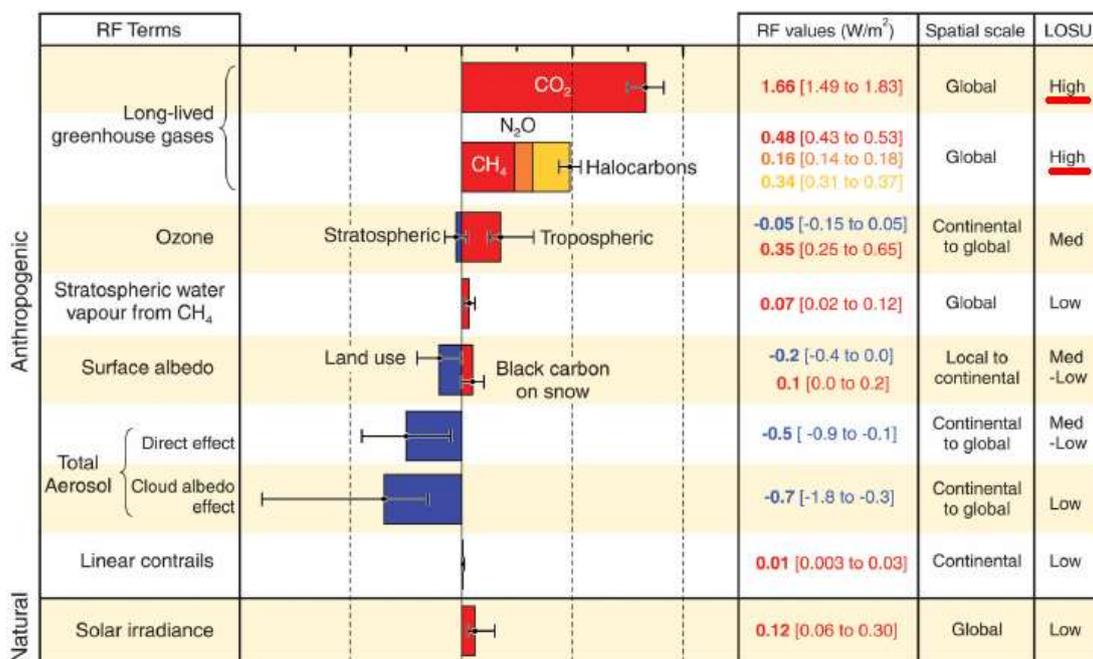


图 1 全球平均辐射强迫 (W/m²)

经过近年来的快速发展, 以中国为代表的发展中国家温室气体排放从总量到排放结构均发生了较大的变化, 而由于工业化和出口增长等因素影响, 含氟温室气体的生产、消费和排放快速增长, 受到国际社会的广泛关注。2009 年美国著名杂志 PNAS (Proceedings of the National Academy of Sciences) 发表文章显示, 2010 年, 全球生产的 CFCs、以及 HCFCs 和 HFCs 的排放, 其全球变暖潜值 (GWP) 约为 20 亿吨 CO₂ 当量水平。按照当前政策、技术和相关国际公约不变的情景预测 (BAU 情景), 到 2050 年上述消费量将达到 50-90 亿吨 CO₂ 当量, 届时的主要排放的含氟温室气体为 HFCs。而其中以中国为首的发展中国家的排放量将远超过发达国家 (Velders, 2009)。为此, 以美国为首的部分国家提出了加快淘汰 HFCs 的公约修正案, 拟在《蒙特利尔议定书》中增加控制 HFCs 的条款。2012 年 2 月, 美国政府协同加拿大等国倡导成立的“气候大联盟 (CACC)”关注的三种(类)温室气体就包括 HFCs (其它为甲烷和黑炭)。随后 G8 峰会期间, 全部 G8 国家表示加入该联盟。

从国际形势来看，控制 HFCs 气体的相关对策研究受到广泛的关注。

1.1.1 氢氟碳化物(HFCs)的温室效应

氢氟碳化物是《京都议定书》下控制的六类温室气体之一，通常简称为 HFCs。主要 HFCs 的基本特性如下表。本研究报告中，都将采用 100 yr 的 GWP(AR4)数值，若 AR4 没有提供，则采用其他可获得数值。

表 1 主要 HFCs 的名称、分子式、大气寿命和全球变暖潜值 (IPCC, 2007)

Designation or Name	Chemical formula	Lifetime (years)	100 yr GWP (SAR)	100 yr GWP (AR4)
HFC-23	CHF ₃	270	11700	14800
HFC-32	CH ₂ F ₂	4.9	650	675
HFC-125	CHF ₂ CF ₃	29	2800	3500
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	14	1300	1430
HFC-143a	CH ₃ CF ₃	52	3800	4470
HFC-152a	CH ₃ CHF ₂	1.4	140	124
HFC-227ea	CF ₃ CHF ₂ CF ₃	34.2	2900	3220
HFC-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	240	6300	9810
HFC-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	7.6	3380	314
HFC-365mfc	CH ₃ CF ₂ CH ₂ CF ₃	8.6	2520	
HFC-43-10mee	CF ₃ CHFCHFCF ₂ CF ₃	15.9	1300	1640

The table is from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Fourth Assessment Report (AR4), Working Group 1, Chapter 2, *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*, Table 2.14, page 212,

http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm

除作为副产物产生的 HFC-23 之外，HFCs 的广泛应用是由于全球实施《蒙特利尔议定书》淘汰 CFCs、HCFCs 和哈龙等消耗臭氧层物质 (ODS)，逐步采用其作为替代品的结果。HFCs 的消耗臭氧层潜值 (ODP) 为零，不对臭氧层损耗直接产生影响，具有相对稳定、无毒、无腐蚀性等特点，其应用领域，实际上也是 CFCs/HCFCs 等 ODS 物质的应用领域。

表 2 HFCs 主要应用领域

物质	HFC-134a	HFC-125&HFC-32	HFC-245fa	HFC-152a	HFC-227ea
应用领域	汽车空调制冷剂	房间空调器制冷剂	发泡剂	制冷设备的制冷剂	灭火剂
	制冷设备的制冷剂	制冷设备的制冷剂	清洗剂/溶剂	发泡剂	
	医用气雾剂				
	其它		其它		

HFCs 类作为温室气体早在 1970 年代已经被关注，其对气候变化做出了贡献（如图 1 所示）（IPCC/TEAP, 2005）。尽管 HFCs 在大气中的浓度很小（IPCC/TEAP, 2005），但是 HFCs 的温室效应比 CO₂ 高 1,000-10,000 倍；而且其全球背景浓度处于快速上升的状态。

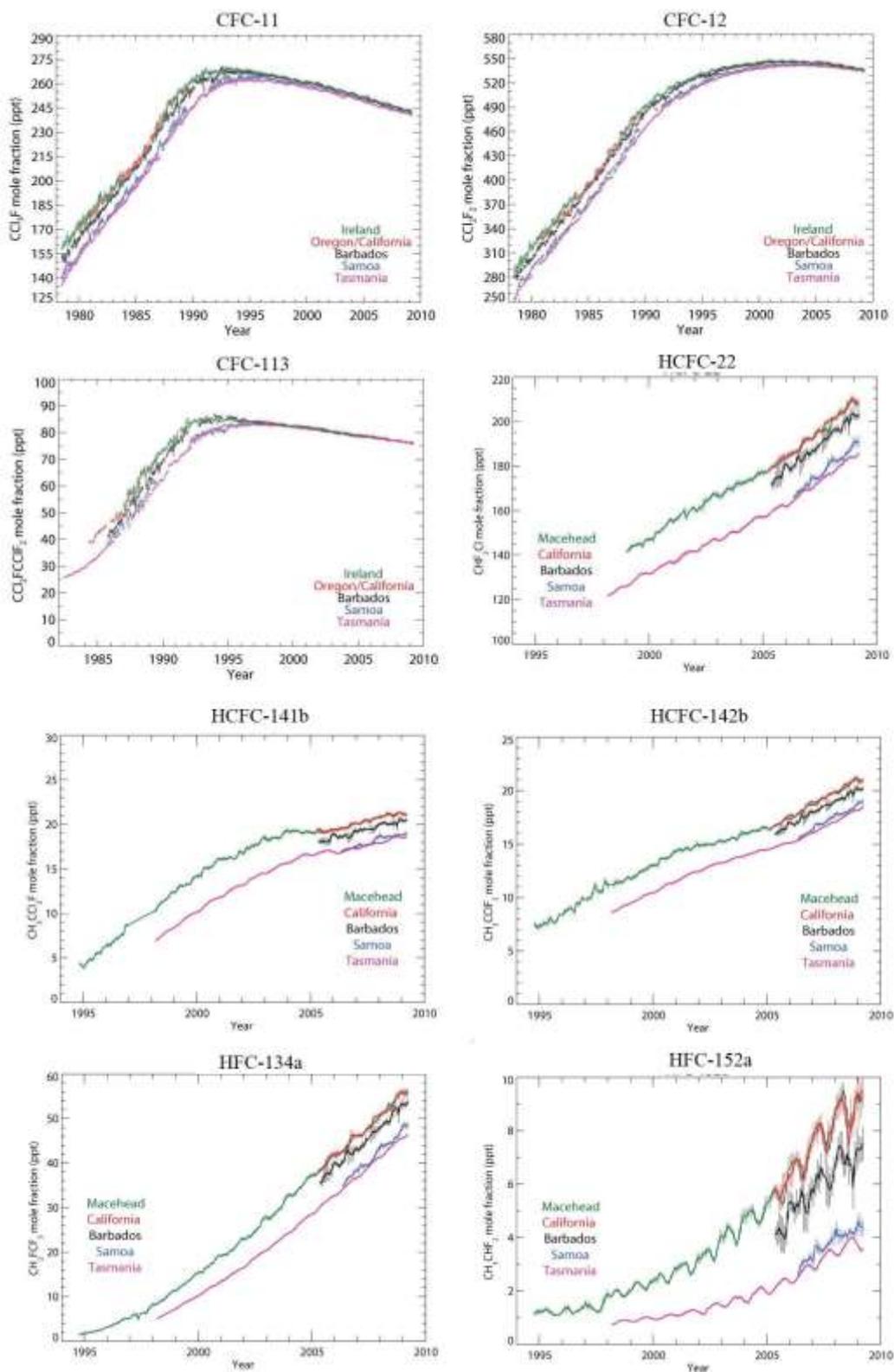


图 2 主要含氟气体大气浓度变化 (AGAGE, 2009)

从 1750 年到 2000 年期间, 由于工业产生的卤烃的增加引起的正的直接辐射强迫总量估计约为 $0.33 \pm 0.03 \text{ Wm}^{-2}$, 相当于同期所有混合温室气体增加引起的总

辐射强迫的 13% (IPCC, 2007)。事实上, 迄今为止, HFCs 在全部含氟温室气体 (CFCs、HCFCs 和 HFCs 等) 中的比例并不高。这是因为按照《蒙特利尔议定书》的要求, 发达国家基本上在 2010 年完成 HCFCs 的淘汰, 如美国在 2010 年才完全禁止用于空调的 HCFC-22, 而采用 HFC-410A 替代 HCFC-22; 而在发展中国家, 淘汰 HCFCs 的活动要到 2013 年才开始。

如上所述, 按照 Velders 等的计算预测 (如下图 3), 按照当前政策技术和相关国际公约不变的情景预测, 到 2050 年 HFCs 的消费将达到 50-90 亿吨 CO_2 当量水平, 相应辐射强迫为 $0.18\text{-}0.33\text{W/m}^2$ 。《京都议定书》设定在 2008-2012 年期间的年减排目标约为 20 亿吨 (Velders, 2007), 而这一增长足以抵消《京都议定书》实现的减排的温室气体的效益。基于 Velders 等的计算预测, 高估情景下相比 IPCC SRES CO_2 排放估算 HFCs 排放水平见图 4。

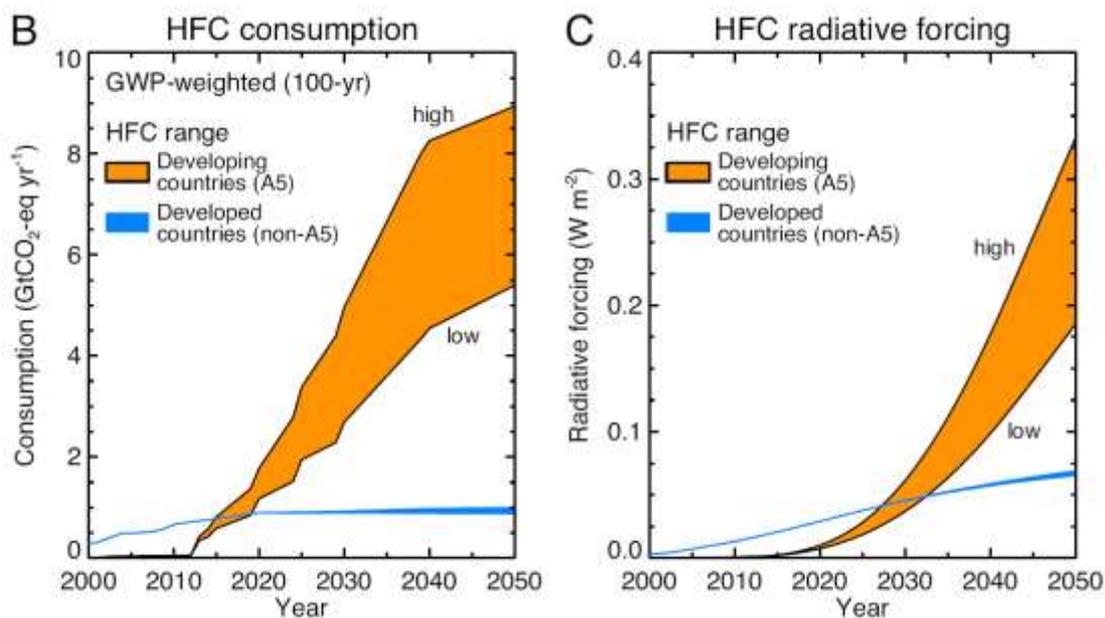


图 3 未来全球 HFCs 消费预测和排放的辐射强迫(Velders, 2009)

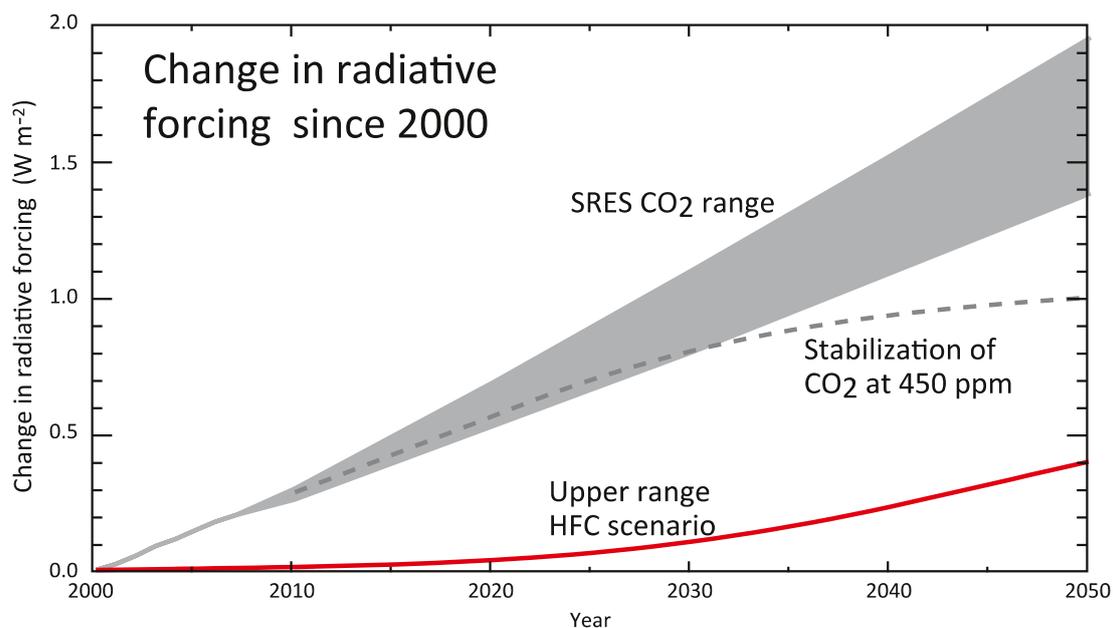


图 4 高估情景下相比 IPCC SRES CO₂ 排放估算 HFCs 排放水平¹

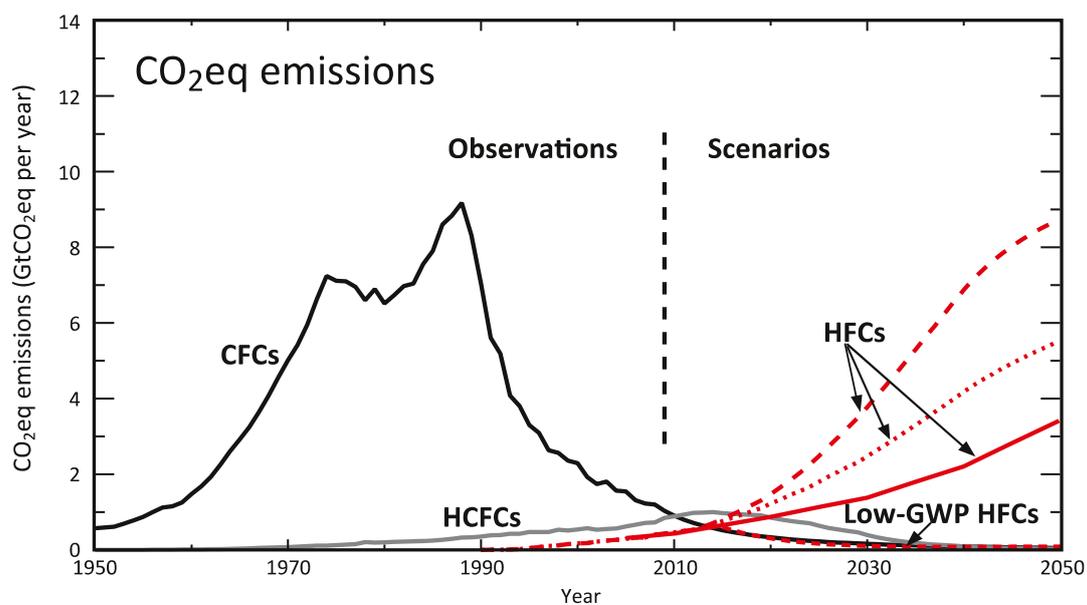


图 5 主要 F-gas 的历史排放和预测排放

现有的全球大气观测站（图 2 和图 6）的数据，也证明了 HFCs 排放的快速增加。

¹ HFCs, a Critical Link in Protecting Climate and the Ozone Layer(UNEP 2011)

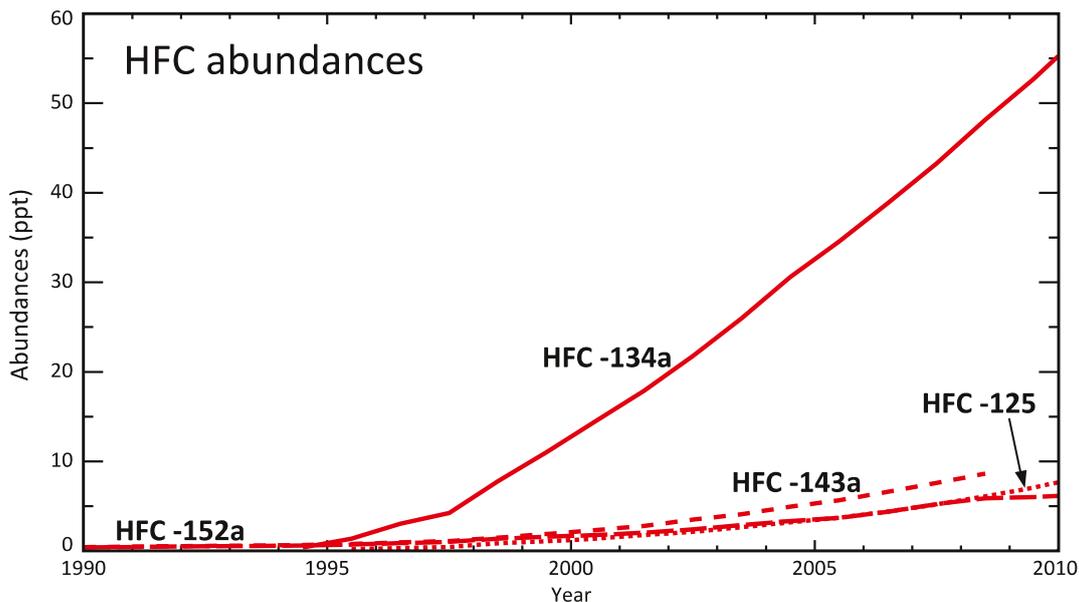


图6 过去20年主要HFCs大气浓度变化

除影响气候外，部分HFCs的持续降解产物（例如三氟乙酸，TFA）可以通过沉积和冲洗过程从大气中清除。当浓度达到 1000 ug L^{-1} 时，TFA对于一些水生生物是有毒的。当前的观测数据表明海洋中TFA的典型浓度约为 0.2 ug L^{-1} ，而在死海和内华达湖观测到的浓度高达 40 ug L^{-1} ，这表明TFA浓度与盐化学之间存在联系。基于HFCs排放预估值值的计算表明，由于HFCs和其它化学品的降解，预计2010年雨水中的TFA浓度在 $0.1\text{-}0.5 \text{ ug L}^{-1}$ 之间（IPCC/TEAP, 2005）。但如果HFC的使用快速增长，并且其它来源同时增大的话，TFA也可能带来水生生态的环境风险。

HFCs对全球、区域和局地的空气质量的影响与其排放量、化学性质和分布有关。HFCs等属于挥发性有机物，挥发性有机物在对流层和OH自由基发生反应，减少OH自由基浓度。OH自由基是大气重要的氧化剂，有大气“清洁剂”之称。HFCs的OH自由基消耗速率 $10^{-9}\text{-}10^{-5} \text{ S}^{-1}$ ，远小于痕量气体的OH自由基消耗速率（如 CH_4 和 CO 的反应速率为0.23和0.61）。此外，挥发性有机物有产生臭氧的潜力。

综上所述，目前HFCs对全球和区域空气质量影响很小，主要环境影响为气候变化。除以上直接环境影响之外，由于使用不同工质导致设备的能源效率不同（Fischer, S.K.等1991；James R. S等，1997；Onishi, H等，2004），影响设备运行的能耗，产生间接环境影响。由于中国主要采用化石燃料，因此使用更节能的替代品，对节约资源和节能减排具有十分重要的意义。

1.1.2 控制 HFCs 的国际行动

HFCs 最初作为目前较为理想的 ODS 替代品而消费量不断提高。特别对中国等发展中国家而言，2010 年刚刚完成 CFCs 的淘汰，正在准备淘汰 HCFCs 等低 ODP 值的 ODS。因此 HFCs 作为替代品其生产和消费都出现了较快的增长（O'Doherty S.J 等, 2004; Greally BR 等, 2007; WMO/UNEP, 2006）。然而，HFCs 在发达国家已经开始控制，如英国（DTER, 2000）、日本（Japan, 2002）、法国（CIES, 2001）等在内的一些发达国家对 HFCs 和 PFCs 等物质的生产消费开展控制，所采取措施包括加大温室气体课税、限制使用以及制定具体的削减方案等。

欧盟国家历来是积极应对气候变化、大力推行温室气体减排的先驱，也是迄今在世界各地中开展含氟温室气体排放控制方面走在最前面的国家。2000 年 6 月，欧盟启动了“应对气候变化行动计划”，提出包括 HFCs 在内各领域减少温室气体排放，欧盟各国纷纷采取各种手段进行 HFCs 排放削减和控制。

2009 年 12 月 7 日，美国 EPA 就《清洁空气法》中有关于温室气体的环境和健康影响相关说明性条款（第 202a 节）通过了两项裁定：一是“认为当前和未来预计的六种主要温室气体——二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)、一氧化二氮(N₂O)、氢氟化碳（HFCs）、全氟化碳（PFCs）和六氟化硫（SF₆）的大气浓度上升，会威胁到当代及后代人的健康和福利”；二是“认为从新的机动车及新的机动车引擎中排放的上述温室气体促成了温室气体污染，并威胁到公共健康和福利”。上述两项裁定为美国政府对 HFCs 等温室气体采取进一步控制措施提供了法律和行政管理依据。

2010 年 6 月 5 日，美国、加拿大和墨西哥三国联合发布了一项削减和替代 HFCs 这一潜在温室气体的提议，提出扩大旨在控制 ODS 的《蒙特利尔议定书》的控制范围，将 HFCs 纳入其中，提出逐步削减 HFCs 消费这一重要且不断增长的温室气体，以应对气候变化。该提议提出，以 2004-2006 年 HFCs 消费水平为基线，工业化国家（非《蒙特利尔议定书》第五条国家）将自 2014 年起逐步削减 HFCs 消费，直至 2033 年削减 85%；发展中国家和经济转型国家（《蒙特利尔议定书》第五条国家）自 2017 年开始逐步削减 HFCs 消费，直至 2043 年削减 85%，如下表和下图所示。

表 3 美国、加拿大和墨西哥联合建议 HFCs 控制削减时间表

Non-Article 5 Parties		Article 5 Parties	
Year	Cap(% of Baseline)	Year	Cap(% of Baseline)
2014	90%	2017	90%
2017	80%	2021	80%
2020	70%	2025	70%
2025	50%	2029	50%
2029	30%	2035	30%
2033	15%	2043	15%

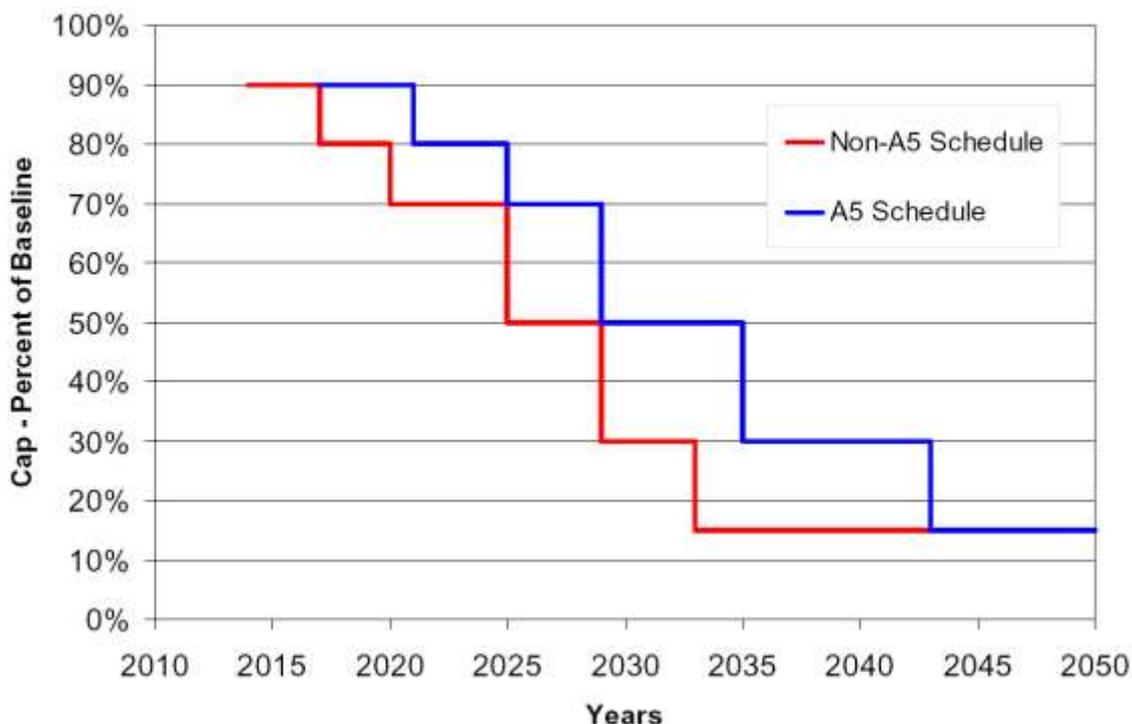


图 7 美国、加拿大和墨西哥联合建议 HFCs 控制削减路线图

中国政府于 1998 年签署、2002 年批准《京都议定书》。中国作为发展中国家，暂不承担二氧化碳的减排义务，并未对 HFCs 物质开展控制。但中国是二氧化碳排放量较大的国家 (Earth policy institute, 2006)，减少温室气体排放将成为重点关注问题。尤其是 2009 年中国政府决定到 2020 年将单位国内生产总值(GDP)二氧化碳排放比 2005 年下降 40%至 45%，HFCs 的淘汰控制成为一个重要话题。

1.1.3 淘汰 ODS 对温室气体减排的贡献

针对含氟温室气体的环境影响和控制效益研究最初起源于针对臭氧层消耗物质的研究，由于 CFCs 和 HCFCs 等主要 ODS 均与 HFCs 一样具有高的温室效应 (高 GWP)，淘汰 CFCs 和 HCFCs 等对减排温室气体也有十分重要的意义 (Wigley,1988; Fisher, 1990; Den Elzen 等, 1992; Solomon, 1996; Froster, 2005;

Velders, 2007)。经历了 ODS 的淘汰历程, CFCs、HCFCs 和 HFCs 的总 CO₂ 当量排放从 1990 年左右的 7 Gt CO₂.eq y⁻¹ 减少到 2000 年左右的 2.5 ± 0.2 Gt CO₂.eq y⁻¹, 分别相当于来自全球化石燃料燃烧的 CO₂ 年排放的 33% 和 10% (IPCC/TEAP, 2005), 这是由于替代物质通常具有较低的 GWP 值甚至无 GWP 值, 并且卤烃的总排放已经减少; 然而由于长寿命和来自库存的排放影响, 在未来 40-50 年其仍旧是辐射强迫的主要贡献者, 并且到本世纪末 HFCs 是卤烃中最主要的辐射强迫贡献者 (IPCC, 2007)。Wigley(1988)的结论表明《蒙特利尔议定书》下 1986-2030 年 CFCs 的辐射强迫为没有《蒙特利尔议定书》情景的 14%-36%。Froster 等(2005)的研究结论表明 2010 年以后卤烃的辐射强迫将减少。Velders 等(2007)对履行《蒙特利尔议定书》产生的气候变化环境效益的研究结果表明: 到 2010 年, 将会削减大约 0.23Wm⁻² 的来自 ODS 的辐射强迫, 相当于 7-12 年人类活动产生的 CO₂ 的辐射强迫增值(取决于 ODS 的 3%/7% 的年增长率), 每年削减 11 Gt CO₂.eq, 相当于《京都议定书》第一期 2008—2012 年减排量的 5-6 倍。M. Steinbacher (2008) 的研究表明《蒙特利尔议定书》对 CFCs 和 HCFCs 的控制使得 1989—2006 年辐射强迫平均减少 5.9-10.5 mWm⁻²yr⁻¹, 然而其没有考虑替代品的环境影响。万丹等(2009)的研究还表明中国履行《蒙特利尔议定书》对全球气候变化具有十分重要的意义。

伴随 HCFCs 的淘汰, HFCs 的生产和消费出现了较快的增长, 因此履行《蒙特利尔议定书》使用 HFCs 替代造成的气候变化的影响引起广泛的关注。Steinbacher 等(2008)以 1989 年没有《蒙特利尔议定书》的情景为基线, 并假设 CFCs 浓度以 2%-3% 的速度增长; 通过与 CFCs 的实测浓度比较, 并综合考虑了其他温室气体包括 HFCs 的增长, 计算得到履行《蒙特利尔议定书》得到了年减少 12%-22% 的辐射强迫增值的环境效益。Froster 等(2005)的研究结论表明 2010 年以后卤烃贡献的辐射强迫将减少, 然而考虑 HFC-134a 浓度的增长, 到 2040 年后卤烃引起的辐射强迫将比 2010 年增长。Ashford 等(2004)估算了在履行《蒙特利尔议定书》过程中, 提高含氟气体回收率, 并选择低 GWP 替代品(如考虑替代 HFC-134a 等 HFCs)相比于仅履行《蒙特利尔议定书》, 不考虑低 GWP 替代品两种情景对全球气候变化的影响。结果表明, 选择低 GWP 替代品(如考虑替代 HFC-134a 等 HFCs)和仅考虑履行《蒙特利尔议定书》, 二者相比基线情景, 2015 年分别减排 857 Mt CO₂.eq 和 565 Mt CO₂.eq。Winfried S.等(1999)估算了德国各行业采取不同控制措施控制 HFCs 相比没有控制 HFCs 情景, 2010 年减少 HFCs 排放量为 9.07 Mt CO₂.eq。

中国针对履行《蒙特利尔议定书》的环境效益也做了一些研究，如李春梅等（2005）基于《蒙特利尔议定书》对第五条国家 2040 年完全淘汰 ODS 的规定对中国《蒙特利尔议定书》的臭氧耗损进行研究，但没有对气候变化进行研究。万丹等（2009）研究了中国履行《蒙特利尔议定书》下未来 ODS 的排放对臭氧耗损和气候变化的影响，但是只考虑了 ODS 的环境影响，没有考虑 HFCs 增加的环境影响。万婷婷等（2010）研究了中国房间空调行业替代 HCFC-22 采用 HFC-410A 可能带来的气候变化影响。上述研究共同的特点是没有考虑消费 HFCs 带来的环境影响，无法满足当前气候变化影响研究对温室气体排放数据的需要和制定控制对策的需要。

1.1.4 中国 HFCs 控制管理的机遇与挑战

气候变化问题日益受到国际社会的关注，特别是 2009 年哥本哈根会议以来，减排温室气体成为主要议题。而减排目标是什么、减排的成本如何、如何减排、谁来减排等成为关注的焦点。与此同时，温室气体的排放的气候效应依然是最基本的科学问题。中国作为 HFCs 的生产和消费大国，对 HFCs 的管理决策需求体现在三个方面。

（1）2009 年 11 月 26 日，中国政府正式宣布控制温室气体排放的行动目标，到 2020 年单位国内生产总值(GDP)二氧化碳排放比 2005 年下降 40% 至 45%。尽管这一目标相对宏观，但面临快速消费增长和排放增长的 HFCs 行业已经没有多少空间。因为 2005 年，中国的 HFCs 行业才处于起步阶段，2005 年之后消费水平保持 20% 以上的水平增长，面临 2020 年不到 10 年时间的强大减排任务，不得不考虑 HFCs 的控制问题。

（2）尽管后《京都议定书》谈判达成结论，以美国为首的国家提出加速淘汰 HFCs 的《蒙特利尔议定书》修正案已经被探讨 2 年多的时间，有关 HFCs 控制时间表也已经被广泛讨论。但在 2012 年 2 月，美国国务卿希拉里宣布，美国将与加拿大、墨西哥、瑞典、加纳、孟加拉国以及联合国环境规划署联合发起成立气候和清洁空气联盟，采取行动减少黑碳、甲烷以及氢氟碳化合物的排放；再次将 HFCs 的控制和淘汰推向了全球关注的核心。随后 G8 国家全部加入该联盟，部分发展中国家也成为成员国。

(3) 从环境浓度的角度，2005 年之后，大气 HFCs 浓度水平年增长速度超过任何其他温室气体，这与中国在相关研究中观测到的大气浓度变化趋势是一致的。这一环境浓度变化更加证实了控制 HFCs 排放的环境保护需求。

按照《蒙特利尔议定书》，发展中国家将从 2013 年开始冻结和淘汰 HCFCs，而从发达国家来看，HFCs 将作为重要的替代品之一替代 HCFCs，这必将驱动 HFCs 的消费和排放快速增长并超过 GDP 增长的水平。中国已经开始启动 HCFCs 的淘汰，并于 2011 年 7 月获得联合国多边基金 2.7 亿美元的资助用于 HCFCs 消费行业淘汰；尽管中国在淘汰活动中的替代技术选择尽量避免采用 HFCs，如积极推动 R-290 (HC) 替代房间空调器 HCFC-22 而不采用发达国家采用的 HFC-410A，但是由于其它替代技术的可获得性、或者安全性等问题，也包括国内外法规标准的限制问题，HFCs 依然将可能被广泛用于替代 HCFCs，在许多行业甚至是唯一的选择。

1.2 主要发达国家 HFCs 排放与控制行动

1.2.1 政策背景

HCFCs 因其臭氧消耗潜势 (ODP) 大于零，仍属《蒙特利尔议定书》受控的臭氧层消耗物质，根据 2007 年 9 月《蒙特利尔议定书》缔约方新达成的协议，发达国家将于 2020 年全面停止 HCFC 的生产和使用，包括中国在内的发展中国家应在 2013 年冻结 HCFCs 的生产和消费，2015 年削减 10% 的基线水平的生产和消费，2030 年基本淘汰 (97.5% 的基线水平) HCFCs 作为 ODS 用途的生产和消费。HFCs 作为 ODS 的替代物质，其 ODP=0，从保护臭氧层的方面是非常理想的替代品，也是成熟的替代品。

欧盟研究报告指出，HFCs 的制冷剂排放正逐年上升，已经达到欧洲十五国的温室气体排放总量的 1%，如下图所示。根据 2005 年联合国政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 的统计数据，如果不采取措施减排 HFCs，其排放量将从 2002 年的 4 亿吨二氧化碳当量升至 2015 年的 12 亿吨二氧化碳当量。有数据显示，如果不采取措施减排 HFCs，到 2050 年，其引起全球变暖的贡献率将从 2004 年的 1% 急速上升到 8.6%，届时 HFCs 所折合的二氧化碳排放当量将相当于 2004 年全世界所有轿车二氧化碳排放当量的总和。IPCC 在 2007 年 11 月发布的第四次评估报告中称，HFCs 是未来引起全球变暖的主要隐患之一。

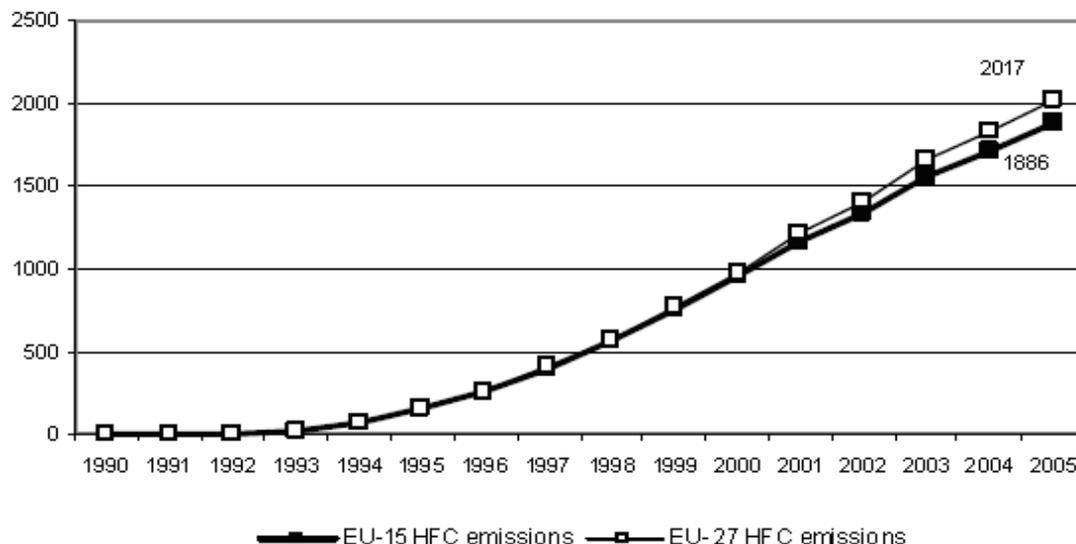


图 8 欧盟国家 HFCs 制冷剂的排放趋势

HFC-134a 和 HFC-23 是目前向环境排放的主要 HFCs,前者作为 CFCs 及 HCFCs 的替代品,大量广泛用于各类制冷空调设备,后者则源自 HCFC-22 生产的副产物无意排放。面对 HFCs 这一重要温室气体的迅速增长趋势,世界主要发达国家在近年来纷纷制订和采取 HFCs 排放控制政策和行动,限制或禁止 HFCs 的使用,减少 HFCs 的环境排放,倡导环境友好的替代制冷剂的应用。

1.2.2 欧洲含氟温室气体控制政策和措施

欧盟国家历来是积极应对臭氧层破坏、气候变化、大力推行温室气体减排的先驱,也是迄今在世界各地中开展含氟温室气体排放控制方面走在最前面的国家。欧洲绝大多数国家严格淘汰 HCFC,且往往制定了早于《蒙特利尔议定书》的淘汰时间表。例如,丹麦禁止所有行业和场所使用 HCFC(2002 年 1 月);芬兰适当放宽特殊行业 HCFC 禁用时间;挪威 HCFC 生产使用量 2013 年减少 95%,2015 年全部淘汰;瑞典则已对 HCFC 生产全面禁止。欧盟于 2006 年通过 2006 / 40 / EC 指令:“2011 年开始控制汽车空调方面 HFC 使用,2017 年完全淘汰 GWP 值大于 150 的工质”,主要针对 HFC-134a 在汽车空调的使用。

2000 年 6 月,欧盟启动了“对应气候变化行动计划”,提出在包括 HFCs 在内各领域减少温室气体排放,欧盟各国纷纷采取各种手段进行 HFCs 排放削减和控制。经济手段和管制禁令成为继自愿行动之后欧洲国家采取 HFCs 控制手段。丹麦提出,从 2001 年 3 月 1 日起,根据 HFCs 的“温室效应潜能”(GWP)值的大

小征收不同的税值，例如 HFC-134a 的 GWP 值为 130，每公斤 HFC-134a 征税 20 美元左右，并计划从 2007 年 1 月起在新设备中禁用 HFCs；挪威提出，从 2003 年起对 HFCs 征税，而且其税值比丹麦高 80%；德国则在当时提出，从 2007 年起汽车空调中使用的 HFC-134a 将逐步被 CO₂ 等技术替代；奥地利立法提出，从 2008 年到 2012 年，在汽车空调和其它应用领域内淘汰 HFC-134a；瑞典则对大气寿命大于 2 年的 HFCs，采取了与奥地利相似但略有不同的控制方案。欧洲各国采取的 HFCs 管理措施如表 4 所示。

2006 年，欧盟发布了“含氟温室气体管理条例”（F-gas Regulation 842/2006，下简称 F-Gas 法规）和“关于机动车空调系统温室气体排放控制指令（Directive 2006/40/EC，简称 MAC 指令），正式建立了 HFCs 减排控制法规。

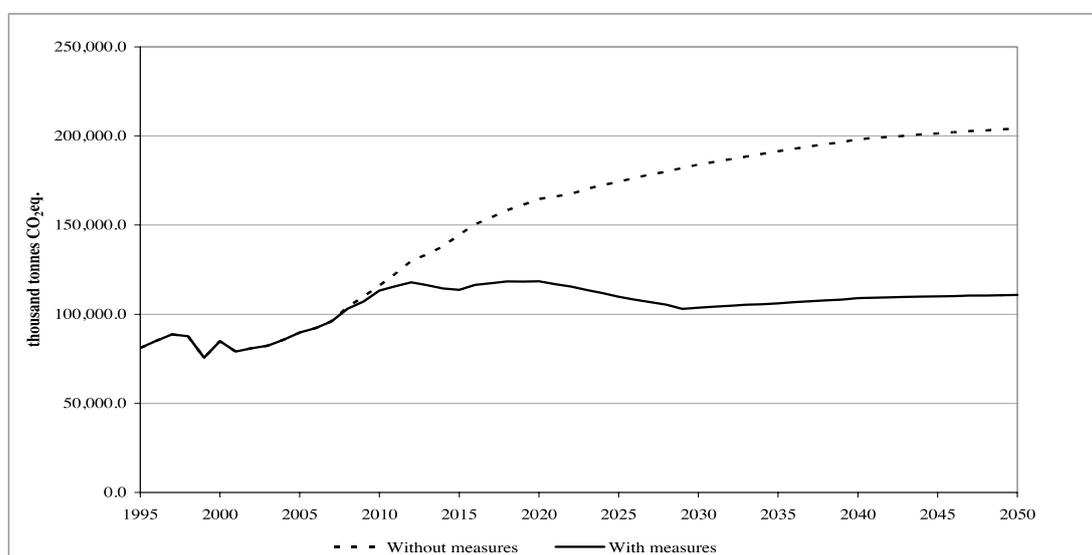


图 9 Projections of F-gas emissions in the EU without and with the measures in the F-gas Regulation and the MAC Directive²

表 4 欧洲各国对 HFCs 等含氟温室气体采取的限制措施

国家	HFC 限制措施
挪威	对含 HFC 的进口产品及设备征收污染税
丹麦	自 2006 年起，禁止进口、销售并使用含 HFCs 的新产品，并对含 HFC 设备征收污染税
奥地利	2008 年起，禁止 HFCs 在多种设备上的使用
瑞士	2008 年起，禁止 HFCs 在多种设备上的使用
瑞典	2008 年起，禁止 HFCs 在汽车空调上的使用
法国	执行欧盟特点含氟温室气体法规
德国	执行欧盟特点含氟温室气体法规

²On the application, effects and adequacy of the Regulation on certain fluorinated greenhouse gases (Regulation (EC) No 842/2006)

意大利	执行欧盟特点含氟温室气体法规
荷兰	执行欧盟特点含氟温室气体法规

F-Gas 法规是针对使用特定含氟温室气体的固定式设备的管理法规，包括污染防治、回收、产品上市限制、标识制度、泄漏检查规定以及人员培训认证等内容，其基本目标是对《京都议定书》涵盖的含氟温室气体，采取防止泄漏、限制使用等措施，从而达到减少温室气体排放的目的。

F-Gas 法规规定了制冷设备、空调及热泵设备和消防系统的防泄漏条款，主要包括：欧盟委员会将在 2007 年 7 月 4 日之前制定泄漏检测标准（法规第 3.7 条），这一标准将成为操作者使用“所有技术上可行且不导致不合理成本的措施”来防止含氟气体的泄漏以及对检查到的泄漏进行尽快维修。必须由经过培训认证的人员（法规第 5 条）对设备和系统进行定期泄漏检查，对于用量超过 3kg（含 3kg）的设备和系统至少每 12 个月检查设备和系统一次（该规定不适用于密封的、且含氟气体装载量小于 6kg 的设备和系统），对于用量超过 30kg（含 30kg）的设备和系统至少每 6 个月检查设备和系统一次（如已安装合适的泄漏检测装置，则每 12 个月检查一次），对于用量超过 300kg（含 300kg）的设备和系统至少每 3 个月检查一次（如已安装合适的泄漏检测装置，则设备和系统每 6 个月检查一次，上述类设备和系统必须安装泄漏检测装置；含氟气体用量超过 300kg（含 300kg）的设备和系统，其泄漏检测装置至少每 12 个月必须检查一次；在 2007 年 7 月 4 日之前安装的消防系统，必须于 2010 年 7 月 4 日之前配备泄漏检测装置；对于含氟气体用量超过 3kg 的设备或系统，操作者必须记录在维护、维修和最终处置的过程中使用、添加以及最后回收的含氟气体的类型和数量，此外还必须记录提供维修服务的公司或技术人员的信息、检查日期以及检查结果等。

F-Gas 法规规定，对制冷设备、空调及热泵设备、含溶剂的设备、消防系统及高压开关设备，必须确保由经过培训认证的人员对设备中的含氟气体进行回收、再生或销毁；对其他应用领域中使用的含氟气体，应在技术上可行且不导致不合理成本的前提下，尽可能予以回收。F-Gas 法规还建立了培训、认证及审议制度，提出：对与防泄漏要求相关的含氟气体设备或系统，欧盟管理委员会（根据法规第 12.2 条成立的）将在 2007 年 7 月 4 日之前就参与设备或系统的安装、维护和维修的公司和技术人员的培训和认证项目制定最低要求和条件，以便成员国之间达成互认；认证项目将涵盖相关法规和标准的内容，以及防止 F-Gas 气体排放以及气体回收方面的必要的技能。在此基础上，成员国应在 2008 年 7 月 4 日之前

制定或修改其各自的培训和认证要求,并对其他成员国颁发的认证证书予以认可;在 2009 年 7 月 4 日之前,成员国应确保有关公司在对含氟气体设备或系统进行安装、维护或维修时,只能将含氟气体交接给经过培训认证的技术人员。此外,制冷设备、空调热泵设备、消防系统及设备、高压开关设备以及所有用于运输和存储含氟气体的容器都必须进行标识。

欧盟 MAC 指令则主要针对汽车空调的 HFCs 排放的。其中主要规定包括:成员国需保证执行指令所规定的汽车空调泄漏检测,其泄漏率不得超过规定的最大允许泄漏值;2011 年 1 月 1 日以后的汽车型号,不得安装 GWP>150 的 MAC 系统;2017 年 1 月 1 日起,全部车型都不得安装 GWP>150 的 MAC 系统,2011 年 1 月 1 日以后的型号,不得填灌 GWP>150 的 F-gas;2017 年 1 月 1 日起,除非之前使用此类 MAC 系统的再填灌,所有车都不得填灌 GWP>150 的 F-gas;出现异常泄漏的 MAC 系统,直到必要的修复之后才可以填灌 F-gas。

1.2.3 日本含氟温室气体控制政策和措施

日本对 HFCs 的控制措施同样先是以自愿协议的方式进行。自愿性的 HFCs 减排行动以相关行业和地方政府为主体,通过自愿结成联盟或是企业的单方环境友好行为进行。1998 年 4 月,十个工业部门的 19 个行业组织在财政部和国际贸易和工业部的指引下为限制 HFCs, PFCs 和 SF₆ 的排放制定了自愿行动计划,以回收制冷剂的氟碳化合物为主。对于上述 HFCs 自愿回收减排行动,日本政府则由通产省进行跟踪,同时,政府对参加上述自愿行动的企业采取经济激励政策,根据不同部门实际情况,提供不同程度的低息国家贷款和税收优惠。

2001 年后,日本相继出台了针对含氟温室气体的管理规定。尤其是在《京都议定书》签订后,日本政府制定了新的"防止全球变暖措施指引",确保在各部门实现《京都议定书》中的 6% 削减承诺。2001 年 4 月,在先期开展的制冷剂回收自愿行动的经验基础上,日本开始实施《指定家电的循环利用法》(Law for Recycling of Specified Home Appliances),要求制造商,如电冰箱和空调,以循环利用的方式回收制冷剂,强制推广制冷剂的循环使用。同年 6 月,日本颁布了专门针对包括 HFCs 以及 CFCs、HCFCs 在内的《氟碳化合物回收和销毁法》(the Fluorocarbons Recovery and Destruction Law)。

《氟碳化合物回收和销毁法》的目标是：通过对包括 HFCs 以及 CFCs、HCFCs 在内的所谓“氟碳化合物”进行规范化的回收和销毁，设定相关操作方的责任和义务，限制此类物质的大气排放。该法律明确禁止任何可被避免的氟碳化合物的排放。法律所规范的范畴包括了工商制冷设备和汽车空调，规定的责任方包括氟碳化合物及相关设备的制造方、日本公民、中央及地方政府，指出上述各方均负有“在设备报废前确定回收氟碳化合物、开发替代物质或替代设备，限制氟碳化合物从设备中排放”的责任。该法律对各类氟碳化合物设备的各责任方的具体责任作出了明确规定，包括登记、注册、许可、付费、标识、记录等程序或资质性要求，明确提出禁止随意排放氟碳化合物，还对各级政府管理部门需相应承担的行政、立法及推动研发责任作出了明确规定。图 10 显示了《氟碳化合物回收和销毁法》对于汽车空调行业的基本管理要求。

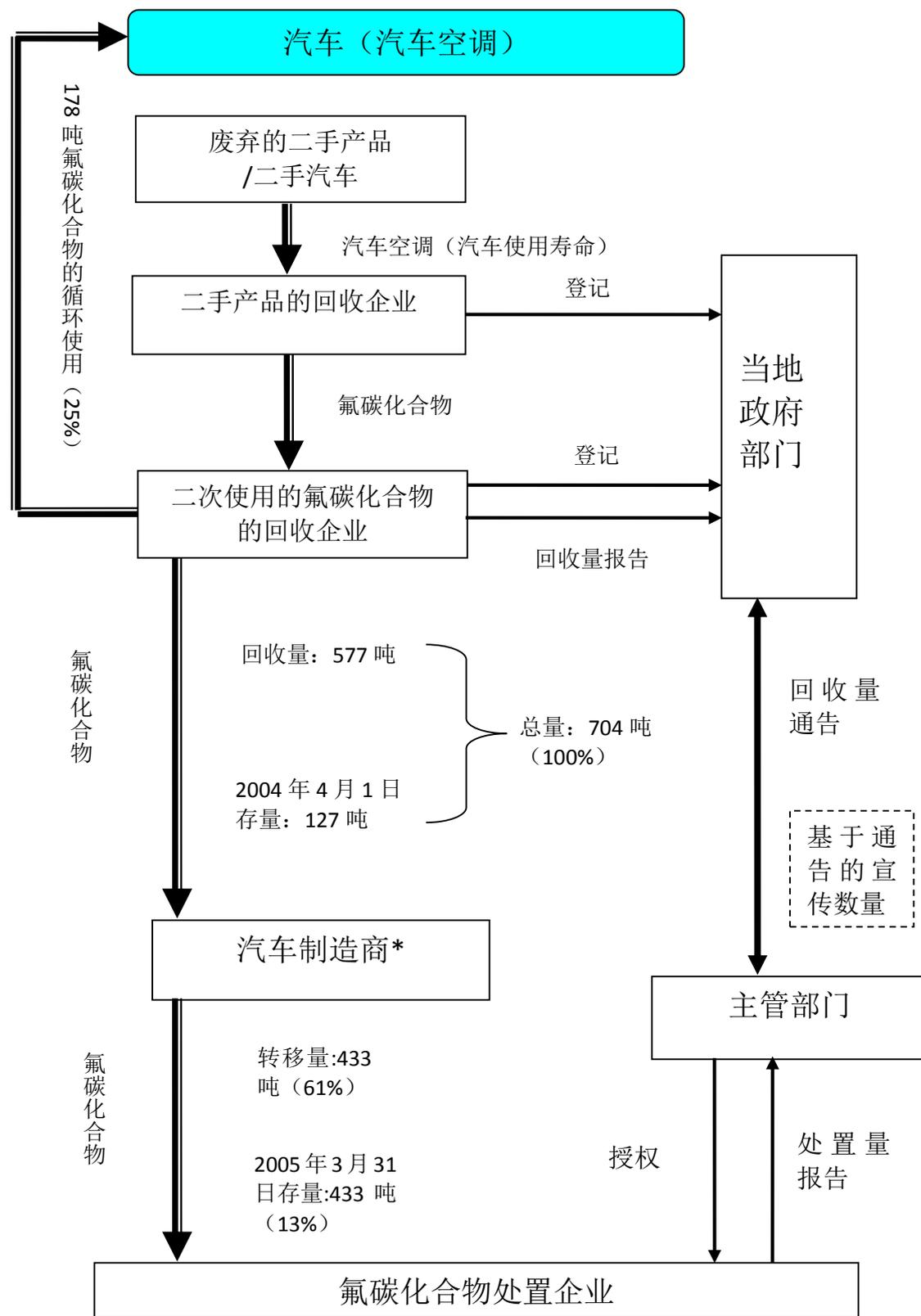


图 10 日本《氟碳化合物回收和销毁法》对于汽车空调行业的基本管理要求

2002 年 7 月，继《氟碳化合物回收和销毁法》之后，日本又颁布了《报废汽车回收法》（End-of-Life Vehicles Recycling Law），对报废汽车中的氟碳化合物回

收和处置进行了具体规定。该法律规定，自 2005 年 1 月 1 日，；汽车制造商必须回收含氟碳化合物的汽车空调，汽车空调中氟碳化合物的回收由《氟碳化合物回收与销毁法》监督。

《报废汽车回收法》明确了汽车所有者，报废汽车回收商，汽车制造商与进口商各自的责任，主要包括：汽车所有者在购买汽车时，必须支付一笔包含所有回收成本的回收费用；汽车制造商必须明确并公布回收费用的数额；汽车所有者必须将报废汽车交给报废汽车回收商；回收商将汽车转交给氟碳化合物处理者；氟碳化合物从汽车空调中回收来之后，将交给汽车制造厂；销毁人员将负责处理氟碳化合物之类的物质，并向公共机构报告。《报废汽车回收法》还具体规定了回收、转移此类物质的操作守则，并监管对含氟碳化合物汽车空调的标志分类。图 11 显示了《报废汽车回收法》规定下的报废汽车氟碳化合物回收流程。

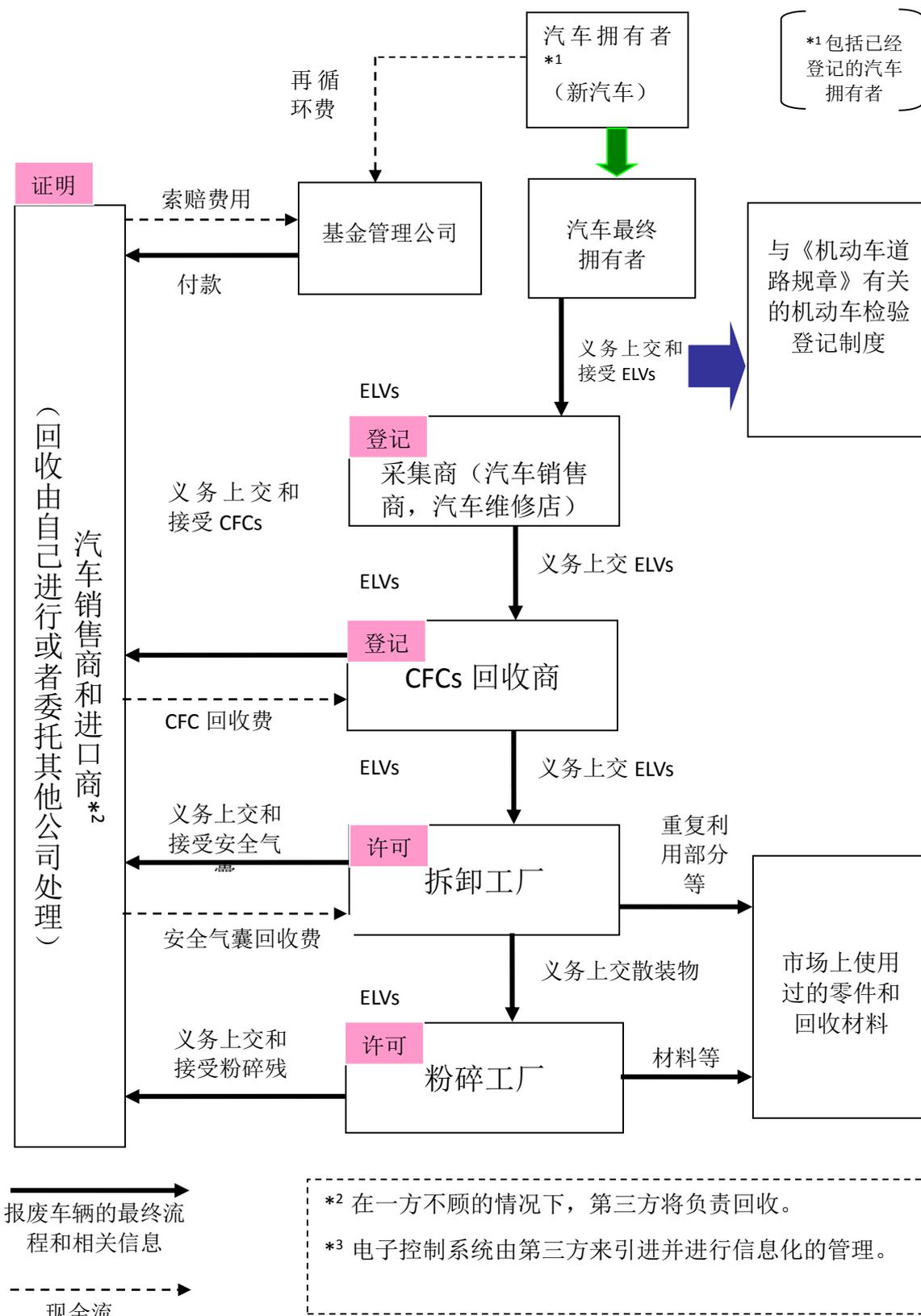


图 11 《报废汽车回收法》规定下的氟碳化合物回收流程

在采用措施进行源头控制的同时，日本政府还会考虑到实际供货的安全性、经济可行性和能源效率等，把货物信息和可能的低温室效应替代产品信息进行选择公开，指引公众的选择消费行为，推进 HFCs 减排和替代。

1.2.4 美国含氟温室气体控制政策和措施

美国的《清洁空气法》对于控制 HCFCs 具有明确的管理规定，通过执行相应的议案限值 HCFC 类物质使用，并对 HCFCs 生产和销售商进行经济补偿，严格控制进、出口量，以淘汰和控制 HCFCs，控制进程见表。

表 5 美国 HCFCs 淘汰与《蒙特利尔议定书》进程比较

Montreal Protocol		United States	
Year to be Implemented	Reduction in Consumption and Production	Year to be Implemented	Implementation of HCFC Phaseout through Clean Air Act Regulations
2004	35.0%	2003	No production and no importing of HCFC-141b(solvent / foam-blowing)
2010	75.0%	2010	No production and no importing of HCFC-142b and HCFC-22, except for use in equipment manufactured before 1/1/2010 (so no production or importing for NEW equipment that uses these refrigerants)
2015	90.0%	2015	No production and no importing of any HCFC, except for use as refrigerants in equipment manufactured before 1/1/2020
2020	99.5%	2020	No production and no importing of HCFC-142b (foam-blowing /refrigerant)and HCFC-22
2030	100.0%	2030	No production and no importing of any HCFC

在 1995 年生效的《清洁空气法》第 608 节，提出了美国控制空调设备中 ODS 替代物质排放的基本政策和规定，基本规定是：“禁止在空调设备的维护、修理和处置过程中的任何 CFC 和 HCFCs 替代物质的有意排风、释放和废弃，除非 EPA 确认此类排放对环境不构成威胁。”。实际上，早在 1998 年，美国 EPA 既提出

一项关于回收包括 HFCs 在内的替代制冷剂的相关规定的立法提案（Proposed Regulations for Recycling of Substitute Refrigerants），提出将现有针对 CFC 和 HCFC 的回收和处置各项管理规定扩展到 HFCs 等其他 ODS 替代物质，包括：任意排放禁令、维修保养规范、回收或回用要求、泄漏维修要求、从业资质认证、交易限制规定、安全处置要求等。然而，经过进行各方意见征求和论证，在 EPA 分别于 2004 和 2005 年通过的“关于制冷剂替代物质排出和交易的法令”（Rule on Venting and Sales of Refrigerant Substitutes）和“应用替代制冷剂的设备泄漏维修要求的法令”（Rule on Leak Repair Requirements for Appliances Using Refrigerant Substitutes），除任意排放禁令获得支持外，其余提议基本上尚未通过，使美国在 HFCs 控制法规上存在很大空白。

尽管长期以来美国在 HFCs 排放控制政策和法规上进展有限，但在含氟温室气体减排控制的世界发展潮流影响下，美国 EPA 和产业界联合发起了一系列自愿性 HFCs 减排伙伴合作行动计划，主要包括“负责任地使用 HFCs 计划(RAD)”、“绿冷高级制冷伙伴计划”、“消防行业 HFC & PFC 减排的自愿行为规范”，“汽车空调气候保护伙伴计划和“高 GWP 含氟温室气体减排计划”，这些自愿性伙伴合作计划长期以来构成了美国 HFCs 减排行动的基础内容，并取得了一系列显著的成就，使美国的 HFCs 控制基本上与世界其他地区相适应。

早在 1994 年，美国 HCFCs 生产企业自愿发起 HFC-23 减排计划，通过工艺优化和热解销毁，降低 HCFC-22 生产过程中产出的副产物 HFC-23。通过该计划的实施，尽管 HCFC-22 到 2000 年的产量比 1990 年上升了 35%，但 HFC-23 的排放量却低于 1990 年的产量，产生了 4.8 MMTCE 的 HFC-23 减排量。HFC-23 自愿减排计划使美国成为世界上较早开展 HFCs 减排行动的国家之一，也推动 EPA 的“高 GWP 含氟温室气体减排计划”的推广。

EPA 的“负责任地使用 HFCs 计划”等其他自愿性伙伴合作计划也产生了一系列重要的进展和影响。2002 年，美国环保署联合日本通产省(METI)、联合国环境规划署(UNEP)和大气对策联盟联合发表了一份“负责任地使用 HFCs”的声明，包括如下主要内容：在实现社会效益、确保安全高效及环境友好的情况下使用 HFCs；采用具有成本效益的技术，尽量减少生产、使用和处置设备的 HFCs 排放，达到可行的最低水平；以实现零排放的 HFCs 为目标，设计和运行 HFCs 生产厂；通过工程师，操作和维护等制度，以最大限度地减少废气排放，并最大限度地节省能源；在技术上和经济上可行的情况下，对使用过的 HFCs 进行回收及/或销毁；

推动技术员在 HFCs 处理上的全面训练，以保证符合规定，并指导实践；HFCs 设备的安装、维护、运输和储存需满足相应标准规范，并在适用情况下，实行自愿性限制行为；全面如实的报告 HFCs 的生产和使用模式，准确估算排放量等。此外，通过在制冷和消防等各领域广泛开展的其它自愿性伙伴合作计划，美国各 HFCs 制造和消费相关行业建立了一系列行业规范，例如：家用制冷行业的“冷冻冷藏设备制造厂 HFCs 最小化排放推荐操作规范”和空调制冷行业的“制造设备氟碳化合物最小化排放的负责人使用导则”等。

由此可见，美国迄今所进行的 HFCs 减排行动主要是通过政府广泛倡导并开展的自愿性行业 HFCs 减排计划进行的，在影响范围和行业规范、行动措施内容上，与欧盟和日本所提出了 HFCs 专门性管理法规内容大体一致。

2009 年以来，随着奥巴马总统上台以来美国在气候变化立场上的改变，美国政府在 HFCs 控制管理上取得新的进展。2009 年 7 月美国众议院通过的气候变化法案成果减少温室气体排放的重要开端。该法案的温室气体定义中包括了 HFCs 及其他含氟温室气体，要求明显削减 HFCs 的用量；从 2012 年起将逐步减少 20 种 HFCs 的用量。该法案指示美国环保署（EPA）研究不属于 HFCs 的氟化气体，要求针对这类气体的生产或排放，提出是否应该依法管理的建议。2009 年 10 月 27 日，美国 EPA 提出了一项法律修订案，提出削减在《清洁空气法》中“防止重大环境退化（PSD）及第 V 项目”条款中主要温室气体排放源的排放适用限值，因为 EPA 预计会不久将发布温室气体控制的相关管理条例。2009 年 12 月 7 日，美国 EPA 就《清洁空气法》中有关于温室气体的环境和健康影响相关说明性条款（第 202a 节）通过了两项裁定：一是“认为当前和未来预计的六种主要温室气体——二氧化碳（CO₂）、甲烷（CH₄）、一氧化二氮（N₂O）、氢氟化碳（HFCs）、全氟化碳（PFCs）和六氟化硫（SF₆）的大气浓度上升，会威胁到当代及后代人的健康和福利”；二是“认为从新的机动车及新的机动车引擎中排放的上述温室气体促成了温室气体污染，并威胁到公共健康和福利”。上述两项裁定为美国政府对 HFCs 等温室气体采取进一步控制措施提供了法律和行政管理依据。

2010 年 6 月 5 日，美国、加拿大和墨西哥三国联合发布了一项削减和替代 HFCs 的提议，提出扩大旨在控制 ODS 的《蒙特利尔议定书》的控制范围，将 HFCs 纳入其中，逐步削减 HFCs 这一重要且消费量不断增长的温室气体，以应对气候变化。该提议提出，以 2004-2006 年 HFCs 消费水平为基线，工业化国家（非《蒙特利尔议定书》第五条国家）将自 2014 年起逐步削减 HFCs 消费，直至 2033 年

削减 85%；发展中国家和经济转型国家（《蒙特利尔议定书》第五条国家）自 2017 年开始逐步削减 HFCs 消费，直至 2043 年削减 85%。

根据美国对 HFCs 削减所作出的专项评估分析，通过采取上述控制时间表所削减的 HFCs 取得的温室气体减排效益，将分别相当于在 2020 年和 2050 年前每年消除 5900 万和 4 亿 2 千万辆机动车的温室气体排放，HFCs 的减排将有助于减缓气候变化，并控制其潜在的公众健康影响。

1.2.5 国际含氟温室气体控制成效和研究

实际上，近年来欧、美、日等发达国家的 HFCs 的削减和替代措施和行动，有力推动了工商制冷和家用制冷等主要 HFCs 消费行业的技术进步。以碳氢化合物（丙烷—R290、丁烷—R600 和异丁烷—R600a）、二氧化碳（R744）、氨（R717）、水和空气等自然制冷剂的应用已经日益普及，且取得了较好的节能效果。截至 2007 年，世界上已有超过 2 亿台自然制冷剂冰箱，销售范围覆盖欧洲大部分地区以及阿根廷、澳大利亚、巴西、中国、古巴、印度、印度尼西亚和日本等国家。据中国家用电器协会称，自然工质冰箱在中国家用冰箱市场占有率已高达 90% 以上。

自然制冷工质除在家用冰箱领域得到广泛推广外，近年来在商业冰箱和汽车空调系统中也有一定的应用。2004 年，可口可乐、麦当劳和联合利华在联合国环境规划署和绿色和平的支持下，组成了自然工质制冷联盟，宣布要逐步淘汰 HFCs 在他们数量庞大的制冷设备中的使用；2006 年，百事可乐、嘉士伯啤酒和宜家家居也加入了这一联盟；2007 年 3 月，英国几大连锁超市如沃尔玛(AS-DA)、玛莎百货、森斯伯瑞、索莫菲尔德、特易购和维特罗斯等也宣布要逐步淘汰其 HFCs 制冷设备，改用像二氧化碳这样的自然工质制冷剂；2007 年 8 月，德国汽车制造商决定使用二氧化碳作为汽车空调制冷剂，以响应欧盟在 2011 年之前逐步淘汰 HFC-134a 在汽车空调上使用的决议；2007 年 9 月 17 日，可口可乐宣布该公司将在 2008 年北京奥运会(北京主赛场及中国其他 6 个城市分赛场)的所有正式比赛场地，使用不含 HFCs 的自然工质制冷冰柜和自动售卖机，这在中国还是第一次如此大规模使用既不破坏臭氧层又不造成全球变暖的绿色商用冰柜。迄今为止，联合利华已在欧洲投入使用 20 万台盛放冰淇淋的自然制冷冰柜，麦当劳在丹麦建立的完全不使用 HFCs 制冷设备的试点餐厅也运转良好。

综合对欧盟、日本和美国等世界主要发达国家的含氟温室气体减排控制政策和管理措施所进行的调研和分析，其主要政策和管理措施可以归纳为如下几个方面：

鉴于 HFCs 的高 GWP 值及其生产、使用和排放的迅速增长，尤其是在《京都议定书》及近来国际气候变化应对行动的影响下，HFCs 减排控制已经逐渐成为各主要各国政府应对气候变化应对政策中的一项重要内容，并与既有臭氧层保护政策和管理框架相互链接。

各国 HFCs 控制政策是以一系列气候变化行动计划或战略为先导，开始主要通过政府倡导、行业自愿行动（VAs）的方式进行，政府强制管理措施随后逐渐出现，已经形成了专门立法（如欧盟 F-Gas 条例、日本的《氟碳化合物回收和销毁法》），部分欧洲发达国家已提出了对部分行业及用途的 HFCs 使用的限期淘汰禁令。

HFCs 减排控制措施在内容上主要分为 HCFC-22 生产过程中的副产物 HFC-23 的减排控制和 HFCs 有意生产、使用和排放的削减和淘汰两个方面。鉴于前者的 HFCs 排放份额较少且在技术和管理上相对简单（主要技术手段是 HCFC-22 生产工艺改进和副产物 HFC-23 的销毁或回收），冷冻、冷藏及空调制冷设备（家用、工商和汽车空调）行业中 HFC-134a 等有意生产和使用的 HFCs 减排，是目前世界各国 HFCs 减排控制政策、管理法规和行动的重点领域。

制冷设备、空调（含汽车空调）及热泵设备和消防系统中 HFCs 的排放禁止、限制和专业化的 HFCs 回收、再利用及设备维护，最小化地控制 HFCs 向大气中排放，是目前世界各国 HFCs 减排控制普遍采取的主要的管理环节和技术手段。

含 HFCs 的设备的生产和使用过程中的 HFCs 回收和再利用制度、从业资质认证和培训制度、产品标识制度、在用设备维修和保养规范、泄漏维修保障要求、交易限定制度、报废设备中 HFCs 安全处置制度等构成了目前发达国家现有 HFCs 立法所提出的主要管理制度和措施。

各国 HFCs 减排控制同时涵盖了当今三种基本的环境管理手段或方式，即政府管理（法规）、经济手段（环境税等）和行业自愿行动（公共治理），管理实施的基本步骤是行业自愿行动为先、经济手段其次、政府管理行动为后，体现了循序渐进的管理原则。

各国在 HFCs 减排控制上的管理重点、主要环节和主要制度等方面存在相同或相似之处，但在主要管理方式、途径和步骤等方面因各国在气候变化方面的基本立场及立法、行政管理体制等不同而存在较大差异（主要体现在欧洲和美国之间的差异）。因此，HFCs 减排控制政策和管理措施即需要参考国际通行政策和实践，又需密切结合本国政策和管理条件。

政府政策引导，政府与行业合作，行业采取自愿减排行动，政府辅以必要的激励措施，并配合必要的法律和规范，目前认为可能是 HFCs 减排控制的比较可行的经验做法。

随着国际社会应对气候变化问题的关注程度和行动的不断升级，尤其是美国政府相应态度的逐步转变，以 HFCs 为主的含氟温室气体控制已逐步全面纳入各国法律和行政管理轨道，被作为一类公认且环境污染物予以消费削减、替代和排放控制；与此同时，HFCs 的逐步削减和替代即将可能被纳入旨在保护臭氧层国际公约《蒙特利尔议定书》当中，使之与应对气候变化的国际公约紧密联系，成为国际环境法律性协议强制性约束管理的对象，可能率先成为推动发展中国家实施具有约束性、时限性减排从而间接承担应对气候变化义务的一类温室气体。

2 HFCs 的消费及其替代发展趋势

2.1 HFCs 的消费和排放发展趋势

2.1.1 HFCs 在中国的生产和消费

通过“产业在线”数据的调查分析，结合替代技术和国际相关公约分析，目前存在消费并可能在近 10 年持续增长，进而产生排放的 HFCs 包括：HFC-134a（用于汽车空调、工商制冷和医用气雾剂），HFC-410A（采用 HFC-125 和 HFC-32 混合配制，用于房间空调器和工商制冷），HFC-245fa（用于泡沫发泡），HFC-152a（用于发泡和制冷），HFC-227ea（用于消防灭火剂），HFC-143a（用于工商制冷混合物）等。此外，还存在多种混合配制的制冷剂，常见几种如下表。其主要用于工商制冷等领域。

表 6 常见的 HFC 混合工质

混合制冷剂	成分(质量百分比)	滑移温度	生产厂商	商品名
HFC-407C	HFC-32=23%	非共沸混合物, 滑移温度为 6K	DuPont ICI Americas	SUVA AC 9000 KLEA 407C (用过 KLEA 66)
	HFC-125=25%			
	HFC-134a=52%			
HFC-410A	HFC-32=50%	近共沸混合物, 滑移温度 OK	Allied signal DuPont	AZ-20 SUVA AC9100
	HFC-125=50%			
HFC-404A	HFC-125=44%	近共沸混合物, 滑移温度 OK	DuPont Honeywell	R-404a
	HFC-143a=52%			
	HFC-134a=4%			
HFC-507A	HFC-125=50%	共沸混合物, 滑移温度 OK	DuPont Honeywell	AZ-50
	HFC-143a=50%			

从“产业在线”数据可以看出，HFC-134a 产量由 2010 年 63000 吨增长到 2011 年 84000 吨，HFC-125 产量由 2010 年 40000 吨增长到 2011 年 59000 吨，HFC-32 产量由 2010 年 31000 吨增长到 2011 年 42000 吨，HFC-152a 在 2011 年生产量也接近 50000 吨水平。显然上述产品存在相对直接出口量，但因中国海关编码分类尚未将此类产品细化，无法获得准确中国出口数据。

仅仅从产量来看，可以推测 HFC-134a 是消费量最大的 HFCs，其次是 HFC-125 和 HFC-32。HFC-152a 有相对大比例的产品用于原料生产其他化学品。而从潜在产生温室效应的角度来看，HFC-125 的导致的碳当量排放超过 HFC-134a 而位列第一。但是，由于 HFC-125 和 HFC-32 主要用于混合配制 HFC-410A 用于生产房间空调器；而在 2011 年前，HFC-410A 主要用于出口发达国家市场。

各类 HFCs 的用途归纳如下：

HFC-134a 主要直接用于汽车空调，尤其是小型汽车，部分用于工商制冷（目前中国主要用于离心式离心式冷水机组、涡旋式冷水（热泵）机组、螺杆式冷水（热泵）机组、热泵热水机、工商用冷冻冷藏设备等）和医用气雾剂。其除直接使用外，也用于 HFC-404A 和 HFC-407C 等混合工质。

HFC-125 主要用于配制 HFC-410A，也部分用于配置 HFC-404A 等其他混合工质。

HFC-32 主要用于配制 HFC-410A，也部分用于配置 HFC-407A 等其他混合工质。值得关注的是，其正在被开发直接用于房间空调器制冷剂。

HFC-143a 主要用于配置 HFC-404A 和 HFC-507A，主要用于工商制冷领域。

HFC-152a 最初在中国也用于电冰箱制造，由于其低 GWP 值一直受到关注，被认为是一个较好的替代 ODS 的物质。但是由于具有一定的可燃性，以及其他技术特性的限制，其使用没有达到十年前预期的水平。HFC-152a 的 GWP 值只有 140，是 HFCs 中最小的一个，可在汽车空调及其他一些低 GWP 值的混合工质中得到应用。

HFC-152a 可用作聚胺酯硬泡、聚胺酯软泡、自结皮泡沫材料的发泡剂，但由于 HFC-152a 具有可燃性，需要对设备进行安全性投入。在 XPS 板材中，HFC-152a 与 HFC-134a 混合使用，可以降低泡沫密度，改善加工性能。HFC-152a 也可用于食品包装的挤出聚苯乙烯纸板的发泡，已得到美国 FDA 的认可。

HFC-227ea、HFC-236fa 和 HFC-245fa 主要分别用于发泡、灭火剂等领域。

值得注意的是，中国 HCFCs 淘汰技术路线的选择将大大影响中国 2013 年后 HFCs 的消费量。对于正在采用 HCFCs 的行业，现有成熟的替代技术往往是 HFCs 技术，假若采用 HFCs 作为替代品，则 HFCs 的消费量可能快速增长。当然替代技术的选择涉及产品安全、能效等多个因素，需要慎重考虑。

2.1.2 发达国家生产和消费情况

在应用的 HFCs 中，依据全球主要跨国公司联盟 Alternative Fluorocarbons Environmental Acceptability Study (AFEAS)自 1989 年以来统计的数据显示，HFC-134a 占其统计的 HFCs 总量的 85%。但 2007 年后该联盟不再发布数据。

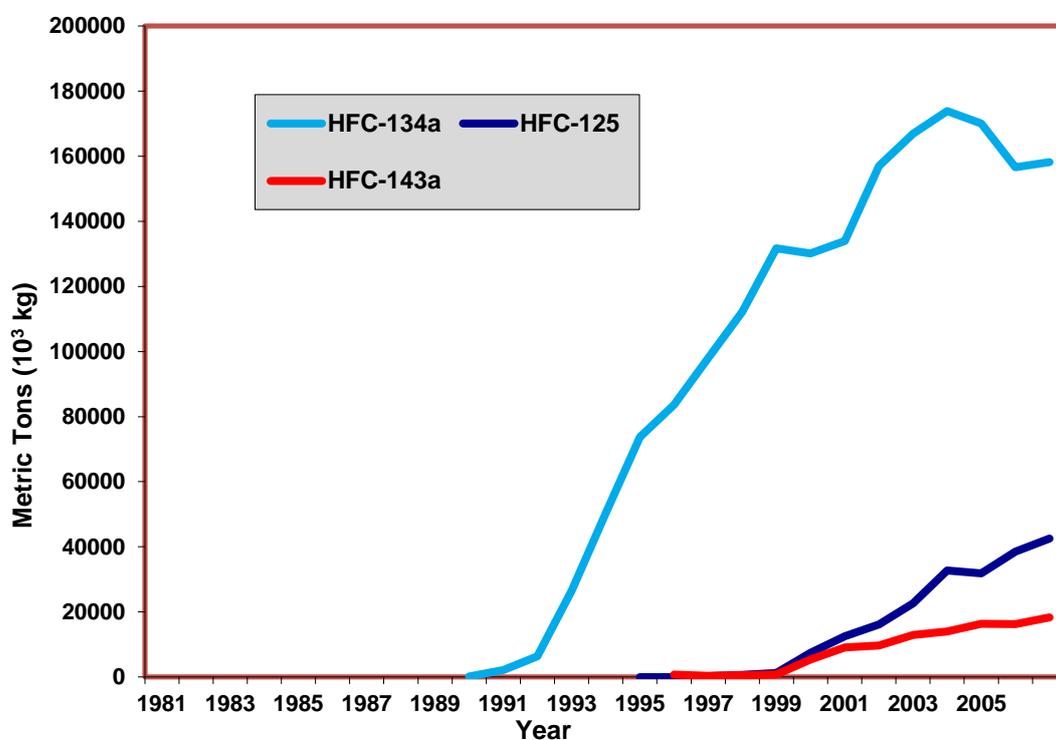


图 12 AFEAS 统计全球主要跨国公司 HFCs 生产数据(AFEAS, 2011)

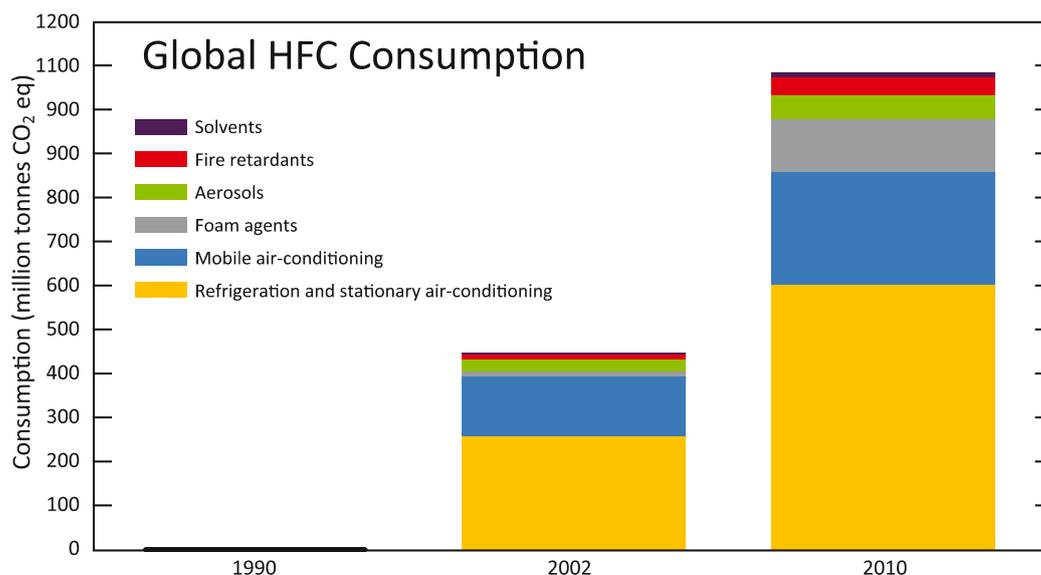


图 13 AFEAS 统计全球主要跨国公司 HFCs 消费数据(AFEAS, 2011)

2.1.3 结论

综上所述，中国现阶段主要排放包括 HFC-134a、HFC-410A（HFC-125 和 HFC-32），其主要应用领域包括汽车空调、房间空调器和工商制冷等领域。全球 HFCs 生产和消费也是增长的趋势。

2.2 替代技术发展趋势

氢氟碳化物（HFCs）是在全球淘汰 ODS 物质的行动中逐步发展起来的，其生产和使用为保护臭氧层做出了重要贡献。即使在当前，在淘汰 HCFCs 的行动中，对一些行业来讲，其仍然是重要的替代品。考虑到对气候变化的影响，《蒙特利尔议定书》缔约方 19 次会议第 XIX/6 号决定呼吁世界各国“在淘汰 HCFCs 时，选择那些可最大限度减少对环境的影响，特别是对气候的影响，并能满足其他健康、安全和环境考虑的氟氯烃替代品。”与此同时，有关缔约方为保护全球气候体系，提交了关于逐步淘汰 HFCs 类物质的《蒙特利尔议定书》拟议修正案。该修正案认为，运用替代性化学品、新技术和经改进的工艺处理方法相结合的方式，能够有效降低 HFCs 的消费量，同时支持 HFCs 的逐步淘汰。

在 ODS 的逐步淘汰行动中，替代技术的选择经历的不同的阶段，见下图：

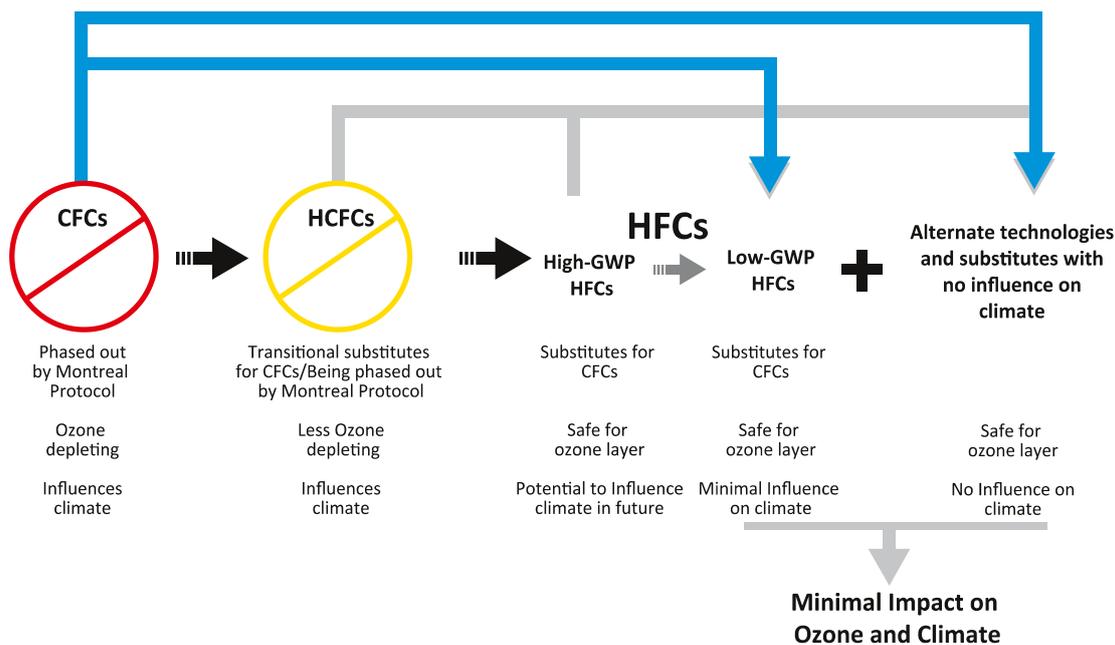


图 14 ODS 淘汰过程替代技术发展规律 (UNEP)

为尽快淘汰 CFCs 和 HCFCs，并保证相关行业的正常发展，人们曾使用了具有高 GWP 值的 HFCs 作为替代品；当人们意识到控制气候变化的重要性，人们又把目光转向了具有低 GWP 的 HFCs 或其他化学品及技术。

中国在淘汰 ODS 的行动中，开发和生产了大量的替代物质，对替代品的选择和开发中已经积累了一定的经验。对于 HFCs 物质的替代，选择集中在天然制品，人工制品和混合工质。

2.2.1 选择替代技术的基本原则

替代品种类繁多，每种替代品都有优缺点，在评估替代品应用时，有必要制定统一的原则，并根据评估原则针对每种替代品进行全面评估，为中国将来的 HFCs 控制策略提供重要的依据。总体来说，评估的原则主要遵循以下几个方面：

a) 以替代品基础的物理化学性质为出发点，分清主次，根据不同行业不同用途重点分析替代品的应用特性，同时兼顾考虑其可燃性和毒性。作为发泡剂的替代品应重点分析替代品的导热性，作为制冷剂的替代品应分析制冷剂的能效比、沸点，蒸汽压，温度滑移等特性，同时注意某些工质如 HC 的爆炸极限。替代品的物理化学性质是后续各项评估工作开展的基础。

b) 从可行性, 限制因素, 适用范围, 以及替代品的应用情况等进行替代品的技术可行性分析。并分析中国自主研发替代品在相关行业中的应用现状和未来使用受限条件, 为将来开发廉价可行的替代品提供依据。

c) 选取重点行业进行替代品选择分析, 提出重点行业替代品和替代技术的选择对策。

b) 天然制品具有一定应用前景, 然而现阶段仍存在许多问题, 如 HC 的易燃易爆性, 天然工质的性能相对于原工质较差, 可能会导致终端产品(如冰箱, 冰柜, 空调机)等耗电量的增加等。但作为有应用前景的替代品仍予以重视。

e) 中国自行研发的低 GWP 替代品已经有一定应用, 但只开展过小型试验, 尚未商业化。对这类技术也应予以重视。

f) 替代品的可获取性和价格也是替代品选择的重要影响因素。

2.2.2 不同种类的替代品

目前, 替代品主要分为天然化合物、人工化合物及混合物三类。

2.2.2.1 天然化合物

以碳氢化合物(丙烷—R290、丁烷—R600 和异丁烷—R600a)、二氧化碳(R744)、氨(R717)等为代表的天然化合物制冷剂的应用已经日益普及, 且取得了较好的节能效果。目前天然制冷剂冰箱的销售范围已覆盖欧洲大部分地区以及阿根廷、澳大利亚、巴西、中国、古巴、印度、印度尼西亚和日本等国家。

天然化合物制冷工质除在家用冰箱领域得到广泛推广外, 近年来在商业冰箱和汽车空调系统中也有一定的应用。2004 年, 可口可乐、麦当劳和联合利华在联合国环境规划署和绿色和平组织的支持下, 组成了天然工质制冷联盟, 宣布要逐步淘汰 HFCs 在它们数量庞大的制冷设备中的使用; 2006 年, 百事可乐、嘉士伯啤酒和宜家家居也加入了这一联盟; 2007 年 3 月, 英国几大连锁超市如沃尔玛(AS—DA)、玛莎百货、森斯伯瑞、索莫菲尔德、特易购和维特罗斯等也宣布要逐步淘汰其 HFCs 制冷设备, 改用像二氧化碳这样的天然化合物制冷工质; 2007 年 8 月, 德国汽车制造商决定使用二氧化碳作为汽车空调制冷剂, 以响应欧盟在 2011 年之前逐步淘汰 HFC-134a 在汽车空调上使用的决议; 2007 年 9 月 17 日,

可口可乐宣布该公司将在 2008 年北京奥运会(北京主赛场及中国其他 6 个城市分赛场)的所有正式比赛场地,使用不含 HFCs 的自然工质制冷冰柜和自动售卖机,这在中国还是第一次如此大规模使用既不破坏臭氧层又不造成全球变暖的绿色商用冰柜。迄今为止,联合利华已在欧洲投入使用 20 万台盛放冰淇淋的自然制冷冰柜,麦当劳在丹麦建立的完全不使用 HFCs 制冷设备的试点餐厅也运转良好。

天然化合物主要包括 HC_s 类物质, CO₂, NH₃; 二元混合制冷剂: R432a 和 R433a 是两种二元混合制冷剂, 其 ODP 值均为 0, 且 GWP 值均小于 5, 主要成份为丙烯和二甲醚、丙烯和丙烷。

(1) 异丁烷 (R-600a)

R600a 化学稳定性、热稳定性和贮存稳定性均好; 与碳钢、不锈钢、铜、铝等大多数金属相容性较好; 但与某些塑料和橡胶如聚乙烯、天然橡胶、氯丁橡胶等相容性较差, R600a 属于绿色环保型制冷剂, 主要用作电冰箱、冷柜等家用电器产品的制冷工质。

异丁烷的性能参数

分子量	58.12
沸点, °C	-11.80
密度 (2°C), 液体, g/cm ³	0.551
蒸气压 (25°C), MPa	0.3498
临界温度, °C	134.98
临界压力, Mpa	3.66
临界密度, g/cm ³	0.221
沸点下蒸发潜能, KJ/Kg	366.5
比热 (液体 25°C), KJ/Kg·°C	2.38
爆炸极限, vol%	1.85-8.5

(2) 丙烷 (R-290)

丙烷的 ODP 值为 0, GWP 小于 20, 满足第四代制冷剂的要求。丙烷的热物理性质在许多方面都接近或优于曾广泛使用的制冷剂 HCFC-22: 在相同的压力下, 7°C 时丙烷的潜热比 HCFC-22 大 84.4%; 在相同的温度下丙烷的饱和蒸汽比热比 HCFC-22 的大得多, 使得丙烷的排气温度要比 HCFC-22 低; 另外丙烷在相同的温度下动力粘度小于 HCFC-22 (流动阻力低), 导热系数大于 HCFC-22 (提高了系统传热效果); R290 的绝热指数比 HCFC-22 的小, 使压缩机排气温度降低, 容积效率提高, 传热不可逆损失减少, 使系统能耗降低。丙烷制冷剂的另一个优良物性是, 它与矿物油的相容性很好。

丙烷广泛存在于石油、天然气中，提炼方便，一般作为副产品出现，因而成本低，价格便宜。丙烷的价格仅为 HFC-134a 的 4.7%。丙烷为非极性化合物，可以与目前广泛使用的矿物油互溶，不需要研制新的润滑油，而且对于干燥剂、密封材料液无更高的要求。丙烷还与金属材料、软管材料相容。

但丙烷易燃、易爆，在空气中的可燃极限较低（0.038kg/m³~0.171kg/m³），作为制冷剂使用时要特别注意它的安全。为了避免发生危险，也可采取如下措施：①在丙烷中加入少许阻燃剂；②空调器的电路中全部采用无火花的开关和触头。其适用于小型制冷系统。丙烷在家用空调方面比 R410A 系统性能更优越，随着安全意识提高以及相关法规陆续制定，丙烷在空调应该有非常广阔应用前景。

丙烷（R290）的性能参数

分子量	44	
汽化潜热（0.1MPa）:kJ/kg	376.33	
绝热指数（10325kPa）： kJ/kg·°C	1.132 (16.5°C)	
定压比热（20°C）： kJ/（K·kg）	饱和液.	1.969
	饱和汽.	2.587
导热系数（20°C）： W/m·k	饱和液.	94.09
	饱和汽.	19.16
粘度（20°C）： Pa·s	饱和液.	118.1
	饱和汽.	8.75
标准沸点:°C	-42.07	
凝固点:°C	-187.7	
临界压力:MPa	4.254	
临界温度:°C	96.8	
临界比容:m ³ /kg	4.545	

（3）CO₂（R744）

由于 CO₂ 作为制冷剂曾经被成功使用过，这为 CO₂ 再次推广应用，最终替代合成工质带来了相当大的可能性。对于小型和轻型系统如车用空调和移动式空调来说，CO₂ 系统极具开发前景。

CO₂ 作为制冷剂有许多独特的优点。它对环境非常友善，其 ODP 值为零，GWP 值为 1。CO₂ 一般从工业废气中提取，并不额外增加大气中的 CO₂ 含量，其净温室效应是 0，安全，物理化学稳定性好，不存在对系统材料腐蚀及产生化学反应的问题，完全适用于各种润滑油和常用制造材料；较大的蒸发潜热和较小的表面张力使单位容积制冷量相当大，设备紧凑；高的流体密度使压缩机进一步小

型化, 连接管道变细; 运动粘度低, 饱和液/气密度比较小, 从而具备优良的流动和传热性能, 可更进一步减少压缩机与系统的尺寸; 具有良好的经济性。

但 CO₂ 系统运行压力较高。高压侧压力约 10~13Mpa, 低压侧压力 2.3~5Mpa, 是 CFC 和 HCFC 类制冷剂的 7~8 倍, 所以制冷系统需重新设计, 选用能承受高压的材料, 而且施工和运行中要考虑防渗漏、超压保护、减少或避免高压系统的噪音和震动。然而, 近年来制造工艺和其他技术的进步使得应用 CO₂ 系统的可行性增加。不过, 在温度相对较高的地区, CO₂ 作为空调制冷剂的效率并不高。而且, 由于需要高强度来耐受压力, 压缩机或制冷机系统都很笨重, 移动式空调的推行也变得困难。

小型和轻型系统如车用空调和移动式空调。根据国内外的研究, 目前看来, CO₂ 在热泵热水器、汽车空调、热泵烘干机、复叠式制冷系统中的低温级制冷系统等领域中的应用前景比较乐观。特别是 CO₂ 热泵热水器和 CO₂ 汽车空调, 应用前景非常光明。

日本的 Denso 等大公司开发的 CO₂ 空气源 (或空气-水) 热泵热水器 (昵称生态精灵 ECOCUTE) 2001 年已上市, 现年产销量达数十万台, 市场发展十分迅速。

汽车空调由于路况、汽车振动等原因, 极易造成制冷剂泄露, 全世界范围内汽车制冷剂的排放量占制冷剂总排放量的 50% 以上。欧盟计划在 2008 年-2010 年将欧洲的汽车空调全部改为 CO₂ 系统, 目前正在讨论制订相关 CO₂ 汽车空调的标准。在复叠式制冷系统中用作低温级制冷系统的制冷剂, 是 CO₂ 作为制冷剂的另一个较有前途的应用方式。与其它常规低压制冷剂相比, 即使处在低温条件下, CO₂ 粘度小, 传热性能优良。欧洲超市安装的数十台此类制冷系统, 运行情况表明技术上是可行的。

总之, 发达国家在重新启用 CO₂ 上走在前面。已申请很多项 CO₂ 制冷循环、压缩机、换热器的专利, 许多 CO₂ 系统样机正在试运行之中, 批量化商用化指日可待。

国内上海交通大学与上海汽车工业总公司等联合攻关, 研制了国内第一套 CO₂ 汽车空调样机, 已申请十多项有关 CO₂ 制冷、空调技术专利。天津大学热能研究所设计研制了国内第一台 CO₂ 跨临界水-水热泵实验台, 并研制出了效率接

近 50% 的第 3 代膨胀机，开展了循环机理和传热传质等基础研究，也申请了十余项相关专利。

表 7 CO₂ 性质参数

分子量	44
临界温度 (°C)	31.1
临界压力 (MPa)	7.38
标准大气压下沸点 (°C)	-78.52
摩尔质量 (kg/kmol)	44.1
0 °C 单位容积冷量 (kJ/m ³)	22600
大气寿命 (年 a)	> 50
相对价格比	0.1

(4) NH₃ (R-717)

氨 (NH₃) 的 ODP 和 GWP 均为 0，是一种环保型制冷剂；热物理性能优良，标准沸腾温度低，冷凝器和蒸发器中的压力适中 (30°C 时的冷凝压力为 1.17MPa，-15°C 时的蒸发压力为 0.24 MPa)；单位容积制冷量较大；黏度较小，使得流体运输性质优良；价格低廉；氨压缩式制冷系统运行效率高，相同蒸发温度和冷凝温度的情况下，氨系统的能效比要高于采用其他工质系统的能效比；放热系数大，所以在相同温度、相同制冷量时，氨压缩机的尺寸小、结构紧凑；人体对氨的嗅觉值为 0.5-1.0mg/m³，而这个浓度还远不能使眼睛和喉咙受到刺激，更低于氨的着火浓度，所以氨系统出现泄露时很容易发现；另外由于氨的密度小于空气，很容易通过通风的方式加以排除；氨制冷剂能与水以任何比例互溶，形成氨水溶液，所以在系统出现紧急情况时，可以用水吸收氨以减少事故的发生；系统的干燥不需要象氟利昂系统那么严格，氨制冷系统不必设置干燥过滤器；氨制冷系统由于有使用 100 多年的历史而技术相当成熟。这些优点使氨制冷机至今仍在许多大型工业系统中应用，目前国内大中型冷库多用氨做制冷剂。

氨作为制冷剂也有一些缺点。氨具有一定的火灾爆炸危险性，在空气中氨的容积浓度达到 11% 以上时可燃，容积浓度为 16%-25% 时可爆。但是氨的着火极限比同为自然工质的丙烷和异丁烷要高，属于低度可燃性物质，燃烧热要远小于后两者。氨具有毒性，在 ASHRAE34-1997 标准的安全分类中，被列为 B2 级，属高毒性气体。因此，在民用制冷与空调系统中，不适合使用氨做制冷剂。

另外氨与普通矿物润滑油不相溶，油溶解度低于 1%。油进入系统，会在制冷剂管道及换热器上形成油膜，影响传热效果。但是新的可溶润滑油一直在研究

之中，聚酯黄油（PAO）就是建议推广使用的润滑油之一。氨对钢铁无腐蚀作用，但氨含水后会腐蚀锌、铜及铜合金材料（磷青铜除外）。

氨制冷剂适用于大型工业系统；在民用制冷与空调系统中，不适合用氨做制冷剂。目前国内大中型冷库多用氨做制冷剂。

表 8 NH₃ 的性质参数

分子量	17.03
临界温度（℃）	132.44
临界压力（MPa）	11.42
标准大气压下沸点（℃）	-33.33
0℃单位容积冷量（kJ/m ³ ）	4360
大气寿命（年 a）	-
相对价格比	0.2

2.2.2.2 人工化学品

针对用于汽车空调行业消费的 HFC-134a 生产，其替代技术有 HFC-152a、HFO-1234yf 等

(1) HFO-1234yf

2010 年日本监管机构已经批准进口和使用 Honeywell 的 HFO 类制冷剂；2011 年 2 月，美国环保局核准了 HFO-1234yf 为汽车制冷剂用途许可（USEPA, 2011），为替代 HFC-134a 做好了技术准备。这一举措使得 HFO-1234yf 的商业化使用取得重大进展。

表 9 HFO-1234yf 的基本性质

化学式	CF ₃ CF=CH ₂
分子量	114
沸点（℃）	-30
液体密度（g/cm ³ @25℃）	1.1
气体密度（空气=1）	4
爆炸极限，%（V/V）	6.2-12.3
蒸汽压（21.1℃）MPa	6.607

HFO-1234yf 是由杜邦公司和霍尼维尔公司推出的合成工质，主要是解决 HFC-134a 替代的问题。这种工质的 ODP 值为 0，GWP 值与碳氢类工质类似约为 6，环境性能优异。其没有毒性，但具有温和的可燃性，燃烧下限为 6.5%，属

于 A2 类制冷剂。霍尼韦尔进行了大量的可燃性试验和风险评估，认为 HFO-1234yf 可以在汽车空调器系统中被安全的使用。

HFO-1234ze 是一种新型发泡剂；与 HFC-134a 相比，该发泡剂的泡沫产品具有同等的物理性能，同等或更优的绝热性能和更好的多元醇相容性。该产品已经在 EU 商业化。

(2) HFC-152a

HFC-152a 可作为制冷剂，其 GWP 值只有 140，是 HFCs 中最小的一个，有望在汽车空调及其他一些低 GWP 值的混合工质中得到应用。

表 10 HFC-152a 的性能参数

分子式	CHF ₂ CH ₃
分子量	66.1
沸点, °C	-24.7
密度 (20°C), kg·dm ⁻³	0.90
蒸气压 (25°C), MPa	0.618
临界温度, °C	113.5
临界压力,MPa	4.58
临界密度 kg·dm ⁻³	0.365
沸点下蒸发潜热,KJ·Kg ⁻¹	324.2
溶解度 (25°C)	
HFC-152a 在水中, % (m/m)	0.3
水在 HFC-152a 中, % (m/m)	0.17
热导系数 (25°C), 液体,W·m ⁻¹ ·°C ⁻¹	0.0113
燃烧极限 (在空气中), % (V/V)	5.1-17.1

2.2.3 不同行业可能的替代品

2.2.3.1 汽车空调行业

汽车空调行业目前较为普遍的是使用 HFC-134a 作为制冷剂，但由于具有较高的 GWP 值，其导致的全球气候变化效应逐渐受到关注，并且由于 HFC-134a 分子中含有 CF₃ 基团，在大气中解离后易与 OH 自由基或者臭氧反应形成对生态系统危害严重的三氟乙酸。因此，发达国家已经采取措施淘汰 HFC-134a 在汽车空调行业中的应用。欧盟于 2006 年推出 F-gas 法规，从 2011 年 1 月 1 日起禁止 GWP 值大于 150 的含氟气体用于新车型的汽车空调中，从 2017 年 1 月 1 日起，禁止 GWP 值大于 150 的含氟气体用于新出厂的汽车空调中，美国从 2008 年开始逐步淘汰汽车用的 HFC-134a 冷媒。目前国内外的替代品只要有以下几种。

(1) HFO 类

HFO-1234yf 和 HFO-1234ze 被认为是可替代 HFC-134a 的新一代汽车空调制冷剂。霍尼韦尔进行了大量的可燃性试验和风险评估, 认为 HFO-1234yf 可以在汽车空调器系统中被安全的使用。从目前的公开信息来看, HFO-1234yf 与塑料、橡胶等材料不存在兼容性的问题。在汽车空调上, HFO-1234yf 是一种呼声比较高的 HFC-134a 替代品, 其特性与 HFC-134a 非常接近, 可以直接在 HFC-134a 的汽车空调系统中替代使用。将 HFO-1234ze 和 HFO-1234yf 相对于 HFC-134a 的制冷性能比较如表 11 所示。

表 11 HFO 相对于 HFC-134a 的制冷性能比较

名称	相对 COP	压缩机出口温度
HFC-134a	1	79.5
HFC-152a	0.90	80.2
Z-HFO-1234ze	1.04	73.9
E-HFO-1234ze	1.13	68.3
HFO-1234yf	0.98	75.6

由上表可以看出, Z- (E-) HFO-1234ze 与 HFC-134a 相比, 具有较好的能效, 而 HFO-1234yf 的能效稍微低于 HFC-134a。根据压缩机出口温度的比较, 可以看出 HFO 类物质都具有较低的出口温度, 能大大降低设备的损耗, 减少设备的维修问题。

(2) HFC-152a

美国德尔福 (Delphi)、通用汽车 (General Motors) 等公司正在研发以 HFC-152a 为制冷剂的汽车空调系统。该系统基本无需更改现有以 HFC-134a 为制冷剂的汽车空调系统的管路部件及生产线, 与目前的 HFC-134a 系统相比, 可提供相当甚至更有的制冷效果, 且性能系数更高。

(3) Dyr1

在国内, 山东东岳化工有限公司积极跟踪国内外发展态势, 研发了 Dyr1, 其 GWP 值为 115, ODP 值为 0, 与现有以 HFC-134a 为制冷剂的汽车空调系统兼容, 且能效更高。目前正在进行应用性试验、系统测试等工作(于万海, 2008)。

天然化合物工质在汽车空调上的应用受到一定的限制，如 R290 的可燃性和 R717 的材料相容性等问题。目前汽车空调行业新的研究主要集中在 CO₂ 制冷系统的开发上，CO₂ 作为制冷工质有许多独特的特点：（1）环保性能优，安全性好，CO₂ 适应各种常用润滑油以及机械零部件材料；（2）具有与制冷循环和设备相适应的热物理性质，单位容积制冷量相当高，运动粘度低；（3）CO₂ 具备优良的流动和传热特性，可显著减小压缩机与系统的尺寸，使整个系统非常紧凑；（4）CO₂ 制冷循环的压缩比要比常规工质制冷循环低，压缩机的容积效率可维持在较高的水平。CO₂ 跨临界循环由于排热温度高、气体冷却器的换热性能好，因此比较适合汽车空调这种恶劣的工作环境。除此以外，CO₂ 系统在热泵方面的特殊优越性，可以解决现代汽车冬天不能向车厢提供足够热量的缺陷。2004 年 12 月上海汽车工业总公司与上海三电贝洱汽车空调有限公司、上海交通大学联合完成了“二氧化碳汽车空调压缩机及系统开发”项目，在国内率先成功研制了国内第一套二氧化碳汽车空调系统样机，但 CO₂ 汽车空调的实际应用还有很长的路要走。

2.2.3.2 房间空调行业

房间空调器会有部分以其它制冷剂替代使用，最常用就是 HC-290（丙烷）和 HFC-32（二氟甲烷）。

（1）丙烷制冷剂（R290）

丙烷的标准沸点、临界温度、临界压力等物性参数都与房间空调曾经广泛使用的 HCFC-22 制冷剂极其相近，而由下图可见，丙烷的饱和蒸汽压与 HCFC-22 非常接近，属于直接替代物，不需要改装 HCFC-22 原机和生产线，可直接灌装。

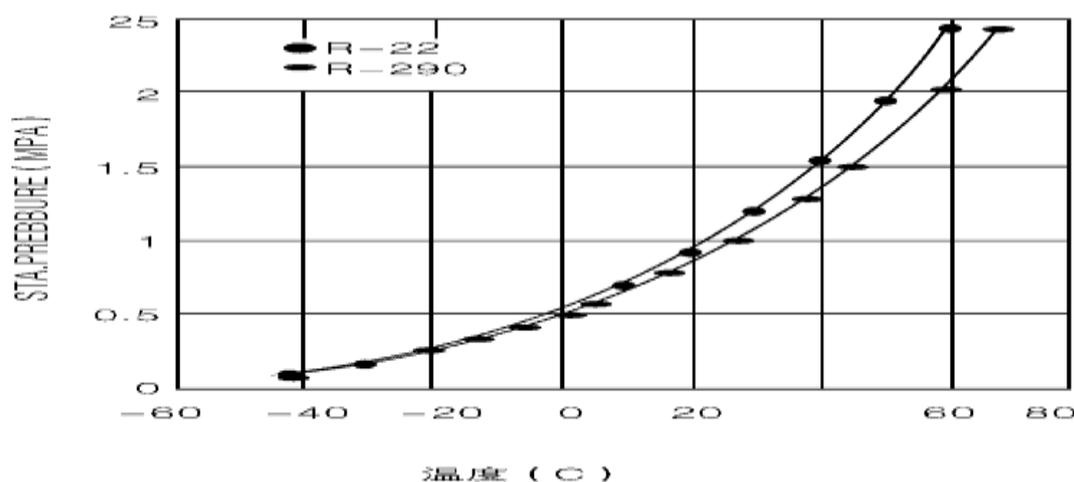


图 15 HCFC-22 与 R290 饱和蒸汽压力与温度曲线

另外，丙烷的热物理性质在许多方面都接近或优于 HCFC-22：在相同的压力下，7℃时丙烷的潜热比 HCFC-22 大 84.4%；在相同的温度下丙烷的饱和蒸汽比热比 HCFC-22 的大得多，使得丙烷的排气温度要比 HCFC-22 低；另外丙烷在相同的温度下动力粘度小于 HCFC-22（流动阻力低），导热系数大于 HCFC-22（提高了系统传热效果）；R290 的绝热指数比 HCFC-22 的小，使压缩机排气温度降低，容积效率提高，传热不可逆损失减少，使系统能耗降低。丙烷制冷剂的另一个优良物性是，它与矿物油的相溶性很好，用它作为 R22 的替代制冷剂时，不需考虑润滑油的问题(肖洪海等, 2006)。

根据单级制冷循环的理论计算(张于峰, 1999)，在标准空调工况下 R290 与 HCFC-22 的各项性能指标对比表 3-6 所示。空调标准工况：蒸发温度 7.2℃，冷凝温度 54.4℃。从表 46 中可以看出，R290 在容积制冷量与制冷系数两项指标上稍逊于 HCFC-22，而在冷凝压力、压比、制冷量、排气温度上大大优于 HCFC-22。

表 12 R290 与 HCFC-22 的循环性能分析与对比

HCFC-22 与 R290 性质	HCFC-22	R290	R22 与 R290 比较 (%)
蒸发压力 (Mpa)	0.62	0.59	94.1%
冷凝压力 (Mpa)	2.15	1.89	88.0%
压比	3.47	3.20	
排气温度 (℃)	101.1	84.2	
制冷量 (kJ/kg)	149.8	215.18	143.6%
容积制冷量 (kJ/m ³)	3520.4	3270.8	92.3%
制冷系数	3.90	3.73	95.6%

肖洪海等选用原 R22 空调样机“小金豆 KF-26GWPK”和“高能效节能王子 KFR-27GWPE”进行了匹配实验。原机采用 R290 工质后，进行了性能配置，系统能效均高于原 HCFC-22 系统，冷量略低于原机。研究同时表明，在合适匹配的情况下，R290 的制冷量能够达到 HCFC-22 机型的 97.2%，能效比最高提高了 12.6%。

丙烷在家用空调方面比 R410A 系统性能更优越，随着安全意识提高以及相关法规陆续制定，丙烷在空调应该有非常广阔应用前景。目前，在欧洲使用 R290 的空调器、电冰箱总量已超过 1000 万台。

世界各国对于可燃制冷剂立场和态度有很大不同，在能否使用、使用场合以及最大允许充注量等问题上存在较大分歧。与应用在冰箱上的 R600a 制冷剂相比，丙烷燃烧下限比 R600a 高。且一旦发生泄漏，冰箱 100%泄漏在室内（箱内），空调一般还要区分室内室外两种情况，空调无论室内和室外均有风扇运转是强制

对流，能很快将周围丙烷浓度降低；而冰箱是自然对流，周围环境浓度下降慢。从这一点上，空调使用可燃制冷剂并不比冰箱危险。

2.2.3.3 泡沫行业

现阶段中国泡沫行业使用含氟温室气体的主要有 PU 泡沫行业和 XPS 泡沫行业。行业内有三种主要的替代技术，即（1）HC 技术，主要使用戊烷，异戊烷，环戊烷等或其组合物，目前发泡技术成熟，保温性能较好，已经在冰箱箱体保温材料中应用；（2）全水发泡技术，水与多异氰酸酯反应生成 CO₂，实际上是 CO₂ 留在泡沫中，作为泡沫塑料的发泡剂，可用于非绝热用途的泡沫例如高密度结构泡沫塑料（仿木材）、包装材料、填充材料等；（3）HFO 技术，其可以克服 HFCs 存在的高 GWP 问题，效果值得期待，然而预计在数年之内该物质可能还不具备在国内推广应用的供应量和国内 PU 泡沫企业可以接受的价格。另外，甲酸甲酯也是一种比较有潜力的替代技术。

碳氢发泡剂中最具实用价值的是环戊烷，与其他碳氢发泡剂比较，环戊烷的导热系数最低，因而泡沫的保温隔热性能最好；在组合聚醚中的溶解度最高（10—20%，而正戊烷和异戊烷的溶解度约在 7% 以内），方便生产密度较小的泡沫。

Honeywell 开发了 HFO-1234ze 发泡剂用于聚氨酯单组份和双组份泡沫以替代 HFC-134a 发泡剂。同时，该发泡剂在 XPS 泡沫中替代 HFC-134a 的应用也正在评价中。与 HFC-134a 相比，该发泡剂的泡沫产品具有同等的物理性能，同等或更优的绝热性能和更好的多元醇相容性。该产品已经在 EU 商业化，并且短期内将在美国商业化。

理论上讲，各种发泡剂可以形成多种混配体系，各种发泡剂及其不同配比的混配体系能达到的效果则必须在试验基础上总结经验，选择其中产品性能好、有一定综合经济效益、能降低或消除安全危害的配方推广应用。

目前碳氢（环戊烷）和 HFCs（HFC-245fa）混配体系有一定应用。该技术由海信集团有限公司开发，可以提高环戊烷体系泡沫的保温隔热性能，缩短泡沫固化时间，从而在不改变设备和模具的情况下提高冰箱的能效指标，减少冰箱能耗或使用恒速压缩机起到变频压缩机的效果；并可在设备不变的情况下提高生产效率，具有较好的经济效益。

2.2.4 展望

由于 HFCs 类产品良好的性能表现，中国在淘汰 HCFCs 的过程中 HFCs 的消费还有相当大的上升空间。然而 HFCs 类产品具有高 GWP 值，价格昂贵，面临二次替代的危险，因此必须谨慎使用。

天然化合物制品具有一定应用前景，然而现阶段仍存在许多问题，如 HC 的易燃易爆性，天然制冷工质的性能相对于原工质较差，可能会导致终端产品（如冰箱，冰柜，空调机）等耗电量的增加。

新型替代品如 HFO 类替代品由于较低的 GWP 和良好的性能受到国际社会的普遍关注，可能具有应用前景，应予以关注。

3 本报告研究的相关方法

3.1 控制影响研究方法

控制 HFCs 的政策措施将在特定时空范围内产生经济、社会、健康和环境等多方面影响。分析控制 HFCs 措施的社会经济影响，可分为识别利益攸关方、情景分析和影响分析这三个基本步骤。其中利益攸关方识别是通过对 HFCs 全生命周期的定性分析以辨识利益攸关方及其所涉利益；情景分析中，需要根据 HFCs 的生产使用现状、相关行业和国家经济发展及管理法规等的影响，分别设置没有进行 HFCs 管控时的 HFCs 生产使用的基线情景和采取管控措施时的控制情景；影响分析中需要对实施不同控制措施可能产生的经济、社会、健康和环境影响进行分析。HFCs 受控的社会经济影响分析的步骤见图 16。

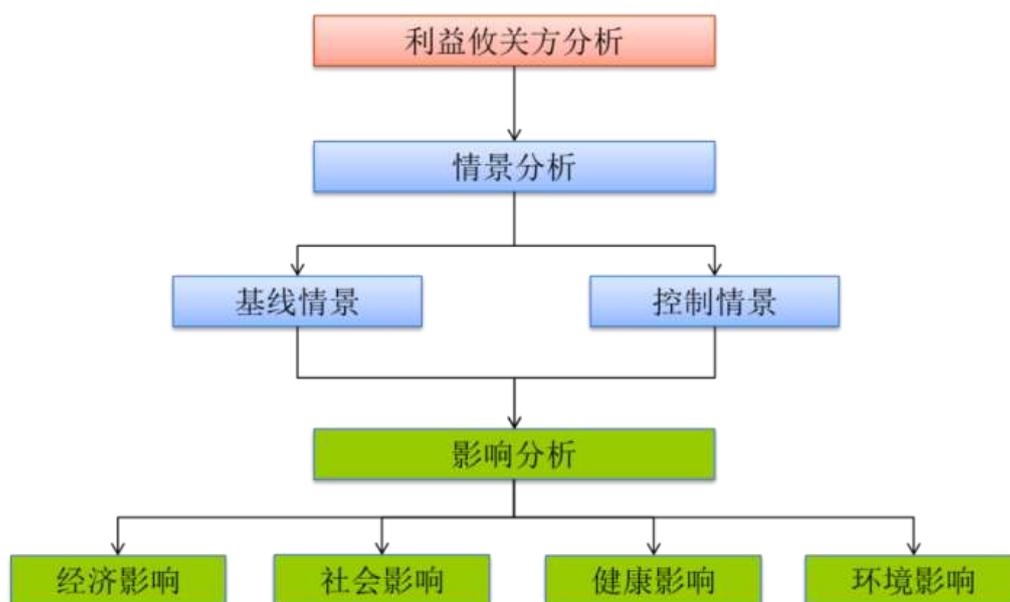


图 16 社会经济影响分析步骤

3.1.1 利益攸关方分析

利益攸关方是在某一特定活动、项目或方案之中具有某种利益的个体、群体或机构。通过定性的利益攸关方分析可以辨识确认控制 HFCs 活动的利益攸关方、所涉利益性质及其可能的行为变化，有助于分析评估对象的影响和评估重点的选择。通过对 HFCs 全生命周期（生产、使用和报废等阶段）的分析，得到 HFCs 受控的利益攸关方分析结果，见表 13。

表 13 控制 HFCs 的利益攸关方

利益攸关方	相关利益	实施控制措施的可能影响及利益攸关方的预期行为
HFCs 生产者	从 HFCs 的生产、销售中获得利润;但也有利于开发新的替代品和技术;推动技术进步	销售量(内销、出口)减少,相关企业倒闭或者转产
HFCs 使用者,即制冷设备生产者、泡沫产品生产者等	为达到制冷效率、安全等因素使用 HFCs,影响产品成本	销售量改变(内销、出口),或研发、使用 HFCs 的替代品而导致产品成本变化
制冷设备、泡沫产品使用者	将产品用于生产和生活,影响使用成本	建筑商可能使用替代保温材料而造成材料成本和施工成本的变化
替代品生产者	生产替代 HFCs 产品(或者技术),但也有利于技术进步	销售量增加;国外替代品(技术)可能进入中国市场,加剧竞争
相关行业职工	从劳动中获得收益	HFCs 受控可能导致职工下岗或转岗,如果替代技术选择不当,将增加安全或健康风险
终端消费者	购买含 HFCs 产品或者减少使用 HFCs 相关产品等	可以减少 HFCs 的排放,但 HFCs 的替代品和替代技术可能影响制冷效果、保温性能,造成经济财产损失或者带来收益,如果替代技术选择不当,将增加安全或健康风险
其他公众	通过减少 HFCs 排放减缓气候变化而受益	有利于全球环境和健康、提高公众环保意识
政策制定、实施部门	评估 HFCs 受控的社会经济影响,制定并实施管理方案	评估影响和制定政策会产生一定成本;管理监督的成本增加
环保部、工信部等相关部门	制定相关政策、标准和要求等	替代产品(技术)的使用可能影响产品性能和工艺,相关部门会加大监管工作力度

通过上表的分析可以看到, HFCs 受控将增加相关产业的成本和政府管理部门的管理成本;对企业将发生竞争和贸易变化等的影响;对职工和消费者有社会福利(职工就业、消费者福利)和全球环境的双重影响。从长远来看, HFCs 受控将有利于保护环境,促进社会、经济和环境的可持续发展。

3.1.2 情景分析

情景是对未来情形以及能使事态由初始状态向未来状态发展的一系列事实的描述。情景分析即是通过构造对应的情景来实现对某问题的分析,是一种通过考虑各种可能发生的结果,分析未来的可能发生事件的过程。通过考虑分析各种结果及其影响,情景分析可以帮助决策者做出更明智的选择。国外学者 Cherk (2005) 对情景分析进行了明确的定义,并就情景分析的理论做了综述;宗蓓华提出了情景分析方法的几个本质特征(宗蓓华, 1994)。总而言之,情景分析是在对过去已经发生的事件进行评价的基础上,根据各种因素的内在关系及相互作

用,对不确定性影响因素进行合理的假设,得出研究对象的发展趋势。情景分析的过程是拓宽思路、考虑研究对象发展可能性的过程,通过分析和比较实现不同假设条件所需要采取的技术、经济、体制方面的政策和措施,得出不同假设条件下将会出现的结果。

情景分析试图遵从统计学定理(如切比雪夫定律),因为决定性的规则是在外界约束性的设置下决定的。外在事件不允许是“偶然发生”的,而是在先前特定的假设下出现的,因此对于预期的结果的主体是无迹可寻的。实际上根本没有预期结果,只有假设;而这个假设让我们去猜想建模的规律,以及数据的辨别方法。简而言之,不关注结果的“情景”因为其忽视了相关数据的作用而产生了失真;这种方法也许是方便的,却是没有说服力的。

“情景分析”不能替代经济学研究领域中调查误差的研究。在传统的预测中,通过合理的、特定的、技术的分析方法,对于给定的数据可以建立问题的相关模型,经过分析可以看到——其结果的误差的比例在统计学意义上是允许的——类似性系数是一个很小的数值。传统分析的精确性并不依靠于假设的某个特定的分支。

在气候变化研究领域,国外研究者采用情景分析法对气候变化的影响进行研究,与HFCs控制相似的研究介绍如下: Ashford等(2004)设定三种情景估算了全球2003—2015年制冷剂CFCs、HCFCs和HFCs排放。基线情景为在《蒙特利尔议定书》的规定下考虑使用替代品,但是其他技术不变;情景2:提高制冷剂的回收率,选择低GWP替代品,例如考虑用低GWP制冷剂替代HFC-134a;情景3:在情景2的基础上,考虑淘汰HFCs。计算结果表明,在2015年,3种情景下二氧化碳当量排放量分别为:1.53 Gt CO₂-eq、965 Mt CO₂-eq和673Mt CO₂-eq。IPCC/TEAP(2005)估算了BAU情景(假设所有现行的控制措施,包括逐步淘汰ODSs的《蒙特利尔议定书》及相关的国家法规将继续执行)和调整情景(通常的控制措施和排放速率直到2015年都将保持不变,使用期限结束时的回收率也不再增加,ODS生产、使用、替代、回收和销毁方面达到最好做法)2002—2015年CFCs、HCFCs和HFCs的排放量。调整情景和BAU情景相比,到2015年可以减少大约1.2 Gt CO₂-eq的直接GHG排放,其中,60%的潜力来自HFCs减排,HCFCs和CFCs则分别贡献了30%和10%。文献并未考虑与能源消费相关的间接GHG排放的变化。

Velders 等 (2007) 为研究《蒙特利尔议定书》和早在 1974 年发现臭氧层耗损时的警告对全球 ODS 生产量, 排放量, 浓度和辐射强迫的影响, 包括已经实现的和未来潜在的影响, 设定了 3 个情景, 分别为基线情景, MR74 情景和 NMP87 情景。基线情景为 2004 年前排放数据来自大气 ODS 浓度观测数据, 2004 年后全球履行《蒙特利尔议定书》的规定实施 ODS 淘汰; MR74 情景代表没有 1974 年的警告, 《议定书》之前消费者和政府的行为; NMP87 情景代表没有《蒙特利尔议定书》的情景。结果表明: 基线情景, 2010 年 ODS 的排放量为 SRES 情景 29-35 Gt CO₂-eq yr⁻¹ 的 4-5%, MR74 情景, 2010 年 ODS 的排放量将达到 24-76 Gt CO₂-eq yr⁻¹, NMP87 情景, 2010 年 ODS 的排放量将达到 15-18 Gt CO₂-eq yr⁻¹, 约占 CO₂ 排放总量的一半, 为基线情景的 11-13 倍。在基线情景, MR74 情景和 NMP87 情景下, 2010 年 ODS 的辐射强迫分别为 0.32 W m⁻², 0.8-1.6 W m⁻², 0.6-0.65 W m⁻²。减少 ODS 的生产量和消费量延迟了人为辐射强迫的增长, 相比 MR74 情景和 NMP87 情景, 基线情景 2010 年 ODS 的辐射强迫延迟了 13-18 年或 31-45 年 (取决于 ODS 3%/7% 的年增长率) 和 7-12 年。

Velders 等人 (2009) 基于现有的政策措施和《议定书》加速淘汰 HCFCs 规定, HCFCs 和 HFCs 历史消费数据和汽车空调 HFC-134a 增长需求等信息对 HFCs 到 2050 年的消费量情景进行假设, 计算了 HFCs 的二氧化碳排放当量和对全球大气辐射强迫的贡献。其设定了 5 种减排情景: 情景一考虑未来对 HFCs 排放的控制, 包括 Lieberman-Warner 的美国气候安全法案, HFCs 消费量在 2012—2040 年减少到 2012 年水平的 70%; 情景二 2011—2017 年期间淘汰全球汽车空调 GWP 大于 150 的制冷剂; 情景三假定发达国家和发展中国家分别于 2014 年和 2024 年冻结 HFCs 消费量; 第四情景和第五情景分别为, 在第三情景下, 发达国家和发展中国家每年分别减少 2% 和 4% 消费量, 直到减少 80% 的消费量。结果表明情景一下 2013—2050 年期间累计减少 HFCs 消费量 13-14 Gt CO₂-eq, 2050 年减少辐射强迫约为 0.025 Wm⁻²。情景二下 2013—2050 年期间累计减少 7-10 Gt CO₂-eq, 2050 年减少辐射强迫为 0.017-0.025 Wm⁻²。情景三下 2013—2050 年期间累计减少消费量 69-118 Gt CO₂-eq, 2050 年减少辐射强迫约为 0.012-0.20 W.m⁻²。情景五下 2013—2050 年期间累计减少消费量 106-171 Gt CO₂-eq, 2050 年减少辐射强迫约为 0.18-0.30 Wm⁻²。

在本研究中, 结合不同行业特点, 设定了不同的基线情景和控制情景。HFC-134a 情景分析模式如下。相关情景分析见本报告相关章节。

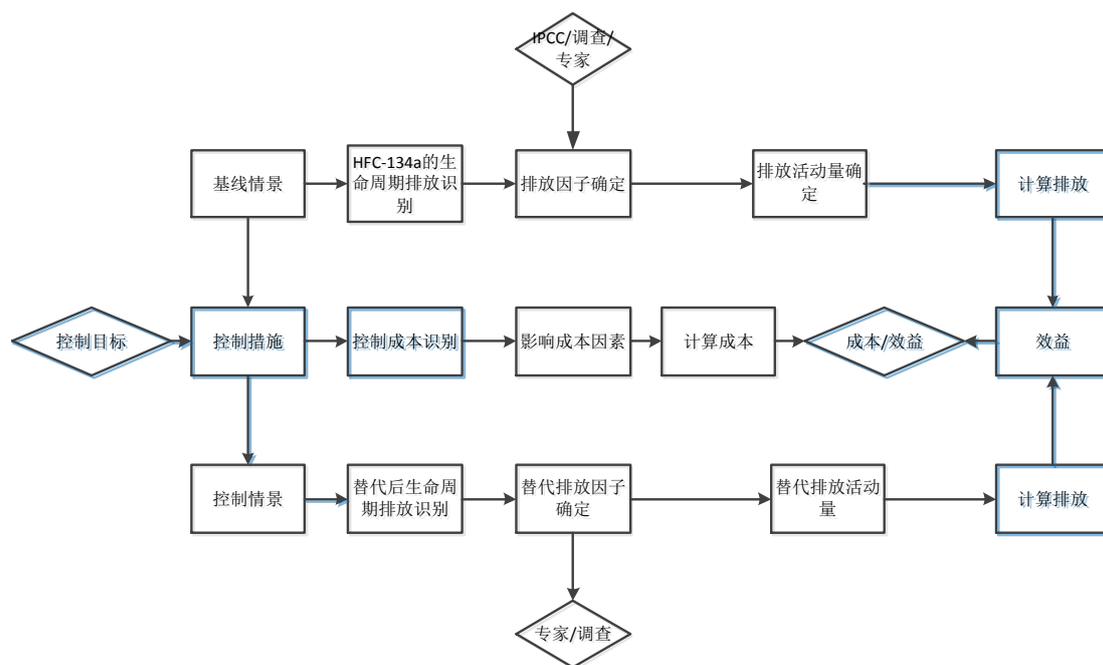


图 17 HFC-134a 控制研究框架

3.1.3 影响分析

3.1.3.1 经济影响分析

在进行 HFCs 的风险管理时，不同管理措施的持续时间不同。由于货币具有时间价值（个人对事件的价值估计会随时间的流逝而下降），当把产业经济影响货币化时，应将未来发生的成本调整为当前的货币价值，即贴现，使之在时间上具有一致性和可比性。根据中国各大银行的年贴现率，本研究中贴现率采用 5%，发生的成本均贴现到 2013 年。

1) 直接相关产业经济影响

直接相关的产业经济影响是指控制措施的实施对 HFCs 产业链（HFCs 生产行业（包括原料）、产品制造业、产品应用行业（如建筑业）、相关服务业（维修行业）以及终端消费者等）和替代技术的产业链等带来的相对于基线情景的总成本变化。可以用个体成本，即分别评估对生产者、制造(业)者和使用者的成本影响，来计算控制活动引起的社会总成本变化。但由于很难掌握评估个体成本变化所需的详细数据，而且用个体成本计算社会总成本时很容易造成重复计算。因为从社会总成本的角度来看，替代产品的使用会导致原产业链上生产者的销售利润

减少，但在中国市场范围内会增加相应的替代品的产业链，则替代品生产者的利润增加，从社会整体的角度来看只是利益在不同经济主体间的重新分配。在假设控制措施的实施对相关产业链上的其他产品（如原料、替代品）的价格和质量没有影响的前提下，被替代者在国内销售量的减少对整个社会成本并没有影响。因此，可以认为社会总成本没有变化。另外补贴、税收费用（如排污收费等）和由于企业倒闭或减产所需要付给下岗职工的安置费用等，均属于转移支付成本，社会总成本并没有改变，因此在经济影响评估中也不予考虑（HFCs 受控所导致的失业影响属于社会影响范畴）。

考虑中国 HFCs 生产、制造、使用的实际情况，在控制情景下，产业经济影响的评估指标包括：在评估范围内无法得到补偿的销售利润损失（出口或内销的利润损失）；由于替代品的价格、使用效果等的不同引起的替代成本；由于淘汰引起的沉没成本（即由于生产设备等没有到使用寿命结束就被停用，导致付出的成本无法回收而造成的损失）等。在控制情景下，产业经济影响的评估指标主要体现在企业为替代技术的使用所付出的增加费用等。

但在中国，很多企业正在或者计划投资生产 HFCs 及其相关产品，如果避免相关投资，则不存在损失。各个行业的具体影响分析将在其章节描述。

2) 管理成本

中国目前还没有制定直接涉及管控 HFCs 的生产和使用的法律法规。如果未来控制 HFCs，可能涉及到的管理成本主要有管理规章的制定成本，如制定 HFCs 生产和消费的管理办法及相应标准规范的成本；监管成本，主要包括对生产和消费企业的监管成本、相应产品和替代品质量监管成本、如果替代技术涉及危险化学品的使用，则存在职业健康和安全监管成本；此外还有对企业职工和监管者的培训成本。

控制情景相对于基线情景所增加的管理成本，因在控制情景和基线情景下都需要对产品进行质量监管，不需要额外针对 HFCs 质量的监管，因此假设控制和基线情景下的 HFCs 产品质量监管成本相同。

在淘汰情景中，涉及的管理成本主要为制定《HFCs 生产和消费管理办法》的成本、对生产和消费企业的监管成本和对企业职工、管理者的培训成本。对生产和消费企业的监管主要是监督其淘汰 HFCs 方案的实施情况，如是否已停止生产

或使用 HFCs，是否生产或使用相应替代品等。在假设的淘汰情景下，管理成本的计算一般从 2015 年开始实施监管为起点，直到完全淘汰为止。

3) 对企业竞争和贸易影响

对 HFCs 进行控制和淘汰，还可能会影响企业间的竞争和国际贸易，比如控制情景下，将可能导致国外替代品进入中国市场从而加大替代产品间的竞争；使用替代品可能使出口产品的性能发生变化从而影响企业的对外贸易；含 HFCs 的产品进出口会受到限制等。

3.1.3.2 社会影响

社会影响主要包括对相关行业的职工就业情况和消费者福利的影响。

1) 就业影响

目前中国 HFCs 生产行业从业人员有数千人，而相关制造业（制冷行业、泡沫行业）从业人员有近万人，相关维修行业从业人员近十万人。如果相关 HFC 的企业倒闭，从业职工存在再就业问题。如果就业市场充分，下岗职工可以在生产替代品的企业或其他领域找到工作，则对社会就业的总体影响并不大。

2) 对消费者利益影响

HFCs 为作为制冷剂、发泡剂等与多种消费品的生产有关。而不同的替代技术可能给最终产品带来不同的增加费用，进而影响最终消费者的利益。生产者可能会将使用替代技术、改进生产工艺的费用转嫁给最终消费者。

3.1.3.3 环境影响

减少 HFCs 的消费和排放将减少温室气体的排放，带来减缓气候变化的全球环境效益。此外，如果能在替代过程中改善技术，提高能源效率，也将减少其他污染物的排放，从而带来间接的环境效益。因此，在评价环境影响时，分为直接环境效益和间接环境效益。

3.2 HFCs 排放计算和预测方法

3.2.1 相关研究现状

HFCs 的排放存在于其生命周期的全过程，主要包括生产排放、运输排放、灌装排放、使用过程排放、报废排放等。研究其整个生命周期的气候效应（Life-Cycle Climate Performance, 生命周期气候特性，LCCP）是非常复杂的过程。尤其是关键数据获得的困难限制了上述方法的应用。

TEWI 是由 AFEAS 和美国能源部提出的方法，其考虑 HFCs 工质排放的直接影响 DE (Direct effect)和能源利用的间接影响 IE(Indirect effect)。直接影响 DE 取决于制冷工质的排放量和 GWP 值，Barrault 等(2003)估算了巴西塞维利亚汽车空调使用不同能源发动机状况下，汽车空调 HFC-134a 制冷剂的气候变暖影响，结果表明使用汽油发动机和柴油发动机的间接影 IE 占 TEWI 的比例分别为 40-60%和 30-50%。越来越多的专家认为 TEWI 值比较法是最好的评价气候影响的方法，选择制冷剂时应注重 TEWI 值（Julian 等，2007）。

目前 TEWI 和 LCCP 仅限用于评价使用不同制冷工质的设备在寿命期内的气候变化影响，虽然可以反映使用的设备潜在的气候变化影响，然而无法用以评估时间序列的气候变化影响。国际社会在研究工质对全球和区域尺度的气候变化影响时通常用工质排放量乘以各自的 GWP 值。

HFCs 对气候变化的贡献引起了国际社会的广泛关注，随着《京都议定书》的生效，近年来国内外对含氟温室气体的环境影响开展了许多研究，IPCC 特别评估报告针对含氟温室气体的评估方法是基于其生命周期的不同过程，其被广泛接受。具体方法如下表。

表 14 IPCC 评估 HFCs 排放的方法(IPCC/TEAP, 2005)

直接排放	
生产	1)认定所有原料和从原料转化为中间产物和最终产品所必须的化学处理阶段。 2)通过测量和/或模拟考虑在每个阶段发生的所有排放。
使用	1)测量估计产生直接排放的设备在使用中所造成的工质损失。 2)运输和配送制冷工质的过程中的耗损作为直接使用排放。
淘汰	1)按产品的最终淘汰时间计算而得出排放量。 2)如果没有回收，设备中所有剩余工质被假定为直接排放。 3)如果回收，排放也仍会在工质的再生过程中发生。
间接排放	

生产	1)模拟和/或测量工厂中的原料供应、预处理、运输和转化为最终产品过程中设备的能量消耗。 2)模拟与/或测量生产一个单位的特定工质的能耗总量。 3)通过区域或者国家的具体数据，建立能耗与温室气体排放的关系。
使用	1)设备寿命期间的能耗评估，包括制冷设备、空调和采暖：模拟与/或测量设备的能耗。 2)通过区域或者国家的具体数据建立能耗与温室气体排放的关系。
淘汰	1)到达使用年限的产品回收或销毁所需要的能耗。 2)通过区域或者国家的具体数据建立能耗与温室气体排放的关系。
成本	
企业成本	成本计算依据公司的专业工艺技术计算。主要包括资本成本、劳动力、土地、材料、日常维护费用和管理成本。
社会成本	通常是指对社会产生影响的成本，例如企业的产品所产生的相关的空气和水污染。成本按最终产品产生的收益和引起的破坏进行量化后进行估算。
贴现率	用该贴现率考虑入帐成本的不同时间分布。
可持续发展	对由于产品的生产和使用的改变，对社会效益产生的积极或负面影响进行量化或至少进行定性分析。
健康及安全	关注化学制品的风险评估，然后通过风险控制系统将对健康和安全的消极影响降至最低限度。
环境影响	通过 TEWI 方法计算相关设备直接和间接排放的各类温室气体

自从上世纪 30 年代，国外开始重视环境成本效益分析方法的应用，并在环境成本效益分析方法和理论方面进行了大量的研究，成为环境决策的一项重要工具。成本效益分析是经济分析中常用的工具，它是通过比较某个行动、项目或计划所产生的效益和所需成本，从厂商的角度出发，分析某一项目的赢利能力、还债能力和外汇平衡能力，为决策提供依据。常规成本效益分析没有考虑环境影响，因为环境影响是某个行动、项目或计划的外部效应，不在决策者考虑范围内，决策者只考虑财务和经济效益。对规划方案的经济合理性进行事先评价时，由于评价者所站的立场与角度不同，导致产生了两种不同的评价方法即成本效益分析和环境成本效益分析。这两种分析方法的不同是私人与社会考虑经济问题角度的差异。

对于研究 HFCs 控制的环境效益的思路为：采用情景分析，根据基线情景下的淘汰措施设定淘汰情景，分别计算基线情景和淘汰情景的排放量，利用环境指标评价排放造成的环境影响，比较基线情景和淘汰情景的环境影响，从而得到淘汰情景的环境效益。Velders 等 2007 年发表在 PNAS 的文章发表了环境效益的评估结果(Velders, 2007)，其主要技术路线就是利用情景比较的方法。

本章对介绍了 HFCs 排放量、环境指标和环境效益分析的研究方法，并结合 HFCs 行业的实际情况建立了控制 HFCs 或的环境效益分析模型。

3.2.2 温室气体排放量的计算方法

计算温室气体排放量通常有 2 种方法，一是运用环境浓度和大气模型进行排放量反推；或是基于某物质的生产、消费数据估算其排放量。Huang 等(2002)以 1992-2000 年 AGAGE 和 NOAA-CMDL 的环境监测数据为基础，用 2D 模型估算了 HFC-134a、HCFC-141b 和 HCFC-142b 的排放量，并与 AFEAS 的排放量估算进行对比，结果表明 HCFC-141b 和 HCFC-142b 排放量的吻合度较差，HFC-134a 排放量的吻合度较好。O'Doherty 等(2004)以 AGAGE 监测数据估算了全球 HCFC-22 的排放量，与基于消费量数据估算的排放量吻合度较好。

除了基于全球监测浓度反推全球排放量之外，还有选取某种有排放清单的参考物(例如一氧化碳)，通过浓度相关性对含氟气体的区域排放估算，如 Reimannm 等(2004)基于 2000-2002 年瑞士圣女峰 HFC-134a、HFC-125、HFC-152a、HCFC-141b 的监测数据，用其与一氧化碳的相关性估算其排放量。

基于生产、消费数据估算物质排放量的计算方法，通常根据 AFEAS 提供的物质生产数据、每个终端消费行业的消费数据和终端设备的使用寿命、排放因子对排放量进行估算。不确定性来自没有包括所有生产国家和不同终端使用设备的寿命和排放率差异。Gamlen 等(1986)估算了全球来自不同用途的 CFC-11 和 CFC-12 排放。Ashford(1999)考虑了不同设备排放率和寿命期不同，估算了全球 CFC-11 排放量。McCulloch 等(2003)选取不同设备的平均排放率和寿命，估算了全球 CFC-12、HCFC-22 和 HFC-134a 排放量，并用模拟推算的浓度和 AGAGE 浓度数据进行比对，结果表明吻合度达到 95%。AFEAS(2000)用同样的方法估算了 CFC-11 气雾剂，开放式泡沫和制冷剂源排放量。McCulloch 等(2001)在 AFEAS 的 CFC-11 排放量数据基础上，估算了 AFEAS 没有包括的一些发展中国家的排放量，其假设发泡剂在初始排放后剩余的寿命期内平均排放，不同用途的发泡剂年排放率和寿命期不同，计算不同种类发泡剂 CFC-11 年排放量。徐建华(2003)选择 1999 年为基准年，对不同用途不同过程选取不同的排放因子对中国 CFCs 等 ODS 物质的排放量进行估算。Wan Dan(2009)基于各个行业的消费数据，选取不同排放因子和寿命期，分析了中国主要卤烃的历史排放量，并根据《蒙特利尔议定书》控制目标，估算了未来直到 2024 年中国主要卤烃的排放量。杨虹(2009)对中国各个行业 HCFC-22 的排放量进行了预测。

基于生产数据、消费数据估算物质排放量的方法即为政府间气候变化小组（IPCC）推出的 ODS 替代品（HFCs）排放的方法指南（IPCC, 2006）所推荐的方法。政府间气候变化小组在 1988 年由 UNEP 和 WMO 联合发起，是由学者专家、政府代表、技术人员、业界代表及非政府组织成员组成的机构。IPCC 的作用是对人类活动造成的气候变化相关的科学、技术、社会经济信息进行评估，其出版的评估报告与技术指南具有一定的权威性。

IPCC 指南对 ODS 替代品产生的排放提供了两个层面的方法：基本（方法 1）和高级方法（方法 2）。基本方法假定在某一年份生产或销售的化学品在同年发生排放。方法 1 需要的数据较少，但对于一些具有中长期用途（如制冷、封闭式气溶胶等）的物质，实际排放情形会与方法 1 所假设的情形相去甚远，从而在计算中产生较大的误差；化学品排放的时间段持续越长，由方法 1 产生的不准确性就越大。IPCC 推荐对各类排放源排放量的计算采用方法 2，而方法 2 包括自下而上法（a）和自上而下法（b）两种方法。自下而上的方法通过排放因子来反映消费与排放之间的时间滞后性。而自上而下方法则是通过跟踪指定年份的原始化学品消费量，并以消费量代替排放量来隐含地反映这种时间滞后性。其将年度消费量分为两部分：用于满足当前制冷剂储藏库存量（设备中存贮的制冷剂）增加的部分和补充释放到大气中的部分，通过调查总消费量和库存增加量就可以求出释放到大气中的那部分数量。

3.2.2.1 方法 2a—自下而上方法

自下而上方法是通过污染物排放的各个终端用途以及各用途的消费数量来计算该物质的排放。这种方法估计了使用这些化学品的设备单元数量、平均化学品填充量、平均服役期排放率以及处置回收的相关参数。通过与设备寿命期内的相关参数建立关系计算年排放量。排放包括设备装配排放、设备运行排放、设备处置排放。装配排放量是指在设备安装或重新填充化学品时的逃逸排放量。设备运行排放包括泄漏排放以及运行过程中的人为排放。设备处置排放量则是指当设备到达寿命期后或被处置时，设备中剩余的化学品逸散到大气中导致的排放量。总排放量计算公式如下（IPCC, 2006）：

$$\text{总排放量} = \text{设备装配排放量} + \text{设备运行排放量} + \text{设备处置排放量}$$

对自下而上方法来说，主要设备类型和部门排放量的估算率需要专门的排放因子。排放因子应该基于对现有各种类型设备的研究，以确定其剩余寿命期内的

平均填充量、维修率、泄漏率、淘汰量和回收情况。IPCC 指南中给出了此类参数的缺省数值，这些缺省值代表全球的平均水平。但是由于各国安装、使用、维修、废弃方式的不同，排放因子也会有所不同，因此将缺省值应用在特定国家时会产生一定的误差。自下而上方法需要得到现有设备中 HFCs 量的清单。这些数据可以来自于期刊文献或者技术报告，也可以通过某项研究来估算。对于排放因子的选取，在无法得到确切数据时，可以咨询专家小组进行估算。当无法得到设备数据时，可以使用代理算法获得该子源类别数量的增长情况，从而得到所需年份的数据。

3.2.2.2 方法 2b—自上而下方法

自上而下方法也是估算设备安装、运行、处置过程中产生的化学品排放，但不依靠排放因子进行计算，而是通过全国或选定企业中特定化学品的销售量进行估计。其公式可表示为：

$$\text{总排放量} = \text{化学品年销售量} - (\text{新设备总填充量} - \text{退役设备原总填充量})$$

自上而下法的思路可以理解为销售出去的化学品主要用在两个方面：补充原有设备发生的泄漏（即年排放量）和改变现有设备的总存储量。新设备总填充量减去退役设备原总填充量就是设备总存储量的净变化量。如果净变化量为正，说明一部分新化学品被用来满足总填充量增加的需要，这部分化学品不能算在当年的排放量之中。使用自上而下方法计算排放量不必知道每种化学品在设备中的总填充量，仅需要知道新增设备总填充量和退役设备的总填充量。本方法可以直接应用于制冷、汽车空调和消防等设备的排放量估算。自上而下方法注重化学品使用情况而不是源排放量。对以销售量为基础的自上而下法来说，化学品消费数据要比产生排放的设备清单更容易获得。IPCC 推荐方法是从化学品制造商或进口商处获得总的年销售量数据，新设备总填充量的最佳数据源是设备制造商或代表这些制造商的行业协会。对退役设备的总填充量来说，必须知道或估算设备寿命期，或者是设备的历史销售量和平均填充容量，或者是设备销售量和填充容量的增长率。

3.2.3 环境指标和环境效益计算方法

评价 HFCs 的气候变化影响有不同的环境指标，其中全球变暖潜值 GWP 是最常用的指标，这一指标为当量化指标，其以 CO₂ 为标准参照物。GWP 被定义

为在固定时间范围内 1kg 物质与 1kgCO₂ 的脉冲排放引起的时间累积的辐射强迫比例 (IPCC/TEAP, 2005)。GWP 是基于辐射强迫的变化、吸收红外辐射的能力、物质的大气寿命, 与 CO₂ 相比较的时间区间框架有关。温室气体的 GWP 值包括直接 GWP 值和间接 GWP。一般 GWP 仅指该气体的直接 GWP。GWP 被《京都议定书》采纳作为评估不同温室气体排放的环境指标。

近年来国际社会除对 HFCs 作为制冷剂用途的直接排放所产生的气候变化影响开展研究外, 还对不同制冷剂导致的设备能效变化而产生的间接影响开展研究, 出现了 TEWI 和 LCCP 评价方法。

3.2.3.1 TEWI 方法

TEWI 是由 AFEAS 和美国能源部提出的计算环境效益的方法, 其包括 HFCs 工质排放的直接影响 DE (Direct effect) 和改变能源利用效率的间接影响 IE (Indirect effect)。

TEWI 的计算公式为:

$$\begin{aligned} \text{TEWI} &= \text{DE} + \text{IE} \\ \text{DE} &= \sum \text{OR}_i \times \text{GWP}_i + \sum \text{DR}_i \times \text{GWP}_i \\ \text{IE} &= L \times E_{\text{an}} \times \beta \end{aligned}$$

其中 OR_i 为设备运行时工质 i 的排放量, 单位 kg; DR_i 为设备报废时工质 i 的排放量, 单位 kg; GWP_i 为工质 i 的全球变暖潜势, 选取 100 年 GWP 值; L 为设备使用寿命, a; E_{an} 为年能耗, 单位 kwh/a; β 为提供每 kwh 能量所引起的 CO₂ 排放量, 单位 kg/kwh。

James 等 (1999) 基于 TEWI 对 HCFC-123 的气候变化影响研究指出: 一些国家单独基于 GWP 值淘汰某些制冷物质, 不一定有利于减少气候变暖, 要综合考虑有关能源消耗引起的温室气体排放。对于制冷设备, 空调, 发泡保温等需要消耗大量能源的设备, 间接效应 IE 占主要贡献。虽然使用某些含氟工质可能产生更高的直接效应 DE, 但是设备运行期间其能源消耗较少, 使得使用含氟物质系统相比非含氟物质对气候变暖的贡献更少或者基本相同, 因此在有些条件下使用非含氟技术与含氟技术相比并没有明显的 TEWI 优势 (James 等, 1997)。评价

直接影响 DE 和间接影响 IE 还有利于辨识降低总环境影响的方法，如对于间接影响占主要因素的制冷设备可以通过减少能耗减少总影响，而主要来自直接影响的汽车空调则可以改进维修回收操作和减少制冷剂在管道的损失等减少影响（Fischer 等，1991）。

Fischer 等（1991）对家用电器制冷剂 CFC 及替代品的 TEWI 值研究表明，HCFC/HFC 替代 CFC-11 和 CFC-12，其设备 TEWI 值低 18%-20%，表明淘汰 CFC 不仅保护臭氧层，还对减缓气候变化做出了贡献。James 等（1997）研究表明碳氢发泡剂的冰箱冰柜比 HCFC-141b 和 HFC 发泡剂的产品耗电量高，但是其直接环境影响小，可以减小对气候变化的影响。但使用碳氢制冷剂和发泡剂的冰箱冰柜的 TEWI 值与使用 HFCs 的产品相比，美国和日本生产的产品低 4-5%，欧洲生产的产品低 13%，表明碳氢制冷剂在提高能源效率方面有很大的优势。

3.2.3.2 LCCP 方法

LCCP 方法是由美国 Arthur D Little 公司于 1999 年提出的，其认为在评价对全球气候变化影响时还应进一步考虑在生产所用氟烃化合物伴随的影响，即应该考虑：1)生产氟烃化合物及原料时的能耗（如电能和各种燃料）所伴随的影响，这种影响称为蕴含能量 E（Embedded energy）；2)生产过程排放的作为温室气体的任何副产物所产生的影响 F（Fugitive emissions）。该方法所涉及因素众多，很多参数难以获取，并且生产氟烃化合物及原料时的能耗很低，如生产单位质量 HFC-134a 的能耗为 4.5 kg CO₂-eq kg⁻¹ (McCulloch A.等, 2003)，生产环戊烷的能耗为 1 kg CO₂-eq kg⁻¹（Campbell 等, 1998），因此 LCCP 方法相比 TEWI 方法不常用。

LCCP 计算公式如下：

$$LCCP = TEWI + \sum F_j \times GWP_j + E \times \beta$$

F_j 为生产工质 i 的副产物 j 的排放量，单位 kg； GWP_j 为副产物 j 的 GWP 值；E 为生产氟烃化合物及原料的能耗，单位 kwh； β 为提供每 kwh 能量引起的 CO₂ 排放量，单位 kg/kwh。

A.D. Little（2002）等用 LCCP 方法评估了不同工质的制冷，发泡，清洗，喷雾和灭火设备的气候变化影响，与 Sand 用 TEWI 方法的评估结果相似。Onishi

等（2004）用 LCCP 方法分别比较了非 ODS 冰箱和 HFC-134a、HFC-152a、R-744 的汽车的气候变化影响。Arthur D Little（2002）计算了单元式空调、冷水机组、商业制冷、汽车空调、家用冰箱等设备使用不同制冷剂时各自的 LCCP 结果。Harnisch 等（2003）用 LCCP 方法估算了超市中不同类型制冷设备的气候变化影响。

从科学的角度，采用辐射强迫更能够准确描述某种物质产生的温室效应，但作为相对直观的描述方法，通常采用 GWP。IPCC 报告通常也是采用这两个方法（IPCC, 2001）。辐射强迫包括通过对辐射的吸收和排放产生直接辐射强迫和通过影响其他温室气体或颗粒物的化学作用产生间接辐射强迫。直接辐射强迫的大小可以通过其混合比与辐射效率的乘积得到（IPCC/TEAP, 2005）。

4 汽车空调行业 HFC-134a 的减排潜力分析

目前,全球汽车空调,尤其是小型汽车的空调几乎全部采用 HFC-134a 作为制冷工质。在 IPCC/TEAP 的特别报告中指出 (IPCC/TEAP, 2005), HFC-134a 分子吸收地球辐射能量的效率为 $0.16\text{Wm}^{-2}\text{ppb}^{-1}$, 而 CO_2 是 $1.55\times 10^{-5}\text{Wm}^{-2}\text{ppb}^{-1}$, 少量的这类气体就可以对气候系统的辐射强迫做出重大贡献。HFC-134a 通过对辐射的吸收和排放产生的直接辐射强迫的全球变暖潜值 (GWP) 为 1430。报告同时显示,1990 年的 HFC-134a 排放量为 0, 而到 2002 年就已达 96-98kt/年, 其浓度在 2001-2003 年以年增长率 3.8%-4.1% 的速率增长。

HFC-134a (四氟乙烷) 是 HFCs 类物质的一种。中国 HFC-134a 的生产已具有一定规模, 数家生产企业年生产 HFC-134a 达到约 10 万吨水平。随着中国汽车生产、消费市场的快速增长, HFC-134a 的生产量和消费量均呈现迅速上升的态势。按照“产业在线”提供的数据, 中国生产的 HFC-134a 约 40% 出口, 少量作为气雾剂用途, 其它均做为制冷剂使用。

HFC-134a 主要用于汽车空调、少量用于电冰箱和其它制冷设备, 以及医用气雾剂行业; 其中用于电冰箱的比例极低 (冰箱制冷剂年消费量不足 100t) (万婷婷, 2011), 并将逐步被替代, 用于医药气雾剂也只占很少的比例。HFC-134a 在 HFCs 控制中的重要性体现在:

1) 汽车行业是最大的 HFC-134a 消费行业, 也是中国近年来和今后一定时期内快速发展的行业。汽车是使用寿命较长的设备, 且空调制冷剂的排放具有滞后性。据估算 2005 年 (胡建信, 2009) HFC-134a 的消费量约为 10139 吨, 排放量为 7321 吨(折合 10.5 万吨 CO_2 当量)。

2) 中国已经成为世界上最大的汽车生产国和消费国。随着中国经济发展和人口增加, 未来对汽车的需求不断增加, 一定时期内 HFC-134a 的需求量和排放量将不断增加。使用更节能的汽车空调制冷剂可以减少汽车的油耗, 对节能减排有十分重要的意义。汽车在中国已经逐渐成为交通能源消费的主体之一, 采用高效工质减少油耗将获得可观的经济效益和环境效益。

3) HFC-134a 用于汽车行业的数据可获得性较高。汽车生产和销售数据均可以从年鉴等途径获得, 此外汽车空调灌装、排放等信息均有 IPCC 指导意见。

本章研究包括：建立适合 HFCs 的环境效益分析方法，评估控制 HFCs 的环境效益，并且建立成本-效益分析方法。主要内容包括以下几个方面：（1）建立控制 HFC-134a 的环境效益模型，包括生命周期、时间序列的年环境效益分析模型。通过对控制 HFC-134a 的成本来源进行分析，并对年环境效益货币化，建立成本-效益模型。（2）通过实地走访、调查问卷和电话访谈企业与专家咨询获得模型关键参数，输入参数计算控制成本环境效益。（3）通过比较不同的控制情景的环境效益和成本-效益关系，提出最佳淘汰措施，分析可以实现的最佳减排潜力。

4.1 分析模型的建立

按照调查结果，HFC-134a 作为温室气体（污染物）的可能排放与生命周期关系如下：

表 15 HFC-134a 的生命周期与排放

	过程	排放
生产企业	生产企业车间生产和运输前灌装	以泄漏排放为主
运输	交通运输	泄漏排放，极低
制造企业	制造的设备灌装过程排放	以泄漏排放为主
设备使用过程	作为汽车空调使用，工质不足维修	使用过程泄漏
	作为医用气雾剂使用	使用性排放
报废	作为汽车空调随汽车报废	如不回收则全部泄漏

本研究根据以上环境效益研究方法，结合 HFC-134a 的实际特点，建立了中国 HFC-134a 控制的环境效益分析模型：采用情景分析设定基线情景和淘汰情景，考虑 HFC-134a 及其替代品的总排放对气候变化的影响和能源消耗有关的间接环境影响，并考虑了耗电量和污染物排放的影响。并建立中国控制 HFC-134a 的成本-效益分析方法。本节从三个方面对环境效益研究方法进行介绍，首先讨论淘汰措施和情景设定，其次介绍环境效益分析模型，最后介绍成本-效益分析方法。

4.1.1 情景设定

由于中国目前生产汽车量和国内销售汽车量基本相当(中国统计年鉴,2010),本研究中不考虑汽车进出口的影响。本研究选取国内消费的 HFC-134a 为研究对象，设定基线情景和淘汰情景。假设没有《京都议定书》控制和气候变化，中国汽车行业不淘汰 HFC-134a，该情景为基线情景。淘汰情景根据淘汰目标和措施进行假设。中国是一个发展中国家，生产工艺和技术相对落后，在选择替代过程

中，应该量力而行。每种 HFC-134a 替代品的环境影响不仅取决于替代品本身的物理和化学特性，而且取决于影响其向大气排放的各种因素，诸如密封性，循环利用，销毁及特定应用中的能效。随着技术进步，改进密封性，防渗漏系统；在维修期间及设备使用期限结束时对制冷剂进行回收、循环利用和销毁；应用减少制冷剂注入量的系统可以减少排放量进而减少对环境的影响。

考虑到以上几方面，对 HFC-134a 的淘汰情景做出如下假设：1) 情景设定基于维修工人操作技术，政策等不变；2) 淘汰时间设定根据国际汽车行业动态，欧美国家的政策走向；3) 通过实地走访，电话采访，专家咨询，调查文卷收集企业替代品选择意向，假定替代品为可能性最大的替代品。

4.1.2 环境效益

通过分别计算淘汰情景和基线情景排放量，选取环境评价指标建立评估 HFC-134a 的环境效益模型。本节从排放量、环境指标和环境效益模型分别进行介绍。

1) 排放量计算方法和数据获得

IPCC 推荐的自下而上的方法适用于行业工质排放量计算。因此，中国汽车空调行业工质排放计算方法选取参考《国家温室气体清单优良作法指南》(IPCC, 2006) 自下而上法，根据 IPCC/TEAP 特别报告 (2005) 结合中国汽车行业 HFC-134a 用途的特点的实际调查及专家意见，确定中国汽车行业 HFC-134a 的排放机制及排放因子，基于消费量和排放因子计算排放量，具体计算方法如下：

制冷剂消费包括新生产汽车空调的灌装以及运行维修过程的再次充灌。消费量主要是通过数据替代法计算，即通过计算汽车和空调汽车的生产量和维修量，分别乘以生产和维修时的制冷剂灌装量，从而得到 HFC-134a 制冷剂的总消费量。具体的计算公式如下：

$$Cp_t^a = Sh_t^a \times h^a$$

$$Ce_t^a = St_t^a \times x_t \times m^a$$

$$C_t^a = Cp_t^a + Ce_t^a$$

Cp_t^a = 第t年新生产工质a汽车空调的工质a的消费量

Ce_t^a = 第t年维修工质a汽车空调的工质消费量

C_t^a = 第t年工质a汽车空调的工质消费量

m^a = 每个工质a汽车空调生产灌装量
 m^a = 每个工质a汽车空调维修灌装量
 Sh_t^a = 第t年设备a销售量
 St_t^a = 第t年汽车空调a保有量
 x_t = 汽车空调第t年维修比例

其中，保有量不是每年销售量的简单相加，因为每年都有汽车空调报废，要考虑设备生存因子的影响，即保有量是当年的销售量加上历年销售仍在当年使用的设备数，设备保有量计算公式。其中，报废率等参数选取见第三章。根据卢苇等人（2004）的研究，引入报废函数，也称生存曲线，用来估计设备的报废率。此处汽车寿命为12年，计算得其累积报废率函数见公式。

$$St_t^a = \sum_{tt \text{ 计算得}}^t Sh_t^a \times (1h \text{ 计算得}_t^a)$$

St_t^a = 设备a在第t年的保有量
 Sh_t^a = 设备a在第t年的销售量
 SSF_t^a = 设备a累计报废率
 n = 设备使用寿命

$$\begin{cases} f(x) = 0, & x = 1, 2, \dots, 10 \\ f(x) = \frac{x}{10} - 1, & x = 11, 12, \dots, 20 \end{cases}$$

x = 设备销售年份，年

汽车空调制冷剂的排放情况有如下调查结果（北京大学，2003）：具体排放因子见第三章。并结合以上调查结果计算运行排放因子、维修排放因子等，具体计算公式如下所示：

$$E_t^a = Bank_t^a \times (EF_{AL}^a + EF_{SER}^a + EF_{dis}^a)$$

$$Bank_t^a = St_t^a \times m^a$$

E_t^a = 第t年工质a的排放量
 $Bank_t^a$ = 在用汽车中工质a的量
 St_t^a = 汽车空调a在第t年的保有量
 m^a = 汽车空调每个工质a生产灌装量
 EF_{AL}^a = 工质a汽车空调的年度运行排放率
 EF_{SER}^a = 工质a汽车空调的维修排放率
 EF_{dis}^a = 工质a汽车空调报废时残留工质占初始填充量的比例

2) 环境指标选择

汽车空调使用的工质生命周期包括初始灌装、汽车运行排放、维修、报废等过程。由于汽车空调使用寿命较长，也是能耗较大的产品（以整体论）。本研究主要考虑了生命周期内的一些主要的直接排放和间接排放变化，而适当忽略了一些对结果影响不大的排放，一方面简化了估算的工作，另一方面由于替代技术和原技术在所忽略的排放中有相似的排放，所以不会对比较结果造成较大的影响。本报告从中国生产实践出发，因此采用生命周期评价指标中更为常用的 TEWI 指标对中国汽车空调 HFC-134a 生命期内的气候变化影响进行评价。因为 TEWI 也是相对宽广的范畴，本研究针对 HFC-134a 的领域依然有限，关注不同情景下采用不同替代品的环境效益变化，本研究故采用类 TEWI 称呼。

本研究考虑的直接影响为汽车空调 HFC-134a 制冷剂及替代品排放引起的气候变化，间接影响为能源消耗参数温室气体而引起的气候变化。评价技术路线为下图：文献调研和专家咨询的基础上，从中国汽车空调生产实际出发，考虑汽车（空调）生产、使用和退役相关的直接排放以及能源需求引起的间接排放，通过与各个企业的问卷回馈，对问卷进行调整，不断完善，对所获取数据进行核对，对温室气体和耗能进行计算，进而对不同工质的生命周期环境影响进行评价。

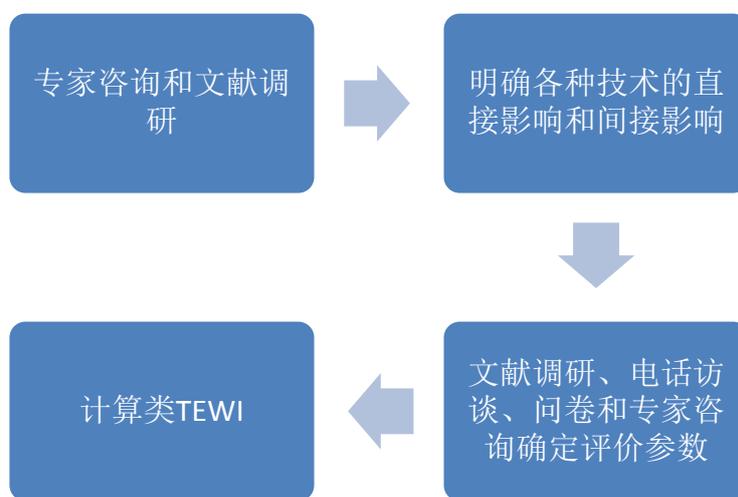


图 18 类 TEWI 评价技术路线图

汽车空调的 TEWI 的直接排放：汽车空调不同工质直接排放即工质生产、汽车空调生产、使用和退役中工质的排放；间接排放即为汽车空调使用寿命期间采用不同工质能源消耗排放的温室气体。计算相应工质的油耗，进一步计算 CO₂ 排放。

3) 环境效益模型

国际社会对控制 HFCs 的环境效益主要从气候变化直接影响着手，公开发表的间接影响如对能源消耗情况并未不多见。本研究从气候变化、油耗等几个方面进行控制 HFC-134a 的环境效益进行分析。

本研究采用情景分析，通过排放量，对 HFC-134a 及替代品直接气候变化影响进行分析，并分析不同制冷剂产生不同油耗的间接气候变化影响，对淘汰情景和基线情景的生命周期的气候变化环境影响进行分析，比较不同情景的生命周期的环境影响得到环境效益。控制 HFC-134a 周期的环境效益，包括使用的设备潜在的环境效益。本节对生命周期和年环境效益计算方法进行如下介绍：

a) 生命周期环境效益

生命周期环境影响计算方法如下：

$$TWI_t = \sum Sh_t^a \times TEWI_a$$

$$TE_t = \sum sh_t^a \times n \times E_{an_a}$$

TWI_t = 第 t 年汽车空调 HFC - 134a 在生命周期气候变化影响
 TE_t = 第 t 年国某种工质汽车空调在生命周期油耗

生命周期环境效益计算公式如下：

$$TWB_t = TWI_t^{BAU} - TWI_t^P$$

$$TEB_t = TE_t^{BAU} - TE_t^P$$

TWB_t = 第 t 年汽车空调 HFC - 134a 在生命周期气候变化效益

TEB_t = 第 t 国汽车空调在生命周期节油耗量

BAU = 基线情景 P = 淘汰情景

b) 年环境效益

年环境影响的计算公式如下：

$$AWI_t = \sum E_t^a \times GWP_a + \sum E_{an_a} \times St_t^a \times \beta$$

$$E_t = \sum E_{an_a} \times St_t^a$$

年环境效益计算公式如下：

$$AWB_t = AWI_t^{BAU} - AWI_t^P$$

$$EB_t = E_t^{BAU} - E_t^P$$

$AWB_t =$ 第 t 年气候变化效益,

$EB_t =$ 第 t 年节油效益 BAU = 基线情景 P = 淘汰情景

4.1.3 成本-效益

定义及影响因素

淘汰控制 HFCs 的成本是广泛的,其成本效益分析是提供参与对复杂政策问题作出决定的那些人应用的一种分析方法。成本效益分析的基础是比对某一行动的费用与该行动的效益的简单关系。它显示出某些由于变革而获益,但与此同时,也有可能要补偿那些遭受某种损失的相关者。成本也就是实施整个控制淘汰活动的增加成本(相比基线情景),因此初步确定相关增加成本为替代使用过程中的增加成本,主要包括替代品/替代技术引进成本、替代设备改造和运行成本及宣传培训成本等。增加效益的定义为环境政策使健康、生态、财产等方面损害的减少。然后类似环境健康效益等许多数据难以获得,因此本研究考虑的增加效益为控制 HFC-134a 产生的温室气体减排效益。

参照《蒙特利尔议定书》多边基金对增加成本的定义 (Secretariat, 2010),增加成本受 HFC-134a 消费量、淘汰进程、替代技术和政策的影响,各因素具体分析如下:

1) HFC-134a 历史消费量及不受控情形下消费量增长趋势:汽车需求量快速增加使得在不受控情形下对 HFC-134a 的需求量快速增加。在淘汰过程中,汽车行业对 HFC-134a 需求将由替代品来补充,该行业需求 HFC-134a 量的增长率越大,对替代品的需求也将越大,实施淘汰的难度和力度也将越大,实施淘汰的成本也将不同。

2) 控制和淘汰日程表:淘汰进度是影响成本的最重要的因素之一。淘汰进度在两方面影响淘汰成本。第一方面是改用其它替代制冷剂的时间越早,改线技术需求的成本越高,而且技术不够成熟;改线时间越晚,改线技术越成熟,成本越低。第二方面的影响是替代品的需求,替代品的需求与淘汰速度直接相关,替代品生产的发展是淘汰 HFC-134a 的保证。只有发展了替代技术和充足的替代品生产能力才能实施 HFC-134a 消费、生产的淘汰,否则将不能满足市场的需求而导致产品短缺。淘汰越快,发展替代技术和替代品生产能力投入越大,从而成本

越大；淘汰越慢，发展替代技术和替代品生产能力投入相对较小，成本也相对越小。

3) 替代技术：替代技术是影响淘汰增加费用的另一个重要因素之一。针对用于汽车空调行业消费的 HFC-134a 生产，其替代技术有 HFC-152a、HFO-1234yf 等；对于不同的替代技术将需要不同的淘汰增加成本；因此，社会对不同替代技术的需求，选择不同的替代技术，将会影响增加成本的需求。

4) 政策：政策是影响淘汰成本的重要因素之一。政策可以影响 HFC-134a 及其替代品的生产，也可以影响 HFC-134a 和替代品的市场。如对 HFC-134a 替代品实施减免税，对 HFC-134a 的消费、生产进行限制等。

基于以上影响因素分析，在计算中国汽车空调行业控制 HFC-134a 的成本-效益的过程中，本研究假设：

1) 现有的维修工人操作技术，政策不变；

2) 汽车行业淘汰 HFC-134a 成本-效益计算过程中均以现值计算，不进行贴现，原因是环境效益同样存在时间序列。

成本-效益的计算

汽车空调行业控制 HFC-134a 的成本包括生产商需要引进技术，更换生产线（包括更换新的制冷剂充灌机等设备）的一次性成本，另外生产商需要更换制冷剂/发泡剂、润滑剂，购买能承受更高压力的新型压缩机，以及更换塑胶管，消费者购买替代品汽车之后，每次维修灌装制冷剂需要多支付替代品与 HFC-134a 的差价等材料引起的成本增加。汽车企业替代 HFC-134a 增加的成本即为一次性成本和材料增加成本之和。其中，增加的一次性投资成本计算公式：

$$ICC = \sum_1^t \frac{ICC_{1t} + ICC_{2t} + ICC_{3t}}{(1+r)^t}$$

ICC_{1t}: 第 t 年，生产商技术引进成本，单位为元；

ICC_{2t}: 第 t 年，生产商设备改造成本，单位为元；

ICC_{3t}: 第 t 年，生产商培训工人使用新制冷剂技术的培训成本，单位为元。

增加的运行成本包括考虑数据的可获得性，以及根据对整台汽车空调增加成本贡献的重要性，在每台替代汽车空调材料造成的增加成本的计算过程中，本研究只包括了两个量，即生产商生产替代品汽车空调增加成本（包括更换制冷剂增

加的材料和更换压缩机增加成本)和消费者维修替代品汽车空调增加成本,计算公式如下:

$$IOC = \sum_1^t \frac{IOC_{1t} + IOC_{2t}}{(1+r)^t} + \sum_1^t \frac{IOC_{3t}}{(1+r)^t}$$

第一部分,汽车空调生产商使用替代品过程中,原材料增加成本,其中:

IOC_{1t} :第t年,汽车空调灌装替代制冷剂后增加的总成本,为每台汽车空调增加成本与辆数的乘积,单位为元;

IOC_{2t} :第t年,使用高强度钢板等导致压缩机的增加成本及其它原材料增加成本,单位为元。

第二部分,消费者维修增加的制冷剂成本,其中:

IOC_{3t} :第t年,消费者使用替代品汽车空调维修灌装制冷剂的增加成本,单位为元。

总增加成本的计算公式:

$$IC = ICC + IOC$$

IC :为控制淘汰HFC-134a支付的总增加成本,单位为元。该部分的数据主要来源于对生产企业、协会、制冷剂提供商和专家的调查。

减排的温室气体增加的效益计算公式:

$$IB = \sum_1^t \frac{DW_t \times P_0}{(1+r)^t}$$

DW_t :第t年,减排的温室气体,单位为tCO_{2-eq};

P_0 :单位温室气体市场价格,单位为元/吨。

中国汽车空调行业控制淘汰HFC-134a的净效益计算公式:

$$NB = IB \text{ 算公式}$$

4.1.4 小结

本章节描述了采用情景分析法，设定没有 HFC-134a 控制为基线情景，并根据淘汰目标和假设进行淘汰情景设定，建立了综合考虑排放量和能源消耗的控制 HFC-134a 的环境效益模型，基于实地走访、调查问卷和电话访谈企业与专家咨询获得的关键参数，计算控制 HFC-134a 的环境效益和增加成本。根据成本-效益方法，比较选择最佳控制情景。

4.2 中国汽车需求量预测

4.2.1 历史与现状

4.2.1.1 汽车产量

中国汽车工业经历了几十年的发展，生产能力不断增长，产品水平日益提高。汽车产量从 1990 年的 51 万辆，发展到 2000 年的 207 万辆，全国民用汽车社会保有量 1600 万辆。千人汽车保有量 12 辆、私人汽车保有量 600 万辆。随着人民生活的不不断提高和对生活质量的要求，空调车生产数量日益增多，1994 年空调车保有量 130 万辆，年产 28 万辆，1999 年保有量为 390 万辆，年产 71 万辆，2000 年空调车保有量达到 470 万辆，年产 83 万辆。加入世贸组织的前三年，2002 年、2003 年、2004 年分别突破了年产 300 万辆、400 万辆、500 万辆大关。汽车总产量的增长比同期的经济增长速度快得多。尽管中国汽车工业经历了 2002、2003 年超高速增长之后出现了较为明显的增幅回落趋势，但是 2005 年，中国汽车市场在激烈的竞争中仍保持了适度的快速增长，产销量分别达到 570.7 万辆和 575.8 万辆，同比分别增长 12.56% 和 13.54%。根据国家统计局公布的进度数据，2007-2009 年中国的汽车产量达到 888 万辆、935 万辆和 1379 万辆（中国统计年鉴，2010），而 2010 年产销量更是达到 1800 万辆。

表 16 中国不同品种汽车产量和总产量（万辆）

年份	汽车总计	轿车	货汽	客车
1990	51.4			
1991	70.9	8.1	45.2	17.6
1992	106.2	16.3	62.6	27.3
1993	129.7	23	77.5	29.2
1994	135.3	25	78.6	31.7

1995	145.3	32.5	72.2	40.5
1996	147.5	39.1	68.9	39.5
1997	158.3	48.8	65.9	43.6
1998	162.8	50.7	66.2	45.9
1999	183.2	56.6	75.6	50.9
2000	206.8	60.7	75.2	70.9
2001	234.2	70.4	80.3	83.5
2002	325.4	109.3	109.3	106.8
2003	444.3	203.8	122.8	117.7
2004	507.0			
2005	570.7			
2006	737.5			
2007	888.2			
2008	934.5			
2009	1379.1			
2010	1826.5			

* 汽车总产量为中华人民共和国国家统计局数据；2003 年前的分品种产量数据，为北京大学环境科学中心，中国制冷维修行业 CFCs 的淘汰战略调查数据。

尽管并不是所有汽车都安装空调，但越来越多的汽车安装了空调器。根据《中国制冷维修行业 CFCs 的淘汰战略》，1995-2002 年汽车保有量中，轿车、货汽和客车带空调的比例为 71%、5%和 24%。依据调查数据，目前中国生产的轿车已经 100%带空调器，货车约 30%、客车约 75%带空调器。

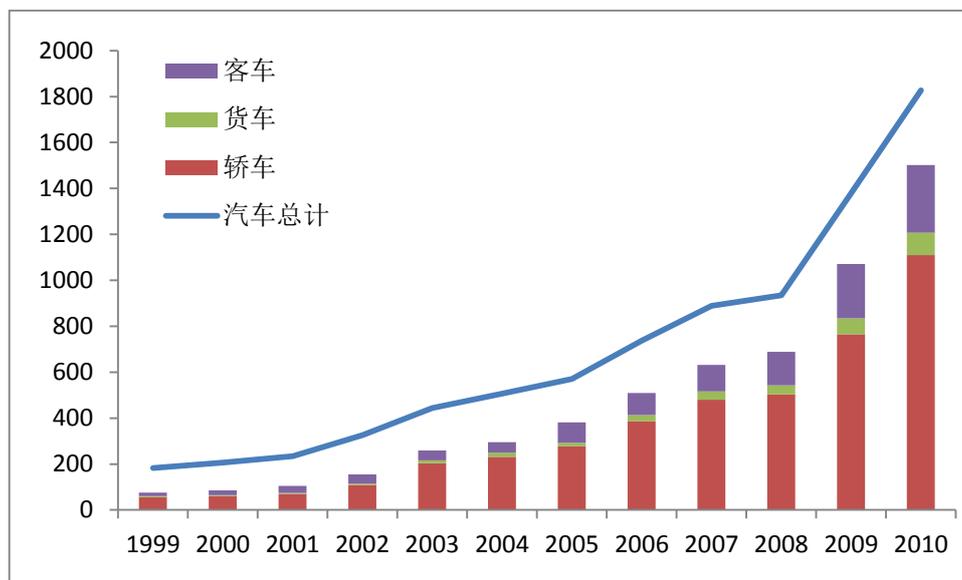


图 19 中国不同汽车种类带空调比例 (万辆)

4.2.1.2 汽车空调制冷剂

中国在用汽车空调主要使用的制冷剂为 CFC-12 和 HFC-134a。1994 年之前除一小部分引进国外技术生产的轿车开始使用进口的 HFC-134a 作为空调器的制冷工质外，普遍使用以 CFC-12 作为制冷剂的空调器。1994 年以后，随着《中国汽车空调行业淘汰 CFC 计划》的实施，汽车行业开始逐步使用 HFC-134a 汽车空调制冷剂替代 CFC-12，2002 年实现行业计划的目标，汽车厂不再生产 CFC-12 空调车，汽车空调行业全面采用 HFC-134a 为制冷剂。

表 17 相对于 HFC-134a 的制冷性能比较

名称	相对 COP	压缩机出口温度
HFC-134a	1	79.5
HFC-152a	0.90	80.2
Z-HFO-1234ze	1.04	73.9
E-HFO-1234ze	1.13	68.3
HFO-1234yf	0.98	75.6

4.2.2 汽车需求量预测

4.2.2.1 需求量预测方法

如上所述，随着中国经济快速发展汽车增长将维持相应的水平。针对中国控制 HFCs 的政策需求，本预测范围为 2011-2050 年。目前国内外学者预测需求量的方法主要有直接预测法、时间序列模型和回归分析法，本研究将对这三种方法进行简单评价并从中选择比较科学合理的预测方法。

经验预测法：经验预测法即根据历史需求量增长率假设未来需求量增长率，这一过程的实现多数靠研究者的主观判断，缺乏科学依据，很难获得理想的预测结果（宋丽敏, 2008）。

时间序列模型：时间序列模型通常不考虑其他因素的影响，根据自身运动规律建立动态模型进行时间序列分析。常见的模型有灰色系统 GM（1，1），灰色系统常用于预测市场需求量（蒋世辉等, 2007; 王勇林等, 2003; 徐国娇等, 2008; 张鑑民, 2006），该方法具有原理简单、所需样本少、不需考虑分布规律、计算方便、预测精度高和易于检验等优点，但是灰色预测方法在假定未来和现在保持同样发展趋势的前提下，预测序列单调的变化过程而使得灰色模型一般用于短期

预测，不宜用于中长期预测（宋丽敏, 2008）。因此，灰色模型用来预测未来 20 多年汽车需求量不适宜。

回归分析法：根据需求量与各种相关的经济变量的相关关系建立一元或多元回归模型，并根据相关经济变量的发展趋势预测未来需求量。徐国娇等（2008）通过影响建设用地需求因素的相关分析，发现固定资产投资、GDP、恩格尔系数、耕地面积、人均消费水平是影响建设用地需求量的主导因子，且与建设用地需求量之间存在线性关系。通过 SPSS 软件对各项指标数据进行多元回归分析，并选择逐步回归预测法，建立了未来哈尔滨市建设用地需求量预测模型，根据哈尔滨城市规划目标预测预测年的固定资产投资，并代入模型预测了哈尔滨 2010 年和 2020 年建设用地需求量。这种方法的不确定性主要来自解释变量的选择，如果解释变量的内容出现差异较大的预测结果，将导致需求量预测的结果不同（宋丽敏, 2008）。然而文献调查表明对各种相关的经济变量的发展趋势较为成熟，因此本研究选取多元回归方法对中国汽车未来需求量进行预测如下图。

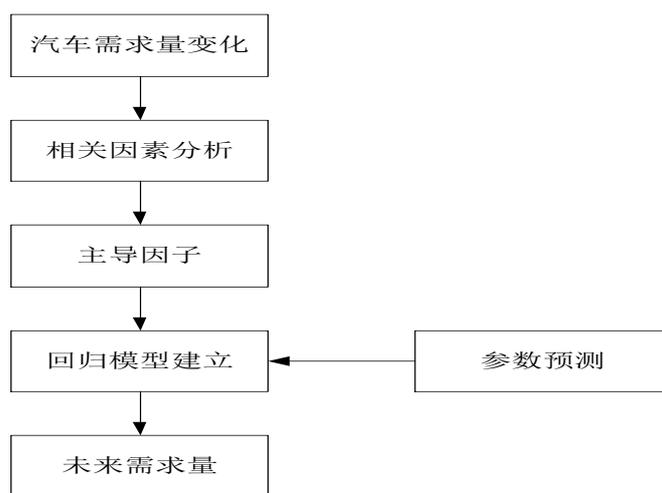


图 20 中国汽车未来需求量预测方法

通过对历史汽车需求量和社会经济指标进行分析，找到影响汽车需求量的主要社会经济指标，与汽车需求量建立一元回归方程，并分别计算方程的相关系数，进行方程拟合度检验，通过该方法得出与汽车需求量成显著线性相关的主导因子。通过相关分析筛选出与汽车需求量成显著线性相关的主导因子后，借用逐步回归分析，建立多元回归模型，利用多元回归模型计算历史需求量和实际需求量进行比较，并对进入模型的因素进行参数估算，代入模型预测未来汽车需求量。

4.2.2.2 汽车需求量变化

中国的汽车工业始于二十世纪 50 年代初，经过五十几年的发展，中国已经成为世界第一汽车生产大国。1980 年，中国汽车的总产量（包括轿车、客车、货运汽车）为 22.23 万辆，1990 年为 51.4 万辆，2000 年激增为 207 万辆；加入世贸组织后，2002 年、2003 年、2004 年分别突破了年产 300 万辆、400 万辆、500 万辆大关。汽车总产量的增长比同期的 GDP 增长速度高得多。汽车产量变化见下图。

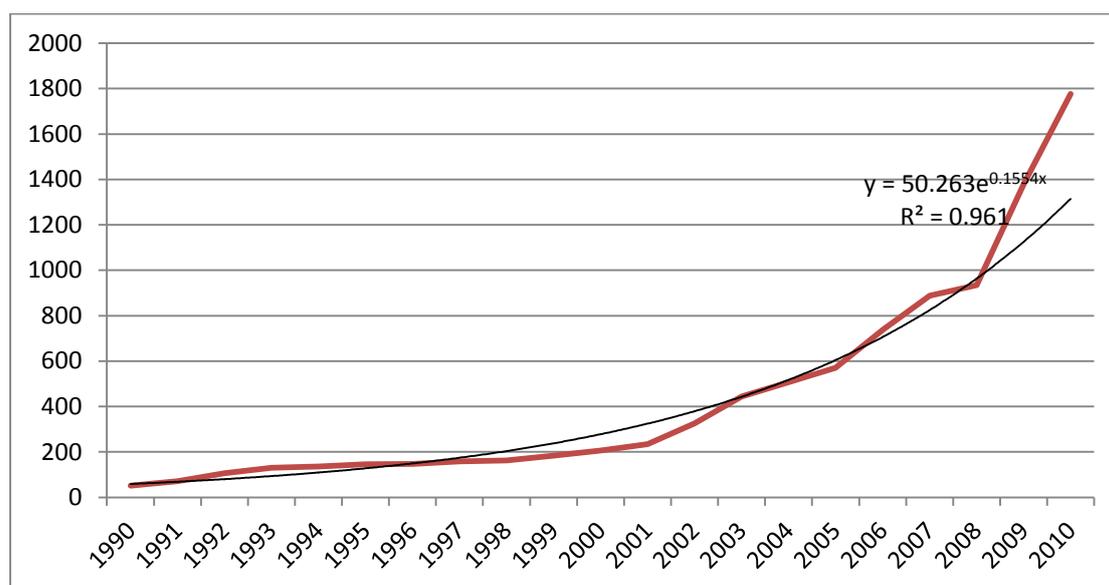


图 21 中国历史上汽车产量 (单位: 万辆)

根据中华人民共和国国家统计局的统计数据显示 (见上图)，中国汽车产量从 1990 年 51.4 万辆增长到 2010 年 1800 万辆，其中 1990—2000 年期间，汽车产量迅速增长，年平均增长率高达 15%；2000—2010 年期间，汽车产量的年平均增长率为 24%（2000-2005 和 2005-2010 年两个 5 年的年均增长率基本相同，分别为 22.5% 和 25.5%）；中国汽车经历 10 年的平稳增长，又经历了一个快速的 10 年增长。这一增长率远远高于同期的经济增长率。受到 2008 年之后国家面临“金融危机”拉动内需政策的影响，2008-2010 年年均 39% 的增长率则是非常超常规的增长现象。

4.2.2.3 影响汽车需求量的相关因素分析

汽车需求量的可能的主导因素为人口的增长和经济的发展，因此本文选取了 GDP、人口和城镇居民可支配收入等 3 个指标作为影响汽车需求量的因素。采用

统计分析中的相关分析进行研究，用统计分析软件 SPSS 进行相关计算，相关分析如下图所示。

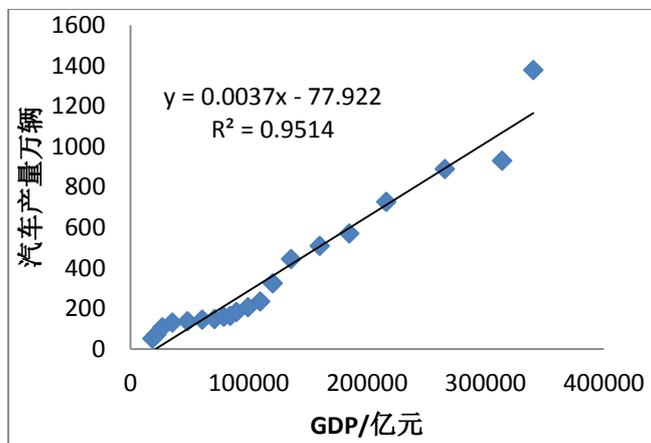


图 22 汽车需求量与 GDP 的相关性分析

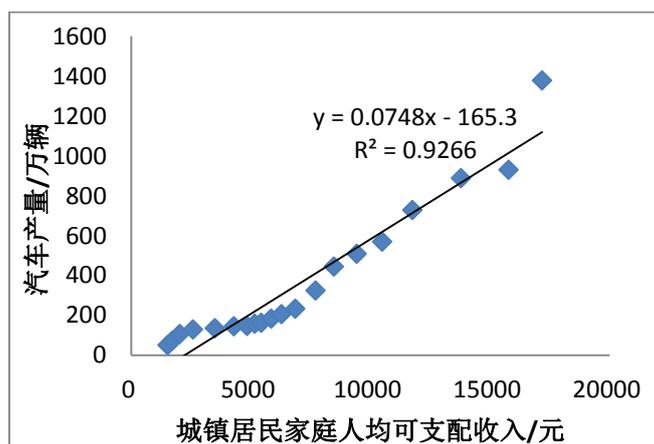


图 23 汽车需求量与城镇居民家庭人均收入的相关性分析

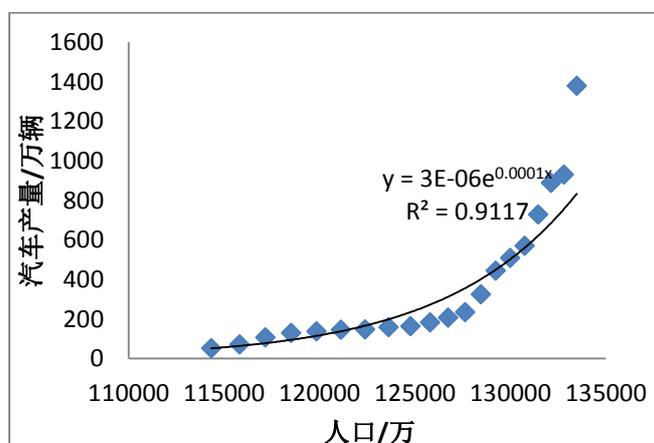


图 24 汽车需求量与人口的相关性分析

影响汽车需求量因素的相关分析结论如见下表：在置信度 $p=1\%$ 时，汽车需求量均与 GDP、城镇居民可支配收入显著相关，人口数线性相关性差，但指数相关性好。因此 GDP、城镇居民可支配收入是影响汽车需求量的主导因子。

表 18 汽车需求量影响因素相关性

影响因素指标	GDP	人口数	城镇人均收入
相关系数	0.975**	0.962**	0.954**
显著水平	0.000	0.000	0.000

**表示 $p=1\%$ 时显著相关

4.2.2.4 预测模型建立

通过影响汽车需求因素的相关性分析，GDP、人口、城镇居民可支配收入是影响汽车需求量的主导因子。客观上在人口和 GDP 相对增长速率接近的条件下，城镇居民可支配收入与 GDP 之间存在密切关联，因而 GDP 和城镇居民可支配收入作为影响因素存在重叠，因此简单建立汽车需求和 GDP 的关系，就可以替代多因子相关性。用多元回归建立汽车需求量与社会经济影响因子之间的预测模型。

$$Y=a_0+a_1X_1+ a_2X_2+ a_3X_3$$

通过 SPSS 软件分别对 1990—2010 年不同类型汽车需求量与相关影响因子进行多元回归分析中的逐步回归预测法，并对方程分别进行检验，根据得到的各个影响因素的检验统计量对所有方程进行分析和比较得到最优回归模型分别如下表所示。

表 19 中国汽车需求量预测模型

车型	回归方程	参数	R ²
轿车	$y = 3.391x - 266.1$	GDP	0.904
货车	$y = 0.908x - 8.293$	GDP	0.930
客车	$y = 1.248x - 64.37$	GDP	0.951

其中：Y 代表汽车需求量，X 代表影响汽车需求量的主导因子。

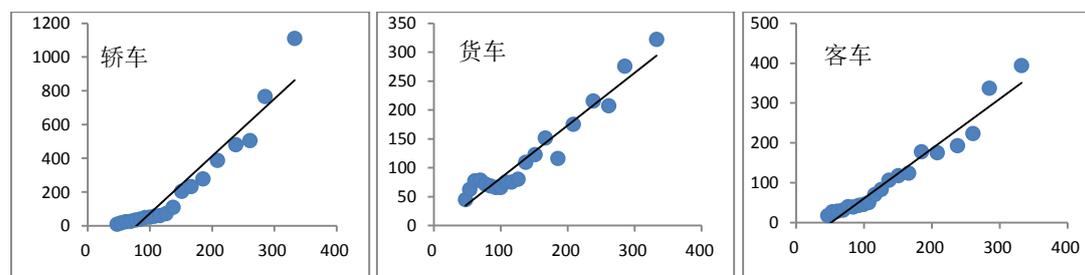


图 25 不同车型汽车需求量预测模型

实际上，2008年后“金融危机”后汽车产量的快速增长在很大程度上与之前近20年是完全不同的情景。扣除2008年之后的数据，上述各种模拟相关性均有提高。此外，直接分析年份与汽车产量的相关性，也可以建立很好的相关性关系（见上表）。但显然长期指数增长是不现实的情景。

4.2.2.5 参数预测

根据上述回归模型，如果采用GDP作为主导因子，则需要对未来GDP进行预测。国家十二五规划确定，未来五年中国GDP将保持7.5%的年均增长率。本研究假设2011—2015年中国GDP按照7.5%增长。根据世界银行的估计，中国2015年之后GDP的增长假设为2016—2020年按照7%增长，2021—2030年按照5.6%增长，2031—2050年按照3%增长。

4.2.2.6 中国汽车需求量预测结果

根据以上汽车需求量预测模型和参数预测值对未来几年汽车需求量进行预测，结果如下表所示。

表 20 2011—2050 年不同类型汽车需求量预测（单位：万辆）

年份	GDP*	汽车总量	轿车	货车	客车
2015	477,402.5	2,309.7	1,352.7	425.3	531.7
2020	669,581.8	3,375.9	2,004.4	599.8	771.7
2025	879,271.9	4,539.2	2,715.5	790.3	1,033.5
2030	1,154,629.9	5,000.0	2,994.8	867.5	1,137.7
2035	1,338,532.5	5,000.0	2,994.8	867.5	1,137.7
2040	1,551,726.0	5,000.0	2,994.8	867.5	1,137.7
2045	1,798,875.8	5,000.0	2,994.8	867.5	1,137.7
2050	2,085,390.0	5,000.0	2,994.8	867.5	1,137.7

*GDP为2005年可比价格GDP，单位亿元，本报告其他章节相同

基于GDP增长方式的回归呈现指数40年增长方式难与现实相符，根据汽车工业协会的估计，认为中国汽车行业产能高峰为每年5000万辆，汽车保有量将超过2亿辆。因此本文认为中国汽车行业最大需求量为每年5000万辆，自2027年后汽车产量维持在最大产能的水平保持不变。在此情景下，中国千人汽车拥有量与人均GDP的关系与世界其他国家和地区相比，如下图所示。根据下图，中国2015、2020、2030、2040年汽车千人汽车拥有量将分别达到120.3、201.5、

378.7、441.2 辆，由于汽车需求达到饱和，2050 年维持 2040 年的水平。中国假设情景与世界一般水平相符。

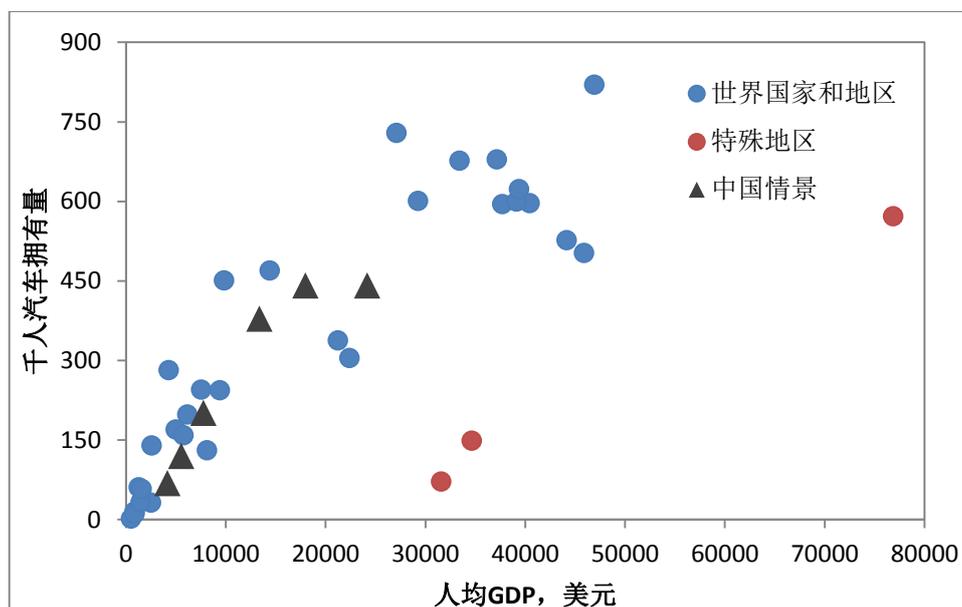


图 26 不同国家和地区千人汽车拥有量与人均 GDP(美元)

4.2.3 制冷剂需求量

汽车行业制冷剂消费主要体现在两个方面：(1) 汽车生产过程的初次灌装；(2) 汽车运行泄漏之后的维修再灌装。

4.2.3.1 汽车生产过程的灌装量

汽车生产过程灌装汽车空调包括初始填充量，而生产灌装过程的排放量为灌装量的 0.5% (IPCC, 2006)，而不同汽车品种初始灌装量不同。

表 21 汽车空调系统 HFC-134a 排放估算的相关参数

类型	初始填充 (kg/辆) *	排放因子 (%)初始排放*
轿车	0.8	0.5
客车	4.0	0.5
货车	0.8	0.5

*IPCC, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (2000).

根据上表。可以计算当前在用汽车 HFC-134a 灌装量

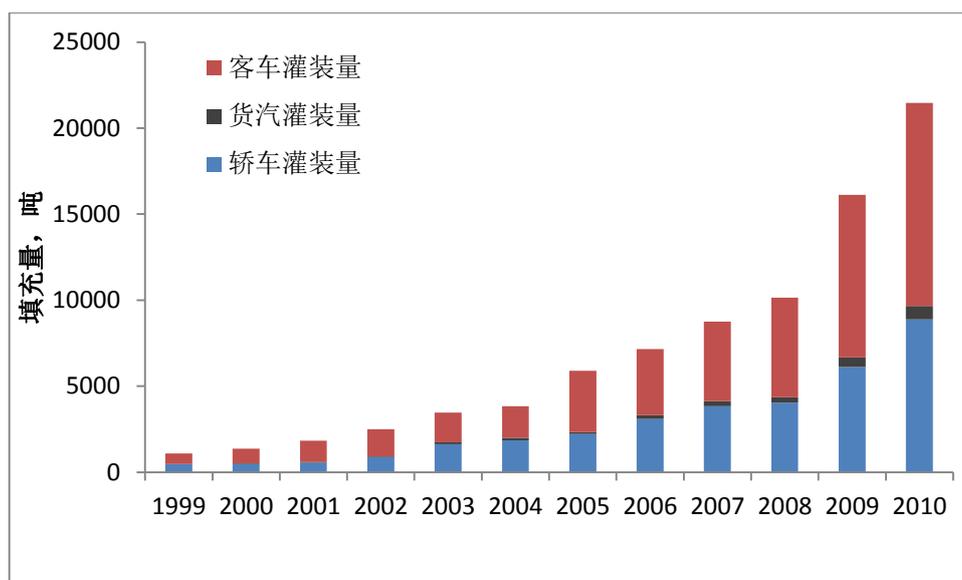


图 27 制冷剂初始灌装量 (吨)

4.2.3.2 维修再灌装量

维修再灌装量也是 IPCC 报告中提到的“运行排放”，包括所有在役汽车空调在运行过程泄漏后，通常维修补充再灌装。运行排放量就等于维修补充再灌装量。

表 22 维修灌装相关参数

类型	寿命 (a)*	运行排放**
轿车	12	20
客车	10	20
货车	10	20

* IPCC 所有汽车缺省值为 12 年；** IPCC 缺省值为 10-20%，依据调查，中国汽车空调维修率偏高，从最坏情景假设，采用 20% 的运行排放率。

依据上表参数，中国逐年汽车保有量中的空调汽车保有量，计算中国逐年维修量如下：

表 23 中国 HFC-134a 维修消费量和总消费量

	维修量再灌注量	总消费量
1999	355.6	1444.9
2000	563.2	1924.9
2001	821.3	2646.8
2002	1154.8	3653.6
2003	2066.4	5537.0

2004	2833.5	6669.0
2005	4011.4	9900.4
2006	5443.8	12605.9
2007	7162.3	15919.7
2008	9123.1	19273.9
2009	12257.0	28374.9
2010	16410.0	37880.0

4.2.4 小结

随着中国经济的持续发展，预计中国汽车产量将从当前 1800 万辆的水平持续增长到 2030 年约 5000 万辆的水平。

目前，中国汽车灌装 HFC-134a 约为 21000 吨，维修再灌装量约为 16000 吨，年消费量约 37000 吨。与从生产企业调查到的国内销售量也非常吻合。

4.3 HFC-134a 排放量计算方法学

HFC-134a 主要用于制冷剂。因此本研究只关注作为制冷剂的控制战略研究。HFC-134a 的生命周期与排放见下图。

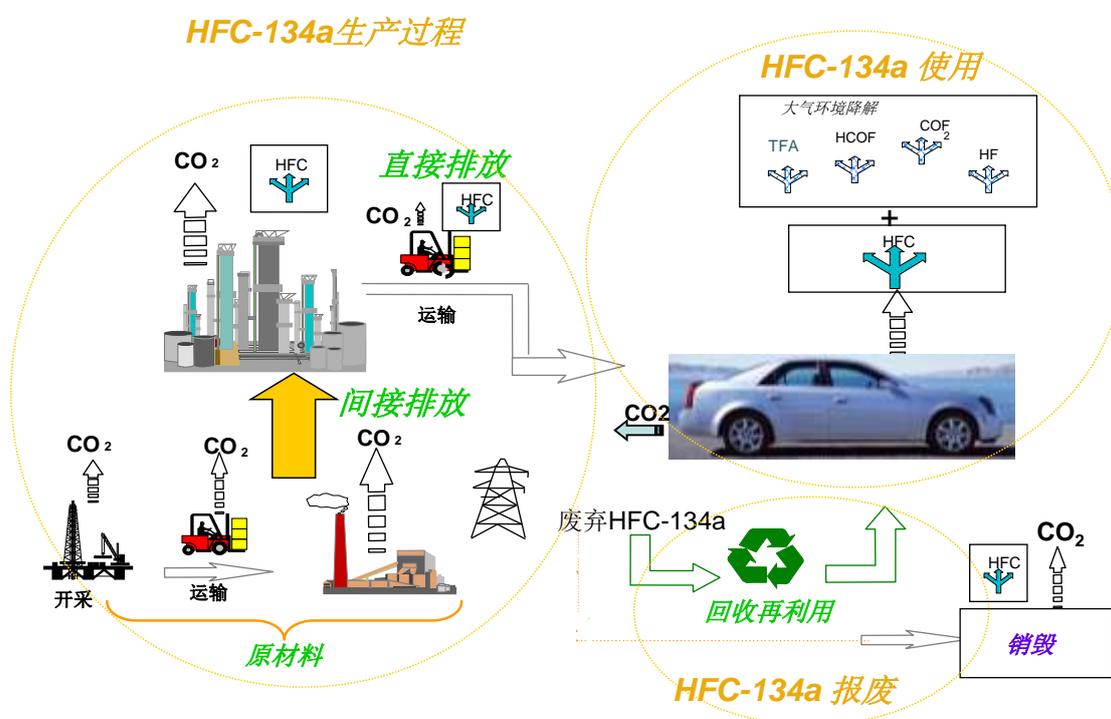


图 28 HFC-134a 生命周期与排放（源自 Aderson）

针对 HFCs 排放, IPCC 给出了排放计算方法。本文也参照 IPCC 排放计算方法进行排放计算。下面排放计算方法均参考与《2006 年 IPCC 国家温室气体清单指南》中第三卷: 工业过程和产品使用。结合可获得的中国调查数据进行修正。

4.3.1 HFC-134a 生产化工过程排放 (供应过程)

不同的生产工艺在生产 HFC-134a 的过程都可能排放不同的 HFC-134a。IPCC 对这种逃逸排放的一种优良作法推荐方法是, 采用一个化学品生产排放因子或是假定化学品销售量中的一部分额外的比例在生产过程中排放了缺省排放因子是 0.5%。本研究采用 IPCC 的推荐后一个方法, 就是采用缺省值 0.5% 比例进行计算, 作为生产量的 0.5% 逃逸。

4.3.2 汽车空调的排放 (制造、使用报废过程)

IPCC 给出了汽车空调排放的两个计算方法, 即自上而下和自下而上的方法。两个方法都可以通过下述公式计算最后排放:

$$\text{HFC-134a 年排放量} = \text{初次充填排放} + \text{运行排放} + \text{清理排放} - \text{人为消除量}$$

初次充填排放包括汽车制造商或零配件生产汽车空调装配商在装配时对所有汽车空调单元进行充填过程中的制冷剂排放 (潜在的未来排放), 即使所生产车辆最终用于出口。运行排放包括不论产地的所有在役汽车空调的泄漏, 包括维修排放。清理排放包括来自废弃的汽车空调系统的制冷剂释放量。人为消除量则是通过物理或者化学方法破坏 HFCs 分子结构的消除量。

4.3.2.1 自上而下方法

自上而下的方法是最准确的方法, 因为这种方法数据少, 只要求这些数据稳定可靠, 所需的假设条件很少。自上而下方法的排放量估算采用化学品销售量数据折算出的汽车空调行业使用的全部 HFC-134a 的销售份额来替代制冷剂的泄漏量, 该值与初次充填及清理排放量相加即为年度总排放量, 自上而下的完整公式列于本节末。此公式可分解为几个部分。

利用排放因子(EF)表示初次充填过程中逃逸排放装配过程损失的 HFC-134a 的比例 (如 0.005) 来计算初次充填排放量。

初次充填排放量 = EF 量汽车空调新设备的 HFC-134a 的年度新使用量

既未在初次充填中逃逸排放又未充填入汽车空调新设备的新的 HFC-134a, 必然被用于现有设备的维修, 并在上一年的运行中泄漏排放。因此, 可根据下式计算运转排放量:

运行排放 = 每年出售给汽车空调企业的新的 HFC-134a 总量 - 每年用于汽车空调新设备的新的 HFC-134a 初次充填量

上式中隐含了制冷剂的回收利用, 因为回收利用会减少一个国家或地区对新制冷剂的总需求量。

汽车空调设备退役时的排放量在扣除销毁量后应等于该年度报废汽车中的 HFC-134a 总量。作为一个边界条件, 即使汽车空调未来不再引入新的 HFC-134a, 下式也可以用于继续估算寿命期内设备的未来排放。

清理排放 = 使用 HFC-134a 汽车空调的汽车年报废率 · 使用 HFC-134a 汽车空调的汽车数量 · 车空调的汽车数量 · 率平均充填率/辆 - 销毁量

如上所述, 回收利用的制冷剂量不应包括在该式中, 因为回收利用已降低了全国对新 HFC-134a 的需求量, 因此也隐含地降低了排放, 在此处减去 HFC-134a 的回收利用量将导致排放量的低估。

4.3.2.2 自下而上方法

自下而上方式应用需要估算全国汽车空调设备的数量、每辆车的平均充填量和以排放因子表示的泄漏率。初次充填公式与自上而下方法类似:

$$\text{初次充填量} = t \text{ 年的 HFC-134a 充填总量} \cdot \text{填总量} \cdot 34a$$

k 可与自上而下方法中的排放因子(EF)具有可比性因为它们都代表初始充填的排放比例。

$$\text{运行排放} = (t \text{ 年的 HFC-134a 存量}) C-134a \text{ 都代}$$

其中排放因子 x 表示年排放率, 也就是与总充填量的百分比。本公式应针对不同类型的汽车空调, 因为泄漏率与车型及使用年限有关, 汽车空调旧设备的泄漏率比新设备高。全国全部汽车的 HFC-134a 存量应该包括所有在役系统的使用量。汽车维修和废料的回收利用措施可以降低新制冷剂的使用量。

计算清理排放量需要了解汽车的平均使用寿命(n)以及 n 年前的初次充填量。公式如下

清理排放 = 第 t 次充年 HFC-134a 充填量 \cdot 填充量 \cdot 134a 公式如下的平均使用寿命修和废

其中变量 y 是清理时汽车空调设备初始充填残留量的百分比, z 等于清理时的回收效率。如果制冷剂在清理过程有回收利用, 则总量中应该减去这部分的比例。如果没有循环利用 z 等于 0。

4.3.2.3 排放因子选择

自上而下方法

自上而下方法只要求初始充填的排放因子。如果测量数据不可获得, 优良作法是采用 0.5%。如果采用其它假设需要进行充分说明。

自下而上方法

根据 IPCC (2006) 建议, 使用自下而上方法的清单机构应尽力开发参数 x n k y z 的全国当前值。如果采用了全国的某个参数值需要进行充分说明。如果没有全国数值可采用下表汽车空调子源类别 HFCs 的缺省排放参数自下而上方法所列的 IPCC 指南缺省排放因子及根据行业最新情况更新的数据。

表 24 汽车空调排放计算缺省值 (自下而上)

自下而上排放参数	IPCC 缺省值	更新缺省值
平均使用年限 (n)	12 年	12 年
汽车空调系统排放率 (x)	10-30%	10-20%
初次充填排放率 (k)	4-5%	0.50%
典型残留量 (y)	75%	40%
回收率 ^a (z)	0%	0%

^a 回收利用系统的回收比例是回收设备效率技术人员的技能 (HFC-134a 回收利用的潜能) 及系统有效性 (维修中采用回收系统的比例) 的函数。资料来源 Baker (1999)

汽车空调系统的排放率(x)主要取决于是否有回收利用, 对于有回收利用的国家采用下限 10% 比较合适; 无回收利用时排放率在 20%左右。系统排放率选择与回收率选择相关。如果有回收利用在汽车空调系统的维修过程及寿命期末都能够降低排放量, 此时该国家的清单机构使用的回收率 (z) 应该大于 0。反之应选择使用较高的 x 值并取 z 值为 0%。

典型残留量 (y) 的选择更多适合计算回收潜力, 而不是潜在排放。从整个生命周期来看, 如果维修率在 20%, 但设备报废的时候, 潜在残留量应该是 80%, 否则难于符合物质守恒定理。

排放量确认: 自上而下和自下而上方法的结果应该一致, 差异应在 10% 以内。

4.3.2.4 活动水平数据选择

自上而下方法

自上而下方法要求的活动水平数据包括: 销售给汽车空调工业的 HFC-134a 数量、初次充填量、确定报废汽车中 HFC-134a 数量所需要的变量以及 HFC-134a 销毁量。下面将分别加以讨论。

新 HFC-134a 总量: 仅包括新生产的销售给汽车空调终端用户的数量。终端用户包括汽车制造商、零配件装配商及维修店 (在销售前充填制冷剂)。在制冷剂经销商清单中所列的 HFC-134a 如果不是用于汽车空调系统, 则不应计入当年的估算。如果有大量的终端用户, 清单机构应该直接从化学品制造商和制冷剂经销商处获取资料。进口化学品数据应该从海关、进口商和经销商处获得。

HFC-134a 初次充填总量: 是汽车制造商或者零配件装配商购买并充填于汽车空调系统的 HFC-134a 数量, 包括充填过程中的损失初次充填排放。国家的汽车制造商能够提供这些数据。额外数据还可以从空调零配件装配商手中获得。

清理排放: 如果每年含有 HFC-134a 的报废汽车的数量未知, 那么应根据汽车报废率来估算。如果可能报废率应该按照模型年进行分类并使用每个模型年中充填了 HFC-134a 的汽车空调平均报废率。如果汽车注册统计数字不能提供报废率, 可采用 8% 的缺省值。一个国家的汽车注册总数来自正式的政府统计表。汽车空调的装备率可以从汽车制造商和进口商处得到。HFC-134a 在汽车空调市场的占有率应该以行业专家判断为基础来估算。

HFC-134a 平均充填量: 是国家汽车制冷剂充填的加权平均值, IPCC 指南中的缺省值为 0.8 千克/辆。

HFC-134a 销毁量目前尚未广泛应用, 但是清单机构如有这方面的数据应在公式中加以考虑并进行说明以避免对排放量的过高估算。

表 25 汽车空调排放计算缺省值（自上而下）

自上而下排放参数	IPCC 缺省值
汽车报废率	8%
新车初次灌装制冷剂排放量	平均充填量的 0.5%

自下而上方法

自下而上方法要求的数据有：每年 HFC-134a 充填量、每年度所有汽车空调中的 HFC-134a 存量、汽车空调寿期末 HFC-134a 的残余量。

HFC-134a 充填总量：与自上而下方法需要的数值相同，此数据可从汽车制造商和汽车空调零配件装配商处获得。

HFC-134a 存量：等于使用 HFC-134a 的汽车数量乘以每辆汽车平均充填量。此项数据可从汽车制造商最近几年提供的数据中获得，如果某种汽车的数据无法获得可以采用自上而下方法中的缺省值 0.8 千克/辆。

以前充填入汽车空调设备中的 HFC-134a 数量不仅应包括国内生产并充填的设备，还应包括对进口设备的充填量。作为总量估算，需要初次充填量的历史数据。

4.3.3 小结

从数据可获得性来看，本论文研究调查获得的数据可以满足自下而上的计算方法。并可以借鉴从生产供应环节调查到的数据验证计算结果。结合中国实际情况修正的排放因子如下表。

表 26 汽车空调相关排放因子

	IPCC 缺省值	本研究采用值
汽车平均寿命	12 年	12 年
普通汽车灌装量	0.8 千克/辆	0.8 千克/辆
客车灌装量	无	4 千克/辆
生产过程排放	0.5%	0.5%
初次灌装排放	0.5%	0.5%
运行过程排放	10-20%	20%
报废时残留	40%	80%

4.4 汽车空调历史排放量

按照上述计算和已有参数，汽车空调行业历史上排放量计算如下。中国从2001年全面采用HFC-134a作为汽车空调，随之的HFC-134a广泛应用。从排放数据可以看出，2005年后排放量持续增加，这与HFC-134a汽车空调保有量出现增加是完全一致的。其排放主要是运行和灌注排放。这也是排放量增长的主要原因。预计2010年后采用HFC-134a制冷剂的汽车开始报废，排放来源也将增加。

表 27 HFC-134a 的排放现状

年份	2005	2006	2007	2008	2009	2010
排放量 (百万吨 CO ₂ e)	5.85	7.93	11.30	14.18	18.92	25.01

4.5 中国 HFC-134a 减排潜力分析

国际社会HFCs的减排已经开始；依据欧盟法令，欧洲已经开始淘汰汽车空调使用HFC-134a。为准备淘汰HFC-134a，2011年2月，美国环保局核准了HFO-1234yf为汽车冷媒（中国化工报）用途许可，为替代HFC-134a做好了技术准备。由于对于中国而言，从国际义务的角度，HFCs尚无明确的控制时间表；HFC-134a作为汽车空调制冷剂，其生产和使用量快速增长。考虑到中国实现2020年温室气体减排的目标，本章分析控制HFC-134a的环境效益。考虑出口的不确定，本章分析忽略出口部分的分析。此外，由于医用气雾剂HFC-134a的需求不足全部HFC-134a的1%（中国氟硅协会，2010），加之医用气雾剂HFC-134a在国际上尚没有替代趋势，没有明确替代技术，本文也不分析其未来替代效益。

由于产品需求并不受是否使用HFC-134a的影响，也就是说是否使用HFC-134a，汽车（空调）都将因社会经济增长而增长。因此本章基于现有数据预测未来汽车需求，研究分析：（1）依据当前国际控制HFC-134a趋势和替代技术可获得性设计不同控制HFC-134a情景；（2）依据设计情景计算不同情景下减排HFC-134a的环境效益和其他环境效益；（3）依据可获得成本价格分析计算实现不同环境效益的替代成本。为实现上述研究任务，通过实地走访、调查问卷和电话访谈企业与专家咨询获得上述各类模型关键参数。

4.5.1 情景设定

作为 HFC-134a 控制情景假设需要考虑的因素包括：（1）中国 2020 年的减排目标；（2）欧盟为首的淘汰 HFC-134a 的法令（Directive 2006/40/EC）；（3）以美国为首提出的《蒙特利尔议定书》修正案。上述三个控制目标如下表。

表 28 当前控制 HFC 的主要目标

	减排量	针对 HFC-134a
中国 2020 年的减排目标	单位国内生产总值(GDP)二氧化碳排放比 2005 年下降 40%至 45%	无特别要求，尚不明确
欧盟 Directive 2006/40/EC	2011 年起逐步限制 GWP>150 的 HFCs	主要针对 HFC-134a
《蒙特利尔议定书》修正案	2019 年消减基线的 15%	针对 HFCs

尽管中国针对温室气体减排的目标尚不明确，但是考虑到欧盟已经从 2011 年控制 HFC-134a, 美国环保局正在增加 HFCs 控制并已经核准 HFC-134a 的替代品。在欧洲、美国等发达国家加速控制 HFC-134a 的同时，加之当今贸易全球化的趋势，中国 HFC-134a 的控制将会受到国际社会的压力，最终早于上述目标。。此外，替代汽车空调的制冷剂，除在价格方面存在大的障碍，技术方面阻力相对较小。因此设计如下情景。

4.5.1.1 基线情景设定

根据现有的控制要求，对中国而言，明确的控制是《京都议定书》和 2020 年单位国内生产总值(GDP)二氧化碳排放比 2005 年下降 40%至 45%，而这两项要求对 HFCs 并没有明确的控制的规定，也就是 HFC-134a 可以按照目前的发展趋势继续发展。因此，中国汽车行业不淘汰 HFC-134a 的情景可以假设为基线情景 (BAU)，基线情景设定及 HFCs 消费量计算如下。

表 29 基线情景主要参数

	排放产生	信息来源或依据
汽车空调生产按照目前技术继续		现有相关政策
HFC-134a 生产工艺和排放维持不变	缺省排放因子是 0.5%	IPCC(采用一个化学品生产排放因子或是假定化学品销售量中的一部分额外的比例在生产过程中排放了缺省排放因子是 0.5%)(IPCC, 2006)
全部汽车空调继续采用 HFC-134a 工质	空调器初次灌装泄漏率 0.5%、运行维修率 20%	IPCC 缺省值
报废回收	不回收、不处置，报废残留量 80%	中国无相关强制法规要求进行回收，残留量本文假设(见 4.2.3)交通部对汽车报废

	企业的营业要求，需要回收设备
--	----------------

4.5.1.2 淘汰情景设定

如上所述，（1）中国 2020 年的减排目标；（2）欧盟为首的淘汰 HFC-134a 的法令（Directive 2006/40/EC）；（3）以美国为首提出的《蒙特利尔议定书》修正案，都直接针对 HFC-134a 减排，也就是未来发展过程加速淘汰 HFC-134a 都可能在近期发生根本性转变，为此假设淘汰情景如下：

表 30 淘汰情景设计

	控制	信息来源
淘汰情景 A	2016 年开始逐步淘汰，2020 年全部淘汰，期间线性淘汰	基于中国 2020 年的减排目标，假设 HFC-134a 属于被淘汰的温室气体；再考虑市场全球化的效果（发达国家均淘汰）之后最为快速极端的情况
	全部采用替代技术 HFO-1234yf	假设，也是当前欧美选择的技术
	全部采用 HFC-152a	假设，部分混合工质替代品 GWP 类似
淘汰情景 B	2021 年起消减 HFC-134a，2030 年全部淘汰，期间线性淘汰	假设按照欧盟 F-gas 条例发展中国家推迟 10 年的通常做法
	全部采用替代技术 HFO-1234yf	假设，也是当前欧美选择的技术
	全部采用 HFC-152a	假设，部分混合工质替代品 GWP 类似
淘汰情景 C	2018 年开始淘汰，2034 年全部淘汰，期间线性淘汰	假设按照北美对蒙特利尔议定书修正案中，对发展中国家的情景方案
	全部采用替代技术 HFO-1234yf	假设，也是当前欧美选择的技术
	全部采用 HFC-152a	假设，部分混合工质替代品 GWP 类似

4.5.2 环境效益分析

4.5.2.1 基本参数

表 31 计算过程的关键参数

内容	数量	单位	信息来源
HFC-134a GWP 值	1430		IPCC/TEAP 2005
HFC-152a 的 GWP 值	122		IPCC/TEAP 2005
HFO-1234yf 的 GWP*	4		
相比 HFC-134a 空调制冷时油耗增加	10%		参见 3.1.2
相比 HFO-1234yf 空调制冷时油耗增加	0%		参见 3.1.2
1 年轿车运行千米数	18000	千米/年	假设
其中开启空调里程	7500	千米/年	假设
1 年货车运行千米数	35000	千米/年	假设
其中开启空调里程	15000	千米/年	假设
1 年客车运行千米数	35000	千米/年	假设

其中开启空调里程	15000	千米/年	假设
平均小型汽车油耗	8.0	升/千米	假设
平均小型汽车空调相关油耗	0.5	升/100 千米	假设
大型空调（客车）相关油耗	2.0	升/100 千米	假设
HFC-134a 价格（2015 年）	60	元/千克	http://www.chinaiol.com 统计价格
HFC-152a 价格	13	元/千克	http://www.chinaiol.com 统计价格
HFO-1234yf 价格	300	元/千克	尚无市场报价，估价
1 升汽油价格	8	元/升	
1 升汽油排放 CO ₂ **	2.3	千克	

* <http://www.1234facts.com/environmentalimpact.php>

** 1 升柴油 CO₂ 排放量为 2.63 千克/升，本研究忽略不同燃料排放差别。

4.5.2.2 环境效益分析

本节将按照 HFC-134a 生命周期排放以及不同情景下采用替代品的温室气体当量排放，比较各个情景下的环境效益。

生产化工过程排放

根据前文相关章节预测汽车需求量结果，不同情景下 HFC-134a、HFC-152a 和 HFO-1234yf 需求量如下。其中表格中生产供应逃逸量就是依据上述排放量计算方法学章节中化工生产过程排放量计算方法得到。

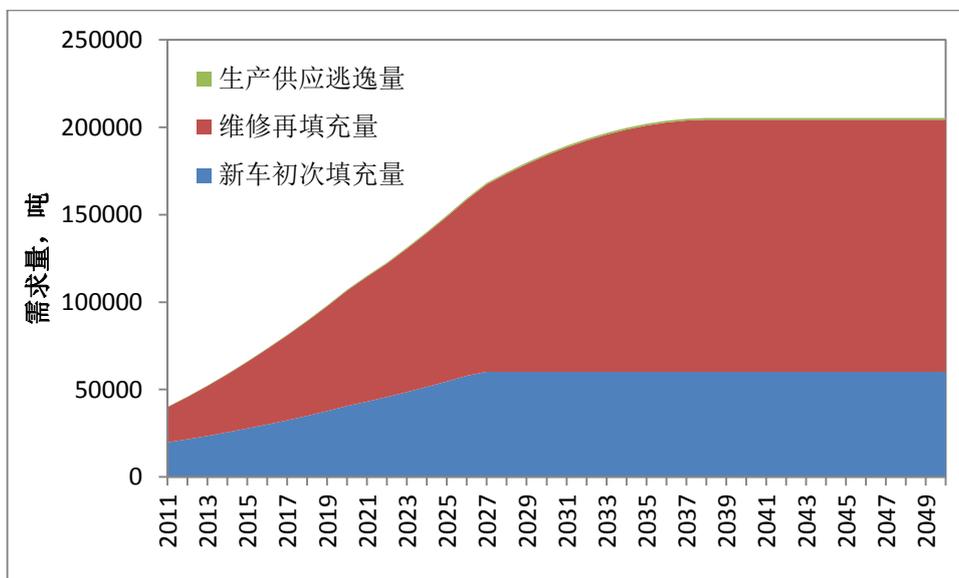


图 29 基线情景国内 HFC-134a 需求（吨）

表 32 情景 A 下 HFC-134a 及其替代品需求（吨）

	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf		
	新车初次填充量	维修再填充量	合计填充量	生产供应逃逸量	新车初次填充量	维修再填充量	合计填充量

2015	27794.4	38007.2	65801.7	329.0	0.0	0.0	0.0
2020	0.0	33557.1	33557.1	167.8	40625.8	32437.8	73063.6
2025	0.0	13066.2	13066.2	65.3	54626.3	81159.2	135785.5
2030	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	123791.0	183962.4
2035	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	140803.5	200975.0
2040	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2
2045	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2
2050	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2

表 33 情景 B 下 HFC-134a 及其替代品需求 (吨)

	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf		
	新车初次 填充量	维修再填 充量	合计填充 量	生产供应 逃逸量	新车初次 填充量	维修再填 充量	合计填充 量
2015	27794.4	38007.2	65801.7	329.0	0.0	0.0	0.0
2020	40625.8	65995.0	106620.7	533.1	0.0	0.0	0.0
2025	0.0	56897.4	56897.4	284.5	54626.3	37328.0	91954.3
2030	0.0	26743.1	26743.1	133.7	60171.4	97047.9	157219.3
2035	0.0	206.6	206.6	1.0	60171.4	140597.0	200768.4
2040	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2
2045	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2
2050	0.0	0.0	0.0	0.0	60171.4	144095.8	204267.2

表 34 情景 C 下 HFC-134a 及其替代品需求 (吨)

	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf		
	新车初次 填充量	维修再填 充量	合计填充 量	生产供应 逃逸量	新车初次 填充量	维修再填 充量	合计填充 量
2015	27794.4	38007.2	65801.7	329.0	0.0	0.0	0.0
2020	16178.1	55789.3	71967.3	359.8	24447.7	10205.7	34653.4
2025	10104.2	46869.9	56974.1	284.9	44522.1	47355.4	91877.5
2030	12090.2	29890.7	41980.9	209.9	48081.2	93900.3	141981.5
2035	4268.9	22718.8	26987.7	134.9	55902.5	118084.7	173987.2
2040	0.0	13136.2	13136.2	65.7	60171.4	130959.6	191131.0

0							
2045	0.0	2669.1	2669.1	13.3	60171.4	141426.7	201598.1
2050	0.0	14.1	14.1	0.1	60171.4	144081.7	204253.1

从上表可以看出，基线情景下，化工生产过程逃逸的 HFC-134a 逐年增加，到 2030 年增加至 919.8 吨，2030 年之后将继续增加，在 2040 年之后稳定在 1021.3 吨的水平。而情景 A 下由于 2016 年开始消减 HFC-134a 供应量，市场 HFC-134a 总需求量将减少，至 2029 年全部 HFC-134a 需求被淘汰。而情景 B 下由于 2021 年开始消减 HFC-134a 供应量，市场 HFC-134a 总需求量将逐步减少，至 2036 年全部 HFC-134a 需求被淘汰。当然，情景 A 和 B 下，替代品 HFC-152a 或者 HFO-1234yf 的需求持续增加，并带来相应逃逸量。

初次填充排放

依据第 4 章 IPCC 建议的初次填充排放率（0.5%），有上节计算的三个情景初次填充量，可以计算初次填充的排放量。见下表。

表 35 不同情景初次填充排放量（吨）

	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf		
	基线情景	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C
2015	139.0	139.0	139.0	139.0	0.0	0.0	0.0
2020	203.1	0.0	203.1	80.9	203.1	0.0	122.2
2025	273.1	0.0	0.0	50.5	273.1	273.1	222.6
2030	300.9	0.0	0.0	60.5	300.9	300.9	240.4
2035	300.9	0.0	0.0	21.3	300.9	300.9	279.5
2040	300.9	0.0	0.0	0.0	300.9	300.9	300.9
2045	300.9	0.0	0.0	0.0	300.9	300.9	300.9
2050	300.9	0.0	0.0	0.0	300.9	300.9	300.9

运行过程排放

依据第 4 章分析，运行过程排放量为 20%，也就是维修过程的再填充量。三个情景的填充量为表 32-表 34 中的维修量。

报废残留排放

依据第 4 章报废残留排放率，计算不同情景下的排放量如下表。

表 36 不同情景下报废残留排放量 (吨)

	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf		
	基线情景	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C
2015	2776.5	2776.5	2776.5	2776.5	0.0	0.0	0.0
2020	8120.6	8120.6	8120.6	8120.6	0.0	0.0	0.0
2025	18801.5	18801.5	18801.5	18801.5	0.0	0.0	0.0
2030	27974.1	0.0	27974.1	20564.6	27974.1	0.0	7409.5
2035	38851.9	0.0	7356.9	8952.9	38851.9	31495.0	29899.1
2040	48137.1	0.0	0.0	9083.9	48137.1	48137.1	39053.2
2045	48137.1	0.0	0.0	6051.4	48137.1	48137.1	42085.7
2050	48137.1	0.0	0.0	368.6	48137.1	48137.1	47768.5

采用替代制冷剂导致的油耗变化排放

参照表 31 参数, 采用 HFO-1234yf 由于能效等指标与 HFC-134a 接近, 不产生油耗变化。但采用 HFC-152a 降低了能效约 10%。情景 A 和 B 相对基线情景均将增加油耗。结果见下表。

表 37 采用 HFC-152a 增加油耗 (10%) 导致的额外 CO2 排放及成本

年份	增加油耗 (万升)			增加 CO2 排放 (百万吨)			增加油耗成本 (万元) *		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
2020	96,433	-	30,317	2.2	-	0.7	522,158	-	164,160
2025	240,879	110,647	140,452	5.5	2.5	3.2	1,021,946	469,428	595,878
2030	366,593	287,491	278,259	8.4	6.6	6.4	1,218,617	955,667	924,979
2035	416,697	416,336	349,704	9.6	9.6	8.0	1,085,316	1,084,378	910,829
2040	426,409	426,409	387,800	9.8	9.8	8.9	870,195	870,195	791,403
2045	426,409	426,409	418,796	9.8	9.8	9.6	681,820	681,820	669,646
2050	426,409	426,409	426,386	9.8	9.8	9.8	534,224	534,224	534,194
到 2020 年累计减排				6	-	1	2,063,977	-	412,999
到 2030 年累计减排				64	31	38	22,369,737	10,833,422	13,108,395
到 2040 年累计减排				159	123	118	55,371,289	42,943,544	41,070,801
到 2050 年累计减排				257	222	214	89,484,042	77,056,297	74,392,526

注*: 贴现率取 5%, 本报告贴现率相同。

生命周期环境效益

根据上述计算，相比基线情景，结合表 31 相关数据，仅仅从温室气体本身，不同情景 HFC-134a 与不同替代工质逐年和累计环境效益见下表。由于采用不同替代品带来的额外温室气体排放变化见下图。

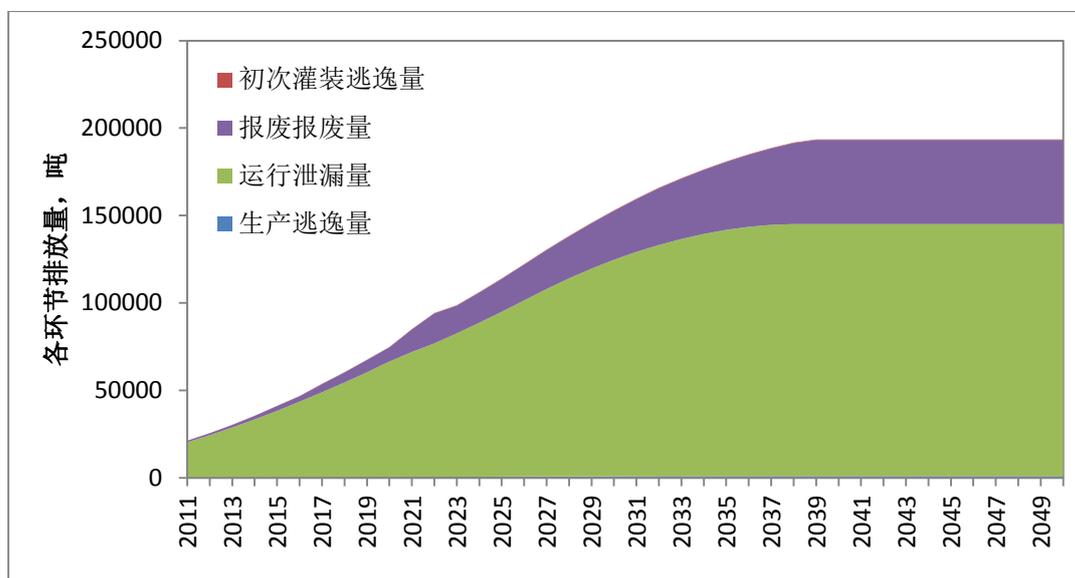


图 30 基线情景下 HFC-134a 各个环节排放量 (吨)

表 38 基线情景下 HFC-134a 各个环节排放量 (吨)

	生产逃逸量	初次灌装逃逸量	运行泄漏量	报废量	合计
到 2020 年累计排放	3,549	1,470	415,822	36,832	457,673
到 2030 年累计排放	11,137	4,181	1,391,319	239,413	1,646,051
到 2040 年累计排放	21,115	7,189	2,785,154	639,566	3,453,024
到 2050 年累计排放	31,329	10,198	4,226,111	1,120,937	5,388,575

从上表可以看出，从 2011 年起，由于生产 HFC-134a 从化工企业的排放和初次灌装的排放比例分别低于 0.94% 和 0.46%，而且所占比重逐年下降；而运行过程的泄漏（维修需求量）一直占最高比例，从 2011 年的近 95% 排放比重逐渐下降到 2050 年的 74.5%；而汽车报废由于保有量持续增加，报废过程排放比重持续增加，由 2011 年的不到 5%，增加到 2050 年超过 24.9%。这一数据显示，降低运行过程泄漏率，将有最大减排潜力。如，将运行泄漏率由 20% 下降到 10%，则将从现有排放量减少到一半的水平。

从表 39 可以看出，不论是采用 HFC-152a 还是 HFO-1234yf，采用情景 A、情景 B 或者情景 C 到 2050 年将分别累计减排温室气体 26-35 亿吨 CO₂-eq 和 29-40 亿吨 CO₂-eq。

然后，由于汽车空调运行过程不同工质将产生不同油耗，显然如果替代工质的能效高于 HFC-134a，且 GWP 值低于 HFC-134a，将减少更多温室气体排放。但是当替代工质的能效低于 HFC-134a，则将带来额外油耗产生负面效益。由下图可知，但因空调工质改变，制冷效率降低 5% 时，减排 HFC-134a 带来的效益约高于额外能耗带来的负面影响，仅仅从环境效益的角度依然是正效益。但是当能耗增加 10% 是，减排 HFC-134a 带来的效益不足以抵消额外能耗带来的负面影响，仅仅从环境效益的角度看是负效益。这不包括额外油耗带来的其它污染物如 NO_x、PAH 等的影响。

表 39 不同情景下 HFCs 排放量和不同替代技术减排量

	排放量 (吨)							温室气体减排量 (百万吨 CO ₂ -eq)					
	HFC-134a				HFC-152a 或者 HFO-1234yf			温室气体减排(全部采用 HFC-152a)			温室气体减排(全部采用 HFO-1234yf)		
	基线情景	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C
2015	41252	41252	41252	41252	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	74852	41845	74852	64351	33006	0	10501	41	0	13	47	0	15
2025	114044	31933	75983	66007	82111	38061	48037	102	47	60	117	54	69
2030	152986	0	54851	50726	152986	98135	102260	192	122	127	218	140	146
2035	180961	0	7565	31828	180961	173397	149133	227	217	187	258	247	213
2040	193555	0	0	22286	193555	193555	171269	243	243	215	276	276	244
2045	193555	0	0	8734	193555	193555	184821	243	243	232	276	276	264
2050	193555	0	0	383	193555	193555	193172	243	243	243	276	276	275
累 2020	457673	368877	457673	439702	88796	0	17971	110	0	22	127	0	26
累 2030	1646051	624670	1181916	1078496	1021381	464135	567555	1272	576	705	1456	662	809
累 2040	3453024	624670	1328373	1394889	2828354	2124651	2058135	3540	2656	2574	4033	3030	2935
累 2050	5388575	624670	1328373	1483045	4763905	4060202	3905530	5974	5089	4895	6793	5790	5569

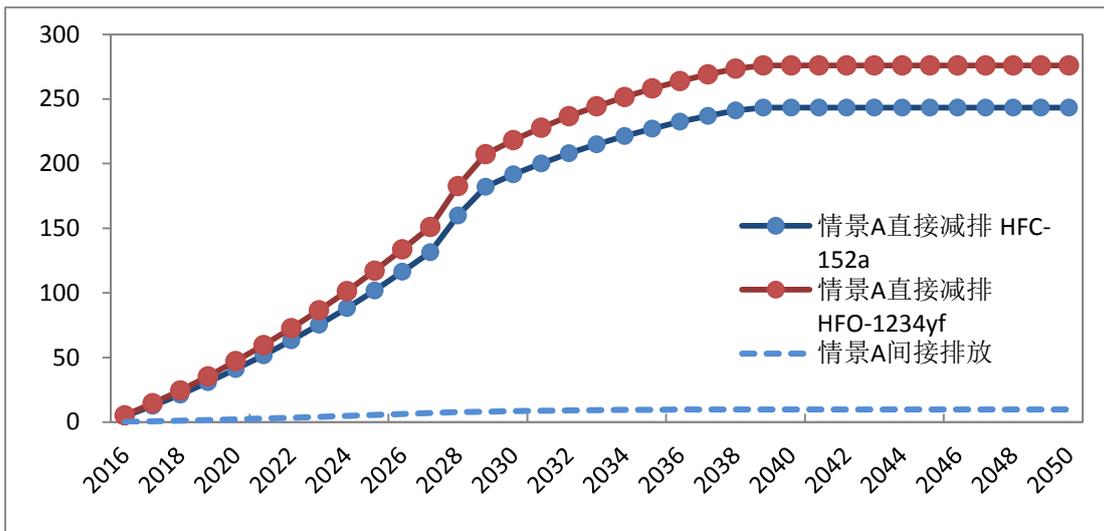


图 31 情景 A 下逐年的直接和间接环境效益

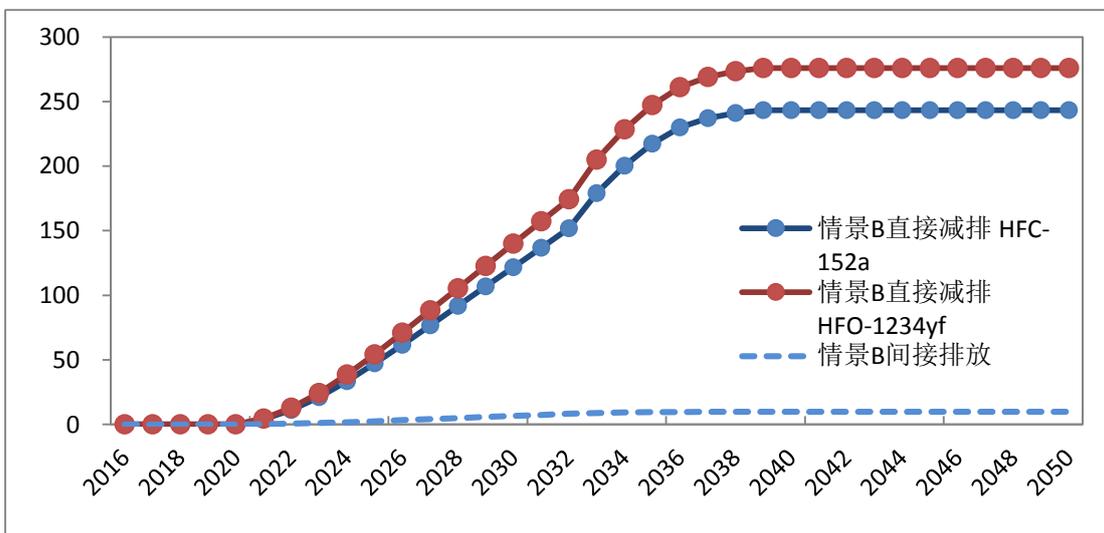


图 32 情景 B 下逐年直接和间接的环境效益

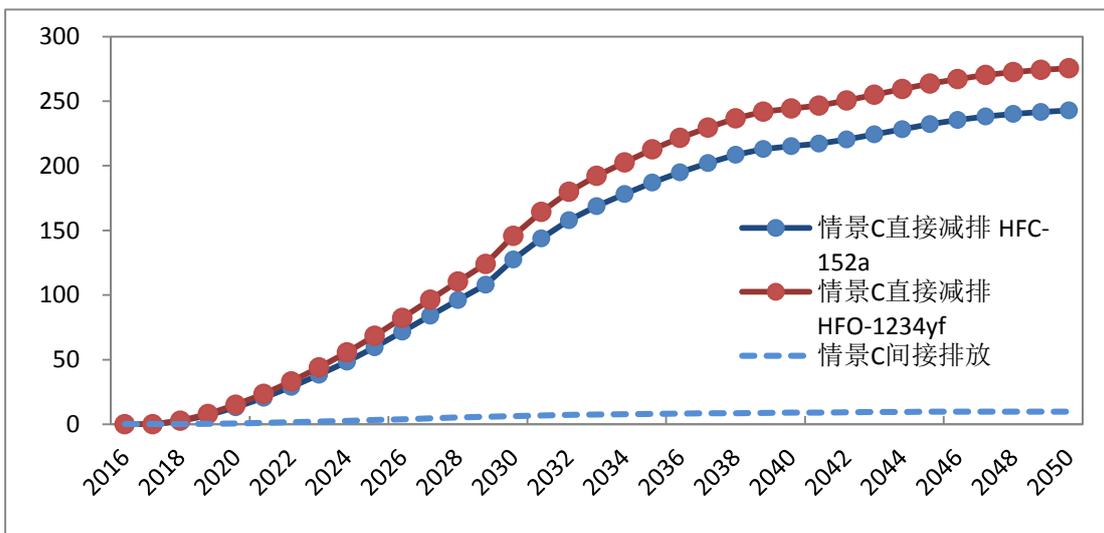


图 33 情景 C 下逐年直接和间接的环境效益

4.5.2.3 成本-效益分析

采取情景 A 和 B 都将可能带来成本变化，这将包括生产汽车空调企业的设备改造、空调的制造成本（管材、制冷剂）、运行成本（油耗和空调维修）等方面的变化。考虑到 HFC-152a 和 HFO-1234yf 制冷系统与 HFC-134a 制冷系统接近，本研究计算忽略了企业的设备改造、空调的制造成本非制冷剂部分的成本。主要计算部分包括制冷剂价格变化和油耗变化。

汽车空调替代的增加成本主要在于工质的成本的变化。依据表 31 参数计算由于初次灌装和维修再灌装采用不同的工质的额外增加费用如下表。

表 40 采用替代品成本变化（万元）

	采用 HFC-152a*			采用 HFO-1234yf *		
	情景 A	情景 B	情景 C	情景 A	情景 B	情景 C
2015	0	0	0	0	0	0
2020	-104998	0	-33406	536159	0	170583
2025	-204663	-94867	-119734	1045088	484428	611406
2030	-298773	-191652	-199709	1525650	978649	1019789
2035	-276904	-265329	-228201	1413979	1354872	1165284
2040	-232061	-232061	-205342	1184992	1184992	1048553
2045	-181826	-181826	-173621	928472	928472	886577
2050	-142465	-142465	-142184	727482	727482	726044
累计到 2020 年	-299603	0	-58684	1529886	0	299664
累计到 2030 年	-2464973	-1033582	-1316773	12587094	5277865	6723949
累计到 2040 年	-5166139	-3478361	-3526501	26380283	17761845	18007664
累计到 2050 年	-6958052	-5270274	-5228018	35530477	26912040	26696263

注*：贴现率取 5%。

此外由于油耗变化，采用不同情景不同替代品是油耗成本变化如下表所示。

表 41 控制情景 A 下效益和成本计算结果

	全部采用 HFC-152a							全部采用 HFO-1234yf		
	百万吨 CO2-eq			万元				百万吨 CO2-eq	万元	
	减排 HFCs	油耗导致 CO2 排放增加	净减排效益	工质增加成本	油耗增加成本	净增加成本	单位减排成本 (元/吨 CO2ea) *	减排 HFCs	工质增加成本	单位减排成本 (元/吨 CO2ea) *
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	41	2	39	-155130	771465	616335	108	47	792151	114
2025	102	6	96	-385923	1927032	1541109	85	117	1970669	89
2030	192	8	183	-719033	2932747	2213713	50	218	3671659	70
2035	227	10	218	-850518	3333572	2483055	37	258	4343069	55
2040	243	10	234	-909709	3411275	2501566	27	276	4645322	43
2045	243	10	234	-909709	3411275	2501566	21	276	4645322	34
2050	243	10	234	-909709	3411275	2501566	17	276	4645322	26

注*: 贴现率取 5%，本报告贴现率相同。

表 42 控制情景 B 下效益和成本计算结果

	全部采用 HFC-152a							全部采用 HFO-1234yf		
	百万吨 CO2-eq			万元				百万吨 CO2-eq	万元	
	减排 HFCs	油耗导致 CO2 排放增加	净减排效益	工质增加成本	油耗增加成本	净增加成本	单位减排成本 (元/吨 CO2ea) *	减排 HFCs	工质增加成本	单位减排成本 (元/吨 CO2ea) *
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2025	47	3	45	-178886	885176	706290	84	54	913461	89
2030	122	7	115	-461234	2299927	1838693	66	140	2355236	70
2035	217	10	208	-814964	3330692	2515727	39	247	4161520	55

2040	243	10	234	-909709	3411275	2501566	27	276	4645322	43
2045	243	10	234	-909709	3411275	2501566	21	276	4645322	34
2050	243	10	234	-909709	3411275	2501566	17	276	4645322	26

注*：贴现率取 5%，本报告贴现率相同。

表 43 控制情景 C 下效益和成本计算结果

	全部采用 HFC-152a							全部采用 HFO-1234yf		
	百万吨 CO2-eq			万元				百万吨 CO2-eq	万元	
	减排 HFCs	油耗导致 CO2 排放增加	净减排效益	工质增加成本	油耗增加成本	净增加成本	单位减排成本（元/吨 CO2ea）*	减排 HFCs	工质增加成本	单位减排成本（元/吨 CO2ea）*
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	13	1	12	-49356	242539	193183	106	15	252029	114
2025	60	3	56	-225776	1123617	897841	84	69	1152898	89
2030	127	6	121	-480623	2226073	1745450	60	146	2454243	70
2035	187	8	179	-700926	2797631	2096705	38	213	3579197	55
2040	215	9	206	-804966	3102402	2297437	28	244	4110463	43
2045	232	10	222	-868660	3350366	2481706	22	264	4435710	34
2050	243	10	233	-907910	3411085	2503175	17	275	4636135	26

注*：贴现率取 5%，本报告贴现率相同。

表 44 不同情景减排量和成本

	情景 A (HFC-152a)	情景 B (HFC-152a)	情景 C (HFC-152a)	情景 A (HFO-1234yf)	情景 B (HFO-1234yf)	情景 C (HFO-1234yf)
温室气体减排（百万吨 CO2-eq）						
到 2020 年累计减排	104	0	21	127	0	26
到 2025 年累计减排	464	111	206	564	135	250

到 2030 年累计减排	1207	545	667	1456	662	809
到 2035 年累计减排	2233	1386	1465	2675	1674	1761
到 2040 年累计减排	3381	2532	2456	4033	3030	2935
到 2045 年累计减排	4549	3700	3531	5413	4410	4210
到 2050 年累计减排	5717	4868	4681	6793	5790	5569
增加成本（万元）*						
到 2020 年累计	1181448	0	228184	1529886	0	299664
到 2025 年累计	4495886	973837	1906872	5772644	1268365	2461346
到 2030 年累计	9144477	4096362	5163918	12587094	5277865	6723949
到 2035 年累计	13445207	8310239	8700126	19942517	11338216	12451304
到 2040 年累计	16978261	11846062	11823188	26380283	17761845	18007664
到 2045 年累计	19741046	14608847	14495132	31510678	22892241	22738879
到 2050 年累计	21905760	16773561	16662910	35530477	26912040	26696263
单位减排成本（元/吨 CO2-eq）*						
到 2020 年平均	113	-	108	121	-	117
到 2025 年平均	97	88	93	102	94	98
到 2030 年平均	76	75	77	86	80	83
到 2035 年平均	60	60	59	75	68	71
到 2040 年平均	50	47	48	65	59	61
到 2045 年平均	43	39	41	58	52	54
到 2050 年平均	38	34	36	52	46	48

注*：贴现率取 5%，本报告贴现率相同。

从上述四个表格显而易见，全部采用 HFO-1234yf 将最大减少温室气体排放，考虑 5% 的体现率下，三种情景下采用 HFO-1234yf 的单位减排成本均逐渐降低，到 2050 年平均减排成本分别为 52、46 和 48 元每吨 CO₂-eq，其中情景 B 下平均减排成本最低。采用 HFC-152a 在空调器制造和对汽车成本的影响并不增加，由于 HFC-152a 工质的价格低于 HFC-134a，采用 HFC-152a 反而会降低成本；但是由于采用 HFC-

HFC-152a 会额外带来汽车油耗将增加汽车运行成本，随着替代时间的延续，单位减排成本会逐渐降低，最终到 2050 年平均减排成本分别为 38、34 和 36 元每吨 CO₂-eq 的水平，其中情景 B 下平均减排成本最低。由于当前 HFO-1234yf 的价格仍然相对较高，如果假设自 2016 年开始，HFO-1234yf 的价格开始线性降低，至 2025 年降为原来价格的 70% 并保持不变，则到 2050 年平均减排成本会降为 30 元每吨 CO₂-eq，较 HFC-152a 具有很大的价格优势。可以推测，如果工质 HFO-1234yf 的价格能够有所降低，并且减少维修需求，则采用 HFO-1234yf 替代 HFC-134a 减排量最大且单位减排成本会达到最低，也是未来的理想情景之一。

4.5.3 不确定性分析

控制 HFC-134a 的环境效益分析不确定性主要有以下几个方面：

HFC-134a 工质消费量计算过程中按照现有的制冷剂、工人的维修水平、压缩机的密封性进行计算，但实际上随着技术进步，密封性提高，汽车空调器的制冷量提高等使得新生产灌装量减少；空调器泄漏率将减少，相应的制冷剂需求量减少；熟练操作，维修工人技能提高都可以减少维修灌装量。

相关政策法规和经济刺激也可能影响制冷剂的需求和排放。如国家实施相应政策法规强制要求回收循环使用制冷剂，则将减少制冷剂需求；制冷剂的价格如果可以抵消回收成本，则有利于回收的实施，反之如果制冷剂价格低，则不利于回收，这些因素影响 HFC-134a 及其替代品消费量排放量的计算。

此外，汽车其他技术，如电动汽车、耗油品种等因素均可能发生变化，这些因素变化也影响本研究的计算结果。

4.5.4 小结

本章研究比较了需求量预测三种方法的适用性，选取回归分析方法预测了未来中国汽车空调国内需求量，根据当前国际趋势和中国 2020 年温室气体消减控制目标，设定了 HFC-134a 淘汰情景，并根据淘汰时间表、替代品不同、加强汽车空调密封性等因素，进行了情景设计分析。基于 HFC-134a 排放和环境效益分析模型，分别对控制淘汰 HFC-134a 各情景的环境效益进行了分析，并比较各淘汰情景环境效益和成本-效益，提出了最佳淘汰情景。

中国控制淘汰 HFC-134a 将产生相当高的环境效益，从 2016 年考虑开始减排，累计到 2050 年，情景 A、B、C 可实现的温室气体减排在 46.8 亿到 68.2 亿吨 CO₂-eq 之间。但采用 HFC-152a 作为替代品，尽管可实现净减排，但是汽车总体油耗将增加 9299–11186 千万升。增加油耗产生的 CO₂ 相比 HFC-134a 的 GWP 值并不高（见图 13-14），但因为资源有限，在能源价格进一步上涨的前提下，采用 HFC-152a 并不可取。

从情景分析可以看出，控制淘汰速度越快产生的环境效益越大，但目前可以预测的技术和替代成本下，控制成本是增加的。不同情景下，单位 CO₂ 减排成本从 117-168 元/吨 CO₂-eq，与当前 CDM 项目 CO₂ 减排价格（10 美元/吨 CO₂-eq）相比，最低单位 CO₂ 减排成本的情景仍相对较高。因此替代过程同时加强汽车空调的密封性减少维修需求、降低替代品的价格，对今后替代十分重要。

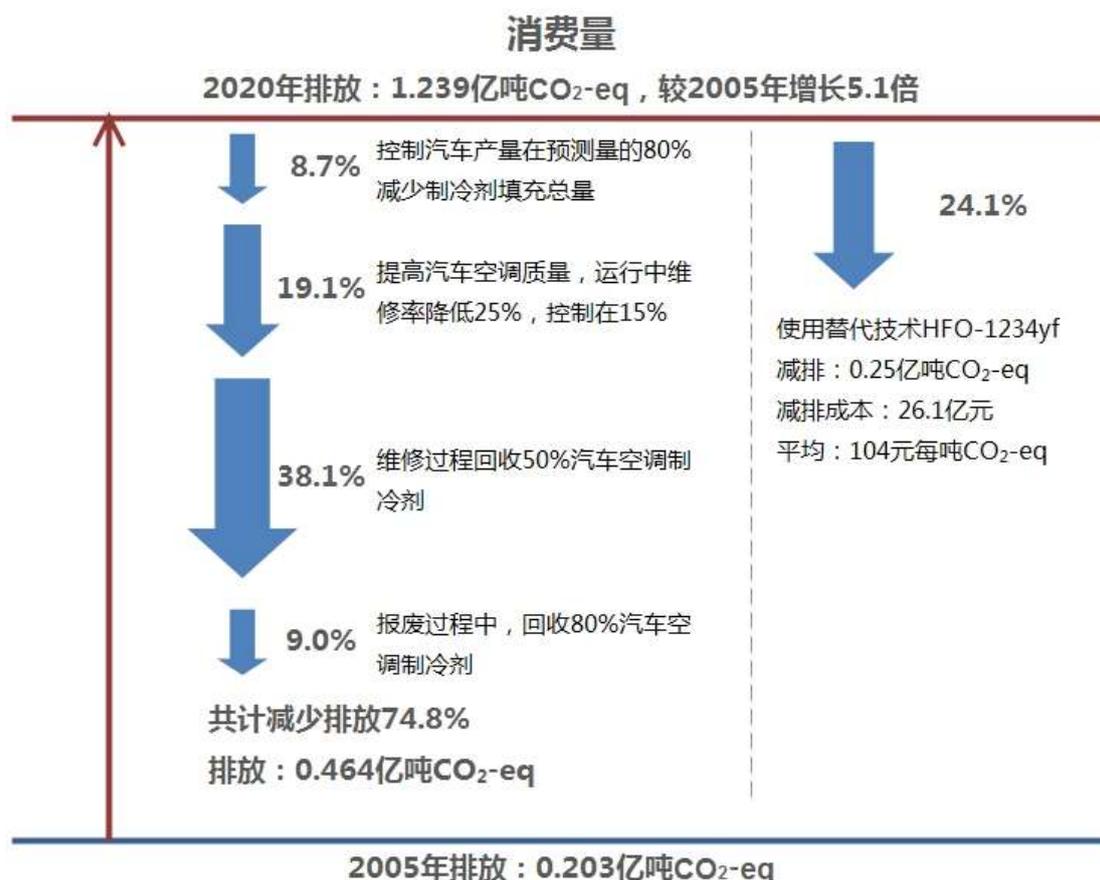
4.6 减排可行性分析

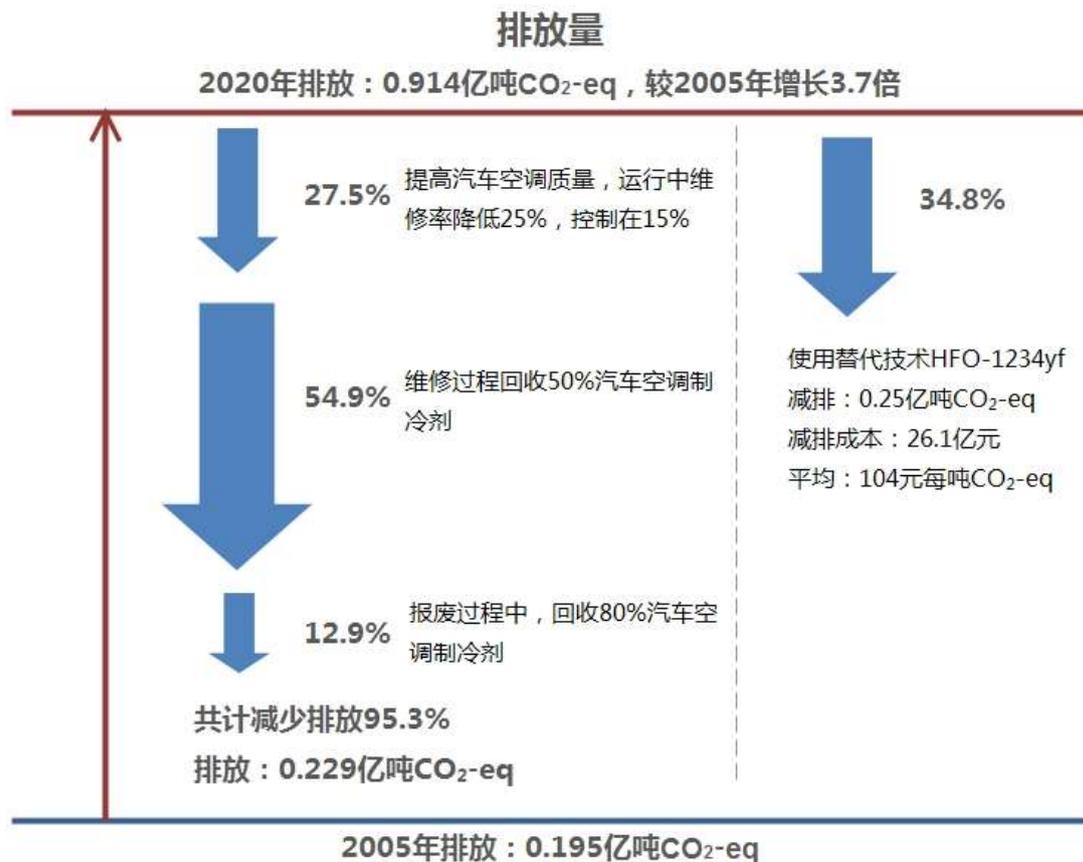
基于上述分析和国际社会经验（IPCC/TEAP 2005），参照中国政府公布的 2020 年的减排计划，以 2005 年汽车空调行业制冷剂排放为基线，对于 2020 年整个行业的排放水平，控制 HFC-134a 的可行性行动如下。

- ✓ 控制未来中国汽车产量。按照基于 GDP 预测的汽车产量，到 2020 年中国汽车产量将达到 2686 万辆，如果将汽车产量严格控制在预测的 80%（2148 万辆），可减少汽车空调制冷剂填充量 6278 吨，减少消费 9.0Mt 当量 CO₂，降低 8.7%，减排效果请见下图。
- ✓ 提高汽车空调质量。提高汽车空调生产企业的技术水平，提升质量水平，降低汽车空调运行中的维修率。2020 年预计因汽车空调维修产生的消费量和排放量为 55232 吨 HFC-134a，折合 CO₂ 当量 79.0Mt，如果使汽车空调维修率降低 25%（控制在 15% 水平），当年可减少 HFC-134a 的消费量和排放量 13808 吨，折合 CO₂ 当量 19.7Mt，降低消费量 19.1%，降低排放量 27.5%。通过提高汽车空调质量的减排效果较为显著，请见下图。
- ✓ 大力开展维修环节的制冷剂回收。当前汽车空调维修处于制冷剂完全排放，毫无回收再利用的状态。通过对维修人员加强技术培训和引入相应的回收设备，如果可以使汽车空调维修过程中 50% 的空调制冷剂加以回收，可以减少 HFC-134a 排放 27616 吨，折合 CO₂ 当量 39.5Mt，降低排放量 54.9%。经过回收的制冷剂可用于汽车空调生产环节，降低汽车空调的消费需求，当年可降低消费量 38.1%。通过维修环节制冷剂回收的减排效果非常显著，请见下图。
- ✓ 开展维修环节的制冷剂回收。当前汽车报废后的空调制冷剂完全排放，没有进行回收再利用。通过在报废环节引入相应的回收设备，如果可以使汽车报废过程中 80% 的空调制冷剂加以回收，可以减少 HFC-134a 排放 6497 吨，折合 CO₂ 当量 9.3Mt，降低排放量 12.9%。经过回收的制冷剂可用于汽车空调生产环节，降低汽车空调的消费需求，当年可降低消

费量 9.0%，减排效果请见下图。

- ✓ 加快替代技术的商业化。根据 IPCC 2007 年报告，HFC-134aGWP 值为 1430，属于高 GWP 值的制冷剂，而 HFO-1234yf 的 GWP 值与碳氢类工质类似约为 6(杨刚 et al., 2009)，环境性能优异，是一种呼声比较高的 HFC-134a 替代品，他的特性与 HFC-134a 非常接近，可以直接在 HFC-134a 的汽车空调系统中替代使用。使用 HFO-1234yf 可减少排放折合 CO₂ 当量 25Mt(参考情景分析中的情景 C)，相当于降低消费 CO₂ 当量 24.1%，降低排放 CO₂ 当量 34.8%，减排效果请见下图。当前水平下使用替代技术的成本是 26.11 亿元，每吨 CO₂ 当量减排成本为 104 元，政府部门通过设立相关配套的鼓励政策，对汽车空调行业进行适当的补贴，并通过环境友好替代品产品列入政府绿色采购目录，积极推进替代技术 HFO-1234yf 的商业化。





4.7 结论与展望

基于环境效益情景分析法，从温室气体直接减排、汽车空调油耗、增加成本等方面建立控制淘汰 HFC-134a 分析模型；对不同情景下，不同控制时间表、不同替代技术、汽车空调制造技术、替代品价格等几个方面进行分析，产出如下：

基于 HFC-134a 生命周期排放评价，参考 IPCC 排放参数、调查数据以及专家建议，建立了汽车空调行业 HFC-134a 排放模型，并进一步构建了其控制淘汰的环境效益分析方法，用于不同未来情景 HFC-134a 排放预测计算。

中国汽车行业将持续增长，依据回归模型，预计中国汽车需求量在 2030 年左右将达到最大产能 5000 万辆，汽车空调将随同增长，随后至 2050 年间汽车需求维持不变；基线情景下，预计到 2050 年 HFC-134a 消费量将达到 20 万吨，其中 30%用于新车初次灌装，70%用于维修再灌注。从消费角度计算，HFC-134a 消费量折合 2.92 亿吨 CO₂-eq；排放量则为 2.77 亿吨 CO₂-eq，这也是当前情景下的最大减排潜力。

如从 2016 年开始控制 HFC-134a 并在 5 年内线性淘汰 HFC-134a (2015 年无相应温室气体减排)，采用不同的替代技术预计，到 2020 年可累计减少温室气体排放 1.0-1.2 亿吨，到 2050 年可累计减少温室气体排放 57.1-67.9 亿吨；如从 2021 年开始控制 HFC-134a 并在 10 年内线性淘汰 HFC-134a，采用不同的替代技术预计，到 2050 年可累计减少温室气体排放 48.7-57.9 亿吨；从 2018 年开始控制 HFC-134a 并在 27 年内线性淘汰 HFC-134a，采用不同的替代技术预计，到 2050 年可累计减少温室气体排放 46.8-55.7 亿吨；

采用 HFC-152a 将降低汽车制造过程制冷剂初次填充的成本，也将减少汽车空调维修过程制冷剂再灌装的成本；但是，由于能效降低将导致汽车空调运行过程油耗增加，也就产生了额外的汽车空调运行油耗成本和额外的 CO₂ 排放，综合制冷剂成本降低和油耗成本增加，在 5% 的体现率下，到 2050 年累计替代增量成本在 1666-2190 亿元。

采用 HFO-1234yf 将增加汽车制造过程制冷剂初次填充的成本，也将增加汽车空调维修过程制冷剂再灌装的成本；但是，由于能效与 HFC-134a 接近，汽车空调运行过程油耗不变，也不产生额外 CO₂ 排放，在 5% 的体现率下，到 2050 年累计替代增量成本在 2670-3553 亿元。

不同情景下，单位 CO₂ 减排成本从 117-168 元/吨 CO₂-eq，与当前 CDM 项目 CO₂ 减排价格（10 美元/吨 CO₂-eq）相比，在没有技术改进引发替代技术价格下降的情况下，不同情境单位 CO₂ 减排成本均显著高于 CDM 项目 CO₂ 减排价格。因此替代过程同时加强汽车空调的密封性减少维修需求、降低替代品的价格，对今后替代十分重要。

5 房间空调行业 HFC-410A 的减排潜力分析

中国是世界上最大的房间空调器生产国和消费国，房间空调器生产规模占全球 75%，行业年总产值为 2300 亿元，稳居世界第一。随着中国经济发展和人口增加，未来对房间空调器产品的需求不断增加，制冷剂的需求量和排放量将不断增加。房间空调的能源消耗以成为中国能源消费的主体之一。选择能效高的制冷工质对节能减排有十分重要的意义（唐三湘等，2001；陈武等，2007）。

房间空调行业所采用的制冷剂 HFC-410A 的组成包括 HFC-32 和 HFC-125，成分比例如下表所示。

表 45 HFC-410A 的组成和商品名

成分	比例	GWP	厂商	商品名
HFC-32	50%	670	Allied Signal	AZ-20
HFC-125	50%	3450	DuPont	SUVA AC9100
混合后 HFC-410A		2060		

HFC-410A 也可用于其他大中型空调和制冷设备。依据 HFCs 生产销售调查以及相关工作报告，中国 2008 年的 HFC-410A 使用量低于 2009 年最大使用量 22700 吨³。而 2008 年中国市场销售的采用 HFC-410A 作为制冷工质的房间空调器极少，可以忽略不计。出口到国际市场的房间空调器约为 3578 万台，其中出口到欧美日等发达国家的约为 2000 万台，其使用 HFC-410A 作为制冷剂，假设每台平均灌装 0.8 kg，共计约灌装 16000 吨 HFC-410A。根据《中国工商制冷行业淘汰 HCFCs 计划》，2008 年该行业采用 HFC-410A 作为制冷剂约 2794 吨。即房间空调器行业占 HFC-410A 总消费量的比例约为 85%；是中国 HFC-410A 的主要消费行业。

5.1 房间空调器需求量预测

中国房间空调行业目前使用的制冷剂大部分为 HCFC-22，其生产和使用量快速增长。本章分析中国 HFC-410A 的减排潜力和对策是基于对房间空调器行业未来 HCFC-22 消费量的预测，并根据《蒙特利尔议定书》规定的淘汰 HCFC-22

³ 2009 年 HFC-32 的国内供应量为 11371 吨，HFC-125 的供应量 15151 吨，假设全部 HFC-32 用于混配 HFC-410A，则，HFC-410A 供应量为 22700 吨。

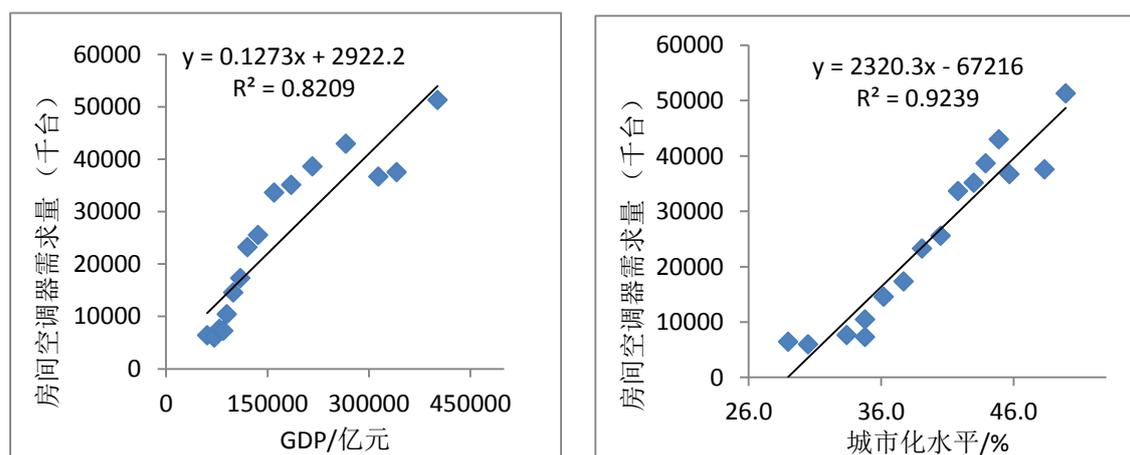
的目标，以 HFC-410A 替代 HCFC-22 为基线情景，而以 HC-290 为替代品替代 HFC-410A，设定不同的淘汰情景，分别计算基线情景和淘汰情景 HFC 工质的排放量；通过实地走访、调查问卷和电话访谈企业与专家咨询获得模型关键参数，计算 HFC-410A 的减排潜力和减排成本，并进行对策分析。

5.1.1 需求预测方法

首先需要对基线情景未来 HFC-410A 消费量进行预测，因此需要对未来中国房间空调器需求量进行预测。本研究根据中国房间空调器行业特点，选择相应的预测方法，预测 2009—2050 年中国房间空调器需求量。根据文献调查，目前国内学者预测需求量方法主要有直接预测法、时间序列模型和回归分析法，本研究将对这三种方法进行简单评价并从中选择比较科学合理的预测方法。如上一章节中关于汽车空调方法相同。

5.1.2 影响因素分析

房间空调器需求量的主导因素为人口的增长和经济的发展，因此本文选取了 GDP、城市化水平、人口、城镇居民可支配收入、全社会房屋竣工面积 5 个指标作为影响房间空调器需求量的因素（见附录表 1）。相关分析如下图所示。



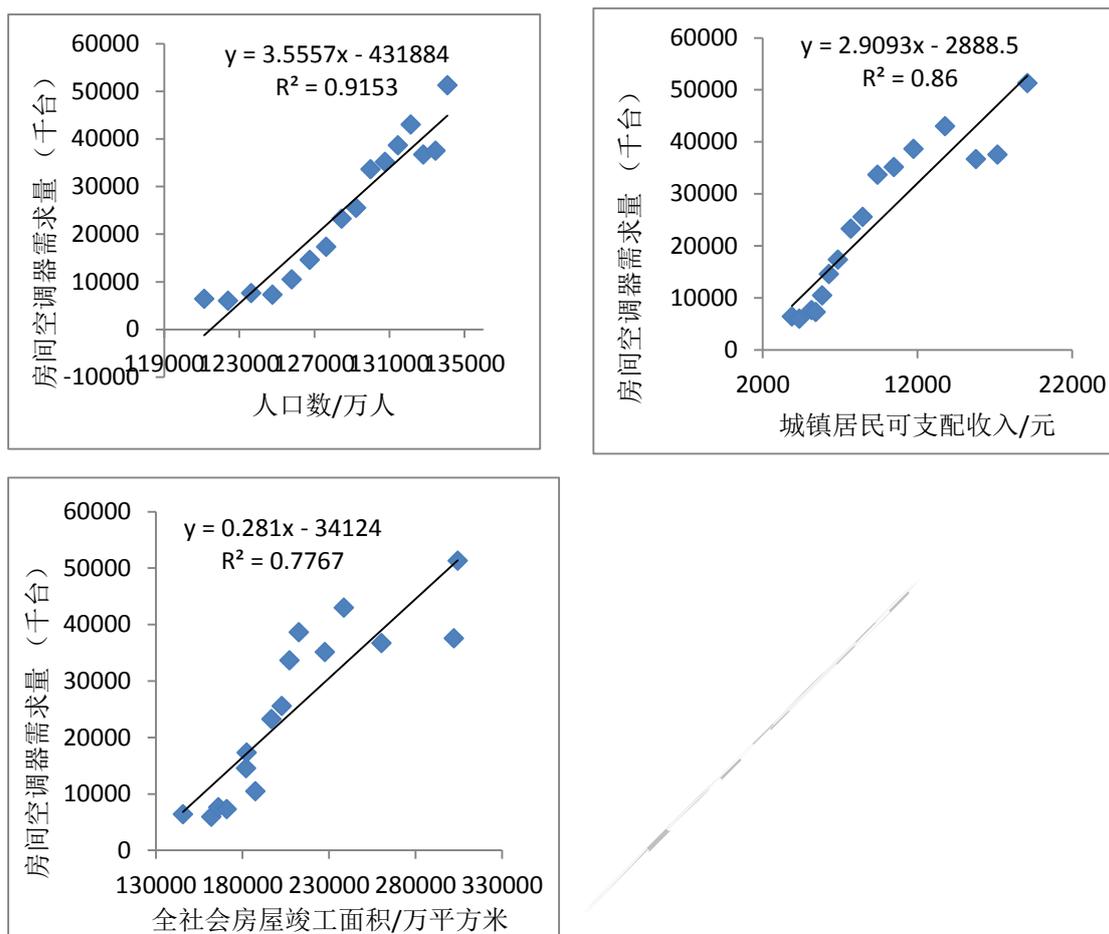


图 34 房间空调器需求量和影响因素相关分析

影响房间空调器需求量因素的相关分析结论如见图：房间空调器需求量与GDP、城市化水平、人口、城镇居民可支配收入显著相关，与新增住宅面积相关性差，可以剔除。

表 46 房间空调器需求量影响因素相关性

需求量	影响因素指标	GDP	城市化水平	人口数	全社会房屋竣工面积	城镇居民可支配收入
房间空调器	Pearson 相关系数	0.906**	0.961**	0.957**	0.881**	0.927**
	显著水平	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

**表示 p=1%时显著相关

5.1.3 预测模型建立

对 1995—2010 年房间空调器需求量与相关影响因子进行回归分析，并对方程分别进行检验，得到最优回归模型分别如下图所示。

表 47 中国房间空调器需求量预测模型

	回归方程	参数	相关性
房间空调器（千台）	$Y = -67216 + 2320.3X$	城市化水平	0.961

模型获得的预测值和实际值对比如下图，可以发现模型预测值和实际值拟合度较高，因此我们选取该模型来预测中国未来房间空调器需求量。

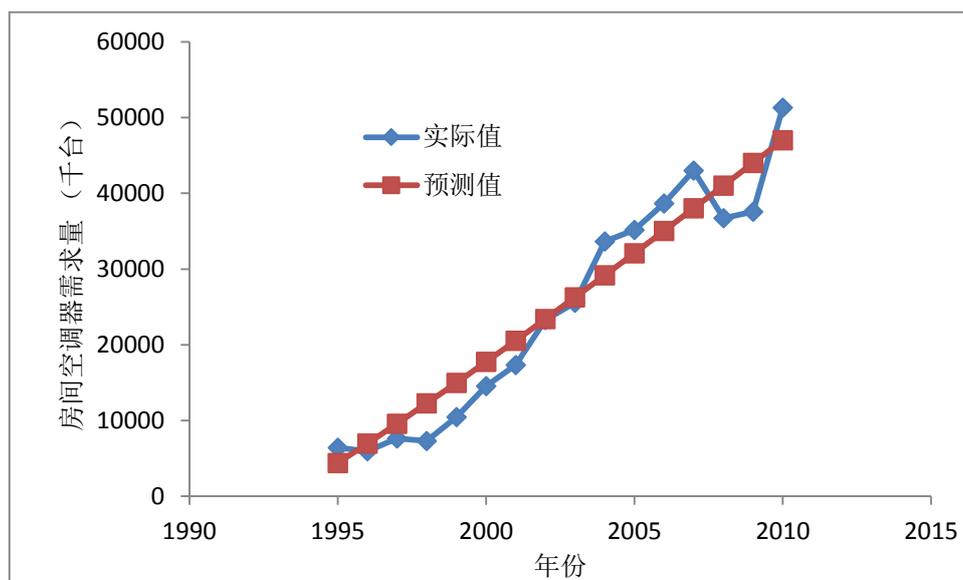


图 35 中国国内房间空调器 1995—2010 年需求量实际值与预测值比较

5.1.4 相关参数预测

城市化水平预测常见方法有联合国法、时间趋势外推法、经济发展相关关系预测法。李迅等（2000）分别用上述三种方法对 2000-2020 年中国城市化水平进行对比分析，结果表明三种方法预测的发展趋势比较接近，本研究选取国际常用的联合国法对中国未来城市化水平进行预测。联合国法为定期预测世界各国、各地区城镇人口比重常用的方法。这种方法的关键是根据已知的两次人口普查的城镇人口和乡村人口，求取城乡人口年均增长率差，假设城乡人口年均增长率差在预测期内保持不变，则外推可以求得预测期末的城镇人口比重。预测模型假设：

$$\frac{1}{U(i)} \times \frac{dU(i)}{dt} - \frac{1}{R(i)} \times \frac{dR(i)}{dt} = K \quad (\text{公式 4-1})$$

$U(i)$ = i 时的城镇人口

$R(i)$ = i 时的乡村人口

t =时间

K =城乡人口年均增长率差
经过转化，可以得到：

$$\frac{PU(i)}{1-PU(i)} = \left(\frac{PU(1)}{1-PU(1)} \right) \times e^{kt} \quad (\text{公式 5-2})$$

$PU(i)$ = i 时的城镇人口比

$PU(1)$ =最近两次人口普查中前一次的城镇人口比重

t =距离前一次人口普查的年数

本研究最新的人口普查数据（2010 年第六次人口普查数据和 2000 年第五次人口普查数据）来计算 K 值。选择人口普查年时因为人口普查数据比较准确，并且这是比较新的普查资料。根据有关资料，2000 年和 2010 年中国城镇人口占总人口比重分别为 36.2% 和 49.7%，经过计算 2000—2010 年城乡人口平均增长率差 $K=0.0548$ 。代入上式，得到模型计算值。计算值与年鉴实际值的比较发现，两者差异极小。因此利用该模型，预测中国 2011 两者差异极年的城市化率，如下图所示。

与相关文献研究结果进行对比发现，李迅等（2000）用同样的方法研究预测了 2000—2020 年中国城市化水平结果表明 2020 年中国城市化水平为 51.8%，万婷婷（2009）用同样的方法预测得到 2020 年的城市化率为 59.3%。而本研究 2020 年城市化水平预测值为 63.0%。这是由于李迅等（2000）选取 1982 年中国第三次人口普查和 1990 年第四次人口普查数据，万婷婷（2009）选取 1990 年中国第四次人口普查和 2000 年第五次人口普查数据。本研究选取 2000 年第五次人口普查数据和 2010 年第六次人口普查数据。三项研究计算获得得 K 值不同。本研究选取的人口普查数据更新，预测的值更为准确。

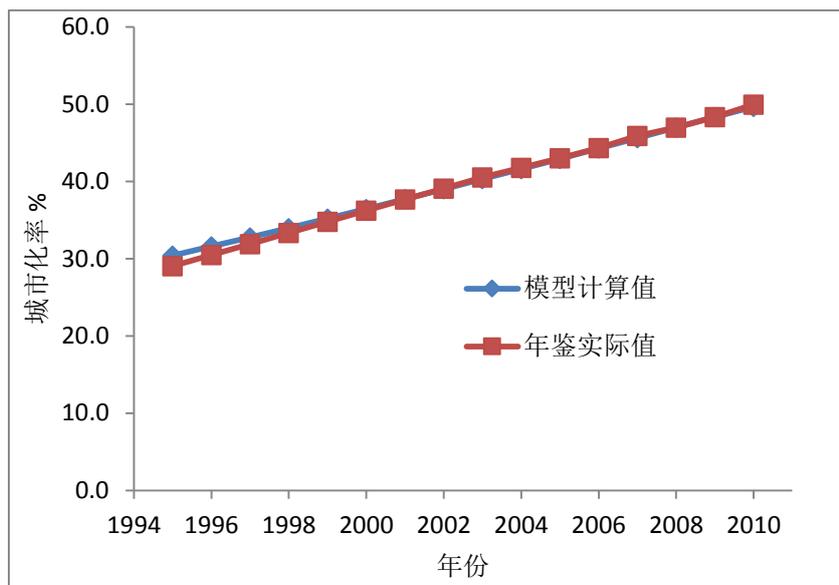


图 36 1995-2010 年城市化率的计算值和实际值比较

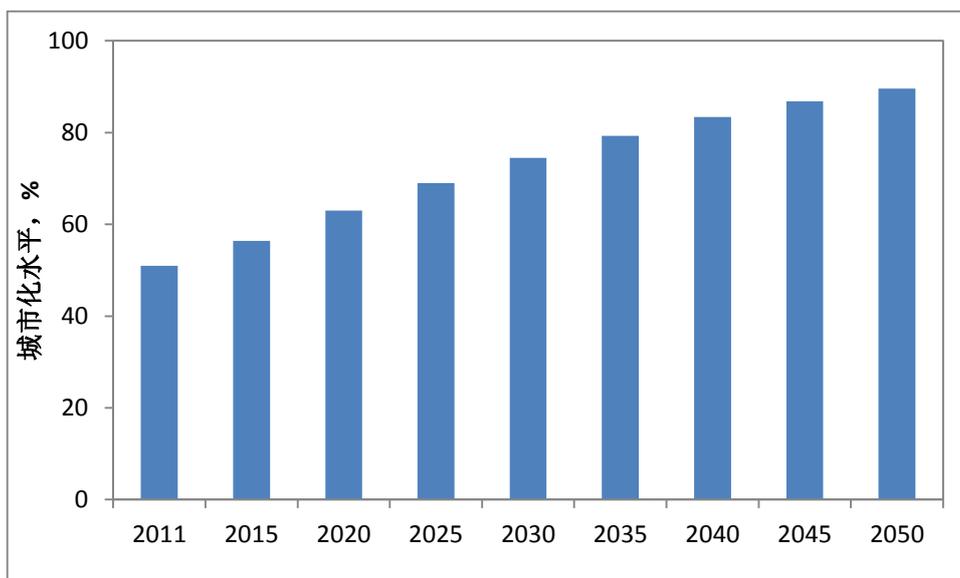


图 37 中国 2009-2050 城市化水平预测值 (%)

5.1.5 需求预测结果

根据以上房间空调器需求量预测模型和参数预测值对未来几年房间空调器需求量进行预测，结果如下图所示。

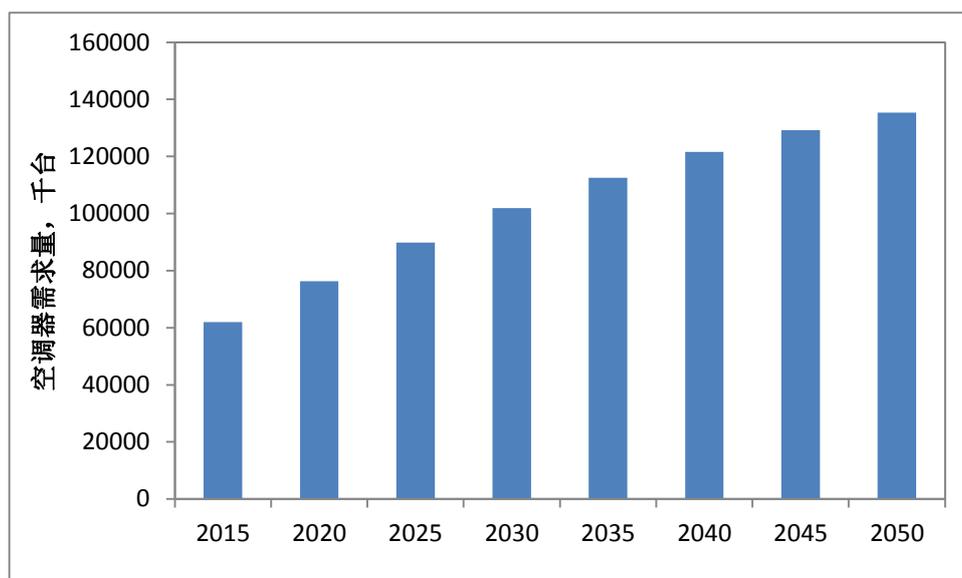


图 38 2012—2050 年房间空调器需求量预测 (单位: 千台)

5.2 消费量计算

5.2.1 制冷剂需求计算方法

制冷剂消费包括新生产房间空调器的灌装以及房间空调器维修过程的再次充灌，以及运输损耗。消费量主要是通过数据替代法计算，即通过计算房间空调器的生产量和维修量，分别乘以生产和维修时的制冷剂灌装量，从而得到房间空调器制冷剂的总消费量。具体的计算公式如下：

$$Cp_t^a = Sh_t^a \times m^a$$

$$Ce_t^a = \sum_{t-n+1}^t Sh_t^a \times (1 - SD_t^a) \times SF_t^a \times m^a$$

$$C_t^a = Cp_t^a + Ce_t^a$$

Cp_t^a = 第t年新生产工质a房间空调器的工质消费量

Ce_t^a = 第t年维修工质a房间空调器的工质消费量

C_t^a = 第t年工质a房间空调器的工质消费量

m^a = 每个工质a房间空调器生产灌装量

Sh_t^a = 第t年设备a销售量

SF_t^a = 房间空调器第t年维修比例

SD_t^a = 设备a累计报废率

房间空调器逐年报废率和逐年维修率由调查所得，见下表。制冷剂的单位灌装量见下图。

表 48 房间空调器的报废率及维修率

使用年份	逐年报废比例	累计报废比例	逐年维修比例
第一年	0.0%	0.0%	7.0%
第二年	0.0%	0.0%	6.0%
第三年	1.0%	1.0%	5.0%
第四年	1.0%	2.0%	3.0%
第五年	3.0%	5.0%	1.0%
第六年	5.0%	10.0%	1.0%
第七年	10.0%	20.0%	5.0%
第八年	15.0%	35.0%	10.0%
第九年	30.0%	65.0%	15.0%
第十年	35.0%	100.0%	20.0%

5.2.2 基线情景设定

结合《蒙特利尔议定书》的 HCFCs 淘汰进程，设定 HCFC-22 在房间空调器行业的淘汰进度为：2013 年消费量冻结在 2009 年和 2010 年的平均消费量；以每年淘汰相同量的进度至 2025 年完全淘汰 HCFC-22。

表 49 2010—2050 年 HCFC-22 的消费量（-表示不受控制）

年份	空调需求量	空调保有量	生产消费量	维修消费量	消费总量	控制消费用量
	(千台)	(千台)	(吨)	(吨)	(吨)	(吨)
2010	39908	269044	47890	15255	63145	—
2015	61933	336063	74319	21576	95895	48964
2020	76354	496512	91625	28574	120199	24482
2025	89803	613359	107763	36774	144537	0
2030	101937	712718	122325	42821	165146	0
2035	112566	801624	135079	48245	183324	0
2040	121636	878944	145964	52973	198937	0
2045	129206	944534	155048	56992	212040	0
2050	135407	999007	162489	60337	222825	0

注：“—”代表不受控制

5.2.3 基线情景消费量

假设中国房间空调器行业（国内需求，不包括出口部分）以 HFC-410A 完全替代 HCFC-22，并以此作为基线情景。2012 年之前，市场上已有部分空调采用 HFC-410A（变频空调）。2011 年家用变频空调将近 99% 采用 R410A 冷媒。根据

统计资料，获得每年的销售量见下表，其中 2012 年变频空调占空调总数的 50% 为预测值。

表 50 2005—2012 年 HFC-410A 灌装空调数量

	占空调 总数	变频空调器台数 (千台)
2005	0%	0
2006	3%	1006
2007	3%	1118
2008	3%	955
2009	10%	4000
2010	22%	11412
2011	42%	25638
2012	50%	26501

2013 年及之后，HCFC-22 消费量受到限制，先满足维修需求，再满足新灌装需求。当 HCFC-22 灌装新空调数量小于国内空调需求量时，以 HFC-410A 进行灌装新空调。基线情景下的 HFC-410A 消费量计算如下。

表 51 2013—2040 年预测国内需求 HFC-410A 房间空调器生产消费、维修消费及总消费量

年份	新空调器 台数	保有量	新生产灌 装量	维修灌装 量	总消费量	运输损耗	总需求量
	(千台)	(千台)	(吨)	(吨)	(吨)	(吨)	(吨)
2015	34052	156063	32690	6667	39357	197	39554
2020	64619	341095	62034	16410	78445	392	78837
2025	89803	555707	86210	26197	112407	562	112969
2030	101937	709041	97860	33811	131671	658	132329
2035	112566	801624	108063	38596	146659	733	147393
2040	121636	878944	116771	42378	159149	796	159945
2045	129206	944534	124038	45594	169632	848	170480
2050	135407	999007	129991	48269	178260	891	179151

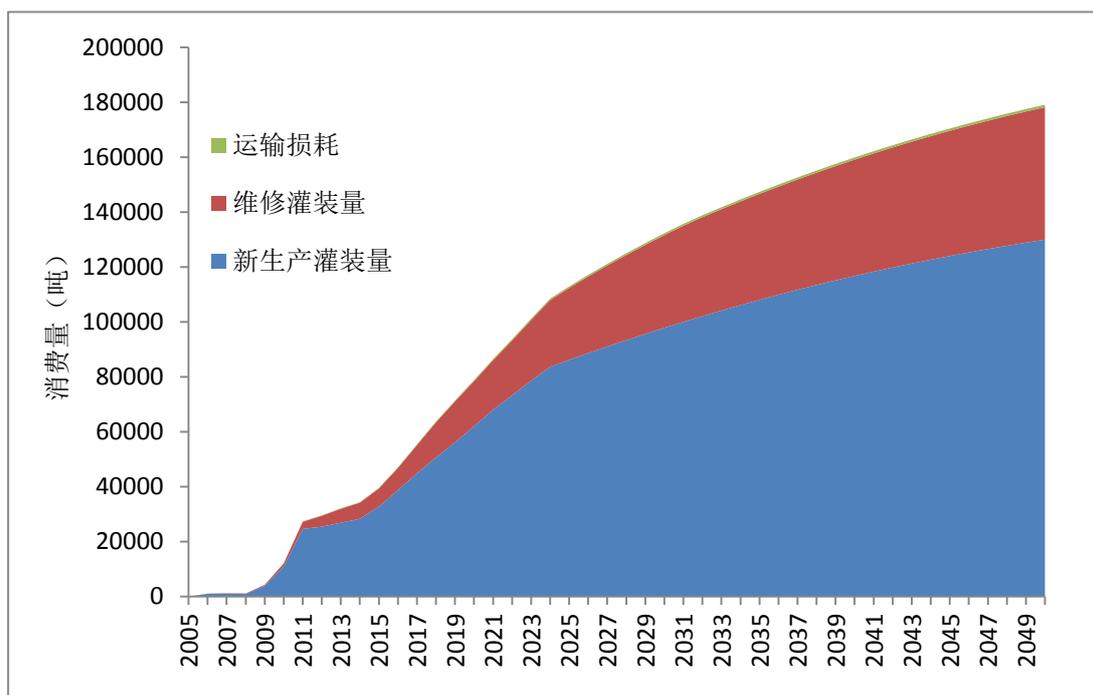


图 39 2013-2050 年国内需求房间空调器行业 HFC-410A 的消费量

由表 49 和图 27 可知，在 2013-2020 年之间，HFC-410A 的消费主要以新生产灌装为主，占总消费量的 90% 以上。到 2020 年，HFC-410A 的消费总量将达到 78837 吨。随着时间推移，HFC-410A 房间空调器维修量增加，相应的维修消费量将大幅增加。到 2050 年维修消费量将达到 48269 吨，总消费量将达到 179151 吨。由于出口国外的 HFC-410A 房间空调器最终的 HFC-410A 排放发生在国外，故不考虑和计算这部分房间空调器的排放量，以下部分只计算国内消费房间空调器的消费、排放和减排成本。

5.2.4 淘汰情景设定

由于 HFC-410A 的高 GWP 及较高能耗等其它因素，房间空调器会有部分以其它制冷剂替代使用，最常用就是 HC-290（丙烷）和 HFC-32（二氟甲烷）。

加拿大、墨西哥和美国提交对《蒙特利尔议定书》建议修正的联合提案。该提案旨在修正《蒙特利尔议定书》，建议减少氢氟碳化物的生产和消费。其提出的具体淘汰路线为

表 52 北美三国提案建议的 HFC 淘汰时间表

	第五条缔约方的可能梯级
2018	100%
2024	80%
2029	60%
2034	40%
2043	15%

本研究采用该提案建议的淘汰时间作为其中一种淘汰情景(代号 A-HC290)。同时考虑到中国目前正在实行加速淘汰 HCFCs，存在着 2018 年无法实现该提案的冻结以及之后的削减要求，实施时间向后延迟 5 年，也就 2023 年开始按照该提案的削减步骤(代号 B-HC290)。同时考虑到目前中国已有使用 HC-290 作为制冷剂的示范项目和实际应用，本研究认为在 2013 年之时，由 HCFC-22 空调转向 HFC-410A 空调的过程中，原本需要 HFC-410A 灌装的空调中 50% 由 HC-290 灌装，这样减少了 HFC-410A 的初始使用，同时北美三国提案建议的淘汰时间表仍将在 2018 年执行(代号 C-HC290)。另外一种情景是，没有类似北美三国提案对于 HFC 消费的限制，需要 HFC-410A 灌装的空调中 50% 由 HC-290 灌装(代号 D-HC290)。以上均假设替代品为 HC-290。替代品为 HFC-32 也存在一定可能性，若以 HFC-32 作为替代品，则代号为 X-HFC32(具体见下表)

需注意的是，北美三国提案对基准量的规定：认识到在某些国家氢氟碳化合物数据存在着局限，第 5 条缔约方的基准量以 2005-2008 年氟氯烃消费量和生产量各自的平均值为基础计算而来。本研究以中国房间空调器行业 2005 的平均值为年 HCFC-22 的消费量平均计算得到基准量。其中 B-HC290 和 B-HFC32，北美三国提案建议的淘汰时间分别延后 5 年，即从 2023 年开始冻结 HFC 消费，冻结水平基准年向后推迟 5 年也即 2010-2013 年。

表 53 HFC-410A 的 8 种淘汰控制情景

情景	描述
A-HC290	替代品选用 HC-290。采用北美三国提案建议的淘汰时间
A-HFC32	替代品选用 HFC-32。采用北美三国提案建议的淘汰时间
B-HC290	替代品选用 HC-290。北美三国提案建议的淘汰时间分别延后 5 年，即从 2023 年开始冻结 HFC 消费。冻结水平基准年向后推迟 5 年也即 2010-2013 年。
B-HFC32	替代品选用 HFC-32。北美三国提案建议的淘汰时间分别延后 5 年，即从 2023 年开始冻结 HFC 消费。冻结水平基准年向后推迟 5 年也即 2010-2013 年。
C-HC290	替代品选用 HC-290。从 2013 年开始，原先需用 HFC-410A 灌装的空调中 50% 的空调用 HC-290 进行灌装，同时执行北美三国提案建议的淘汰时间

C-HFC32	替代品选用 HFC-32。从 2013 年开始，原先需用 HFC-410A 灌装的空调中 50% 的空调用 HC-290 进行灌装，同时执行北美三国提案建议的淘汰时间
D-HC290	替代品选用 HC-290。从 2013 年开始，原先需用 HFC-410A 灌装的空调中 50% 的空调用 HC-290 进行灌装
D-HFC32	替代品选用 HFC-32。从 2013 年开始，原先需用 HFC-410A 灌装的空调中 50% 的空调用 HFC-32 进行灌装

5.2.5 淘汰情景消费量

经计算，基线情景和淘汰情景下的使用 HFC-410A 的房间空调器量如下图所示。

表 54 不同淘汰情景使用各制冷剂的房间空调器数量（千台）⁴

年份	A（情景一）			B（情景二）			C（情景三）			D（情景四）		
	灌装 HC-290 或 HFC-32	灌装 HFC-410A	减少消费量	灌装 HC-290 或 HFC-32	灌装 HFC-410A	减少消费量	灌装 HC-290 或 HFC-32	灌装 HFC-410A	减少消费量	灌装 HC-290 或 HFC-32	灌装 HFC-410A	减少消费量
			HFC-410A (吨)			HFC-410A (吨)			HFC-410A (吨)			
2015	0	34052	0	0	34052	0	17026	17026	19004	17026	17026	19004
2020	29698	34921	32425	0	64619	0	32310	32310	38555	32310	32310	38555
2025	63690	26113	74934	54561	35242	61092	61867	27936	74934	44901	44901	56204
2030	82672	19265	104059	73057	28881	89886	83084	18853	104059	50969	50969	65835
2035	100172	12394	128306	90712	21854	115870	100131	12435	128306	56283	56283	73330
2040	114048	7589	147644	107889	13747	138685	114036	7600	159149	60818	60818	79575
2045	124174	5032	162236	120732	8474	156803	124180	5026	162236	64603	64603	84816
2050	129736	5671	178260	129794	5613	170013	129735	5673	170864	67704	67704	89130

⁴未包含制冷剂 HCFC-22，各情景下灌注 HCFC-22 的空调数相同

5.3 排放量计算

5.3.1 计算方法与关键参数

中国房间空调器行业工质排放计算方法选取参考《IPCC 优良做法指南》（IPCC, 2000; 2006）自下而上法，根据 IPCC/TEAP 特别报告（2005）结合中国房间空调器行业用途的特点的实际调查及专家意见，确定中国工质的排放机制及排放因子，基于消费量和排放因子计算排放量，初始排放率为 0.6%，年度运行排放率为 3%，报废时残留制冷剂约为初始填充量的 75%。中国房间空调器的平均使用寿命为 10 年，且每年存在一定的报废比率以及维修率。房间空调器制冷剂的排放量计算公式：

$$Emission_t = Pro_{.t} \times EF_{FYL} + (Bank_t - Ser_{.t}) \times EF_{AL} + Ser_{.t} \times EF_{Ser} + Dis_{.t} \times EF_{dis} \quad (\text{公式 5-3})$$

式中： $Pro_{.t}$ = 第 t 年新生产空调中 HCFC-22 的量， t

$$Ser_{.t} = \sum_{i=1}^n Pro_{.t-i+1} * SF_t^a$$

$$Dis_{.t} = \sum_{i=1}^n Pro_{.t-i+1} * SD_t^a$$

$$Bank_t = \sum_{i=1}^n (Pro_{.t-i+1} - Dis_{.t-i+1})$$

EF_{FYL} = 新生产空调初次灌装时 HCFC-22 的泄漏率

EF_{AL} = 空调器的年度排放率

EF_{Ser} = 空调器维修过程的排放率，100%

EF_{dis} = 空调器报废时残留制冷剂占初始填充量的比例，即废弃排放因子

n = 空调器的使用寿命，年

SF_t^a = 房间空调器第 t 年维修比例（详见下表）

SD_t^a = 设备逐年报废率（详见下表）

房间空调器制冷剂排放量计算关键参数如下表。

表 55 计算制冷剂排放量参数

内容	数量
房间空调器使用寿命 ^a	10
年度运行排放率 ^b	3%

维修排放率 ^b	100%
废弃排放率 ^b	75%
每台新生产的房间空调器 HCFC-22 的平均灌装量 ^c	1.2kg
每台房间空调器 HCFC-22 的维修灌装量 ^c	1.2kg
每台新生产的房间空调器 HFC-410A 的平均灌装量 ^c	0.96kg
每台房间空调器 HFC-410A 的维修灌装量 ^a	0.96kg
每台新生产的房间空调器 HC-290 的平均灌装量 ^c	0.6kg
每台房间空调器 HC-290 的维修灌装量 ^c	0.6kg
初始排放率 ^b	0.6%

注：数据 a 来自中国家用电器协会调查
 数据 b 来自 IPCC, (2006)
 数据 c 来自中国房间空调器行业 HPMP

5.3.2 基线情景排放量

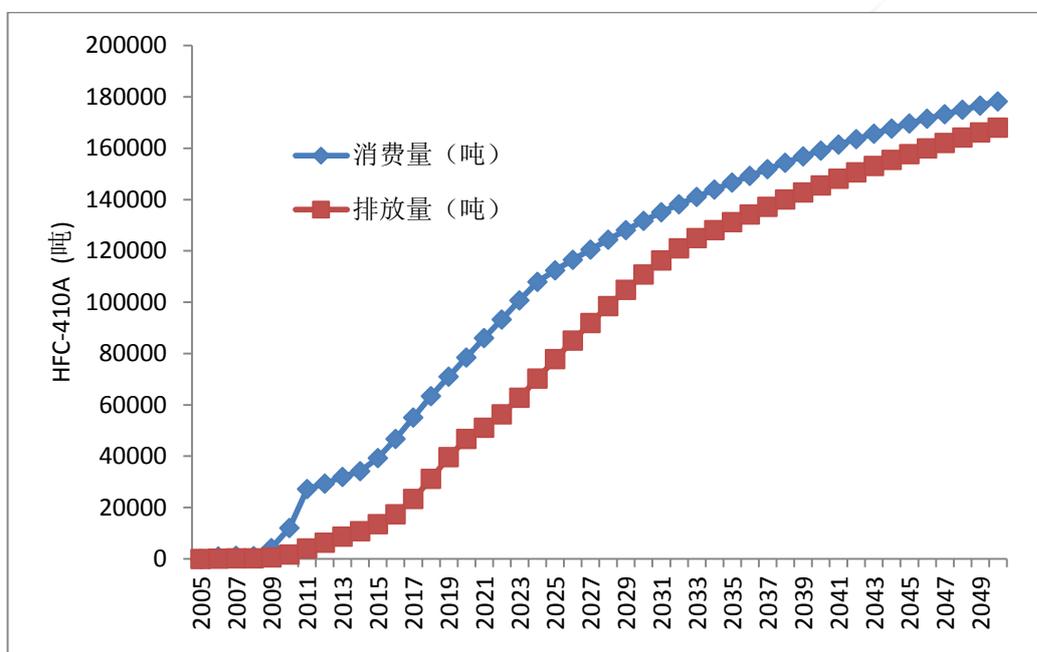


图 40 BAU 情景 2005-2050 年 HFC-410A 的每年消费量和排放量

根据前一节排放量计算方法对相应参数进行计算，得到 BAU 情景的排放量。上图显示了 BAU 情景下中国房间空调器行业的 HFC-410A 每年消费量和排放量。由图可知，HFC-410A 每年的排放量均低于当年消费量，特别是在 2013-2030 年期间。由于 HFC-410A 储存在房间空调器内，HFC-410A 的排放存在一个延迟效应。当该类型房间空调器的消费量呈现快速增长趋势时，排放量将明显低于消费量。随着时间的推移，HFC-410A 的排放量将逐渐接近 HFC-410A 的每年消费量。

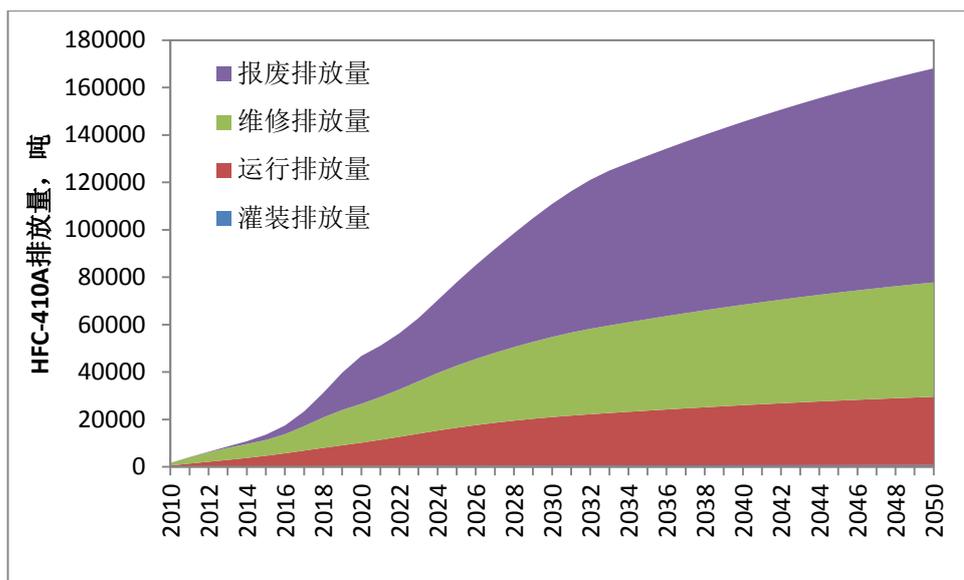
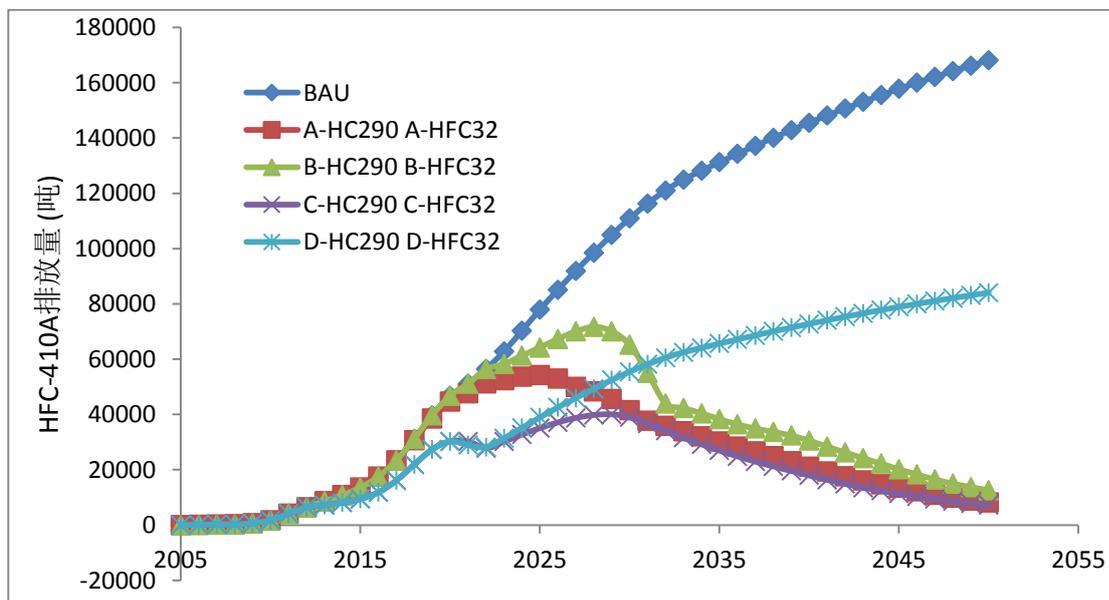


图 41 BAU 情景房间空调器行业 2010-2050 年 HFC-410A 的各项排放量 (吨)

根据公式计算得各环节中 HFC-410A 的每年排放量。空调器行业的排放量迅速增长。在 2005-2020 年期间，主要以维修排放和运行排放为主，期间 HFC-410A 房间空调器的报废还较少。在 2020 年之后，报废排放量迅速增加，这是因为因为 2010-2020 新灌装的空调在此时达到报废阶段，越来越多的房间空调器开始报废。2050 年之时，报废排放量达到 900000 吨/年，占总排放量的一半以上。因此，若在报废之时做好回收，可减少相当数量的 HFC-410A 排放。若以回收率 50% 计算，每年可回收 45000 吨 HFC-410A，折合当量 CO₂ 约为 94Mt。

5.3.3 淘汰情景排放量



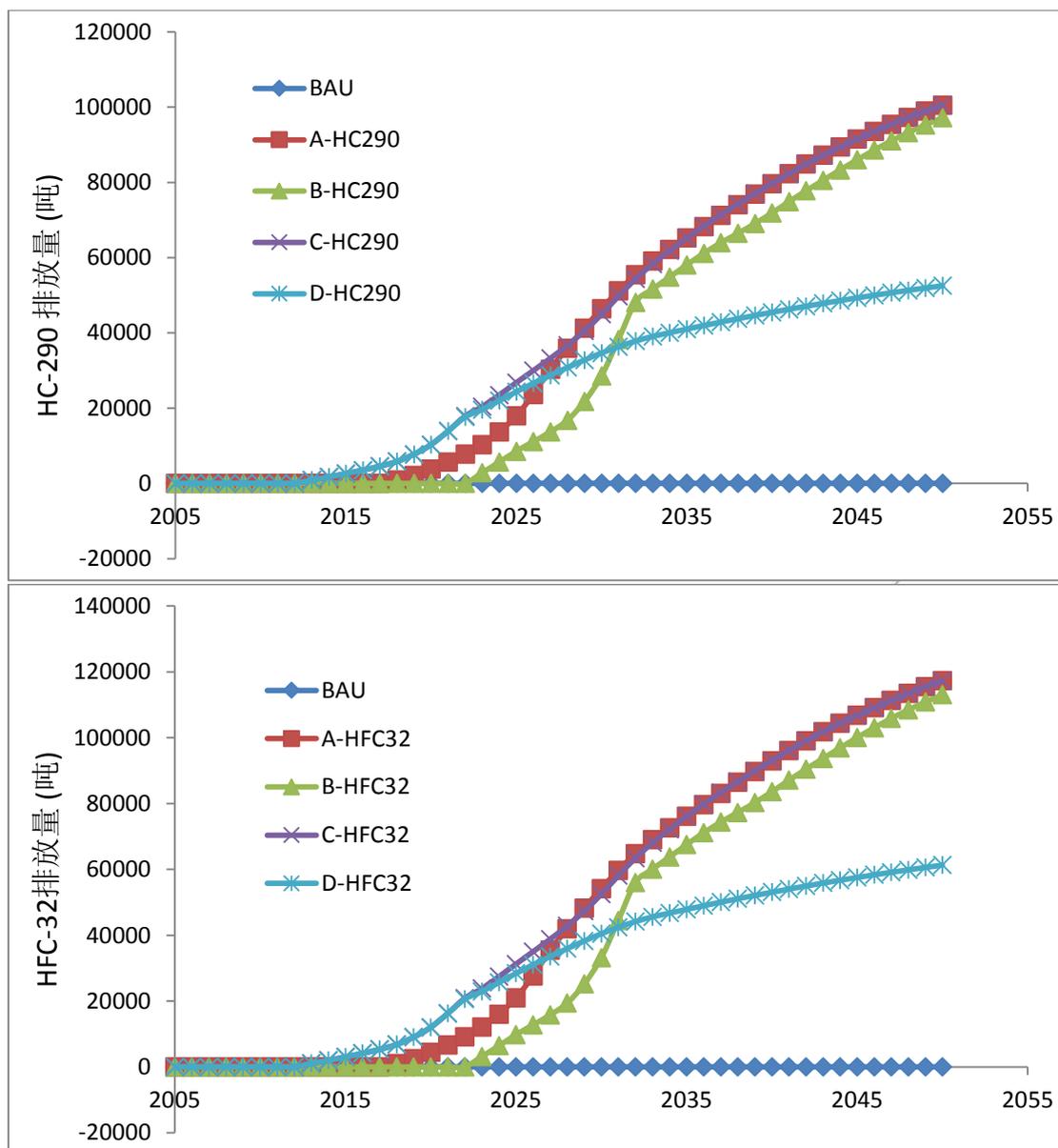


图 42 BAU 情景和淘汰情景下制冷剂的年排放量 (HFC-410A、HC-290 和 HFC-32) (吨)

BAU 情景和各淘汰情景下,中国房间空调器各制冷剂(HFC-410A、HC-290 和 HFC-32)的排放量趋势见下图。BAU 情景下, HFC-410A 的排放量将不断增加,而 HC-290 和 HFC-32 均为 0.

在各淘汰情景下，HFC-410A 的排放趋势不同，到达排放高峰的年份不同。其中 D-HC290 或 D-HFC32 情景下，HFC-410A 的排放量将逐年增加，在 2050 年达到 84038 吨。A-HC290 或 A-HFC32 情景下，在 2018 年之后 HFC-410A 的排放量增长速率开始小于 BAU 情景，在 2025 年排放量达到最高。B-HC290 或 B-HFC32 情景下，在 2023 年之后 HFC-410A 的排放量增长速率开始小于 BAU 情景，在 2028 年排放量达到最高。C-HC290 或 C-HFC32 情景下，在 2013 年之后 HFC-410A 的排放量增长速率开始小于 BAU 情景，在 2029 年排放量达到最高。

在以 HC-290 为替代品的各淘汰情景下，HC-290 的排放量逐年增大。其中情景 A-HC290 和 C-HC290 排放量最大。在以 HFC-32 为替代品的各淘汰情景下，HFC-32 的排放量逐年增大。其中情景 A-HFC32 和 C-HFC32 排放量最大。

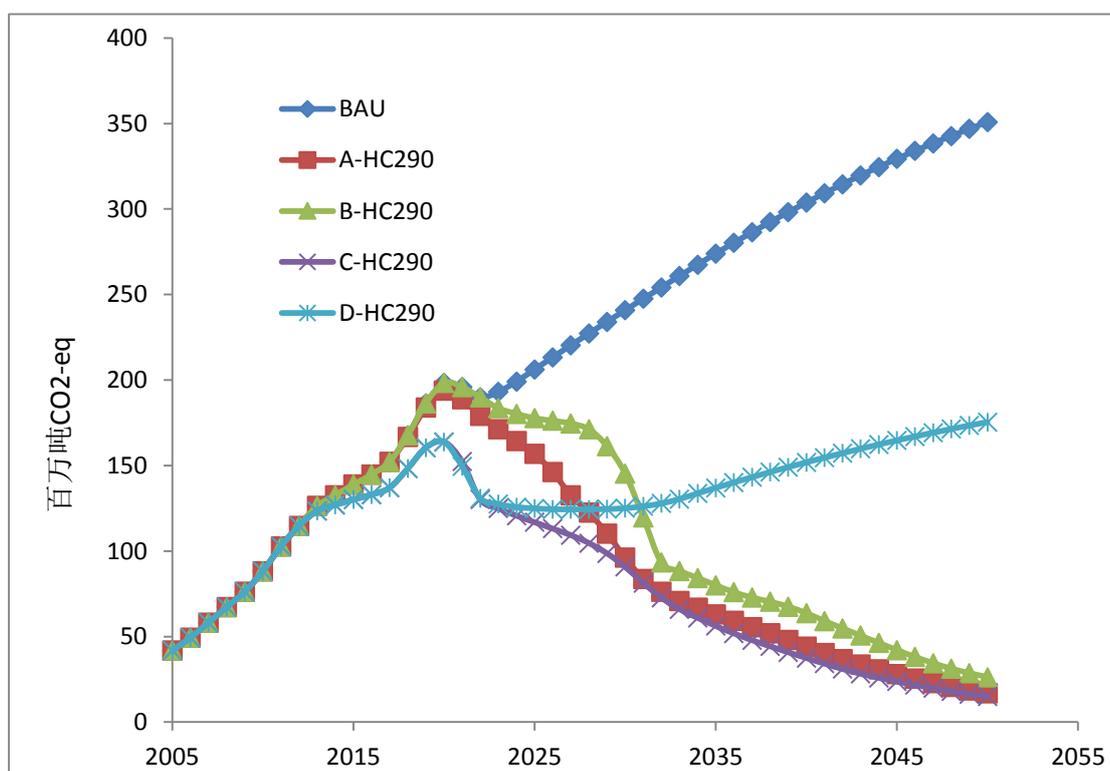


图 43 BAU 情景和淘汰情景下的年排放制冷剂（包括 HCFC-22、HFC-410A、HC-290 和 HFC-32）（百万吨 CO₂-eq）

BAU 情景，各制冷剂（包括 HCFC-22、HFC-410A，无 HC-290 和 HFC-32）总和排放量也将持续增加，从 2010 年的 88 百万吨 CO₂-eq 增加到 2050 年的 351 百万吨 CO₂-eq。各淘汰情景下，各制冷剂（包括 HCFC-22、HFC-410A，HC-290 或 HFC-32）

总和排放量情况不尽相同，无论是 HC-290 还是 HFC-32 作为替代制冷剂，在情景 A、B、C 总和排放量均会到达一个顶峰，然后开始下降。D 情景下，总和排放量不断增加，最终约为 BAU 情景的一半左右。以 HFC-32 作为替代品的情景下，总和排放量显著高于以 HC-290 为替代品的情景排放量。

表 56 BAU 情景和淘汰情景下的年排放制冷剂（包括 HCFC-22、HFC-410A、HC-290 和 HFC-32）（百万吨 CO₂-eq）

	BAU	A-HC290	A-HFC32	B-HC290	B-HFC32	C-HC290	C-HFC32	D-HC290	D-HFC32
2000	14	14	14	14	14	14	14	14	14
2005	42	42	42	42	42	42	42	42	42
2010	88	88	88	88	88	88	88	88	88
2015	139	139	139	139	139	130	132	130	132
2020	198	194	197	198	198	164	172	164	172
2025	206	157	171	178	184	117	138	125	144
2030	241	96	133	145	168	91	126	125	152
2035	274	63	114	80	126	56	108	137	169
2040	304	44	107	64	120	37	100	152	188
2045	329	28	100	42	110	24	96	165	204
2050	351	17	96	26	103	15	94	175	217

5.4 成本效益分析

5.4.1 计算方法与关键参数

环境效益计算

TEWI 是由 AFEAS 和美国能源部首次提出，考虑工质排放的直接影响 DE (Direct effect)和能源利用的间接影响 IE (Indirect effect)。

$$TEWI = DE + IE$$

$$DE = \sum OR_i \times GWP_i + \sum DR_i \times GWP_i$$

$$IE = LI E_{an} \times \beta$$

OR_i 为设备运行时工质 i 的排放量, kg; DR_i 为设备报废时工质 i 的排放量, kg; GWP_i 为工质 i 的全球变暖潜势, 选取 100 年 GWP 值; L 为设备使用寿命, a; E_{an} 为年能耗, kwh/a; w 为提供每 kwh 能量引起的 CO₂ 排放量, kg/kwh

陈武等 (2007) 对 R410A 与 HCFC-22 在家用空调中的应用比较可得 HCFC-22 房间空调器年耗电量为 2088 kwh/a, HFC-410A 房间空调器年耗电量为 2032 kwh/a, Atul 等 (2008) 研究结论得到 HC-290 房间空调器功率比 HCFC-22 空调器低 371 W。根据中国家用电器协会的统计, 全国房间空调器年平均运行时间为 784 h, 假设 HCFC-22 房间空调器年耗电量为 2032 kwh/a 计算得到 HC-290 房间空调器耗电量 1797kwh/a。

表 57 中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 环境效益关键参数

内容	数量
HCFC-22 的 GWP 值	1810
HFC-125 的 GWP 值	3500.0
HFC-32 的 GWP 值	675.0
HFC-410A 的 GWP 值	2087.5
HC-290 的 GWP 值	0.0
房间空调器 HFC-410A 年耗电量 (kwh)	2032
房间空调器 HC-290 年耗电量 (kwh)	1797
房间空调器 HFC-32 年耗电量 (kwh)	暂无
一度电排放 CO ₂ /SO ₂ /NO _x /粉尘 (kg)	0.887/0.0263/0.0131/0.238
贴现率	5.0%

成本效益的计算

房间空调器行业履行《蒙特利尔议定书》的成本包括家电生产商需要引进技术, 更换生产线 (包括更换新的制冷剂充灌机等设备) 的投资增加成本, 另外生产商需要更换制冷剂/发泡剂、润滑剂, 购买能承受更高压力的新型压缩机, 以及更换塑胶管等的运行增加成本。家电企业替代增加的成本即为投资增加成本和运行增加成本之和。其中, 投资增加成本计算公式:

$$ICC = \sum_1^t \frac{ICC_{1t} + ICC_{2t} + ICC_{3t}}{(1+r)^t}$$

ICC: 投资增加成本;

ICC_{1t}: 第 t 年, 家电生产商技术引进成本, 单位为元;

ICC_{2t}: 第 t 年, 家电生产商设备改造成本, 单位为元;

ICC_{3t}: 第 t 年, 家电生产商培训工人使用新制冷剂技术的培训成本, 单位为元。

运行增加成本包括考虑数据的可获得性, 以及根据对整台家电增加成本贡献的重要性, 在每台替代家电材料造成的增加成本的计算过程中, 本研究只包括了两个量, 即

生产商生产替代品家电增加成本（包括更换制冷剂/发泡剂增加的材料和更换压缩机增加成本），计算公式如下：

$$IOC = \sum_1^t \frac{IOC_{1t} + IOC_{2t}}{(1+r)^t}$$

IOC：家电生产商使用替代品制造房间空调器运行增加成本；

IOC_{1t}：第 t 年，家电灌装替代制冷剂/发泡剂以后增加的总成本，为每台家电增加成本与家电台数的乘积，单位为元；

IOC_{2t}：第 t 年，使用高强度钢板等导致压缩机的增加成本及其它原材料增加成本，单位为元。

$$IC = ICC + IOC$$

IC：中国为淘汰 HFCs 支付的总增加成本，单位为元。该部分的数据主要来源于对家电生产企业、协会、制冷剂和发泡剂提供商的调查。

本研究假设：

- 1) 现有的维修工人操作技术，政策不变；
- 2) 房间空调器行业淘汰 HCFCs 成本-效益分析选取 2012 年为基准年；
- 3) 贴现率 r 值为 6%。

表 58 中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 成本-效益分析关键参数

内容	房间空调器
一条生产线产能为（万台） ¹	25
转产为 HC-290 生产线增加成本（万元/条） ¹	2,080
转产为 HFC-32 生产线增加成本（万元/条） ¹	0
生产 HC-290 空调器增加成本（元/台） ¹	91
生产 HFC-32 空调器增加成本（元/台） ¹	61.8
HCFC-22 的单价（元/千克） ²	18
HFC-410A 的单价（元/千克） ²	70
HC-290 的单价（元/千克） ²	20

注：数据 1 来自中国家用电器协会

数据 2 来自市场调查

5.4.2 环境效益分析

根据建立的中国房间空调器行业环境效益分析模型对年环境效益进行分析，包括气候变化、节电、污染物减排三个方面，如下文所示：

5.4.2.1 气候变化

表 59 中国房间空调器行业各淘汰情景减排量（百万吨 CO₂ - eq）

	A-HC290	A-HFC32	B-HC290	B-HFC32	C-HC290	C-HFC32	D-HC290	D-HFC32
2010	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	8.7	6.7	8.7	6.7
2020	4.5	1.5	0.0	0.0	34	26	34	26
2025	49	35	29	22	89	68	81	62
2030	145	108	95	73	150	115	116	88
2035	211	160	194	148	218	166	137	105

2040	260	197	240	184	266	204	152	116
2045	301	229	287	220	306	234	165	126
2050	334	255	325	248	336	257	175	134
累计	5841	4404	5211	3987	6364	4863	3997	3054

中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 产生的减排量如上表所示。2012 年之前，减排量为 0，因为我们假设 HC-290 房间空调器替代 HFC-410A 房间空调器是从 2013 年开始的。2013 年，C-HC290 和 D-HC290 情景减排量为 2.2 百万吨 CO₂-eq，另外两个情景减排量为 0。2018 年，A-HC290 情景开始出现减排，减排量为 1.0 百万吨 CO₂-eq。2020 年，A-HC290，B-HC290，C-HC290 和 D-HC290 的减排量分别为 4.5、0、34、34 百万吨 CO₂-eq。2023 年，B-HC290 情景开始出现减排，减排量为 9.5 百万吨 CO₂-eq。2030 年，A-HC290，B-HC290，C-HC290 和 D-HC290 的减排量分别为 145、95、150、116 百万吨 CO₂-eq。2050 年，A-HC290，B-HC290，C-HC290 和 D-HC290 的减排量分别为 334、325、336、175 百万吨 CO₂-eq。

在以 HFC-32 为替代品的情景中，减排量开始出现的时间与以 HC-290 为替代品的情景一致。比如情景 B-HFC32 与情景 B-HC290 开始出现减排量的时间均为 2023。但是每年的以 HFC-32 为替代品的情景的减排量均低于相应以 HC-290 为替代品的情景的减排量。

在 2013-2050 年间，随着年份的增长，每年减排当量 CO₂ 的量在不断增加，原因是即使消费和排放之间存在延迟，每年的房间空调器需求量的增加导致制冷剂消费量增加，最终导致接下来的数年的排放量显著增加。

5.4.2.2 节电量

中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 产生的节电量下表所示

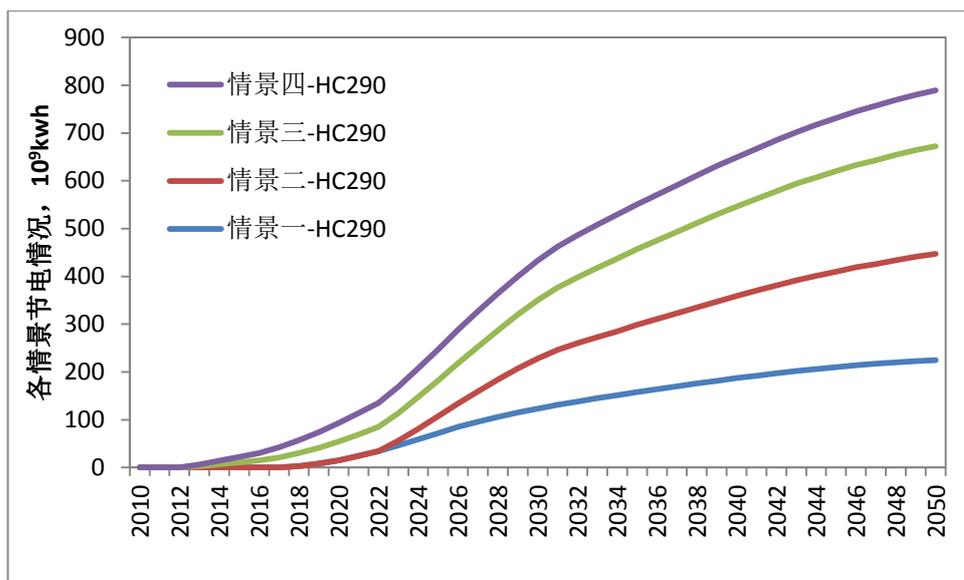
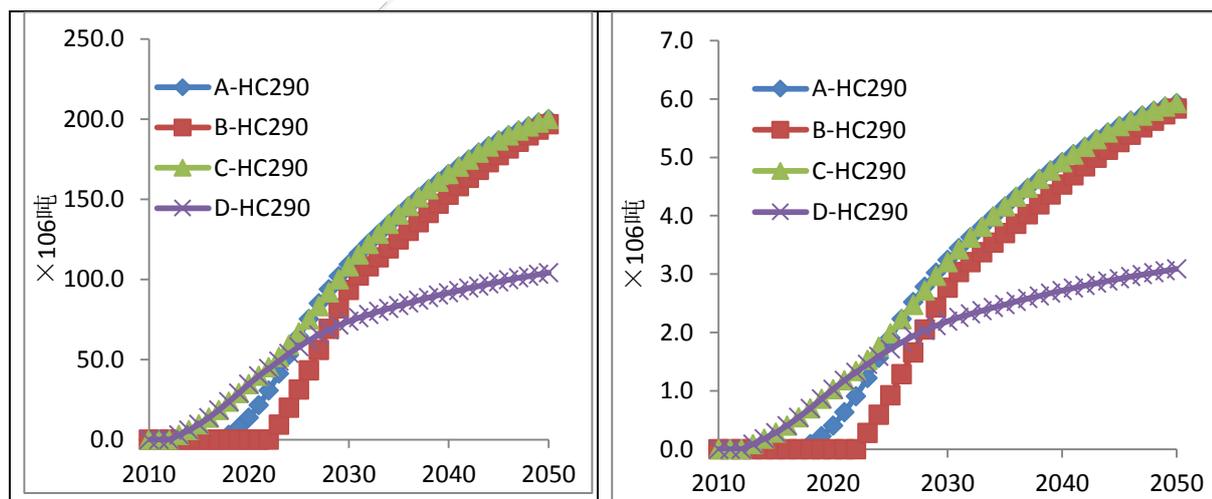


图 44 中国房间空调器行业各淘汰情景节电情况 (10⁹kwh)

中国房间空调器行业各淘汰情景下的节电量均随着年份增加而增加。2013 年，C-HC290 和 D-HC290 情景节电量为 2×10^9 kwh，另外两个情景节电量为 0。2020 年，A-HC290, B-HC290, C-HC290 和 D-HC290 的节电量分别为 15×10^9 、 0×10^9 、 38×10^9 、 38×10^9 kwh，折合当量 CO₂ 为 13、0、34、34 Mt。2050 年，A-HC290, B-HC290, C-HC290 和 D-HC290 的节电量分别为 225×10^9 、 223×10^9 、 225×10^9 、 117×10^9 kwh。2013 年至 2050 年，A-HC290, B-HC290, C-HC290 和 D-HC290 累计节电量折合成当量 CO₂ 达到 1390、1100、1543、1094 Mt。

5.4.2.3 污染物减排



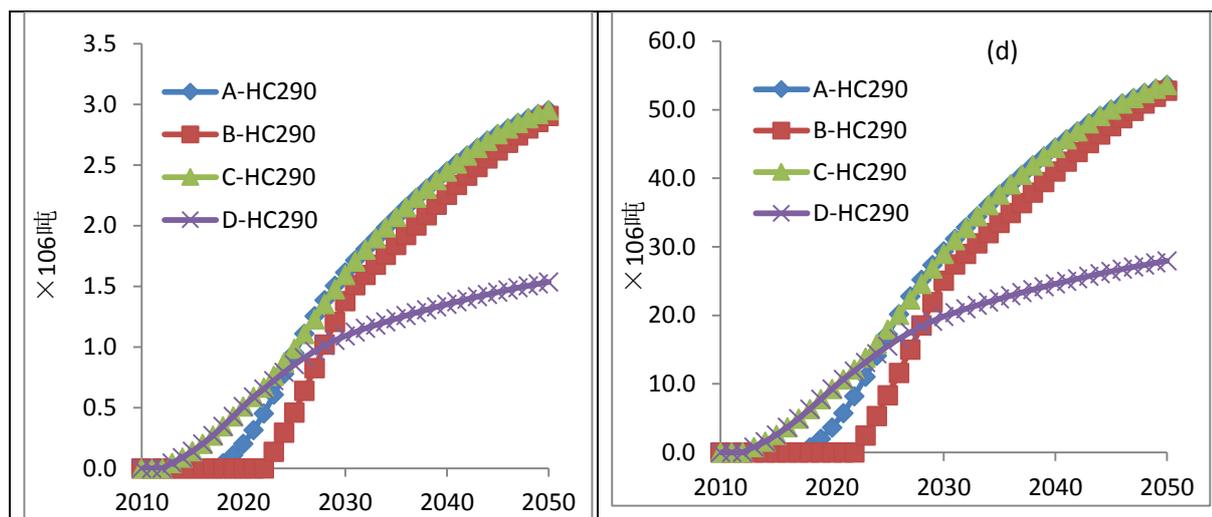


图 45 中国房间空调器行业淘汰 HFA-410A 产生的污染物减排量(a)CO₂; (b) SO₂; (c)NO_x; (d)粉尘

将中国房间空调器行业淘汰 HFA-410A 产生的节电量折算成污染物的减排量见图 32。由于节电量的逐年增加，各个污染物的减排量也是逐年增加的。其中，情景 A-HC290，B-HC290，C-HC290，D-HC290 在 2020 年的环境效益能分别达到减排 13.4×10⁶ 吨、0×10⁶ 吨、33.9×10⁶ 吨，33.9×10⁶ 吨 CO₂；0.4×10⁶ 吨，0×10⁶ 吨，1.0×10⁶ 吨，1.0×10⁶ 吨 SO₂；0.2×10⁶ 吨，0×10⁶ 吨，0.4×10⁶ 吨，0.4×10⁶ 吨 NO_x；3.6×10⁶ 吨，0×10⁶ 吨，9.1×10⁶ 吨，9.1×10⁶ 吨粉尘。B-HC290 的环境效益为 0，C-HC290 和 D-HC290 的环境效益相同，A-HC290 呈现一定的环境效益，但数值小于 C-HC290 和 D-HC290。B-HC290 情景在 2023 年开始出现环境效益，并逐年与 A-HC290、C-HC290 接近。2050 年，情景 A-HC290，B-HC290，C-HC290 在 2050 年的环境效益已非常接近，约为 199×10⁶ 吨 CO₂，5.9×10⁶ 吨 SO₂，3.0×10⁶ 吨 NO_x，53.6×10⁶ 吨粉尘；D-HC290 情景下，环境效益不到其它三个情景的一半，约为 104×10⁶ 吨 CO₂，3.1×10⁶ 吨 SO₂，1.5×10⁶ 吨 NO_x，27.9×10⁶ 吨粉尘。

5.4.3 成本增加分析

表 60 中国房间空调器行业每年的 HFC-410A 淘汰成本

年份	A-HC290			A-HFC32			B-HC290			B-HFC32			C-HC290			C-HFC32			D-HC290			D-HFC32		
	投资增加成本(百万元)	运行增加成本(百万元)	总成本(百万元)																					
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	156	1275	1431	0	865	865	156	1275	1431	0	865	865
2020	414	1742	2156	0	1182	1182	0	0	0	0	0	0	165	1895	2060	0	1286	1286	165	1895	2060	0	1286	1286
2025	168	2927	3095	0	1986	1986	154	2508	2662	0	1702	1702	200	2843	3044	0	1929	1929	54	2064	2118	0	1400	1400
2030	123	2977	3100	0	2020	2020	69	2631	2700	0	1785	1785	122	2992	3114	0	2030	2030	38	1835	1874	0	1245	1245
2035	75	2826	2901	0	1918	1918	94	2560	2654	0	1737	1737	74	2825	2899	0	1917	1917	26	1588	1614	0	1078	1078
2040	54	2521	2575	0	1711	1711	54	2385	2439	0	1619	1619	54	2521	2575	0	1711	1711	17	1345	1362	0	912	912
2045	19	2151	2170	0	1460	1460	39	2091	2130	0	1419	1419	19	2151	2170	0	1460	1460	11	1119	1130	0	759	759
2050	13	1761	1774	0	1195	1195	11	1762	1773	0	1195	1195	13	1761	1774	0	1195	1195	7	919	926	0	624	624

依据成本的计算公式，计算得到中国房间空调器行业 HFC-410A 的每年淘汰成本。由于暂无房间空调器行业制冷剂由 HFC-410A 转化为 HC-290，HFC-32 的成本数据，这里定义的成本是指由房间空调器行业制冷剂由 HCFC-22 转化为 HC-290、HFC-32 的成本。其中由 HFC-410A 空调生产线改造成 HFC-32 空调生产线的成本可忽略，故本报告设定其为 0。由上表可知逐年淘汰成本呈现先增加后降低的规律（其中投资增加成本随年份下降，运行增加成本随年份先上升后下降）。

5.4.4 成本效益分析

表 61 中国房间空调器行业淘汰 HFC-410A 成本-效益汇总表

	时间	增加成本的现值 (百万元)			环境效益							单位减少 消费成本 (元/吨 CO ₂ -eq)	单位减排 成本 (元 /吨 CO ₂ - eq)
		投资增 加成本	运行增加 成本	总成本	减少消费 量/百万吨 CO ₂ -eq	减少排放 量/百万吨 CO ₂ -eq	节电量 /10 ⁹ kwh	节电减排 百万吨 CO ₂ -eq	SO ₂ 减 排量/Mt	NO _x 减排 量/Mt	粉尘减排 量/Mt		
A-HC290	2010-2020	1690	3984	5675	146	8	27	2704	0.7	0.4	6.4	38.9	719.2
	2021-2030	2287	27828	30115	1584	652	761	18883	20.0	10.0	181.2	19.0	46.2
	2031-2040	812	27762	28574	2706	2145	1602	18838	42.1	21.0	381.2	10.6	13.3
	2041-2050	257	21123	21380	3391	3036	2107	14333	55.4	27.6	501.5	6.3	7.0
	2010-2050	5047	80697	85743	7827	5841	4497	54759	118.3	58.9	1070.4	11.0	14.7
A-HFC32	2010-2020	0	2704	2704	112	3						24.2	1067.5
	2021-2030	0	18883	18883	1211	468						15.6	40.3
	2031-2040	0	18838	18838	2068	1623						9.1	11.6
	2041-2050	0	14333	14333	2592	2311						5.5	6.2
	2010-2050	0	54759	54759	5982	4404						9.2	12.4
B-HC290	2010-2020	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	2021-2030	3181	20441	23621	1157	364	455	13870	12.0	6.0	108.3	20.4	65.0
	2031-2040	886	25268	26154	2461	1949	1438	17146	37.8	18.8	342.2	10.6	13.4
	2041-2050	353	20570	20923	3293	2898	2016	13958	53.0	26.4	479.7	6.4	7.2
	2010-2050	4419	66279	70698	6911	5211	3908	44975	102.8	51.2	930.2	10.2	13.6
B-HFC32	2010-2020	0	0	0	0	0						0.0	0.0
	2021-2030	0	13870	13870	884	279						15.7	49.7
	2031-2040	0	17146	17146	1881	1491						9.1	11.5
	2041-2050	0	13958	13958	2517	2217						5.5	6.3
	2010-2050	0	44975	44975	5282	3987						8.5	11.3

C-HC290	2010-2020	3179	12014	15193	420	124	155	8152	4.1	2.0	36.9	36.1	122.5
	2021-2030	2139	27191	29330	1584	958	812	18451	21.4	10.6	193.3	18.5	30.6
	2031-2040	799	27777	28577	2706	2205	1602	18849	42.1	21.0	381.2	10.6	13.0
	2041-2050	258	21124	21381	3391	3076	2107	14334	55.4	27.6	501.5	6.3	7.0
	2010-2050	6375	88106	94481	8102	6364	4676	59786	123.0	61.3	1112.9	11.7	14.8
C-HFC32	2010-2020	0	8152	8152	321	95						25.4	86.0
	2021-2030	0	18451	18451	1210	732						15.2	25.2
	2031-2040	0	18849	18849	2068	1685						9.1	11.2
	2041-2050	0	14334	14334	2592	2351						5.5	6.1
	2010-2050	0	59786	59786	6191	4863						9.7	12.3
D-HC290	2010-2020	3179	12014	15193	420	124	155	8152	4.1	2.0	36.9	36.1	122.5
	2021-2030	814	19899	20713	1171	838	660	13503	17.4	8.7	157.2	17.7	24.7
	2031-2040	254	15643	15896	1541	1379	949	10615	25.0	12.4	225.9	10.3	11.5
	2041-2050	109	11021	11130	1777	1655	1115	7479	29.3	14.6	265.3	6.3	6.7
	2010-2050	4356	58577	62933	4909	3997	2879	39749	75.7	37.7	685.3	12.8	15.7
D-HFC32	2010-2020	0	8152	8152	321	95						25.4	86.0
	2021-2030	0	13503	13503	895	641						15.1	21.1
	2031-2040	0	10615	10615	1178	1054						9.0	10.1
	2041-2050	0	7479	7479	1358	1265						5.5	5.9
	2010-2050	0	39749	39749	3752	3054						10.6	13.0

对各个阶段进行加和分析，分为四个阶段（2010-2020、2021-2030、2031-2040 和 2041-2050）。对于投资增加成本，8 个情景总体特征前期较大，后期逐渐减小，比如 C-HC290 情景下，2010-2020 年的投资增加成本高达 3179 百万元，2021-2030、2031-2040、2041-2050 的投资增加成本显著下降，降至 258 百万元。运行增加成本特征则主要为随时间先增加后降低，比如 A-HC290 情景下，2010-2020 年的运行增加成本为 3984 百万元，增加为 2021-2030 年和 2031-2040 的 27828 百万元和 27762 百万元，之后降至 21123 百万元。

由于房间空调器的消费与排放之间的滞后效应，当年的投资实现当年的消费减少量和排放减少量是不相同的，比如 D-HC290 情景下，2010-2020 年间，减少消费量（当量 CO₂）为 420Mt，而减少的排放量（当量 CO₂）仅为 124Mt，差别较大。每年的投资将直接体现在每年的减少消费量上，单位减少消费成本（元/吨 CO₂-eq）维持在一个相对稳定的水平上，约为 8-13 元/吨 CO₂-eq。

前一阶段的投资将在下一阶段显现效应，使得下一阶段的减排量迅速增加，造成单位减排成本（元/吨 CO₂-eq）下降，比如在 A-HC290 情景下，单位减排成本（元/吨 CO₂-eq）从 719.2 元（2010-2020）下降到 7.0 元（2041-2050 年）。8 种减排情景下，在 2010-2050 阶段内的平均减排成本（元/吨 CO₂-eq）非常接近，约为 11-16 元/吨 CO₂-eq，其中 B-HFC32 的平均减排成本最低，为 11.3 元/吨 CO₂-eq，D-HC290 的平均减排成本最高，为 15.7 元/吨 CO₂-eq。

5.5 减排可行性分析

- ✓ 尽可能应用 HC-290 房间空调器。除了某些领域不能使用 HC-290 房间空调器之外，应尽量推行 HC-290 房间空调器，而不是 HFC-410A 房间空调器。若全是 HC-290 房间空调器，在 2013-2020 年间，增加成本共计 5082 百万元，能减少消费 794.15Mt 当量 CO₂，单位减少消费成本为 6.4 元/吨 CO₂-eq，并在该阶段减少 190.33 Mt 的当量 CO₂ 排放，单位减少排放成本为 26.7 元/当量 CO₂ 吨。这是一个较理想的成本-效应关系。
- ✓ 加强回收。结合废弃电子电器回收和再利用管理条例等法规，建立废房间空调器的回收制度并合理处置其中的制冷剂。若使用 HFC-410A 作为制冷剂，2020 年报废排放量和维修排放量将达到 4533 吨和 13925 吨，折合 9.4 Mt 和 29 Mt，占当年总排放量的 67% 以上。有研究估算 HFC-23 的消减成本为 0.42-2.49 美元/吨 CO₂ 之间。虽未进行 HFC-410A 的回收利用或销毁成本的核算，但相信若对此部分进行回收利用或销毁，能减少相当量的温室气体排放并达到较好的成本-效益关系。
- ✓ 减少制冷剂注入量。在本研究中制冷剂 HFC-410A 的估计填充量为 1.1kg，随着技术进步填充量将进一步下降，若降到 0.9kg，消费量和排放量将相应降低 20%。
- ✓ 经济激励替代品开发。建立鼓励环境友好替代品应用的经济激励政策措施：根据多边基金增加运行费用的灵活性，利用部分增加运行费用建立鼓励环境友好替代品应用的经济激励政策。比如加强 HC-290 房间空调器的安全性研究，克服其可燃性和不安全性等问题，拓展 HC-290 房间空调器的应用领域。
- ✓ 采用环境友好替代品产品列入政府绿色采购目录：在符合安全要求下，通过政府政策引导，促进采用 HC-290 房间空调器的销售和应用。从大宗采购的方面，对于采用替 HC-290 房间空调器予以支持。
- ✓ 改进密封性。提高房间空调器的密封性，减少房间空调器在运行过程中的泄露问题。在年泄露率 3% 的情况下，若使用 HFC-410A 作为制冷剂，在 2020 年排放量将达到 8680 吨，折合 17.9 Mt 当量 CO₂，在 2040 年排放量将达到 47875 吨，折合 98.6Mt 当量 CO₂。

附录表 1

年份	房间空调器需求量 (千台)	GDP/亿元	城市化水平/%	人口数/万人	城镇居民可支配收入/元	全社会房屋竣工面积/万平方米
1995	6430	60793.7	29.0	121121	3893	145600
1996	5980	71176.6	30.5	122389	4377	161966
1997	7650	78973	33.4	123626	5160	166057
1998	7310	84402.3	34.8	124761	5425	170905
1999	10480	89677.1	34.8	125786	5854	187357
2000	14570	99214.6	36.2	126743	6280	181974
2001	17330	109655.2	37.7	127627	6860	182437
2002	23280	120332.7	39.1	128453	7703	196738
2003	25560	135822.8	40.5	129227	8472	202644
2004	33660	159878.3	41.8	129988	9422	207019
2005	35160	184937.4	43.0	130756	10493	227589
2006	38680	216314.4	43.9	131448	11759	212542
2007	43010	265810.3	44.9	132129	13786	238425
2008	36720	314045.4	45.7	132802	15781	260307
2009	37550	340902.8	48.3	133450	17175	302117
2010	51320	401202	50.0	134091	19109	304306

6 HFC-245fa 减排潜力分析

在中国，HFC-245fa 主要用作 PU 泡沫行业的发泡剂。2006 年开始有 HFC-245fa 的消费记录，2009 年消费量为 795 吨，不足同年 HCFC-141b 消费量的 2%，且仅在出口发达国家的冰箱冰柜中使用。但根据《中国 PU 泡沫行业 HCFC-141b 淘汰计划（第一阶段）》（以下简称《PU 计划》），为保证国家整体淘汰臭氧耗竭物质 HCFCs 目标的完成，中国 PU 泡沫行业将在 2030 年以前，逐步实现 HCFC-141b 消费的全面淘汰。由于具有较低的沸点和较高的蒸汽压，可以改进泡沫的某些特性，HFC-245fa 为 HCFC-141b 的主要替代技术之一。可以预见，基于现有的政策和技术，HFC-245fa 的消费将伴随 PU 泡沫行业 HCFC-141b 的逐步淘汰而快速增长。

HFC-245fa 的生产是以四氯化碳和氯乙烯为起始原料，先调聚得到五氯丙烷，然后五氯丙烷液相催化氟化得到 HFC-245fa。国内主要生产企业为浙江蓝天环保科技股份有限公司。但 HFC-245fa 的 GWP 值为 1030，是潜在的温室气体，其大量使用和排放将影响气候变化。美国、加拿大和墨西哥三国已经向《议定书》发布联合提案，提出将 HFCs 纳入《议定书》的控制范围，逐步削减 HFCs 消费，以应对气候变化。如果该建议生效，中国选择 HFC-245fa 替代 HCFC-141b 后，很有可能在未来面临二次淘汰 HFC-245fa 的挑战。

本研究选择 HFC-245fa 作为 HCFC-141b 替代技术的基线情景，并对逐步淘汰、直接淘汰 HFC-245fa 的淘汰情景进行环境效益和淘汰成本的计算，从而分析淘汰 HFC-245fa 的减排潜力。

6.1 PU 泡沫行业概述

根据消费特点和用途，中国的 PU 泡沫行业可以分为冷藏保温、热水器保温、管道保温、板材、车用聚氨酯和建筑喷涂等 6 个子行业。

表 62 PU 泡沫行业子行业划分

子行业	用途
冷藏保温	冰箱冰柜，冷藏集装箱夹层腔体的填充和保温

热水器保温	太阳能热水器和小家电夹层腔体的填充和保温
管道保温	石油管道保温和市政供热管道
板材	建筑和冷库保温
车用聚氨酯	用于汽车方向盘等和扶手和车身喷涂，保温要求低
建筑喷涂	用于外墙保温、建筑屋顶和屋面等
未知用途	其他用途

6.1.1 冷藏保温行业

冷藏保温行业包括冰箱冰柜和冷藏集装箱两种产品。

冰箱冷柜行业是中国聚氨酯硬泡消耗量最大的一个子行业，其年总产量在世界上处于首位。该行业是较早使用聚氨酯硬泡的行业，生产规模大，行业集中度高，在聚氨酯发泡工艺和技术上较为成熟。该行业相关的技术标准不断更新，对聚氨酯的保温性能、工艺性能等方面的要求越来越高。在 CFC-11 替代时，以冰箱冰柜为主的一线品牌如海尔、科龙、新飞、澳柯玛等凭借其雄厚的资金技术优势，出于成本、技术、市场多方面的考虑，就自发或者强制一步到位选择了环戊烷或者环/异戊烷作为替代品，仅有小企业选择用 HCFC-141b。因此，该子行业的消费预测仅考虑目前还在使用 HCFC-141b 作为发泡剂的企业。但这将存在消费量低估的风险，由于近年来中国对家电产品能效标准的提高，为降低产品的能耗，一些大型家电企业对冰箱保温层发泡剂进行更新，加入一定比例的 HFC-245fa 以提高产品的隔热性，如果没有政策的引导，可能导致 HFC-245fa 消费的增长。

冷冻食品和其他易变质的食品、产品，自生产地到销售地或消费地的运输过程，冷藏火车、汽车、卡车是必不可少的，而集装箱是远距离海洋运输的重要设备。随着国际贸易量的提高，冷藏集装箱的需求量逐年增加，2008 年产量约为 11 万台/年，其中基本上全部使用 HCFC-141b。

6.1.2 热水器保温行业

中国聚氨酯硬泡主要用于太阳能热水器和小家电（电热水器、消毒柜、焖烧锅等家电产品，其中以电热水器产量较大）的保温。

中国是目前世界上最大的太阳能热水器生产国和最大的太阳能热水器市场，按照中国太阳能协会统计的数据，2008年太阳能热水器约有1550万台，其中家庭式热水器占绝大部分。在太阳能热水器中，有86%的产品是光电互补型，在弱光照条件下可以启动电加热进行保温；14%的产品不具备电加热功能，这部分产品的保温要求较低。

由于小家电中，电热水器消费量占主导地位，因此选择电热水器来估算其排放量。国内电热水器生产的产品规格在10-120L之间，其中以80L的电热水器为主要规格，需要4.5kg泡沫/台。

6.1.3 管道保温行业

PU保温管主要用途为城市集中供热和石油管道。中国PU保温管制造厂家数以千计，京、津、冀地区、以新疆和甘肃为主的西北地区及东北三省又是中国集中供热管道制造行业的聚集地。目前中国PU保温管生产用PU原料体系多以HCFC-141b发泡体系为主。HCFC-141b发泡体系中，HCFC-141b约占组合聚醚的20%左右。

6.1.4 板材

聚氨酯板材作为建材的一种，易于成型，生产效率高，能够做到生产工业化，产品规格尺寸标准化，施工装配化，易于控制产品质量和工程质量、施工效率高、美观等许多优点，广泛应用于建筑房屋的墙板和屋顶构建。通常，HCFC-141b板材组合料体系HCFC-141b含量在16%-20%；HFC-245fa板材组合料体系HFC-245fa含量在18%-23%。

6.1.5 车用聚氨酯

近年来，随着人们生活水平不断提高，国内汽车市场持续火爆。近几年汽车工业的快速发展，带动了一大批内饰件企业的发展，包括方向盘、变速杆手柄、手闸把手包皮和扶手等。车用喷涂泡沫开孔率较高，因此初年排放和年排放因子较大。其中，40%用于车身喷涂，60%用于车用自结皮。

6.1.6 建筑喷涂

喷涂聚氨酯泡沫是中国最早应用的聚氨酯泡沫子行业之一。喷涂 PU 泡沫为自由发泡，喷涂 PU 泡沫应用十分广泛，如冷库保温、建筑屋顶和屋面、外墙保温、国家粮库保温、汽车顶棚、各种罐类和槽车、船舶保温等。目前刚刚被勉强接受了 HCFC-141b 发泡工艺，可以说大多数企业都没有勇气面对再次替代的局面，尤其是目前还没有比较适合该行业的发泡剂。由于该行业防火防爆的需要，只能采用 HFCs 或者 HFO(如 HFO-1234ze) 作为替代技术。

6.2 PU 泡沫行业的发泡剂需求预测

6.2.1 行业发泡剂需求预测

为了预测基线情景发泡剂 HFC-245fa 的消费需求，需要首先对 PU 泡沫行业的消费需求进行预测。需要注意的是，这里提到的 PU 泡沫行业消费需求，仅包括目前使用 HCFC-141b 发泡剂的子行业消费需求，不包括目前已经采用环戊烷等替代技术的冷藏保温等子行业。本研究将根据 PU 泡沫行业的特点，选择相应的预测方法，预测 2012-2050 年 PU 泡沫行业的消费需求。

根据文献调查，目前国内外学者预测需求量方法主要有直接预测法、时间序列模型和回归分析法，本研究将对这三种方法进行简单评价并从中选择比较科学合理的预测方法。如本报告第 4 部分所述。

因此，本研究以 2012 年为基准年，将《PU 计划》预测的 2012 年 HCFC-141b 年消费量 54,137 吨，换算为 $4.63 \times 10^8 \text{ mol}$ ，作为基准年的消费需求；基于文献给出的 GDP 年增长率数据，对 2013-2050 年的 PU 泡沫行业消费需求进行预测，预测结果如下表所示。国家十二五规划确定，未来五年中国 GDP 将保持 7.5% 的年均增长率。本研究假设 2011—2015 年中国 GDP 按照 7.5% 增长。根据世界银行的估计，中国 2015 年之后 GDP 的增长假设为 2016—2020 年按照 7% 增长，2021—2030 年按照 5.6% 增长，2031—2050 年按照 3% 增长。

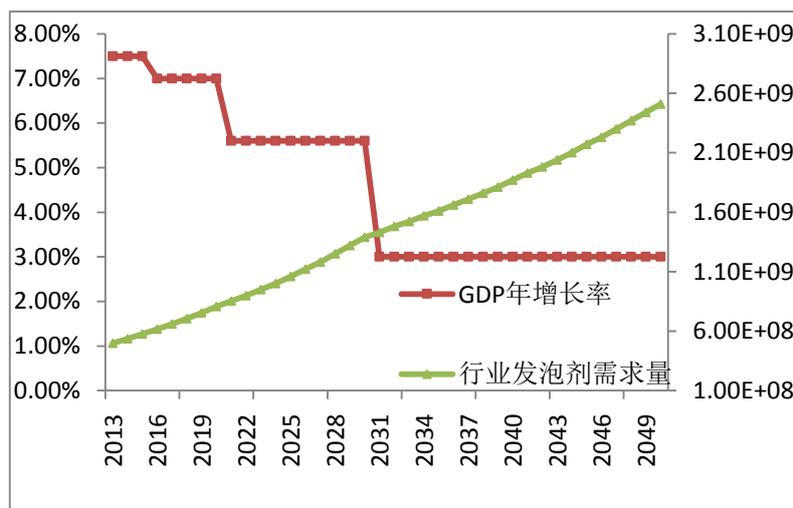


图 46 2013—2050 年 PU 泡沫行业消费需求量预测（单位：mol）

6.2.2 控制情景假定

中国为履行《议定书》，已经制定了《PU 计划》。本研究假定，中国将严格按照《PU 计划》的规定，对发泡剂 HCFC-141b 实施冻结和削减。同时考虑到 HCFC-141b 替代技术的可获得性，市场竞争，企业的技术和资金能力，执行机构的管理能力和合格资助条件，对 PU 泡沫行业采取分子行业优先整体淘汰的策略，且在淘汰时间内线性削减。各子行业的淘汰进程如下：

2013 年起，优先在冷藏保温子行业、小家电和部分太阳能热水器子行业开展 HCFC-141b 淘汰活动，以达到 2013 年将 HCFC-141b 消费量冻结在 2009 年和 2010 年的平均水平（基线消费量），2015 年消减 18.5%消费量的目标；

2016 年起继续在太阳能热水器，保温管道子行业开展 HCFC-141b 淘汰活动，以达到 2020 年消减 45%消费量的目标；

2020 年起在车用聚氨酯，板材子行业中开展 HCFC-141b 淘汰活动，以达到 2025 年消减 75%消费量的目标。

在 2030 年，全面禁止泡沫行业中 HCFC-141b 的使用，并颁布实施消费禁令。

基于上述淘汰进程，市场缺口将自发转化为其他发泡剂，而 HFC-245fa 被推荐为 HCFC-141b 的主要替代技术之一。由于具有较低的沸点和较高的蒸汽压，HFC-245fa 可以改进泡沫的某些特性，尤其是低温下的性能，使泡沫在一定温度范围内具有较大的机械性能和较低的导热性能。此外，HFC-245fa 发泡的泡沫尺寸稳定性比 HCFC-141b 发泡的好；当用于冷冻箱泡沫的发泡剂用料时，绝热性能

基本上与 HCFC-141b 一致，而用量少于 HCFC-141b。可以预见，基于现有的政策和技术，HFC-245fa 将伴随 PU 泡沫行业 HCFC-141b 的逐步淘汰而快速增长。

然而，HFC-245fa 的 GWP 值为 1030，是潜在的温室气体，其大量使用和排放将影响气候变化。美国、加拿大和墨西哥三国已经向《议定书》联合发布了一项削减和替代 HFCs 这一潜在温室气体的提议及其修订，提出将 HFCs 纳入《议定书》的控制范围，逐步削减 HFCs 消费，以应对气候变化。建议规定，发展中国家（第 5 条款缔约方）需要在 2018 年冻结 HFCs 的生产和消费在 2005-2008 年氟氯烃的平均水平，而后逐步淘汰，并于 2043 年全部淘汰 HFCs。

如果该建议生效，中国选择 HFC-245fa 替代 HCFC-141b 后，很有可能在未来面临二次淘汰 HFC-245fa 的挑战。为了避免二次淘汰引入额外的经济和环境成本，中国可以禁止或者逐步淘汰对 HFC-245fa 的生产和消费，而选择低 GWP 值的碳氢技术（主要是环戊烷），以及 HFO 等低 GWP 替代品来替代 HCFC-141b。

本研究设置了三个控制情景：

1) 基线情景——即在没有开展 HFCs 控制和淘汰活动的前提下，所有行业均使用 HFC-245fa 作为 HCFC-141b 的替代品，其消费需求随行业需求的增长而逐年增长，这也是 HFC-245fa 排放量最多的情景。

2) 淘汰情景 A——即参考加拿大、墨西哥和美利坚合众国提交的建议修正《蒙特利尔议定书》的联合提案中建议的淘汰时间，在基线情景基础上，采取分子行业优先整体淘汰的策略逐步淘汰 HFC-245fa，即：

2018 年，将各子行业的 HFC-245fa 消费量冻结在 2017 年水平（基线消费量）。

2019 年起，优先在冷藏保温子行业和热水器子行业开展 HFC-245fa 淘汰活动，以达到 2024 年、2029 年和 2034 年分别消减 23%、43%和 63%消费量的目标；

2035 年起继续在保温管道、车用聚氨酯，板材等其他子行业中开展 HFC-245fa 淘汰活动，以达到 2043 年全面禁止泡沫行业中 HFC-245fa 的使用。

淘汰情景 A 的淘汰进程稍快于北美三国提案建议第五条缔约方的淘汰进程，具体如下所示：

	北美三国提案建议 第五条缔约方的淘汰进程	淘汰情景 A 的淘汰进程
2018	100%	100%
2024	80%	77%
2029	60%	57%
2034	40%	37%
2043	15%	0%

3) 淘汰情景 B——即相应国际号召，所有行业均选择 GWP 值为 0 的碳氢技术(主要是环戊烷)来替代 HCFC-141b。实际上在完成 HCFC-141b 淘汰的同时，也完成了对 HFC-245fa 的淘汰。

在两个淘汰情景中，主要选择 GWP 值为 0 的碳氢技术(主要是环戊烷)作为替代技术。另外，考虑到防火防爆的要求，车用聚氨酯中的车用喷涂和建筑喷涂均使用低 GWP 值的 HFO-1234ze 作为 HCFC-141b 的替代品。由于水发泡技术基本没有保温作用，不能满足大部分子行业保温要求，不作为推荐的替代技术。淘汰情景的替代技术路线如下表所示：

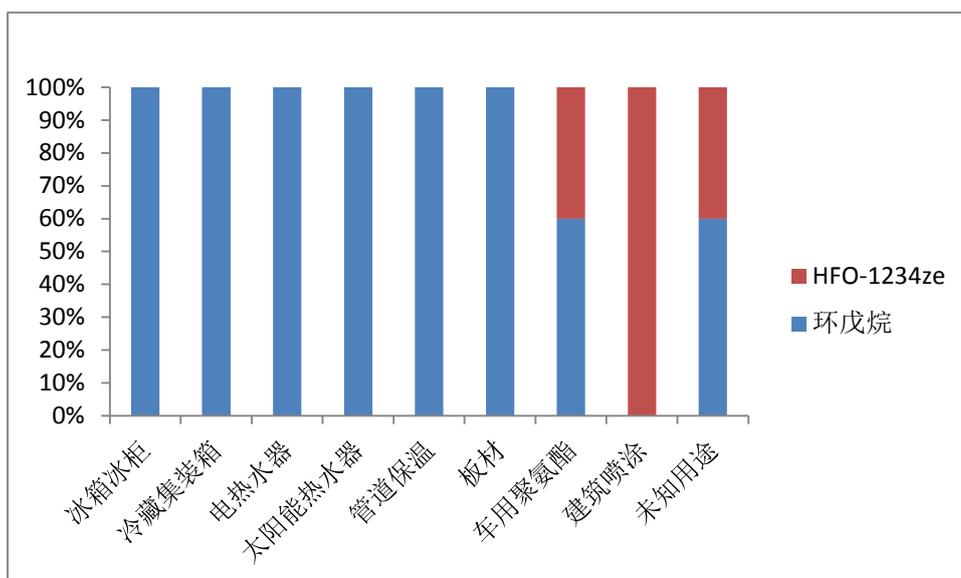


图 47 替代路线的设置

表 63 替代路线的设置

子行业/产品	环戊烷	HFO-1234ze
冰箱冰柜	100%	-
冷藏集装箱	100%	-
电热水器	100%	-
太阳能热水器	100%	-
管道保温	100%	-
板材	100%	-
车用聚氨酯	60%	40%
建筑喷涂	-	100%
未知用途	60%	40%

6.2.3 基线情景预测

基于行业发泡剂需求的预测结果，根据各子行业对 HCFC-141b 的淘汰进程，以及基线情景的假定，可以对中国 2013-2050 年 PU 泡沫行业各种发泡剂的消费需求进行逐年预测，预测结果如下所示。

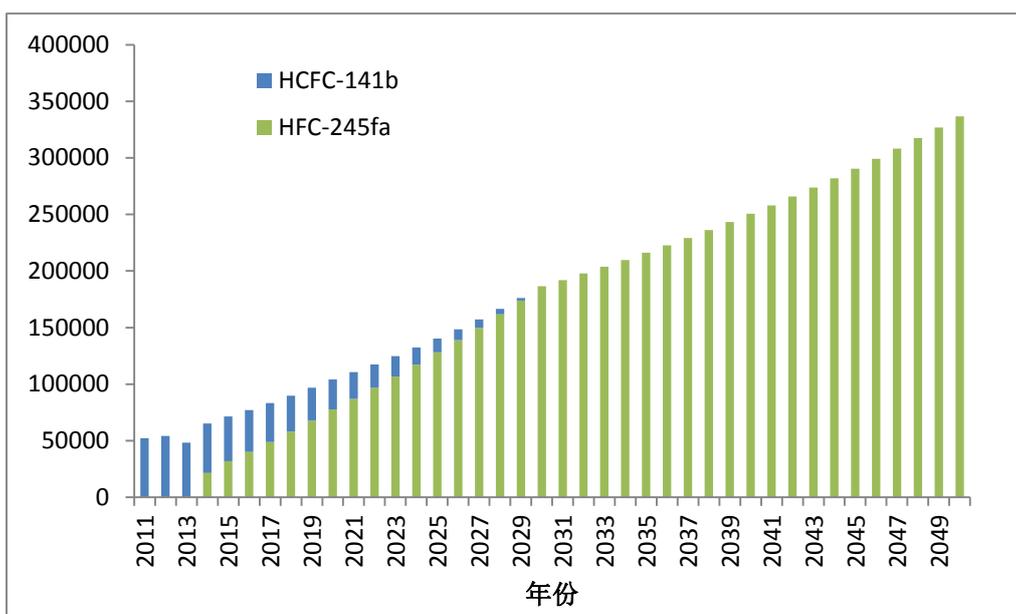


图 48 基线情景下 2011—2050 年各种发泡剂的消费需求预测（单位：吨）

在基线情景下，发泡剂 HCFC-141b 在 2012 年的消费需求为 54,137 吨，而后逐年减少，到 2030 年减少至 0，在 2011-2030 年间的累计消费量为 510,050 吨。随着发泡剂 HCFC-141b 的逐年淘汰，以及 PU 泡沫行业消费需求的逐年增加，HFC-245fa 的消费需求在 2011-2030 年急速增加，到 2030 年已达到 186,442 吨。在 2030 年以后，HFC-245fa 已经占领整个 PU 泡沫市场，其年增长速率与泡沫市场需求的年增长速率一致，到 2050 年，将达 336,753 吨。HFC-245fa 在 2013-2050 年的累计消费量为 6,864,284 吨。

为比较各子行业 HFC-245fa 的消费需求，可以对中国 2011-2050 年 PU 泡沫行业各子行业发泡剂 HFC-245fa 的消费需求进行逐年预测，预测结果见下表。

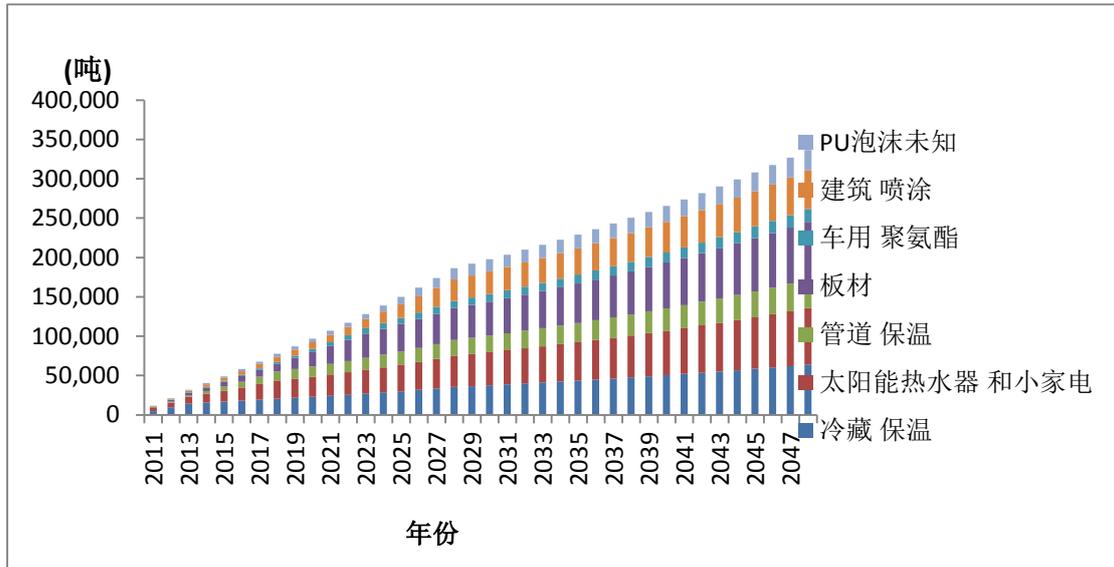


图 49 基线情景下 2013—2050 年 HFC-245fa 的消费需求预测 (单位: 吨)

比较各子行业发现，太阳能热水器和小家电行业的 HFC-245fa 累计消费需求最高，达 1,517,422 吨，占行业总消费需求的 22%；板材和冷藏保温子行业次之，分别占行业总消费需求的 21%和 20%；而车用聚氨酯子行业的 HFC-245fa 累计消费需求相对较低，为 326,157 吨，仅占行业总消费需求的 5%。

6.2.4 淘汰情景 A 预测

基于行业发泡剂需求的预测结果，根据各子行业对 HCFC-141b 的淘汰进程，以及淘汰情景 A 的淘汰进程和替代路线假定，可以对 2011-2050 年中国 PU 泡沫行业各种发泡剂的消费需求进行逐年预测，预测结果如下所示。

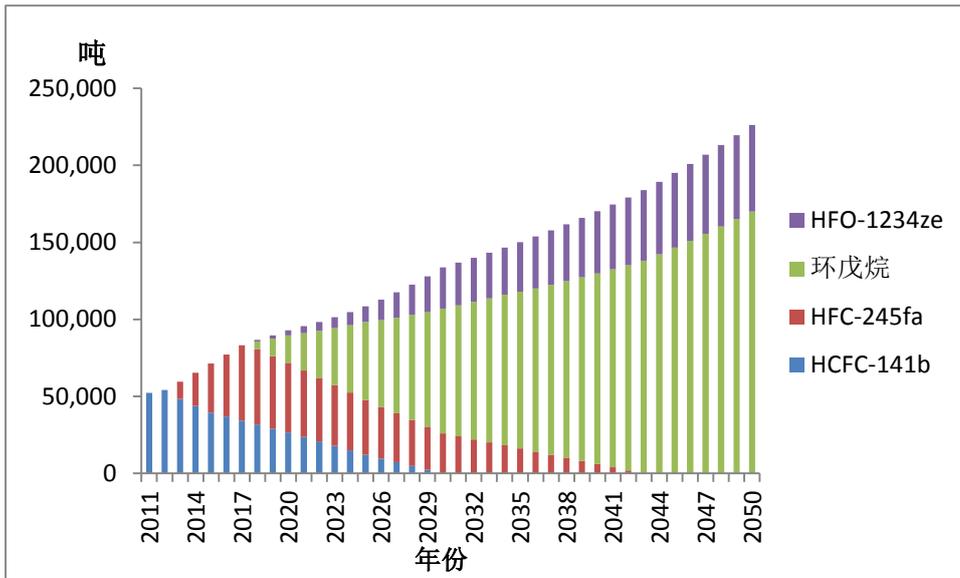


图 50 淘汰情景 A 在 2013—2050 年各种发泡剂的消费需求预测 (单位: 吨)

在淘汰情景 A 下, 发泡剂 HCFC-141b 的消费需求与控制情景一致, 即在 2011-2030 年逐年减少, 到 2030 年减少至 0, 累计消费量为 510,050 吨。

在 2013-2017 年, 随着发泡剂 HCFC-141b 的逐年淘汰, 以及 PU 泡沫行业消费需求的逐年增加, HFC-245fa 的消费需求迅速增加, 2017 年达到 48,955 吨。2018 年起, HFC-245fa 被逐步淘汰, 而其替代品环戊烷和 HFO 的消费需求开始逐年增加。在 2042 年以后, HFC-245fa 已经被淘汰, 环戊烷和 HFO-1234ze 完全占领 PU 泡沫行业, 二者的年增长速率与泡沫市场需求的年增长速率一致, 在 2011-2050 年的累计消费量分别为 3,093,540 吨和 968,048 吨。由于应用子行业较少, 且替代时间较晚, HFO-1234ze 的消费需求小于环戊烷。

6.2.5 淘汰情景 B 预测

基于行业发泡剂需求的预测结果, 根据各子行业对 HCFC-141b 的淘汰进程, 以及淘汰情景 B 的情景设定和替代路线假定, 可以对 2011-2050 年中国 PU 泡沫各种发泡剂的消费需求进行逐年预测, 预测结果如下所示。

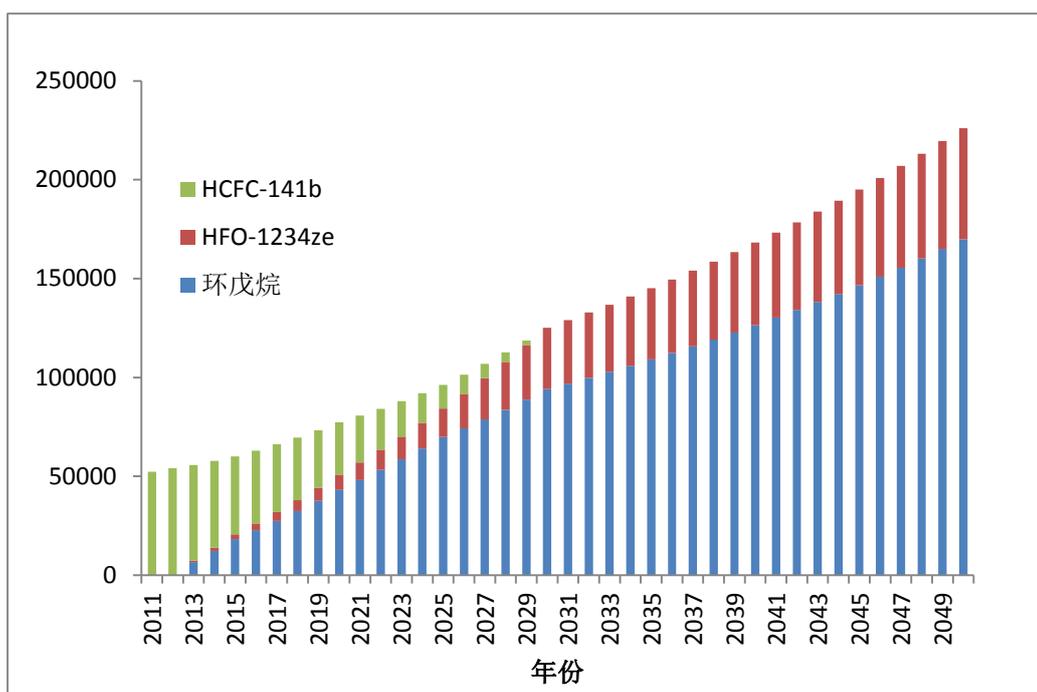


图 51 淘汰情景 B 在 2013—2050 年各种发泡剂的消费需求预测（单位：吨）

在淘汰情景 B 下，发泡剂 HCFC-141b 的消费需求与控制情景一致，即在 2011-2030 年逐年减少，到 2030 年减少至 0，累计消费量为 510,050 吨。

在 2011-2030 年，随着发泡剂 HCFC-141b 的逐年淘汰，以及 PU 泡沫行业消费需求的逐年增加，环戊烷和 HFO-1234ze 的消费需求迅速增加，分别达到 169,923 吨和 56,198 吨。二者相比，HFO-1234ze 消费需求的年增长速率明显低于环戊烷，且在 2025 年以后有显著提高。这是因为考虑到 HCFC-141b 替代技术的可获得性，市场竞争，企业的技术和资金能力，执行机构的管理能力和合格资助条件，《PU 计划》在 2025 年以后才开始对建筑喷涂、车用聚氨酯和其他行业采取淘汰活动，对某些有防火防爆要求的行业采用 HFO-1234ze 作为替代品。

在 2030-2050 年，环戊烷和 HFO-1234ze 已经完全占领 PU 泡沫行业，二者的年增长速率与泡沫市场需求的年增长速率一致，在 2011-2050 年的累计消费量分别为 3,517,752 吨和 1,072,569 吨。由于应用于行业较少，且替代时间较晚，HFO-1234ze 的消费需求远小于环戊烷。

6.3 排放量估算

6.3.1 排放量估算方法

6.3.1.1 总排放量估算方法

用 TEWI 方法来综合考虑发泡剂排放的直接效应 DE(Direct effect)和能源利用的间接效应 IE(Indirect effect)。TEWI 是对设备运行期间以及使用期限结束时运行流体废弃期间相关温室气体总排放的全球增暖总体影响的度量。TEWI 考虑直接逃逸排放以及设备运行期间耗能所产生的间接排放，用 CO₂ 当量的质量单位来度量。直接排放取决于发泡剂的 GWP 值、气体释放量和考虑的时间框架长度；间接排放取决于运行过程的效率以及能量的来源。

发泡剂在生命周期内的 TEWI 来源于：

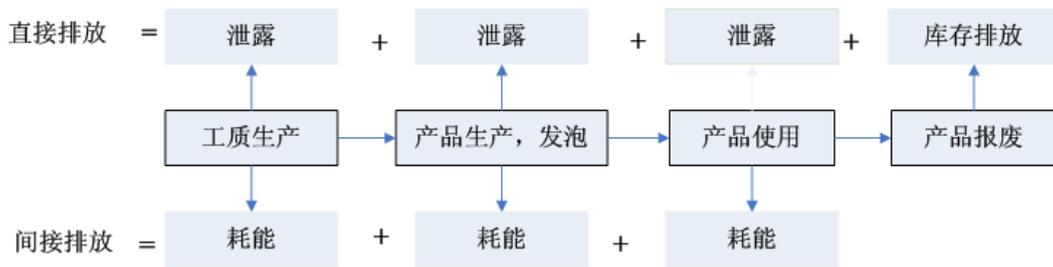
1) 工质生产和发泡过程中的泄露和能耗，直接排放为发泡剂和副产品的泄露；间接排放为生产系统耗能引起的二氧化碳排放；

2) 产品使用过程中的泄露和能耗，直接排放为发泡剂的泄露；间接排放为制冷或者保温系统由于不同保温泡沫在绝热系数上的差异导致实际使用过程中相应产品在电能消耗方面有差别。一般认为，HFC 技术和一些混合发泡技术（如 HFC-245fa 与环戊烷混合）的保温性能大致和 HCFC-141b 技术相当，甚至会有所提高而 HC 技术必须通过增加泡沫密度来提高保温性能。

3) 退役时由于不同的处置方法导致温室气体的排放，为直接排放。

4) 其他，如运输过程的温室气体排放。

图 52 使用发泡剂产品的生命周期图



在上述四项排放中，由于工质生产、运输等其他过程的泄露和能耗数据没有统一标准，难以界定，且所占产品生命周期内排放较少(Ashford, Clodic et al.,2004a)，且数据难以收集，因此主要选取发泡过程、使用过程和退役过程进行统计。计算方法如下：

$$TEWI = DE + IE$$

(公式 6-1)

$$DE = BA \times GWP_{BA} \quad (\text{公式 6-2})$$

$$IE = (E_p + E_u) \times \beta \quad (\text{公式 6-3})$$

其中，TEWI：等效增暖影响总量，kg CO₂-eq；

DE：直接排放，kg CO₂-eq；

BA：产品采用发泡剂的质量，kg；

GWP_{BA}：发泡剂的 GWP 值；

E_p：发泡产品泡沫所需耗电量，kwh；

E_u：产品生命周期耗电量，kwh；

β：中国电力行业二氧化碳排放强度，0.65kgCO₂/kwh；

6.3.1.2 直接排放量估算方法

直接排放量的计算是基于 IPCC 的《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》中温室气体排放模型，根据行业实际情况对排放模式和参数进行适当的调整，PU 泡沫行业大多为封闭式泡沫，排放发生在 3 个不同的时点：（1）生产排放：发生在泡沫的生产地点；（2）每年的逸散排放（泡沫使用现场损失）：

封闭式泡沫在使用过程中每年会有部分发泡剂溢出，排放发生在泡沫的使用地点；

(3) 退役排放：废弃处理时剩余发泡剂排放到大气中。下为所需排放因子，计算方法为：

$$\begin{aligned} \text{第 } t \text{ 年排放量} = & [(\text{第 } t \text{ 年新生产的封闭泡沫的 ODS 消耗量} \times \text{生产排放因子}) \\ & + (\text{第 } t \text{ 年到第 } t - n \text{ 年期间封闭泡沫 ODS 的初始填充量} \times \text{年度排放因子}) \\ & + (\text{第 } n \text{ 年的退役排放} - \text{ODS 销毁量或回收量})] \end{aligned}$$

表 64 发泡剂在各消费行业的排放因子

子行业	寿命/年	生产排放因子	年度排放因子	退役排放
冷藏保温	15	4%	0.5%	88.5%
热水器保温	15	4%	0.5%	88.5%
管道保温	30	10%	1.0%	60.0%
板材	50	7.5%	0.5%	67.5%
车用聚氨酯	12	95%	2.5%	0
建筑喷涂	50	25%	1.5%	0

6.3.1.3 间接排放量估算方法

PU 泡沫子行业较多，考虑到有些子行业存在数据搜集和整理较为困难（管道保温），替代技术尚不成熟（喷涂），或不具备保温作用（车用聚氨酯），无法获得间接排放的相关参数，因此本节列出了冰箱冰柜、冷藏集装箱、电热水器、太阳能热水器和板材等子行业计算间接排放的相关参数。

冰箱冰柜

本研究以冰箱为单位计算间接排放，采用中国普遍家用冰箱作为计算对象，容量为 200L，冷冻室的体积在 60-80L 左右，制冷剂为 R-600a。冰箱间接排放计算参数如所示。

表 65 冰箱间接排放计算参数⁵

发泡剂	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
泡沫生产耗能/kWh	1.5	1.5	1.6
产品使用日耗电量/(kWh/d)	0.4	0.3	0.4

⁵计算数据主要来源于青岛海尔和其他企业的调查数据。

使用寿命/a	15.0
--------	------

冷藏集装箱

冷藏集装箱泡沫保温材料采用间歇性生产板材，然后再拼装的生产工艺，由于箱体不同部位的板材对泡沫的密度要求不相同，供应商只提供一种干组合料，再由企业自行添加发泡剂来调节密度。以 40 英寸冷藏集装箱为例计算该产品的间接排放，计算参数如**错误!未找到引用源。**所示。

表 66 冷藏集装箱间接排放计算参数⁶

发泡剂	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
泡沫生产耗能/kWh	6.0	6.8	7.5
产品使用日耗电量/(kWh/d)	216.0	202.0	225.0
使用寿命/a	15.0		
年运行天数	255.0		

电热水器

国内电热水器生产的产品规格在 10-120L 之间，其中以 30-80L 为主要规格，消耗 PU 泡沫为 4.5kg/台。本研究以 80L 电热水器满足三口之家用水需求为例，计算电热水器的间接排放。

根据国家标准《建筑给水排水设计规范》中规定：家用淋浴器的用水标准为 40℃，淋浴用水为 100L/次。计算时假设将室温下的水加热到淋浴所需基本温度 40℃，进水温度假设为自来水管中年平均水温 15℃，加热温度为 65℃。三口之家，每日需 300L 的水，每天需加热 150L 水。认为市面上电热水器的热转换效率在 95%，环戊烷技术的电热水器热转换效率有所降低，HFCs 技术则有略微提高。电热水器 TEWI 计算参数如下表，所示。

表 67 电热水器间接排放计算参数⁷

发泡剂	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
泡沫生产耗能/kWh	0.8	0.8	0.9

⁶数据由 BASF 工程师提供。

⁷计算数据由 AO 史密斯和其他企业提供。

产品使用日耗电量/(kWh/d)	10.1	9.8	10.7
使用寿命/a	15.0		

太阳能热水器

聚氨酯的用途是夹层腔体的填充和保温，由于行业起步晚，又属于中国自主产品，认为现在该行业内发泡剂均为 HCFC-141b (王超, 2009)。采用环戊烷发泡技术的太阳能热水器为光电互补型，可以在光照不足时利用电能加热。

每年中国可使用太阳能的天数为 237 天 (65%)；根据天普太阳能有限公司进行的实验，即使在阴天情况下，保温桶内的水温仍然可以保持在 30℃，可以利用电能对这部分水进行加热达到设定的用水温度 65℃。以满足三口之家每日淋浴需求来计算该产品的间接排放。以天普太阳能热水器公司的产品为例，该公司生产的太阳能热水器容量为 120L，一个水箱需要 5kg 的聚氨酯泡沫。太阳能热水器间接排放计算参数如下表。所示。

表 68 太阳能热水器间接排放计算参数⁸

发泡剂	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
泡沫生产耗能/kWh	0.8	0.9	0.9
启用电加热时耗电量/(kWh/d)	7.5	7.3	7.8
每年使用电加热天数	128.0		
使用寿命/a	15.0		

板材保温

选取 1m² 建筑面积为研究对象进行 TEWI 计算，产品密度取 45kg/m³，厚度为 50mm，由于保温材料主要影响建筑物的供暖和空调的年耗电量，因此认为使用的 IE 来自建筑物的冷暖负荷。根据侯余波等人利用 DOE-2 模拟新建住宅小区的年冷暖负荷计算结果，认为现有建筑物的初年冷暖负荷为 14.89kWh (侯余波, 付祥钊 et al., 2003)，由于国内尚无 HFC-245fa 和环戊烷板材的使用数据，根据两种发泡体系的导热系数与 HCFC-141b 发泡体系导热系数差异，认为 HFC-245fa 的能耗在 HCFC-141b 的基础上节约 5%，而环戊烷的能耗在 HCFC-141b 基础上增加

⁸数据由天普太阳能提供。

5%。由于板材泡沫的闭孔率较小，因而生产排放和年排放值较大，使用过程中，泡孔中的气体不断逸散，泡沫逐渐老化对其保温效果产生的影响不可忽略，因此认为产品寿命期内前 20 年，冷暖负荷逐年增加 2%；21-30 年内，冷暖负荷逐年增加 3%；31-50 年内，冷暖负荷逐年增加 5%。

表 69 板材间接排放计算参数

发泡剂	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
泡沫生产耗能/kWh	0.2	0.2	0.2
产品初年使用日耗电量/(kWh/d)	14.9	14.8	15.0
使用寿命/a	50.0		

6.3.2 排放量估算

6.3.2.1 直接排放量估算

基于三种控制情景的消费需求预测，采用上述直接排放量评估方法，可以预测出各子行业在 2011-2050 年温室气体直接排放总量(包括 HCFC-141b, HFC-245fa 和 HFO)，汇总可得 2011-2050 年间，整个 PU 泡沫行业在三种控制情景下的温室气体直接排放情况，如下所示

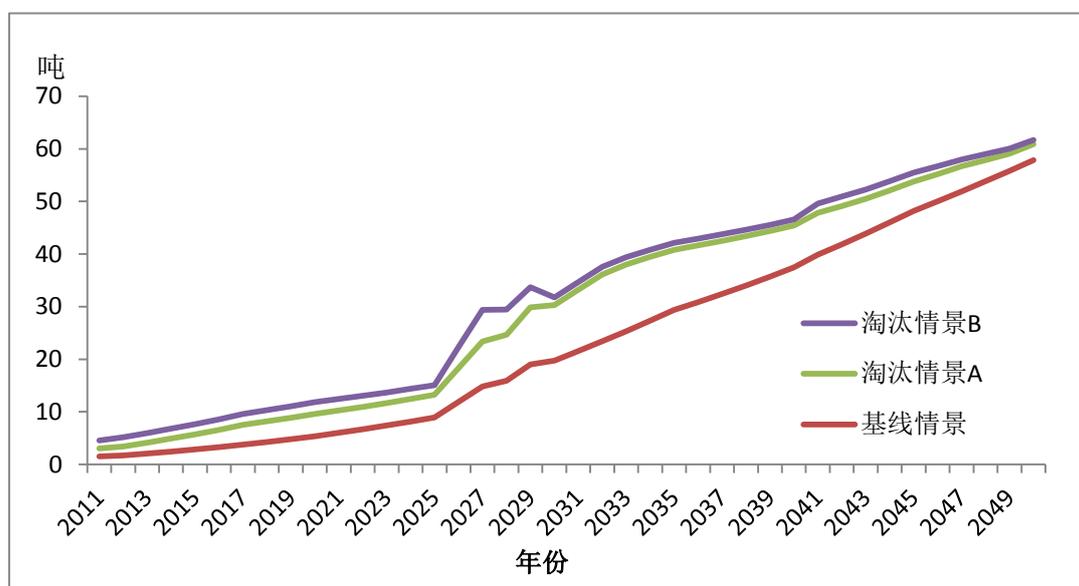


图 三种控制情景下 2011—2050 年温室气体的直接排放预测

(单位：百万吨 CO2-eq)

三种控制情景相比，基线情景由于广泛使用高 GWP 发泡剂 HFC-245fa，其温室气体直接年排放量逐年增加，到 2050 年达 57.84 百万吨 CO₂-eq；2011-2050 年的累积直接排放量在三个控制情景中最大，达 937.48 百万吨 CO₂-eq。

在淘汰情景 A 中，温室气体年直接排放量在 2010-2025 年缓慢增加。在 2025 年-2032 年，随着冷藏保温和热水器子行业发泡剂 HCFC-141b 的退役排放，和高 GWP 发泡剂 HFC-245fa 消费需求的增加，总温室气体直接排放量急速攀升，到 2032 年达峰值 12.72 百万吨 CO₂-eq。在 2032-2050 年，随着环戊烷和 HFO 对高 GWP 发泡剂 HFC-245fa 的有效替代，温室气体直接排放量逐年递减，到 2050 年减少到 3.05 百万吨 CO₂-eq。在 2011-2030 年间，淘汰情景 A 的累积直接排放量为 257.77 百万吨 CO₂-eq，与基线情景相比的减排潜力为 679.71 百万吨 CO₂-eq。

淘汰情景 B 由于选择环戊烷和 HFO 直接替代 HCFC-141b，在 2011-2050 年的温室气体累积直接排放量最少，为 77.30 百万吨 CO₂-eq，与基线情景相比的减排潜力为 860.18 百万吨 CO₂-eq。

6.3.2.2 间接排放量估算

基于三种控制情景的消费需求预测，采用上述间接排放量评估方法，可以预测出冷藏保温、热水器和板材这三个子行业在 2011-2050 年温室气体间接排放总量，汇总可得 2011-2050 年间，整个 PU 泡沫行业在三种控制情景下的温室气体间接排放情况，如下所示。

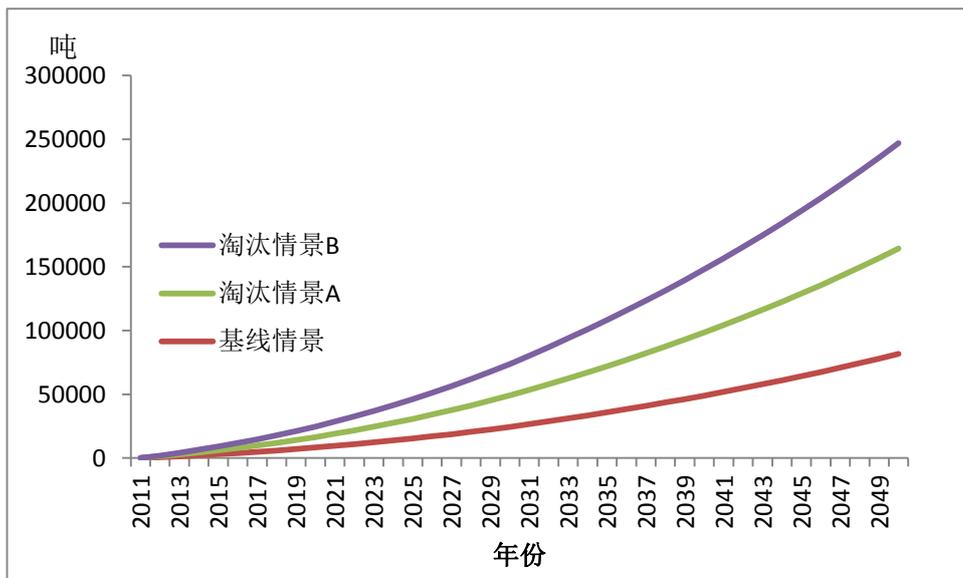


图 三种控制情景下 2011—2050 年温室气体的间接排放预测

(单位: 百万吨 CO₂-eq)

三种控制情景相比,基线情景累积排放量最小,为 1,238,345 百万吨 CO₂-eq;而淘汰情景 B 累积排放量最大,为 1,249,979 百万吨 CO₂-eq。这是因为 HC 技术的保温性能较差,两个淘汰情景采用 HC 作为发泡剂后,设备耗电量增加,由此引起的温室气体间接排放量不降反升,因而产生的间接减排潜力为负。

6.4 成本-效益分析

6.4.1 成本分析

PU 泡沫行业的淘汰增加费用计算包括运行增加费用 (IOC) 和设备改造增加费用 (ICC) 两部分,不同行业涉及的两部分费用各不相同,需要单独计算,计算方法如下:

6.4.1.1 运行增加费用 (IOC) 计算

用于计算运行增加费用 (IOC) 的化工产品的价格 (如下表) 是依据 PU 泡沫行业调查中调查到的中国市场最近 12 个月的平均市场价格。

表 70 增加费用计算采用的化工产品的价格(US\$/kg)

发泡技术	HCFC-141b	HFC-245fa	环戊烷
发泡剂	1.83	10	1.99
多羟基化合物	2.14	2.45	2.45

MDI	2.96	2.96	2.96
-----	------	------	------

在给出了采用替代技术以后，淘汰 1kgHCFC-141b 所需的单位运行增加费用 (IOC)。

表 71 不同替代技术的 IOC 计算

项目	HCFC-141b 体系		环戊烷体系		HFC-245fa 体系	
	配方 (KG)	价格 (USD)	配方 (KG)	价格 (USD)	配方 (KG)	价格 (USD)
多羟基化合物	100	214.0	100	245.0	100	245.0
HCFC-141b	25	45.8				
环戊烷			12	23.9		
HFC-245fa					25	250
MDI	132.5	392.2	135	399.6	132.5	392.2
小计	257.5	652.0	247	668.5	257.5	887.2
泡沫用量	1		1.04		1	
泡沫价格 (USD/KG)	2.53		2.81		3.45	
HCFC-141b 占原料的比例	0.0971					
IOC (US\$/KG HCFC-141b)			2.88		9.43	

基于以上方法，逐一计算各行业的逐年 IOC 并汇总，可以预测出 PU 泡沫行业在 3 种控制情景下的逐年 IOC (如下所示)，逐年 IOC 已按照 5% 贴现率贴现到 2012 年。2011-2050 年间，三种控制情景的年 IOC 成本均呈现先增加后减少的趋势，淘汰情景 A 的累计 IOC 为 130,261 百万元，比基线情景多花费 11,111 百万元；淘汰情景 B 的累计 IOC 为 126,599 百万元，比基线情景多花费 7,448 百万元。其中，冷藏保温、热水器保温、管道保温和板材等子行业的基线情景成本最高，因为这些行业的 HFC-245fa 运行成本高于环戊烷；而其他子行业的淘汰情景 B 成本最高，因为这些行业采用了运行成本最高的 HFO 作为替代技术。

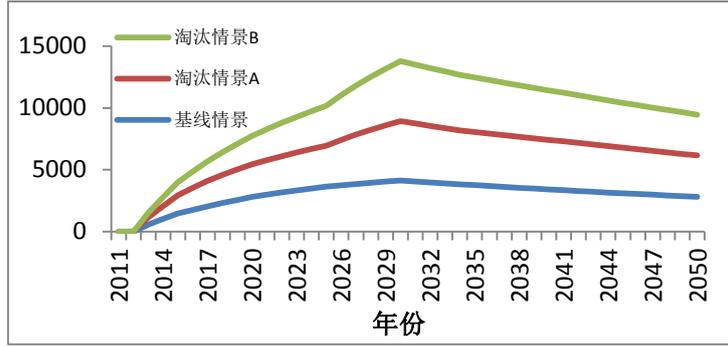


图 53 三种控制情景下 PU 泡沫行业的逐年 IOC 预测（百万元）

表 72 三种控制情景下各子行业的累积 IOC 预测（百万元）

情景	基线情景	淘汰情景 A	淘汰情景 B
冷藏保温	25,575	12,891	7,811
热水器保温	27,324	12,299	8,345
管道保温	13,167	6,410	4,021
板材	24,570	10,151	7,504
车用聚氨酯	5,460	10,950	11,293
建筑喷涂	15,105	61,742	71,182
未知用途	7,950	15,818	16,443
总 IOC	119,151	130,261	126,599

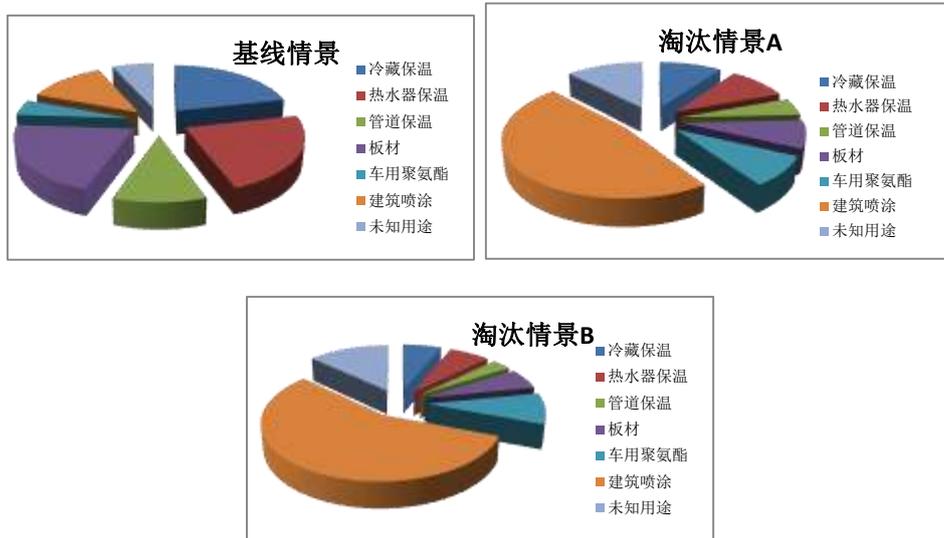


图 54 三种控制情景下各子行业的累积 IOC 预测（百万元）

6.4.1.2 设备和投资改造费用（ICC）计算

在采用环戊烷替代技术时，不同规模的企业对设备的需求有所不同；由于企业设备状况不同，部分企业可以对现有设备进行改造；还有部分企业需要购买新设备。由于场地、资金等方面限制，部分企业不具备自制组合聚醚的条件，尤其是小型企业；其可采用购买含环戊烷组合聚醚的方式完成替代。

对于拥有低压发泡设备无法进行设备改造的企业，按购买新设备计算费用需求；对拥有高压发泡设备，且设备购买年限较短，具有改造价值的企业，按改造设备计算费用需求。对于小型企业，均按照购买组合料，且对现有设备进行改造所需要的资金进行计算，并根据小企业的消费量配套建设适量的组合料生产中心。

表 75 和表 76 为采用环戊烷技术时所需设备在中国市场调查到的价格和不同类型企业所需数量配置。

表 73 不同规模企业使用环戊烷技术所需设备配置和增加费用（ICC）

项目	单 价 KUS\$	配置数量							
		特大企业*		大型企业		中型企业		小 型 企业	组 合 料 中 心
		购置	改造	购置	改造	购置	改造		
环戊烷储罐和操作系统									
a) 地下双层储罐及相关装置	30	6	6	1	1	1	1		1
b) 电动输送泵	7	10	10	3	3	2	2		2
c) 输送管道装置	10	10	10	3	3	2	2		2
预混系统									
a) 预混站	80	6	6	2	2	1	1		2
b) 多元醇储罐	8	6	6	1	1	1	1		1
c) 缓冲罐及连接高压管装置	15	10	10	3	3	1	1		1
d) 水冷却器	7	6	6	2	2	1	1		2
输送和管道装置	20							1	
带充 N2 的组合料包装设备	4								1
发泡装置									

发泡设备（高配置）	300	10	5						
发泡设备（高配置，改造）	150		5						
发泡设备	250			1		1			
发泡设备改造	125				1		1		
发泡设备改造（小）	50							1	
通风系统	25	10	10	2	2	1	1	1	1
安全系统									
a) HC 监测传感器	1.5	72	72	24	24	12	12	12	12
b) 警报控制系统	60	10	10	3	3	2	2	1	1
c) 自动喷水灭火系统	15	10	10	3	3	2	2	1	1
d) 便携式灭火器	0.3	60	60	45	45	30	30	15	30
e) 氮系统	20	10	10	1	1	1	1	1	1
f) 后备设施 (EPS)	15	5	5	1	1	1	1	1	1
建筑改造	25	10	10	2	2	1	1	1	1
输送线改造	10	10	10	3	3	2	2	1	
新工艺外来技援	10	10	10	2	2	1	1	1	
试验及检测费用	20	5	5	2	2	1	1	1	1
安全审查及认证 (1)	50	1	1						
安全审查及认证 (2)	15			2	2	1	1	1	1
工艺及安全培训	5	10	10	2	2	1	1	1	1
费用									
费用合计 KUS\$		6,121	5371	1,097	972	756	631	313	492
不可预见费 KUS\$		612	537	110	97	76	63	31	49
总计(ICC) KUS\$		6,733	5,908	1,207	1,069	832	694	344	541

*特大型企业的年 HCFC-141b 消费量在 1000 吨左右

表 74 采用环戊烷替代技术的企业数量和设备增加费用

项目	企业数量							费用需求 KUS\$	设备维护 费用 KUS\$
	特大企业*		大型企业		中型企业		小型 企业		
	购置	改造	购置	改造	购置	改造			
							组合 料中 心		

费用需求 (ICC) KUS\$/企业	6,733	5,908	1,207	1,069	832	694	344	541		
各子行业替代企业数量										
冰箱冰柜			12	3	15	5	5	1	35,902	1,975
冷藏集装箱	4	1	0	0	8	2	30	1	51,745	2,846
小家电			6	2	24	6	12	1	38,181	2,100
太阳能热水器			11	4	36	14	203	10	132,463	7,285
管道保温			11	4	51	19	168	8	135,291	7,441
发泡板材			9	3	45	15	210	10	139,570	7,676
合计	4	1	49	16	179	61	628	31	533,152	29,323

*特大型企业的年 HCFC-141b 消费量在 1000 吨左右

部分子行业由于条件限制，需要采用 HFC 替代技术。在采用 HFC 替代技术时，企业需要购买新的预混装置和冷却系统，而发泡设备基本不需改造。为采用 HFC 技术时所需设备在中国市场的价格和不同类型企业所需数量配置。

表 75 不同规模企业使用 HFC 技术所需设备配置和增加费用 (ICC)

项目	价格 KUS\$	设备配置数量	
		大型企业	中小型企业
预混罐	30	1	1
输送泵和管道装置	15	3	1
冷却系统	5	3	1
试验和测试	10	2	1
工艺设备调试	10	2	1
培训	10	2	1
费用			
费用合计 KUS\$		150	80
不可预见费用 KUS\$		15	8
总计(ICC) KUS\$		165	88

表 76 使用 HFC 替代技术的企业分布和设备费用

项目	替代企业数量和费用			
	大型企业	中小型企业	费用需求 KUS\$	设备维护费用 KUS\$
费用需求 KUS\$/企业	165	88		
费用				
建筑喷涂	10	450	41,250	2,269

车用 PU 泡沫*	0	40	3,520	194
其他发泡材料*	4	100	9,460	520
合计	14	590	54,230	2,983

*车用 PU 泡沫和其他发泡材料子行业中部分采用 HFC 技术，其他企业采用全水发泡技术。

当采用 HFO-1234ze 替代技术时，企业基本不需要设备改造，因此 ICC 可忽略不计。

基于以上方法，逐一计算各行业的 ICC 并汇总，可以得到 PU 泡沫行业在 3 种控制情景下的总 ICC，如下所示。基线情景的 HFC-245fa 替代发生在 2013 年，折现后的 ICC 为 850 百万元；淘汰情景 A 先在 2013 年采用 HFC-245fa 替代 HCFC-141b，而后在 2018 年开始采用 HC 替代 HFC-245fa，二次替代引入了更多的 ICC，为 3546 百万元；淘汰情景 B 在 2013 年直接采用 HC 替代 HCFC-141b，ICC 为 3441 百万元。三种情景相比，基线情景的 ICC 最少，而淘汰情景 A 的 ICC 最多。

由于 HFC-245fa 替代 HCFC-141b 的设备增加费用相对较少，因而各子行业基线情景的 ICC 均低于两个淘汰情景。只有建筑喷涂子行业的基线情景和淘汰情景 A 的 ICC 相同，而淘汰情景 B 的 ICC 为 0，这是因为该子行业仅采用 HFO 替代技术，不发生额外的 ICC。两个淘汰情景相比，尽管淘汰情景 A 存在二次替代的影响，但并非每个子行业淘汰情景 A 的 ICC 均高于淘汰情景 B。这是因为，淘汰情景 A 的二次替代时间为 2018 年，折现到 2012 年后的 ICC 较低。

表 77 三种控制情景下 PU 泡沫行业的逐年 ICC 预测（百万元）

	基线情景	淘汰情景 A	淘汰情景 B
2013	850	850	3441
2018	0	2696	0
汇总	850	3546	3441

表 78 三种控制情景下各子行业的累积 ICC 预测（百万元）

情景	基线情景	淘汰情景 A	淘汰情景 B
冷藏保温	56	481	543
热水器保温	184	1,011	1,056
管道保温	145	801	837

板材	159	836	863
车用聚氨酯	50	161	142
建筑喷涂	255	255	0
总 IOC	850	3,546	3,441

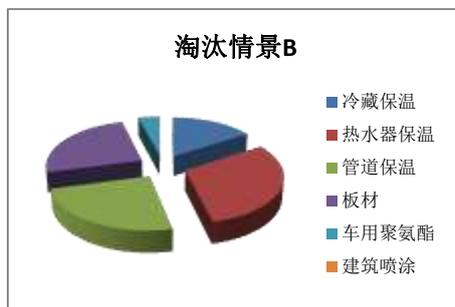
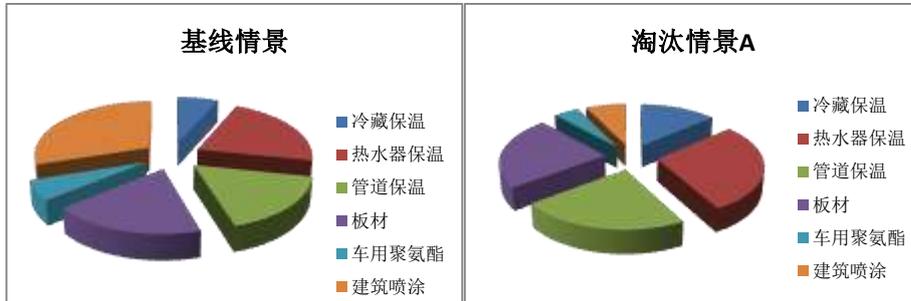


图 55 三种控制情景下各子行业的累积 ICC 预测（百万元）

6.4.2 环境影响分析

6.4.2.1 气候变化

中国 PU 泡沫行业淘汰 HFC-245fa 产生的直接减排量（下图）所示。

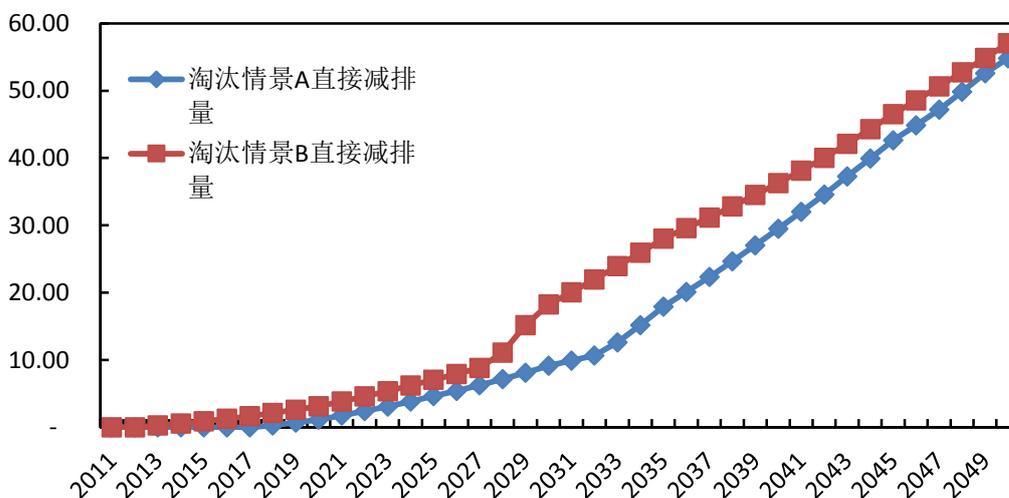


图 56 中国 PU 行业各淘汰情景的直接减排量（百万吨 CO₂-eq）

淘汰情景 A 从 2018 年开始冻结 HFC-245fa 消费量，因此从 2018 年开始出现减排。之后，各行业先后对 HFC-245fa 开展淘汰活动，减排潜力逐年增加，到 2050 年达到 55 百万吨 CO₂-eq。与基线情景相比，2011-2050 年间，淘汰情景 A 的直接减排累积潜力为 680 百万吨 CO₂-eq。

淘汰情景 B 从 2013 年冻结 HCFC-141b 开始，就开始出现减排。之后，随着各行业对 HCFC-141b 的有效替代，减排潜力逐年攀升，到 2050 年达到 57 百万吨 CO₂-eq。与基线情景相比，2011-2050 年间，淘汰情景 B 的直接减排累积潜力为 860 百万吨 CO₂-eq。

由于替代技术 HC 的保温性能较差，两个淘汰情景采用 HC 作为发泡剂后，设备耗电量增加，由此引起的温室气体间接排放量不降反升，因而产生的间接减排潜力为负，如所示。在 2011-2050 年间，淘汰情景 A 和 B 增加的温室气体间接累积排放量分别为 10,260 百万吨 CO₂-eq 和 11,635 百万吨 CO₂-eq。

6.4.2.2 耗电量

泡沫行业部分产品具有保温作用，在使用过程中会消耗电能，因此在淘汰活动中必然引起电能消耗差异。根据各子行业的间接排放计算参数，可以对不同控

制情景下的累计耗电量进行预测。2011-2050 年间，基线情景的历年累计耗电量为 $1,428,056 \times 10^9 \text{kWh}$ ；淘汰情景 A 的历年累计耗电量为 $1,920,929 \times 10^9 \text{kWh}$ ；淘汰情景 B 的历年累计耗电量为 $1,924,299 \times 10^9 \text{kWh}$ 。与基线情景相比，淘汰情景 A 和淘汰情景 B 分别多耗电 $492,873 \times 10^9 \text{kWh}$ 和 $496,243 \times 10^9 \text{kWh}$ 。

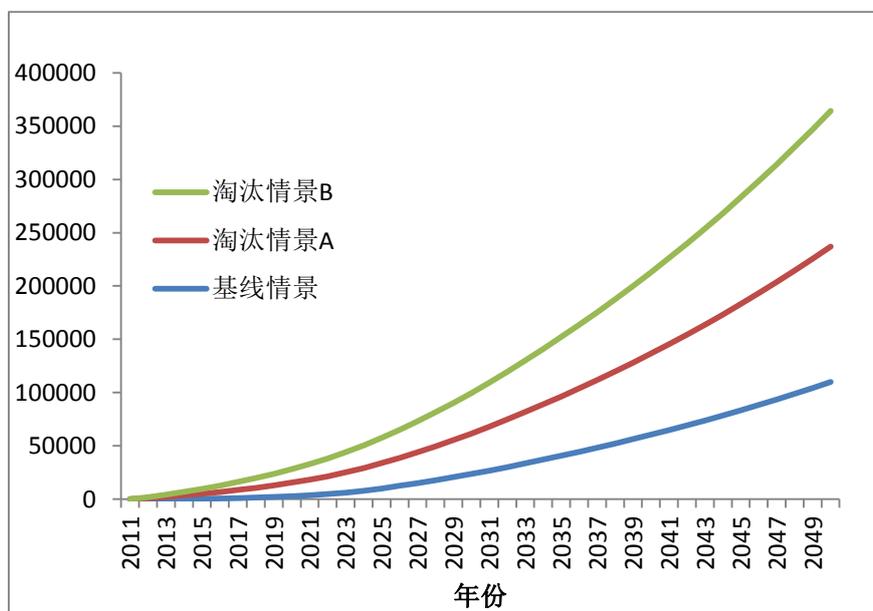


图 57 三种控制情景下 2011—2050 年耗电量预测
(单位: $\times 10^9 \text{kWh}$)

6.4.2.3 污染物排放

电能消耗会进而引起发电过程中污染物的排放。中国目前电力供给主要依靠火力发电，主要使用的燃料为煤炭，总装机容量为 75%，发电过程产生 PM2.5、SO₂、NO_x 等污染物排放。刘静茹等利用三次指数平滑模型对发电机组的年平均供电煤耗进行预测，结果表明，中国发电机组平均供电煤耗 1990 年为 427g/kWh，此后平均每年下降 3.9g/kWh，降幅一直比较稳定，下降的原因主要是发电效率的不断提高和电源结构的不断调整和优化，到 2010 年供电煤耗将降至 340g/kWh(刘静茹和周少祥, 2009)。中国电力行业污染物排放负荷如错误!未找到引用源。所示。

表 79 中国发电平均污染物排放(Zhang et al., 2009)

污染物	排放因子 (g/kg 煤)	电力行业排放负荷 g/kWh

SO ₂	15.4	3.927
PM _{2.5}	1.2	0.306
NO _x	7.1	1.810

基于各子行业的耗电量计算结果，参考以上参数，可以计算出各情景下污染物排放量，从而评价污染减排效果，如下表，所示。2011-2050 年间，基线情景的各类污染物的累计排放量较小，对环境污染更小。

表 80 两种控制情景下环境污染物累计排放量（单位：百万吨）

	基线情景	淘汰情景 A	淘汰情景 B
SO ₂	5,672	7,630	7,643
PM _{2.5}	437	588	589
NO _x	2,585	3,477	3,483

6.4.3 成本-效益汇总

将上述成本和环境影响分析结果进行汇总，可以得到中国 PU 泡沫行业每年的淘汰增加成本和环境影响，如下表所示。

表 81 中国 PU 泡沫行业每年的淘汰增加成本和环境影响

年份	淘汰情景 A									淘汰情景 B								
	设备和投资改造增加成本 (百万元)	运行增加成本 (百万元)	总成本 (百万元)	直接减排百万吨 CO ₂ -eq	耗电增加百万吨 CO ₂ -eq	耗电增加量 /10 ⁹ kwh	SO ₂ 增排量 (百万吨)	PM _{2.5} 增排量 (百万吨)	NO _x 增排量 (百万吨)	设备和投资改造增加成本 (百万元)	运行增加成本 (百万元)	总成本 (百万元)	直接减排百万吨 CO ₂ -eq	耗电增加百万吨 CO ₂ -eq	耗电增加量/10 ⁹ kwh	SO ₂ 增排量 (百万吨)	PM _{2.5} 增排量 (百万吨)	NO _x 增排量 (百万吨)
2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2012	0	0	0	0	0	945	4	0	2	0	0	0	0	0	945	4	0	2
2013	0	0	0	0	0	2,019	8	1	4	2591	-198	2393	0	0	2,019	8	1	4
2014	0	0	0	0	0	3,105	12	1	6	0	-317	-317	1	0	3,107	12	1	6
2015	0	0	0	0	0	4,198	17	1	8	0	-422	-422	1	0	4,205	17	1	8
2016	0	0	0	0	0	5,300	21	2	10	0	-452	-452	1	0	5,312	21	2	10

2017	0	0	0	0	0	6,410	25	2	12	0	-475	-475	2	0	6,430	26	2	12
2018	2696	-40	2656	0	0	7,531	30	2	14	0	-492	-492	2	18	7,560	30	2	14
2019	0	-117	-117	1	1	8,663	34	3	16	0	-504	-504	3	24	8,702	35	3	16
2020	0	-186	-186	1	4	9,808	39	3	18	0	-511	-511	3	31	9,857	39	3	18
2021	0	-225	-225	2	9	10,967	44	3	20	0	-494	-494	4	39	11,024	44	3	20
2022	0	-257	-257	2	15	11,919	47	4	22	0	-475	-475	5	50	11,985	48	4	22
2023	0	-284	-284	3	25	12,665	50	4	23	0	-456	-456	5	63	12,739	51	4	23
2024	0	-305	-305	4	37	13,205	52	4	24	0	-435	-435	6	78	13,287	53	4	24
2025	0	-322	-322	5	52	13,540	54	4	25	0	-413	-413	7	96	13,630	54	4	25
2026	0	-90	-90	5	70	13,670	54	4	25	0	-147	-147	8	117	13,767	55	4	25
2027	0	122	122	6	89	13,808	55	4	25	0	96	96	9	138	13,912	55	4	25
2028	0	317	317	7	109	13,954	55	4	25	0	318	318	11	162	14,065	56	4	25
2029	0	495	495	8	132	14,097	56	4	26	0	521	521	15	185	14,212	56	4	26
2030	0	657	657	9	155	14,241	57	4	26	0	705	705	18	209	14,360	57	4	26
2031	0	620	620	10	181	14,387	57	4	26	0	692	692	20	235	14,509	58	4	26
2032	0	585	585	11	208	14,530	58	4	26	0	679	679	22	260	14,653	58	4	27
2033	0	553	553	13	236	14,669	58	4	27	0	666	666	24	286	14,792	59	5	27
2034	0	523	523	15	264	14,803	59	5	27	0	653	653	26	312	14,925	59	5	27
2035	0	538	538	18	293	14,932	59	5	27	0	641	641	28	339	15,053	60	5	27
2036	0	552	552	20	322	15,055	60	5	27	0	629	629	30	366	15,176	60	5	27
2037	0	563	563	22	352	15,180	60	5	27	0	617	617	31	395	15,300	61	5	28
2038	0	573	573	25	383	15,306	61	5	28	0	605	605	33	424	15,425	61	5	28
2039	0	581	581	27	415	15,434	61	5	28	0	593	593	35	454	15,552	62	5	28

2040	0	587	587	29	447	15,563	62	5	28	0	582	582	36	486	15,680	62	5	28
2041	0	592	592	32	481	15,693	62	5	28	0	571	571	38	519	15,808	63	5	29
2042	0	596	596	35	515	15,824	63	5	29	0	560	560	40	552	15,938	63	5	29
2043	0	599	599	37	551	15,957	63	5	29	0	549	549	42	587	16,069	64	5	29
2044	0	587	587	40	587	16,090	64	5	29	0	539	539	44	623	16,200	64	5	29
2045	0	576	576	43	624	16,223	64	5	29	0	529	529	47	660	16,331	65	5	30
2046	0	565	565	45	662	16,356	65	5	30	0	519	519	49	698	16,463	65	5	30
2047	0	555	555	47	700	16,493	66	5	30	0	509	509	51	737	16,599	66	5	30
2048	0	544	544	50	739	16,633	66	5	30	0	499	499	53	777	16,739	66	5	30
2049	0	534	534	53	780	16,778	67	5	30	0	490	490	55	818	16,883	67	5	31
2050	0	523	523	55	821	16,926	67	5	31	0	480	480	57	860	17,031	68	5	31
汇总	2696	11,111	13,807	680	10,260	492,873	1,958	151	892	2591	7,448	10,039	860	11,635	496,243	1,971	152	898

这里定义的增加成本是指两个淘汰情景与基线情景相比的增加成本，减排、增排量是指两个淘汰情景相比基线情景的情况。比较两个淘汰情景可以得到如下结论：

- 1) 淘汰情景 B 的总累积增加成本比淘汰情景 A 低 3,768 百万元。这是因为淘汰情景 A 的二次淘汰引入更多的设备和投资改造费用，且 HFC-245fa 的运行费增加费用高于 HC。
- 2) 淘汰情景 B 的温室气体直接累积减排量比淘汰情景 A 多 180 百万吨 CO₂-eq。

- 3) 淘汰情景 B 的耗电增加的温室气体间接累积排放量比淘汰情景 A 多 1,375 百万吨 CO₂-eq。
- 4) 淘汰情景 B 的耗电累积增加量比淘汰情景 A 多 $3,370 \times 10^9$ kWh。
- 5) 淘汰情景 B 的 SO₂、PM_{2.5} 和 NO_x 的污染物累积增排量比淘汰情景 A 分别增加 13、1 和 6 百万吨。

综上，与淘汰情景 A 相比，淘汰情景 B 的增加成本较少，温室气体直接减排量较多。但是，其耗电增加量较大，由此引起的间接温室气体增排和污染物增排量均较大。

6.5 对策建议

替代技术选择方面，由于淘汰情景 B 的替代增加成本较少，且直接温室气体减排潜力较大，因而优于淘汰情景 A。因此，应尽可能直接选择 HC 技术和 HFO 技术替代目前广泛使用的 HCFC-141b。然而，淘汰情景 B 会带来更多的耗电增加量，及由此带来的温室气体增排和污染物增排。因此，在选择淘汰情景 B 时，应通过增加保温层厚度等手段提高 HC 技术的保温性能，尽可能减少由此带来的负面影响。

经济激励替代品开发。淘汰情景 B 的运行增加成本较高，这一定程度上是因为在部分行业采用了运行成本极高的 HFO 技术。建立鼓励环境友好替代品应用的经济激励政策措施：根据多边基金增加运行费用的灵活性，利用部分增加运行费用建立鼓励环境友好替代品应用的经济激励政策。比如加强车用喷涂和建筑喷涂领域的新替代品研究和创新等，从而尽可能降低运行增加费用。

政策促进环境友好替代品使用。采用环境友好替代品产品列入政府绿色采购目录：在符合安全要求下，通过政府政策引导，促进采用 HC 技术和 HFO 技术的销售和应用。从大宗采购的方面，对于采用 HC 技术和 HFO 技术予以支持。

7 HFC-23 减排潜力分析

HFC-23 是 HCFC-22 生产过程中的副产品，在 HCFC-22 的生产过程中，不可避免地会产生 HFC-23，由于基本没有用途，企业一般将其直接排入大气。HFC-23 为《京都议定书》受控物质，具有很强的温室气体效应，温室气体潜值(GWP)高达 14800。为履行《蒙特利尔议定书》，中国于 2007 年提前完成了氟氯碳(CFCs)物质的生产和消费淘汰，氢氟氯碳(HCFCs)作为一种过渡替代品得到广泛使用。近几年来，由于中国经济迅速发展，HCFCs 的需求快速增长，中国已经成为全球最大的 HCFCs 生产和消费国，其中 HCFC-22 的生产量和消费量最大。

HCFC-22 的用途可划分为原料用途和 ODS 用途：原料用途主要用于生产四氟乙烯(TFE)，其不受《蒙特利尔议定书》的控制，随着中国经济的发展和用途的扩大其将持续增长；ODS 用途主要用于房间空调制冷剂、工商制冷行业的制冷剂和发泡剂等，这类消费受到《蒙特利尔议定书》控制，自 2013 年起将逐年消减消费量，并于 2030 年完成淘汰。为准确获取中国 HFC-23 的排放现状，预测未来排放情况并相关的问题进行识别、分析，首先需要对 HCFC-22 生产状况及增长趋势、各消费行业的需求趋势和出口进行预测。

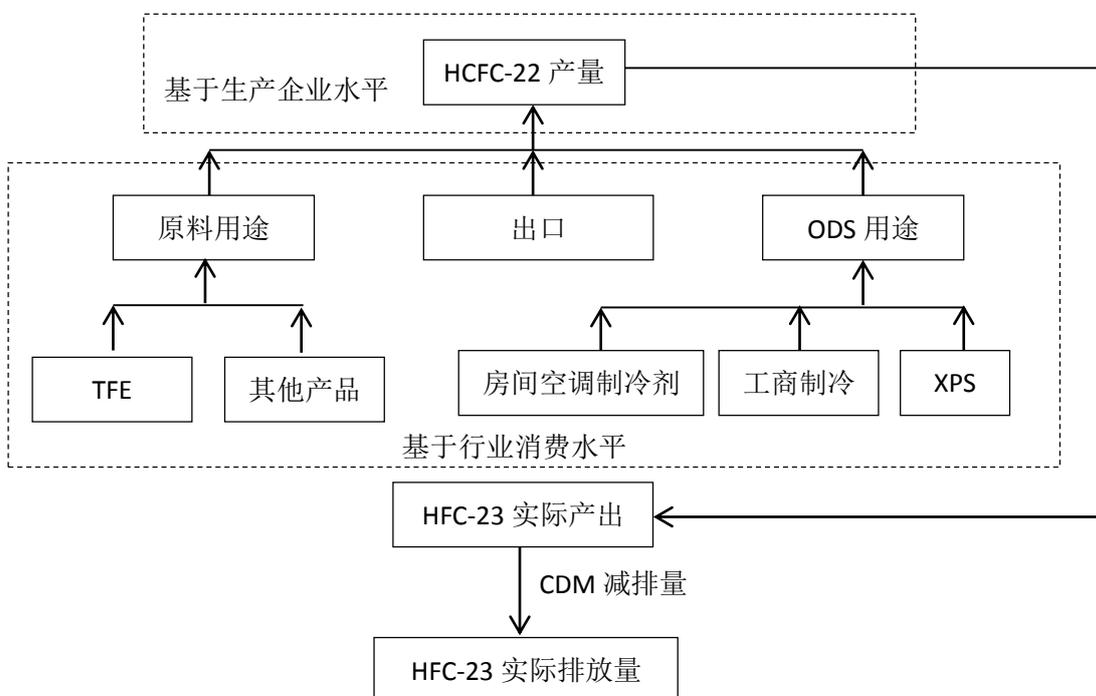


图 58 HCFC-22 产量和 HFC-23 排放预测技术路线

7.1 中国 HCFC-22 生产现状

中国生产 HCFC-22 主要技术路线包括：主要原料为 CHCl_3 和 AHF ，在催化剂存在下，控制一定的温度和压力，连续把 CHCl_3 ， AHF 加入反应釜内反应转化成粗制 HCFC-22 气体产品，并连续排出氟化反应釜。将粗制 HCFC-22 气体产品经石墨吸收塔水洗、碱洗脱除酸性气体，产品气进入压缩机压缩，压缩后的气体再经液化成粗产品，经脱气塔、精馏塔精制，再进入干燥器干燥，最后进入成品贮槽去灌装。HCFC-22 中间槽放空的气体，经过除酸器脱除酸性并干燥。经过无油压缩机增压冷凝、精馏，控制分析塔顶和塔釜组份分离出 HFC-23，回收的 HCFC-22 回 HCFC-22 中间槽。其技术路线如图所示。

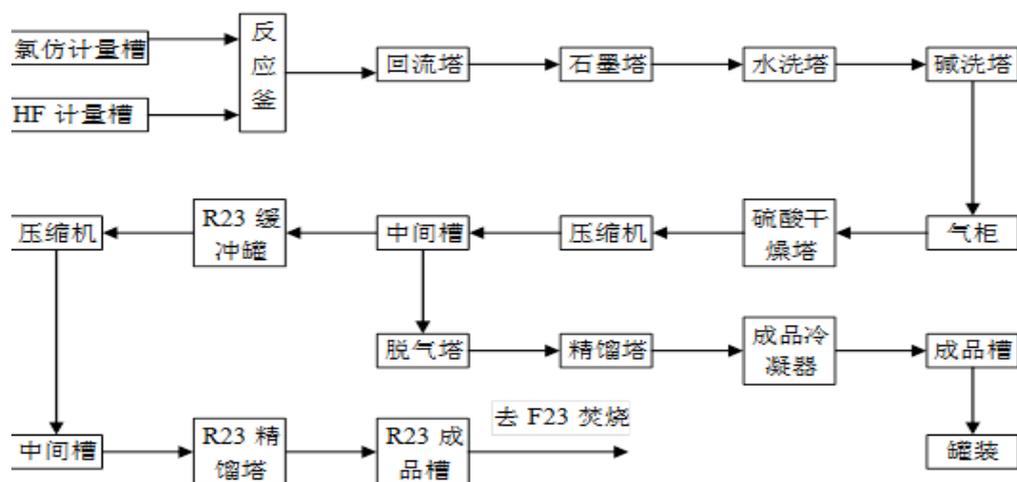


图 59 HCFC-22 生产技术路线图

调研结果显示截止到 2010 年，中国正常生产的 HCFC-22 生产企业 16 家，生产线 32 条；此外还有 1 家企业，生产线已于 2006 年建成，设计能力 30000 吨，但未通过验收和投入生产；1 家设备正在建设中；还有 2 家曾有过生产线和实际生产，但如今生产线已部分拆除。

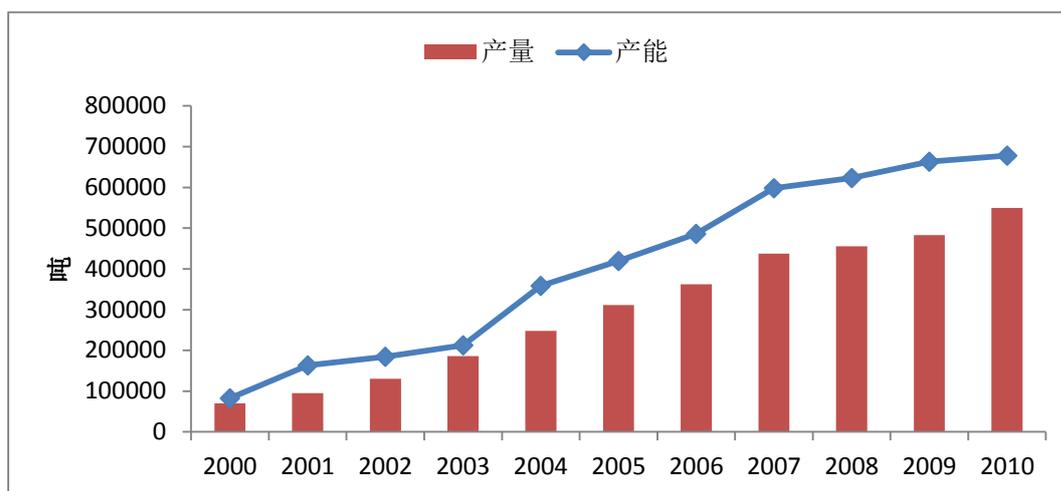


图 60 2000-2010 年中国 HCFC-22 产能和产量

中国 HCFC-22 生产能力持续增加，从 2000 年的 82500 吨/年增加到 2010 年的 719,000 吨；产量从 2000 年的 69700 吨/年增加到 2010 年的 528,809 吨，年均增长 22.45%。中国企业 HCFC-22 生产能力的增长与需求的增长是相适应的，从 2005 年到 2008 年，实际产量一直稳定在生产能力的 73%-74%，开工率在行业的正常运行的范围内，属于较高水平。由于 CFCs 的淘汰，中国 HCFC-22 的生产和消费近年来发展十分迅猛。

7.2 HCFC-22 需求分析

HCFC-22 的消费用途分为原料用途和 ODS 用途：原料用途主要用于生产四氟乙烯单体(TFE)，继而生产其他化学品，其不受《蒙特利尔议定书》控制，预计随着中国经济的发展和用途的扩大将持续增长；ODS 用途主要用于房间空调制冷剂、工商制冷设备的制冷剂和泡沫行业的发泡剂等，该类用途的消费量将于 2013 年冻结，并分阶段削减，最终于 2030 年淘汰。

为准确获取中国 HFC-23 的排放现状，预测未来排放趋势，有必要对中国企业 HCFC-22 需求现状进行分析，对其增长趋势做出预测。一方面可根据目前企业水平的调查数据和《蒙特利尔议定书》对 ODS 消费的控制进程预测未来中国 HCFC-22 需求；另一方面可根据原料用途需求量和 ODS 用途消费及出口预测未来 HCFC-22 生产趋势。根据未来中国 HCFC-22 产量和未来 HCFC-22 生产趋势可以得到未来 HCFC-22 的生产量和 HFC-23 排放趋势，计算得到 HFC-23 的产出量，并考虑中国现有 HFC-23 焚烧的 CDM 项目年减排量，得到 HFC-23 的排放量。原料用途

的消费量来源于年鉴数据，近几年中国的 PTFE 生产维持在较稳定的增长率，出口数据来源于海关统计；国内 ODS 用途的消费量是对国内各 ODS 消费行业的消费需求进行预测，得到 HCFC-22 的需求量。

在《蒙特利尔议定书》控制下，发展中国家在 2013 年将开始实施 HCFC-22 作为 ODS 用途的削减措施。考虑供求关系对产量的影响，设定 2011 年 2012 年消费增长率将放缓，但仍然分别保持在 4.4%和 4.3%。根据淘汰战略，国家水平上 HCFCs 的 ODS 消费将按照《HCFCs 淘汰国家管理计划》的控制目标执行，因此，2013 年后 HCFC-22 的 ODS 用途生产水平的削减与国家整体水平的 HCFCs 削减步调保持一致。根据《蒙特利尔议定书》规定的淘汰方案，2013 年将 HCFC-22 的消费水平冻结在 2009 年和 2010 年的平均水平，2015 年消减冻结水平的 10%。

为保证预测结果的准确性，有必要对各个消费行业的需求进行预测；由于国际市场的实际消费情况难以在追踪统计，只对国内各个消费行业的需求量进行分析。由于 2013 年后 HCFC-22 的 ODS 消费行业受控，而原料用途的消费可任意增长，因此，分别对这两种需求进行历史消费量的统计和未来消费量的估算并进行比较分析。国内 HCFC-22 的 ODS 用途消费行业主要分为以下几个子行业：（1）房间空调行业（包含维修）；（2）工商制冷行业（包含维修）；（3）XPS 泡沫行业。

7.2.1 ODS 用途

房间空调行业消费 HCFC-22 主要包括生产和维修时的制冷剂灌装量，中国的房间空调生产行业是从 1990 年后迅速发展起来的产业，是全球最大的房间空调行业，年产量在 8000 万台左右；也是目前中国 HCFC-22 最大的消费行业。中国生产的房间空调绝大多数采用 HCFC-22 作为制冷剂，其中在内销空调中的使用比例达到 95%以上。在出口空调方面，2007 年以前仍以 HCFC-22 制冷剂为主，但欧盟已明确规定 2004 年 1 月 1 日起禁止使用含 HCFC-22 制冷剂产品，随着欧盟空调库存消耗殆尽，2007 年 1 月以来，新冷媒空调（如 R410A）出口增长显著。

工商制冷设备指广泛应用于工业和商业领域的制冷设备，是中国较早和较快地进行淘汰 CFC 消费的行业。1995 年，中国开始将以 CFCs 为制冷剂的压缩机转产为以 HCFC-22 等替代品为制冷剂的压缩机，并最终于 2005 年 12 月 31 日之前彻底淘汰以 CFCs 为制冷剂的压缩机及相关产品的生产。

HFC-22 作为发泡剂主要用于生产挤塑聚苯乙烯(XPS)保温板。XPS 板是以聚苯乙烯树脂为主要原料，它的密度、吸水率、导热系数及蒸汽渗透率均低于其他类型的板材，是目前市场公认的最佳保温材料。XPS 板材作为一种新型节能环保建材，是建筑节能技术改革中生产的优质产品，在国家对节能建筑的不断倡导下，目前广泛用于屋面的保温、隔热施工。

1989-2009 年间 ODS 用途的 HCFC-22 消费量保持着平均每年 43%的增长率，其中 1989-2000 年的平均增长率达到 58%，2001-2010 年平均增长率为 24%，2008 年受房间空调产量的影响，HCFC-22 消费量出现负增长，2009 年开始平稳恢复增长。

房间空调、工商制冷和 XPS 泡沫三个行业年平均增长率分别达到 37%、32% 和 11%。ODS 用途三个子行业中，房间空调行业对 HCFC-22 消费量最多，比重高达 54%，其次是 XPS 泡沫行业，占总量的 24%，工商制冷行业消费量占总量的 22%。

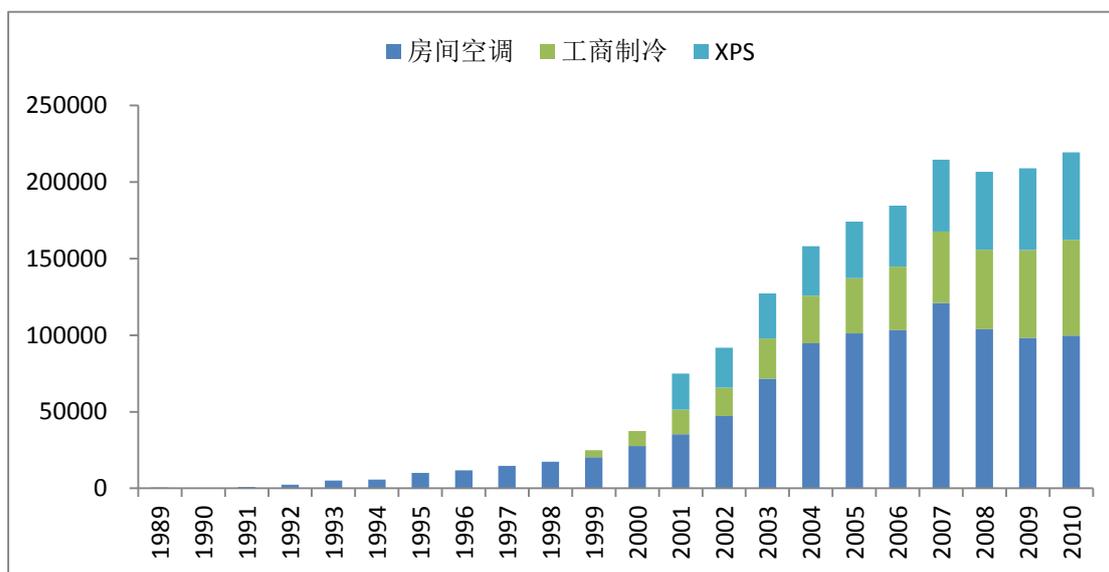


图 61 中国 1989-2010 年 ODS 用途 HCFC-22 总消费量

7.2.2 原料用途

HCFC-22 可以用作原料生产多种含氟精细化学品，其中最主要的品种是四氟乙烯 (TFE)，再以 TFE 为原料生产其他化学品。从行业统计资料看，国内大部

分四氟乙烯都用在了合成聚四氟乙烯方面，四氟乙烯的其他用途开发相对较少，目前已知的技术开发包括作为原料生产 HFC-125 和 HFO-1234yf。

聚四氟乙烯（PTFE）是含氟材料中最常用也是产量最大的一种，具有优良的化学稳定性，机械性质较软，具有非常低的表面能，耐低温，耐腐蚀，能耐王水和一切有机溶剂，广泛应用于各种需要抗酸碱和有机溶剂的场合。有密封性、高润滑不粘性、电绝缘性和良好的抗老化能力、耐温优异（能在+250℃至-180℃的温度下长期工作）。它的产生解决了化工、石油、制药等领域的许多问题。聚四氟乙烯密封件、垫圈、垫片是选用悬浮聚合聚四氟乙烯树脂模塑加工制成。聚四氟乙烯与其他塑料相比具有耐化学腐蚀的特点，它已被广泛地应用作为密封材料和填充材料，聚四氟乙烯使用于化工、石化、炼油、氯碱、制酸、磷肥、制药、农药、化纤、染化、焦化、煤气、有机合成、有色冶炼、钢铁、原子能及高分子过滤材料、高纯产品生产（如离子膜电解），粘稠物料输送与操作，卫生要求高度严格的食品、饮料等加工生产部门，被广泛应用于石油化工、电子电器、航天航空、机械、生物医药、建筑、国防军工和尖端科学等领域。

HCFC-22 是生产四氟乙烯单体的主要原料，四氟乙烯单体均聚生成 PTFE。中国的 PTFE 工业起步于 20 世纪 60 年代，发展于 20 世纪 90 年代，近十年来发展迅速。2004 年，中国又有一套 1 万~1.5 万吨/年新装置投产。2001-2008 年聚四氟乙烯产量平均每年增长 30%，中国每年的聚四氟乙烯的产量如图 51 所示（数据来自中国化学工业年鉴）。

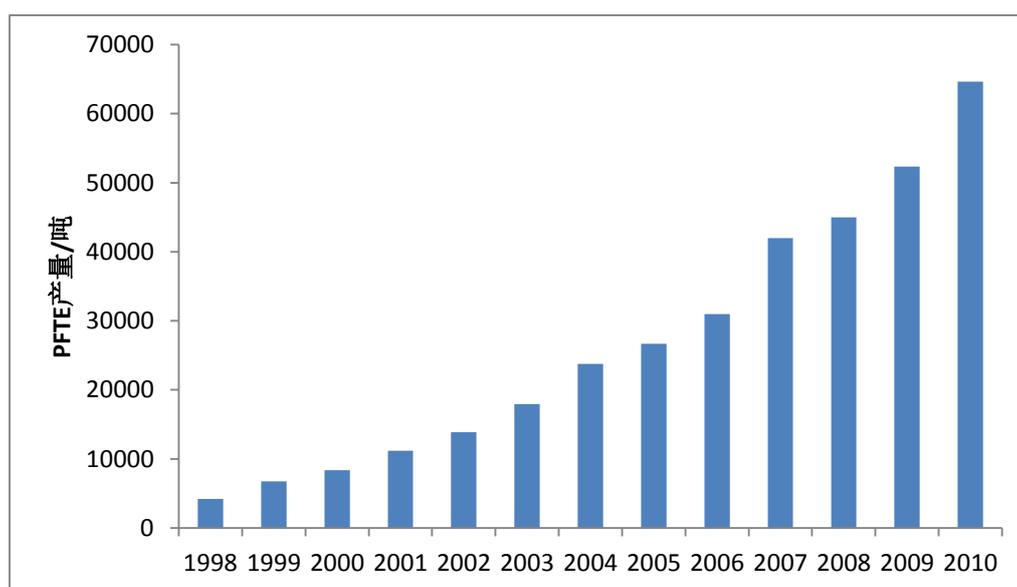
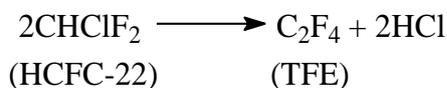


图 62 1998-2010 年中国 PTFE 年产量

HCFC-22 在 800~1000℃下加热形成四氟乙烯单体，生产过程如下：



TFE 的理论转化比例为：生产 1 吨 TFE 需要 1.73 吨的 HCFC-22。但由于该生产过程中还生成大量其它副产品，包括：CHF₃、CClF₃、C₃F₆、C₄F₈ 等，所以目前中国生产的 TFE 转化比例为 2.0~2.1，再由 TFE 聚合生成 PTFE（反应过程中基本没有物料变化）。本研究选取中国转化比例的平均值，生产 1 吨 TFE 需要 2.05 吨的 HCFC-22。

随着聚四氟乙烯应用的增加，中国 PTFE 的需求量近年来迅猛增长，这也在很大程度上带动了 HCFC-22 消费量的增长。根据 PTFE 的产量和进出口量数据，计算出 1998-2010 年用于聚四氟乙烯生产的 HCFC-22 量，如下图所示。

2005-2010 年用于聚四氟乙烯生产的 HCFC-22 量约占总原料用途 HCFC-22 产量的 56%，，比重呈上升趋势，2010 年达到 67%。根据专家估计和生产调查资料，在 2005-2010 年间约 30-40 万吨 HCFC-22 作为原料生产 HFC-125，2005-2010 年间原料用途 HCFC-22 生产量分配调查如下图所示。

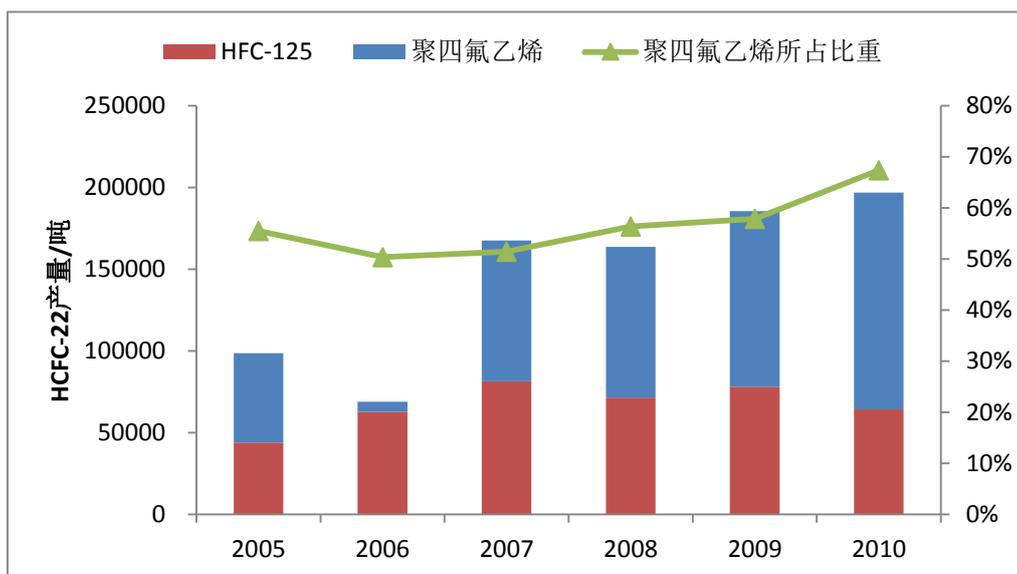


图 63 1998-2010 年原料用途 HCFC-22 生产量

HCFC-22 作为原料生产 HFC-125 的比重逐年变化，这与 HFC-125 的生产技术和价格变化相关，HFC-125 生产工艺除了四氟乙烯（TFE）路线外，还有四氯乙烯（PCE）路线和三氯乙烯（TCE）路线等。如果市场稳定，TFE 并不是费用最有效的技术。因此，在后文中对未来原料用途 HCFC-22 生产进行预测时，不考虑 HCFC-22 作为原料生产 HFC-125，仅考虑其生产聚四氟乙烯。

7.2.3 极端情景（HFO 生产需求）

HCFC-22 作为原料用途除了用于生产四氟乙烯单体，目前资料表明其可以用作生产 HFO-1234yf 的原料。而 HFO-1234yf 主要用于替代 HFC-134a。为准备淘汰 HFC-134a 的消费，2011 年 2 月，美国环保局核准了 HFO-1234yf 为汽车冷媒（中国化工报）用途许可，为替代 HFC-134a 做好了技术准备。杜邦公司的专利技术公开了多种合成 HFO-1234yf 的技术工艺，其中包括以一氯甲烷和四氟乙烯或一氯甲烷和二氟一氯甲烷（HCFC-22）为原料高温裂解制备 HFO-1234yf；生产 1 吨 HFO-1234yf 需要 4 吨的 HCFC-22。

若在淘汰 HFC-134a 的过程中全部采用 HFO-1234yf 为替代品，其生产需要大量 HCFC-22 作为原料。以本报告 6.6.1 节中替代 HFC-134a 设置的淘汰情景方案 B 预测 HFO-1234yf 的未来需求量，对 HCFC-22 产量的基线情景进行修正，增加生产 HFO-1234yf 对于 HCFC-22 的需求量。

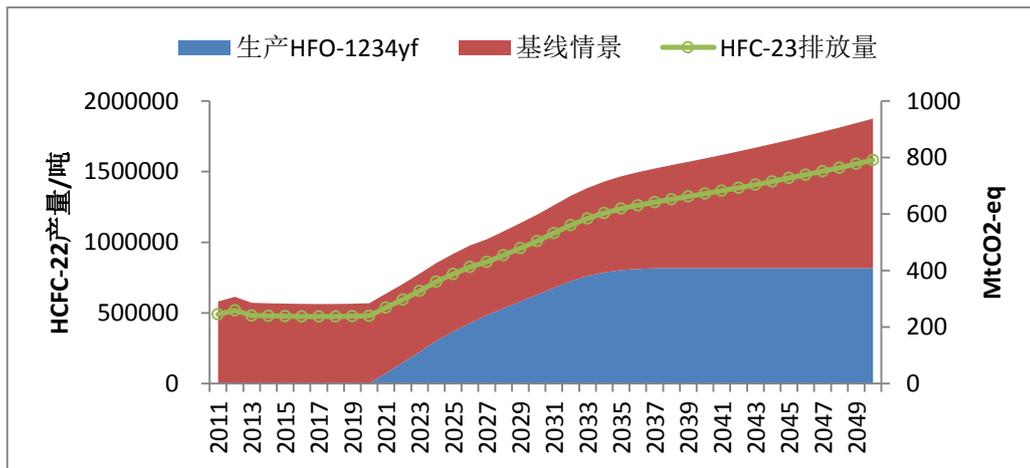


图 64 极端情景下 HCFC-22 产量与 HFC-23 排放量

由上图可见，若 HCFC-22 作为原料用于生产 HFO-1234yf 而替代汽车空调的制冷剂 HFC-134a，如不采取减排措施，HFC-23 的排放量将大大增加，到 2050 年

累计排放量将达到近 20000MtCO₂-eq, 为原基线情景的 1.74 倍, 带来的温室效应不容忽视。

7.3 HFC-23 焚烧分解 CDM 项目和 HFC-23 历史排放

为协助发达国家完成《京都议定书》规定的温室气体的减排目标, 帮助发展中国家实现可持续发展并减缓对气候变化的影响, 《京都议定书》清洁发展机制(CDM)理事会同意发达国家出资帮助发展中国家焚烧处理 HFC-23 废气, 以获得相应的碳减排量。2004 年 6 月理事会批准 HFC-23 废物排放焚烧处理的基线方法学, 用于 HFC-23 焚烧分解 CDM 项目核证减排量(CERs)的计算。发展中国家开始作为项目的东道国在发达国家的资助下开展 HFC-23 分解 CDM 项目, 为减少全球温室气体的排放做出贡献。截至 2009 年 9 月 11 日, 中国国家发展和改革委员会共批准 11 个 HFC-23 分解 CDM 项目, 年减排量达到 6679 万吨 CO₂-eq, 占中国所有批准 CDM 项目年减排量的 15.6%, 位列第三, 可见 HFC-23 分解项目在中国 CDM 减排市场中占有重要比重。然而, 国际社会为防止 CDM 项目产生过度激励作用导致 HCFC-22 产量不合理增长, 限制 2002 年后新增 HCFC-22 生产设施所产生的 HFC-23 进入 CDM 市场。新设施产生的 HFC-23 一般不经处理而排入大气, 并随着 HCFC-22 产量的增加排放量越来越大。

7.3.1 CDM 项目

中国有 10 家企业 16 条生产线在实施 HFC-23 焚烧清洁发展管理(CDM)项目。下表为企业 2008 年相关生产线的信息。由表可知, 中国与 CDM 项目有关的 HCFC-22 生产线产能总和达到 301500 吨, 约占全部生产线产能的 50%; HFC-23 产生率偏高, 4 家企业采用了 3% 的最高值, 意味着这部分企业实际产生率大于该值, 大部分企业废物产生率在 2% 以上, 1 家企业由于没有实测数据采用了 1.5% 的缺省值。从生产线投产日期上看, 目前具备项目准入条件(即投产日期在 2001 年以前)的生产线已全部参与 CDM 项目, 实现年减排量 65650749 吨 CO₂-eq, 不仅缓解了发达国家的减排压力, 也减少了全球温室气体排放。

表 82 中国 2008 年已实施 CDM 项目相关生产线信息

企业	生产线数	建成日期	实施 CDM 生产线数	相关生产线 2008 的生产能力	年减排量	HFC-23 减排量	方法学中所采用的 HCFC-22 产量	废物产生率
				吨	吨 CO ₂ -eq	吨	吨	
浙江东阳	1	1970	1	18000	3656598	409	10420	0.03
浙江临海利民化工	3	1998、1996、2005	2	20000	4783753	672	13634	0.03
浙江鹰鹏化工	1	1987	1	25000	7865277	719	23270	0.03
江苏梅兰	4	2001、2001、2005、2007	2	30000	8411432	297	25149	0.03
江苏常熟海科	1	2000	1	35000	3473385	892	18107	0.02
江苏常熟三爱富中昊	2	2000、2001	2	40000	10437249	177	30979	0.03
四川中昊晨光化工研究院	2	1998、2003	1	6000	2065533	363	5887	0.03
山东中氟	1	2001	1	12000	4248092	864	12285	0.03
山东东岳化工	5	1992、2000、2003、2006、2008	2	80000	10110117	906	36476	0.02
浙江巨化	5	1993、1993、1997、2001、2004	3	35500	10599313	5611	29523	0.03

总计	25		16	301500	656 507 49	1091 0	205730	
----	----	--	----	--------	------------------	-----------	--------	--

这些 CDM 项目于 2006 年起陆续开始实施，在 2015 年全部到期到期；年减排总量达到 10910 吨 HFC-23（其中 2008 年项目投产 8 个月，年减排量为 7273 吨 HFC-23；2015 年项目投产 4 个月，年减排量为 3637 吨 HFC-23。

根据 UNFCCC 的 CDM 项目设计，2006 至 2010 年各项目年设计减排量如下图：

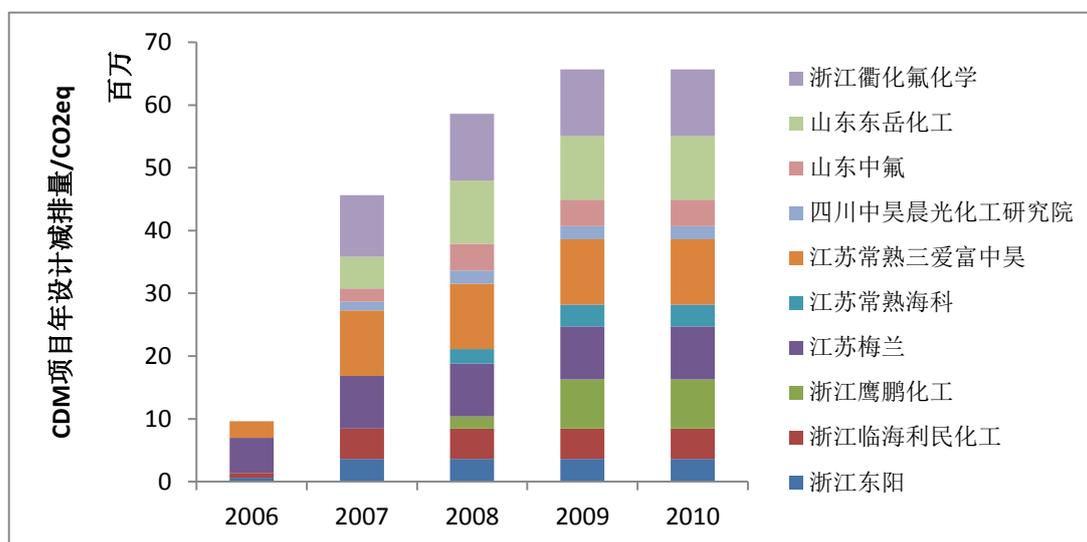


图 65 各项目年设计减排量

然而，由于 CDM 规则的限制，中国在 2001 年后投产的 HCFC-22 生产线都不具备参与 HFC-23 分解 CDM 项目的资格，目前还有 14 条生产线没有对尾气进行处理，这些生产线产生的 HFC-23 废气直接排入大气。

中国未参与 CDM 项目的 HCFC-22 产能到 2008 年为 321500 吨，占 2008 年全部生产线产能（623000 吨的一半），产量上升的空间还很大。如果这部分生产线的尾气不处理，产生的 HFC-23 排放量相当可观。

7.3.2 HFC-23 的排放

中国 HFC-23 的排放源自 HCFC-22 生产企业的无意排放，少量用途仅仅百吨水平，在没有任何销毁措施的情况下，HFC-23 的产出量即为排放量。图 52 展示了 2000 年-2010 年间，企业 HFC-23 的产出量以及实际排放量的变化示意图。虽然近年来中国 HCFC-22 的生产一直保持快速的增长，但是 2006 年后由于中国生产企业陆续通过 CDM 项目对 HFC-23 进行焚烧处理，中国 HFC-23 的排放量已经出现了明显的减少。2005 年，中国排放的 HFC-23 达到排放峰值 9350t，约折合 1.1 亿吨 CO₂-eq。仅 2006-2010 三年间，通过 CDM 项目的实施，中国 HFC-23 的减排量已经达到 3.1 亿吨 CO₂-eq。

根据统计的 2000-2010 年 HCFC-22 产量以及生产过程中的排放因子可以得到生产过程中 HFC-23 排放趋势。确定 HCFC-22 生产行业 HFC-23 的排放因子（w 值）是准确估算排放量的关键，在经批准的 CDM《基准线方法学 AM0001-HFC23 废气的焚烧分解》中，w 值为 1.5%~3%，根据中国 11 个 HFC-23 减排 CDM 项目注册设计文件，10 个企业在 2002 年至 2004 年经氟平衡和碳平衡推算的 w 值则在 2.37%-5.44%之间。中国海科项目，由于是一家中法合资企业，采用法国先进技术，其 w 值较低，在 1.64%-1.87%之间。在 CDM 项目执行过程中，中国 10 个项目企业各监测期的 w 值范围在 2.31%-3.64%之间，中国海科 w 值在 1.11%-2.26%之间。根据中国 11 个 HFC-23 减排 CDM 项目在执行过程中实际监测的 w 值，以 HCFC-22 产量为权重，加权平均计算出中国 HCFC-22 行业 HFC-23 的 w 值为 2.85%。

计算得到 HFC-23 的产出量，减去中国现有 HFC-23 处置 CDM 项目的年减排量，可以得到 HFC-23 的实际产出量。

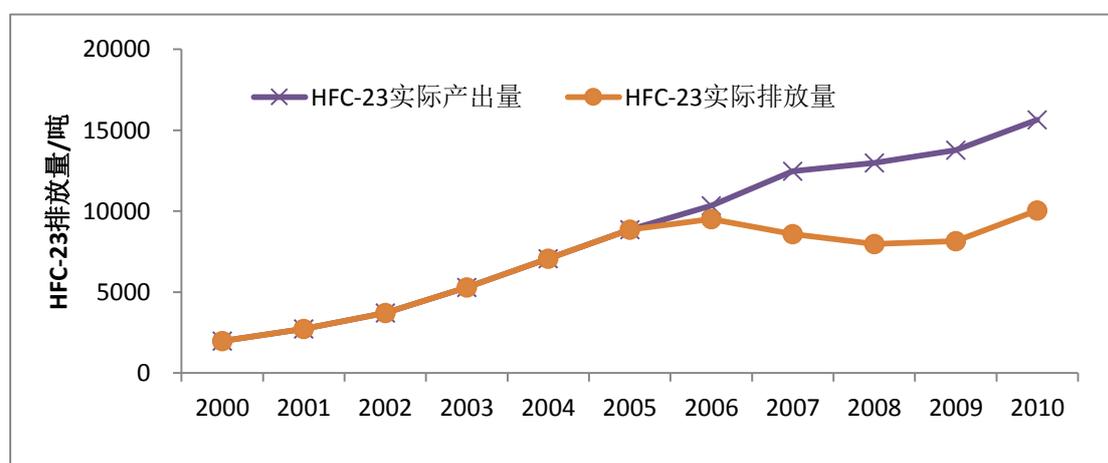


图 66 2000–2010 年 HFC-23 逐年产出和排放量

如果中国没有实施 HFC-23 减排 CDM 项目，那么从 2000 年到 2010 年 HFC-23 累计排放量为 11.1 亿吨二氧化碳当量。HFC-23 实际产出量保持在平均每年 24.7% 的速率增长，到 2010 年，其实际排放量达到 15654 吨，为 111MtCO₂-eq。2006 年开始陆续有 CDM 项目开始执行，CDM 项目实现的 HFC-23 的减排量最高达到总量的 37.1%，2006-2010 年 CDM 项目共计减排 20954 吨 HFC-23，约 310MtCO₂-eq。

7.4 HFC-23 减排潜力分析

7.4.1 基线情景

根据《蒙特利尔议定书》的控制要求，中国自 2013 年开始将控制和逐步淘汰 HCFC-22 的 ODS 用途消费，原料用途的 HCFC-22 生产不受控制。因此，本报告根据《蒙特利尔议定书》控制目标的规定以及中国相关行业的淘汰计划，HFC-23 的排放基线情景为，按 2007 年第 19 届《蒙特利尔议定书》缔约方会议规定的加速情景进行削减，即 2013 年将 HCFC-22 的非原料用途的生产和消费水平冻结在 2009 和 2010 年的平均消费水平，2013 至 2015 年削减 10%，2020 年削减 35%，2025 年削减 67.5%，2030 年削减所有非原料用途的生产和消费，在各淘汰目标阶段线性削减；原料用途 HCFC-22 的消费按现有趋势保持增长。因此，对基线情景的预测主要为原料用途的 HCFC-22 需求预测。

原料用途的 HCFC-22 生产主要用于生产四氟乙烯单体(TFE)，其他产品以 TFE 为原料生产，目前主要产品为聚四氟乙烯 (PTFE)。由于聚四氟乙烯应用非常广泛，根据中国统计年鉴数据，2001 年中国 PTFE 主要应用于化工行业和机械工业，分别占总量的 30.8%、28.7%，电子电器行业也有一定需求，占总量的 14.0%，另外轻工业和建筑业也有一定需求，因此，PTFE 需求量的可能的主导因素为经济的发展，因此选取了 GDP 指标作为影响 PTFE 需求量的因素。采用统计分析中的相关分析方法，进行相关数据分析，如下图所示。

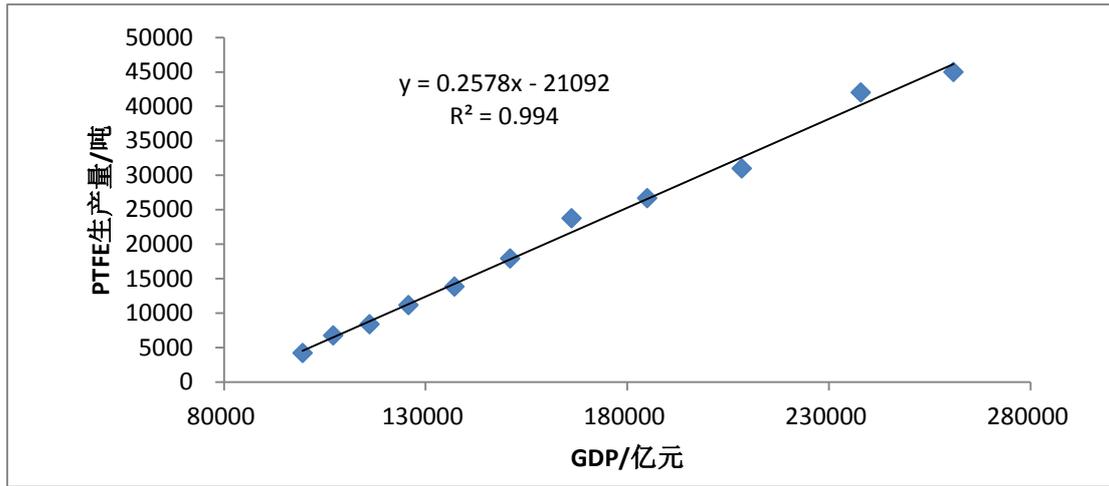


图 67 PTFE 生产量与国内生产总值的相关性分析

根据上述线性回归参数，采用 GDP 作为主导因子，需要对未来 GDP 进行预测。国家十二五规划确定，未来五年中国 GDP 将保持 7%的年均增长率。本研究假设 2011-2014 年中国 GDP 按照 8%增长；2015-2020 年按照 7%增长，2021-2030 年按照 6%增长，2030 年之后按 3%增长。

根据以上 PTFE 预测模型和参数预测值对未来 PTFE 生产量进行预测，结果如下表所示。

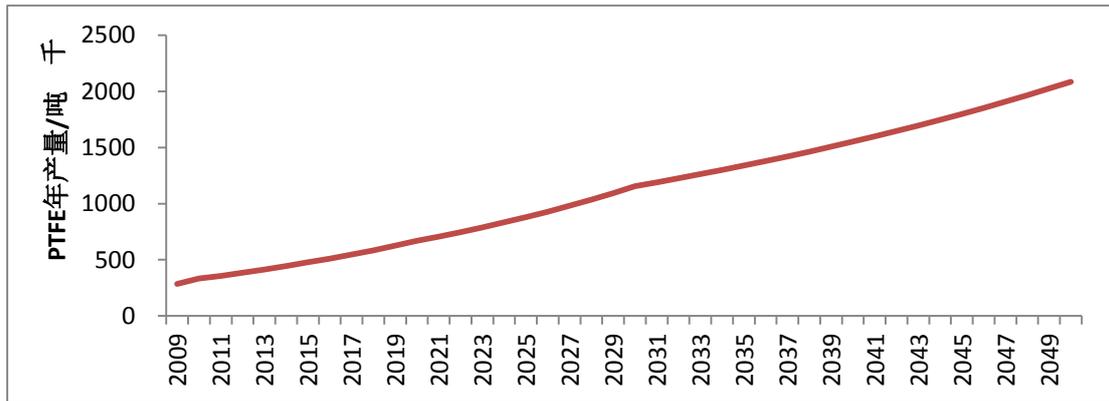


图 68 基于 GDP 预测 PTFE 产量

根据以上预测和情景设定，基线情景下的 HCFC-22 产量如下图。根据未来中国 HCFC-22 的生产量，计算得到 HFC-23 的产出量，2011-2012 年产出量减去中国现有 HFC-23 处置 CDM 项目所设计年销毁量，得到 HFC-23 的排放量；2012 年

之后，根据国际谈判的结果，现有 CDM 项目将停止执行。HFC-23 的排放量变化如下图所示。

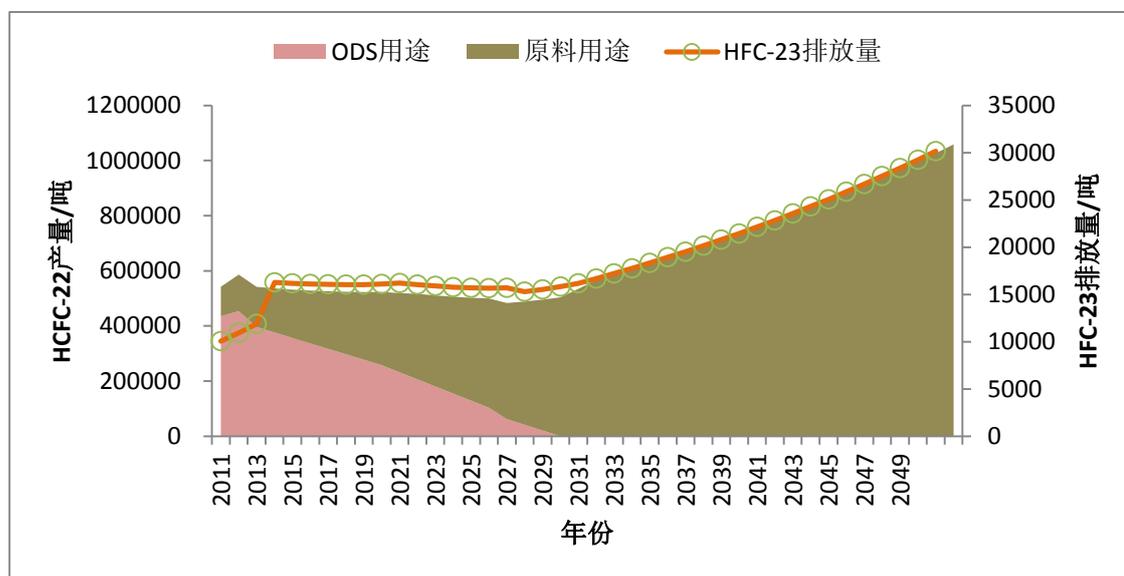


图 69 基线情景下 HCFC-22 产量预测

7.4.2 减排情景设计和 HFC-23 排放量预测

(1) 减排情景一：焚烧 HFC-23 情景。目前，中国国家发展和改革委员会共批准了 11 个 HFC-23 分解 CDM 项目，2013 年开始，CDM 项目将不再有国外资金支持，但在原项目焚烧 HFC-23 的设备及技术支持下，只要有运行费用的支持，仍可进行 HFC-23 焚烧。根据下图假定所有 CDM 项目设备按设计能力正常运转，2013 年至 2020 年使焚烧比例线性增长达到 2010 年水平，2020 年至 2050 年之后焚烧比例线性增长至 100%。

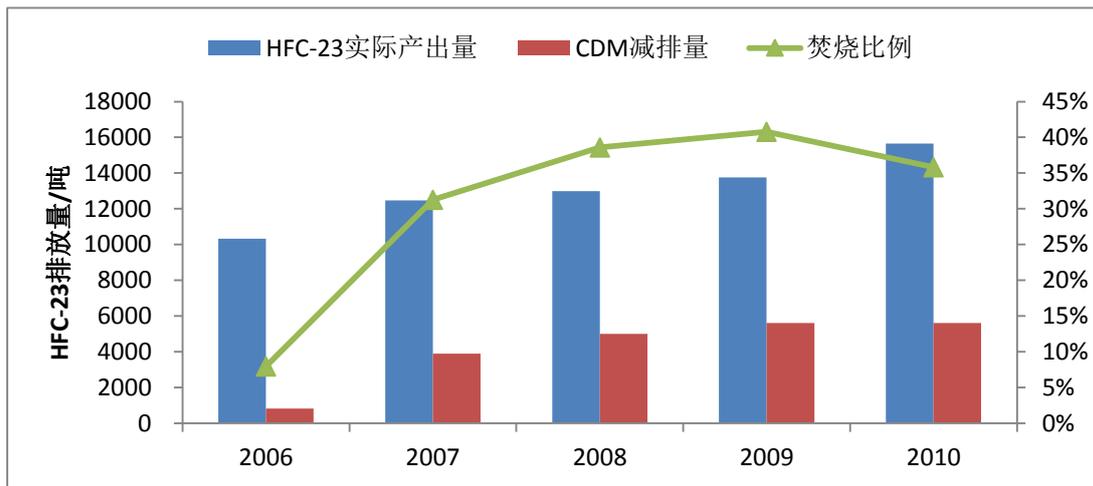


图 70 CDM 项目 HFC-23 焚烧量

减排情景二：2013 年开始，CDM 项目将不再有国外资金支持，但在原项目焚烧 HFC-23 的设备及技术支持下，只要有运行费用的支持，仍可进行 HFC-23 焚烧。根据下图假定从 2013 年开始所有 CDM 项目设备获得足够资金按设计能力正常运转，每年减排量与 2010 年 CDM 项目减排量相当，每年减排 5611 吨 HFC-23，2020 年开始线性增加焚烧比例，至 2040 年焚烧所有产生的 HFC-23。

(2) 减排情景三：技术优化情景。从 CDM 项目统计可以发现，国内 HCFC-22 生产线 HFC-23 产生率偏高，4 家企业都采用了 3% 的最高值，意味着这部分企业实际产生率大于该值，大部分企业废物产生率在 2% 以上，1 家企业由于没有实测数据采用了 1.5% 的缺省值。另外，研究表明，全球 HFC-23 的排放因子在 1.5%-4%，在现有技术下，优化后的设备排放因子可降低至 1.5% (McCulloch and Lindley, 2007)。假设中国企业将通过技术改造，降低 HFC-23 的产率：2013-2020 年 HFC-23 排放因子仍然保持在 2.85%，此后采用技术优化等措施，2021-2040 年线性减少至 1.5%，2040 年之后保持排放因子 1.5%。

情景四：根据 UFCCC 报道，附件一国家的 HFC-23 排放因子，上个世纪九十年代约为 2%，2003-2007 年已逐步降低至 0.9%，根据美国 EPA 报告中指出，2004-2010 年美国 HFC-23 排放因子从 1.36 线性递减至 0.76%，0.76% 为美国产业统计出可以达到的最低值，因此 EPA 假设在一定的技术条件下，2010 年之后 HFC-23 排放因子保持在 0.76%。在此情景下假设中国企业通过技术改造可以达到美国企业目前的水平。即 2012-2020 年现有生产线 HFC-23 排放因子线性递减至 2%，2021-

2040 年 HFC-23 排放因子递减至美国 EPA 产业统计最低值 0.76%，2040 年之后排放因子保持在 0.76%最低值。

根据各 HCFC-22 消费行业消费量的预测可以得到未来 HCFC-22 的生产量，并计算得到 HFC-23 的产出量。2010-2012 年的 HFC-23 产出量减去现有 HFC-23 处置 CDM 项目销毁量，得到 HFC-23 的排放量；2013 年之后按所设计的不同淘汰情景计算相应的 HFC-23 排放量。

减排情景一、情景二、情景三、情景四下 2020 年 HFC-23 实际排放量分别为 10389 吨、10582 吨、16193 吨、11364 吨，2050 年情景三下的 HFC-23 实际排放量都为 0 吨，情景三、四下的排放量分别为 15402 吨、8047 吨。

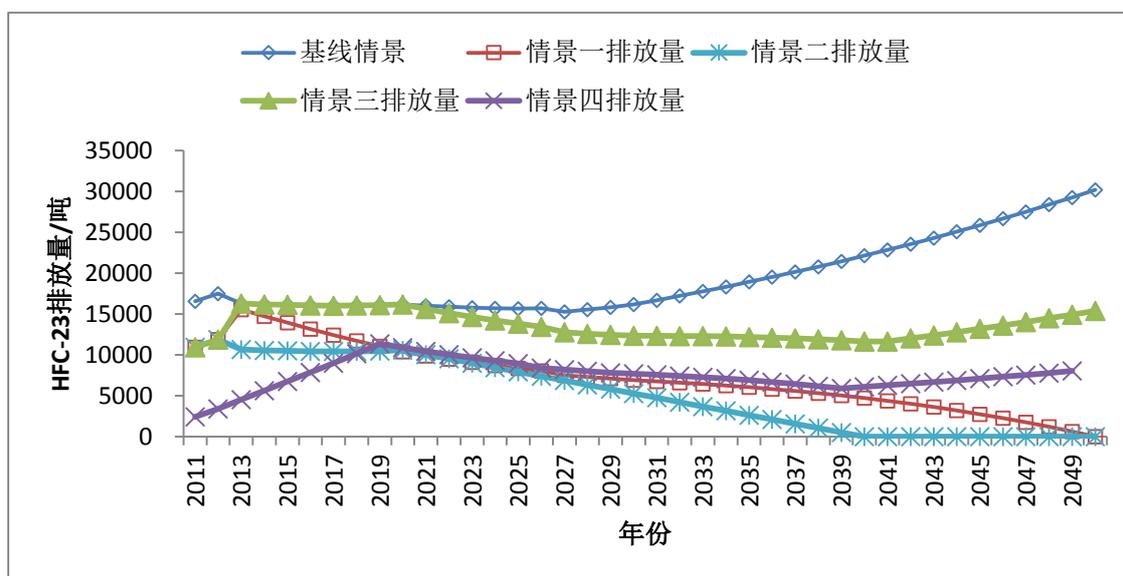


图 71 不同减排情景下 2010-2050 年 HFC-23 排放量预测（单位：吨）

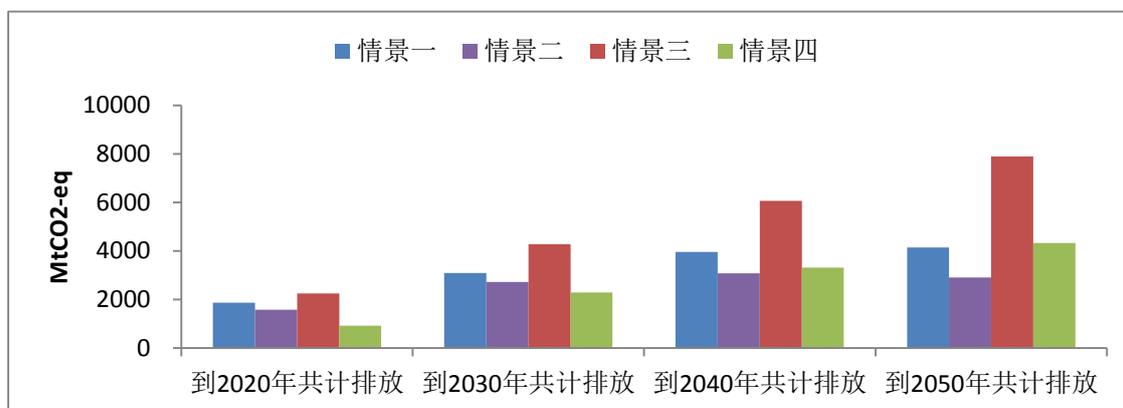


图 72 不同淘汰情景下排放量比较

情景四下将排放因子最终控制在 0.76%水平，到 2050 年累计排放量仅为情景三的 55%。情景一采用焚烧产生的 HFC-23 的方法，到 2050 年累计排放量与情景四相当。

7.4.3 HFC-23 的减排潜力分析

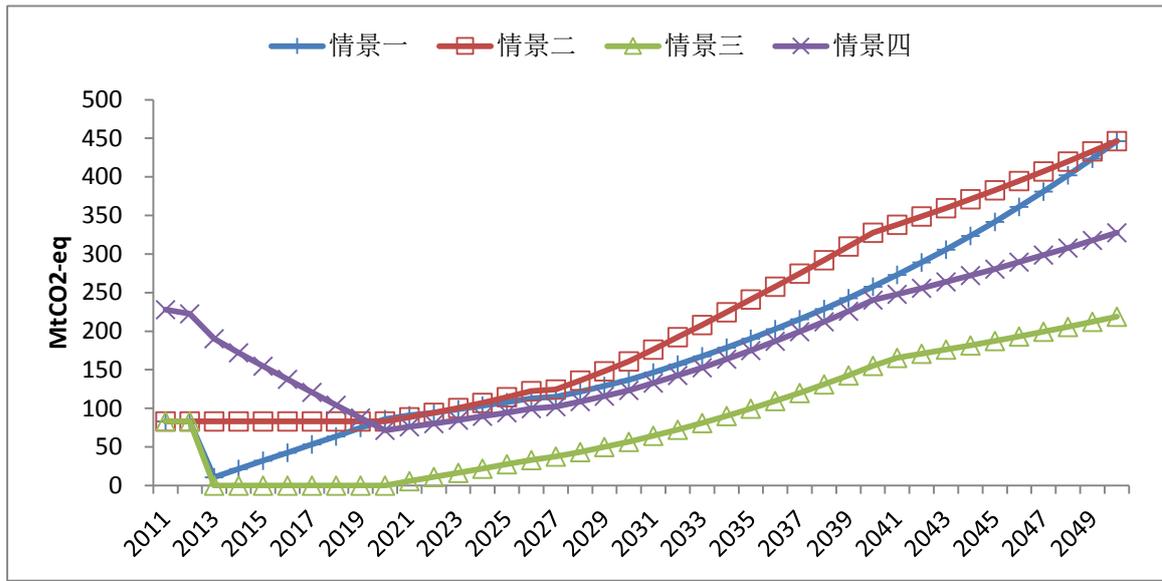


图 73 不同情景下 HFC-23 减排量变化趋势

到 2020 年，情景一、二、三、四分别累计减排 HFC-23 为 551、830、166、1489MtCO₂；到 2050 年，情景一、二、三、四分别累计减排 7113、8351、3364、6929 MtCO₂，不同技术优化情景下排放因子的不同造成了减排量的差异。与焚烧情景减排量相比，高技术优化情景下（控制排放因子在 0.76%水平）产生的减排量与焚烧减排量相近。

7.4.4 HFC-23 焚烧 CDM 项目成本分析

HFC-23CDM 项目减排方式主要是高温焚烧分解，技术要求不高，其运行成本主要由水、电、汽的消耗所构成，运行成本较低。

HFC-23 化学性质极为稳定，非常难以分解。目前分解处理方法有焚烧分解法、等离子分解法、使用触媒的分解法。高温分解含氟有机物的技术和装备在 20 世纪已有开发应用，欧、美、日各国都有设备投入使用，中国也有如四氟乙烯残

渣焚烧炉等。自 1987 年签订《蒙特利尔议定书》后，为保护臭氧层，发达国家开发了一些 CDC 和哈龙的焚烧装置。

自《京都议定书》生效后，英国政府积极鼓励碳减排活动，英国 Ineos 公司、Rhodia 公司等先后建成了 HFC-23 高温氧分解装置，其后日本 Ineos 公司也建了 HFC-23 焚烧装置。但根据现有的资料报告，最早实施 HFC-23 焚烧活动的是德国 Solvay 公司。该公司于 1983 年即已建成装置，当时分解 HFC-23 的主要目的是回收 HF，其水溶液 HF 浓度高达 50%，且已稳定运行了 20 多年。

浙江巨化股份集团于 2005 年与日本 JMD 公司合作，建设完成年分解 500 吨 HFC-23 项目，其为中国首家实施二氧化碳排放权交易的氟化工企业，该项目是目前国际上已经实施的最大的二氧化碳排放权交易项目。

本研究以浙江巨化为例进行 HFC-23 减排成本效益分析。浙江巨化氟化学公司现共有 4 套 HCFC-22 生产线，各条生产线的基本情况见表。

表 83 浙江巨化氟化厂 HCFC-22 生产线基本情况

序号	生产线	设计生产能力	2005 年实际生产能力
1	第一套	5000t/a	6244.693t/a
2	第二套	12000t/a	16048.798t/a
3	第三套	15000t/a	15961.106t/a
4	第四套	6000t/a	7444t/a

焚烧分解法，包括具有大型焚烧炉技术的有炉(KILN)方法、液中燃烧方法、气体烟雾方法。液中燃烧法主要是将液体的或气体状的有机氟化物投至燃烧的焚烧炉（液体时进行喷雾）进行分解，炉内温度一般为 1200~1350℃，主要适用于大型焚烧炉技术；过热蒸汽分解装置是让气体化的有机氟化物和水蒸汽通过配管状的小型炉，在 850~1000℃度时分解氟化合物，主要适用于小型焚烧炉技术。

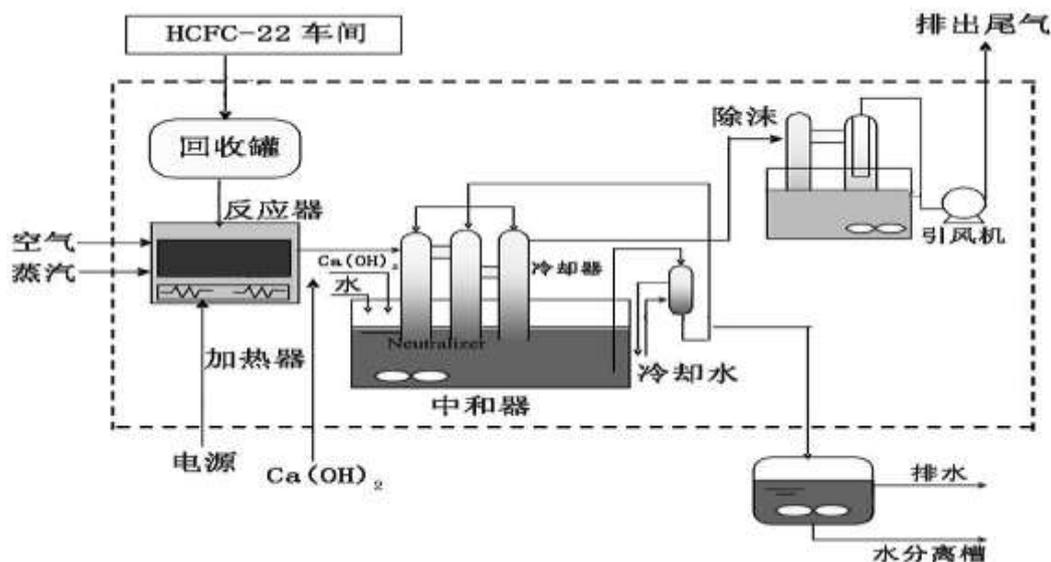


图 74 浙江巨化氟化学公司 HFC-23 处理流程

由现有生产工程分析可知，2005 年 HFC-23 尾气的产生量约为 HCFC-22 生产能力的 3.563% \approx 3.6%，设计单位以 3.6% 计算 HFC-23 尾气的产生量，则 2005 年氟化厂第一套、第二套、第四套 HFC-23 尾气的产生量约为 1070t/a，由于氟化厂已有一套 500 吨/年的 HFC-23 分解装置，还余 570t/a 的 F23 尾气没有得到处理，故拟定本案例中装置的处理能力为 570t/a。

浙江巨化股份有限公司建设了一套 570 吨/年的 HCFC-23 分解装置及配套的公用辅助设施。该项目工程总投资为 2795 万元（含外汇 168.28 万美元），其中：建设投资 2595 万元，流动资金为 200 万元。该 CDM 项目设计设备寿命为 21 年，设计的年减排量 411 吨 HFC-23，约 4809631t CO₂-eq，共计减排 8633 吨 HFC-23，101048302t CO₂-eq。平均减排成本为 0.28 元/tCO₂。

7.5 减排可行性分析

本研究基于环境效益情景分析法，对不同情景下，不同控制时间表、不同技术等几个方面进行分析 HFC-23 的减排可行性，得出如下结果：

在中国正常生产 HCFC-22 的 16 家企业中，有 10 家企业 16 条生产线在实施 HFC-23 焚烧清洁发展管理(CDM)项目，这些项目对 HFC-23 进行焚烧分解，降低 HFC-23 的实际排放量。但从 2012 年开始，CDM 项目可能将不再执行。

对基线情景下的 HFC-23 排放进行预测，受控 ODS 用途的 HCFC-22 生产量按《蒙特利尔议定书》规定逐步淘汰，聚四氟乙烯等原料用途的 HCFC-22 生产量随经济增长而逐渐增大，预计到 2050 年，由于 HCFC-22 的生产将排放 30178 吨 HFC-23，折合 447MtCO₂-eq。

如从 2013 年开始对 HFC-23 进行焚烧处置，并逐步达到 100% 处理率，到 2020 年可累计减少温室气体排放 5.51 亿吨 CO₂-eq，到 2050 年可累计减少温室气体排放 71.13 亿吨 CO₂-eq；如从 2021 年开始对 HCFC-22 生产线进行技术优化，降低 HFC-23 排放因子，并在 20 年内逐步达到国际平均排放因子水平(1.5%)，到 2020 年可累计减少温室气体排放 1.66 亿吨 CO₂-eq，到 2050 年可累计减少温室气体排放 33.64 亿吨 CO₂-eq；如从 2013 年开始对 HCFC-22 生产线进行技术优化，降低 HFC-23 排放因子，在 10 年内达到国内最低水平，在接下来的 20 年内达到美国 EPA 最低水平(0.76%)，到 2050 年可累计减少温室气体排放 69.29 亿吨 CO₂-eq。

在减排情景选择方面，降低排放因子的技术优化手段与焚烧 HFC-23 可达到相近的累计减排效果。但从实施成本投入和技术难度上讲，高温焚烧分解技术需要的资金投入不高。因此要有效控制 HFC-23 的排放，可综合考虑焚烧和技术优化手段。

8 控制 HFCs 的机遇和挑战

HFC 类气体主要用于制冷剂、发泡剂、清洗剂和灭火剂等，此外作为 HCFC-22 副产物排放的 HFC-23 值得关注。按照《蒙特利尔议定书》，发展中国家将从 2013 年开始冻结和淘汰氢氟氯碳化物（HCFCs），而从发达国家淘汰 HCFCs 的轨迹来看，HFCs 将作为重要的替代品之一替代 HCFCs，这将导致 HFCs 的消费和排放快速增长。如何选择合适的替代品以避免 HFCs 消费的快速增长，对中国来说既是机遇，又是挑战。

8.1 中国的 HFCs 消费和排放

8.1.1 中国的 HFCs 消费和排放预测

根据当前的消费变化趋势和相关行业的发展，中国的 HFCs 消费仍将经历一个迅速增长的阶段。其中 HFC-134a 主要用于汽车空调、工商制冷和医用气雾剂，全球变暖潜值（GWP）为 1430。中国是世界上最大的汽车生产国和消费国，汽车行业又是最大的 HFC-134a 消费行业。汽车的使用寿命较长，即使在完全淘汰使用 HFCs 后，还会在一个较长的期间内存在排放。随着经济发展和人口增长，预计中国汽车产量将从当前 1800 万辆/年的水平持续增长到 2020 年约 2600 万辆/年的水平。根据当前国际政策走向和中国 2020 年温室气体削减控制目标，按照 HFCs 淘汰时间表、替代品选择、加强汽车空调密封性等参数，进行了情景分析。分析表明，按照 BAU 情景，预计到 2015 年 HFC-134a 消费量将达到 5 万吨，折合 0.7 亿吨 CO₂eq，排放量达到 3.5 万吨，约为 0.5 亿吨 CO₂eq；到 2020 年 HFC-134a 消费量将达到 8 万吨，折合 1 亿吨 CO₂eq，排放量为 0.8 亿吨 CO₂eq。

HFC-410A 是用 HFC-125 和 HFC-32 混合配制而成，用于房间空调器和工商制冷，GWP 值 2088。中国是世界上最大的房间空调器生产国和消费国，房间空调器生产量占全球总量的 75%，行业年总产值为 2300 亿元。随着中国经济发展和公众生活水平的提高，未来对家电产品的需求不断增加，制冷剂的需求量和排放量也将相应地不断增加。课题组采用多元回归方法对中国国内家电未来需求量进行了预测。预测结果为，2015 年房间空调器需求量 5932 万台，2020 年房间空调器需求量 7332 万台。结合《蒙特利尔议定书》中 HCFCs 的淘汰进程，假设中

国房间空调器行业以 HFC-410A 完全替代 HCFC-22，预测表明，2015 年 HFC-410A 的总需求量 33,000 吨，2020 年 HFC-410A 的总需求量 81,000 吨。而采用 R-290 等任何低 GWP 值替代品（技术），都可以避免或者减少 HFC-410A 的需求。

HFC-245fa 用于泡沫行业，GWP 值 314。根据现有行业计划，采用气候友好的（HC）技术作为目前行业的主要替代技术，从而减少了 HFC-245fa 的使用。可以估算出在非受控情景下，若以 HFC-245fa 替代 HCFC-141b(GWP 值 220)，则在 2015 年 HFC-245fa 需求量为 31,870 吨；在 2020 年，HFC-245fa 需求量为 77,700 吨。

在不采取任何控制政策的前提下，中国对 HFCs 的需求预测如下图：

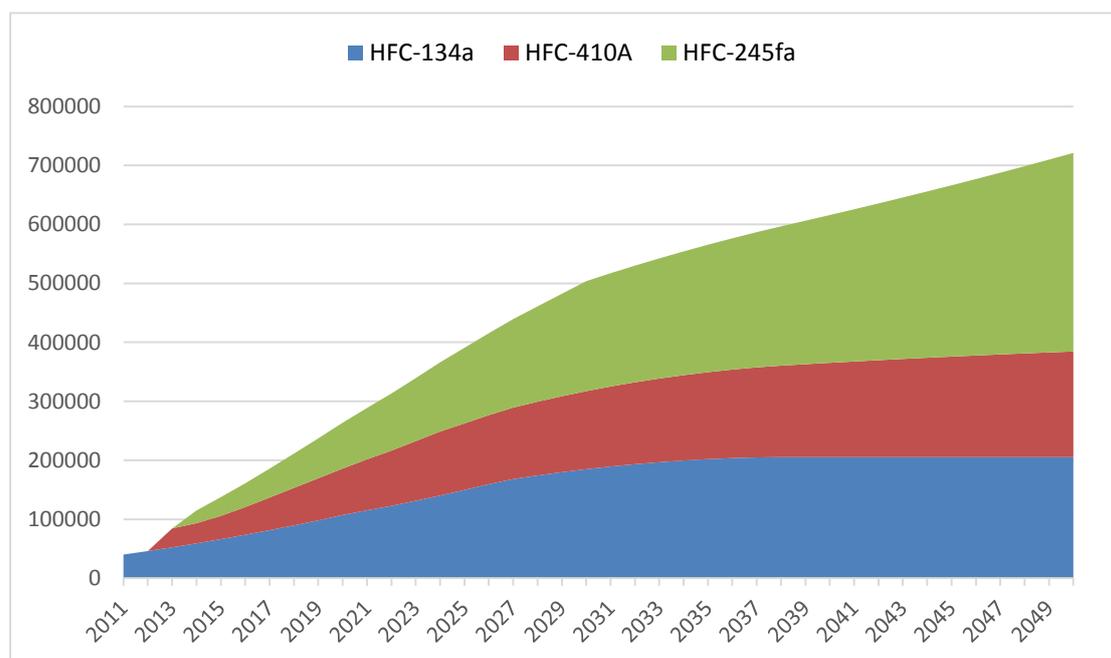


图 75 基线情景中国 HFCs 需求预测 (吨)

在 BAU 情景下，依照不同行业，不同消费的排放特点，预测出中国的 HFCs 排放量如下图所示。其中 HFC-23 的排放量是根据 HCFC-22 的生产量预测而计算得到，HFC-23 是 HCFC-22 生产过程中产生的副产品，GWP 值 14,800。由于房间空调行业和 PU 泡沫行业消费的 HCFC-22 或 HCFC-141b 根据《蒙特利尔议定书》的规定在 2013 年开始淘汰，为完成淘汰目标将使用 HFC-410C 或 HFC-245fa 作为

替代品，因此这 2 个行业的温室气体排放基线包括了 HCFC 的排放量。下图给出了非控制情景下 4 个行业的温室气体排放量预测。

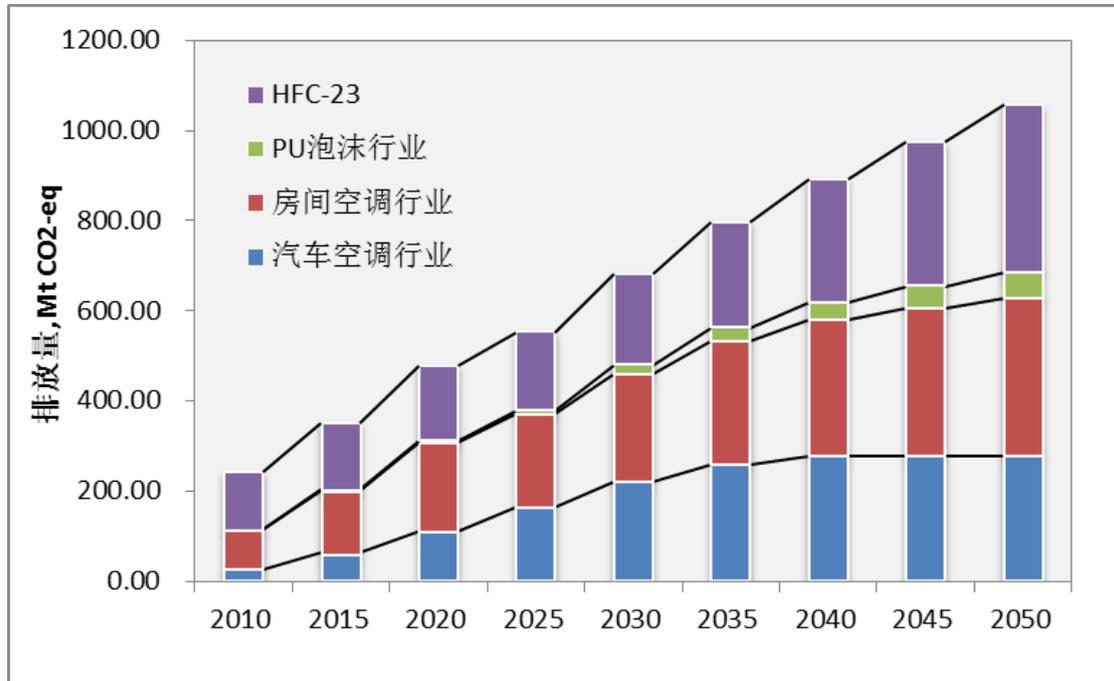


图 76 BAU 下排放量预测

根据预测，若不采取控制措施，中国的 HFCs 排放总量在 2015 年为 360 Mt CO₂eq；其中排放量最大的是 HFC-23 和 HFC-134a；2020 年为 500 Mt CO₂eq；其中排放量最大的是 HFC-134a；到 2050 年将超过 1000 Mt CO₂eq；其中排放量最大的是 HFC-23。

8.1.2 HFCs 的减排潜力

中国 HFCs 最大的减排潜力在于：（1）采用技术改造减少 HFC-23 的产生，适当焚烧处置 HFC-23 以减少排放，逐步替代汽车空调使用的 HFC-134a；（2）在淘汰 HCFCs 过程避免中尽力避免使用 HFCs。由于中国和发达国家技术和经济水平的差异，中国 HFCs 的减排潜力主要在 2020 年之后。

其中汽车空调行业 HFC-134a 的淘汰将采用 HFO-1234yf, CO₂ 等替代技术，预计到 2020 年当年减排量约 4700 万吨 CO₂eq。

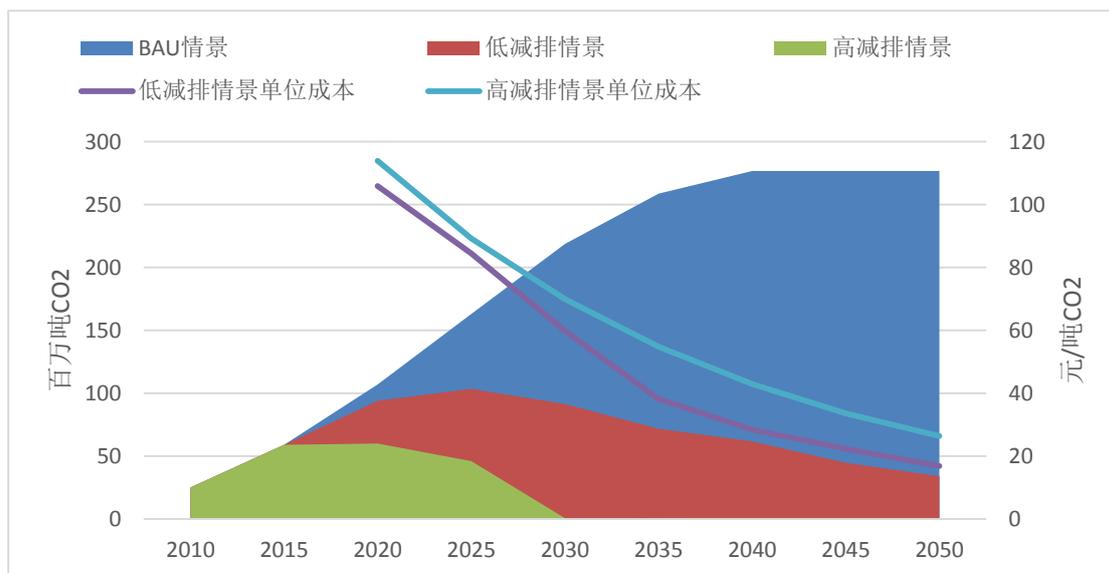


图 77 汽车空调 HFC-134a 减排潜力和成本

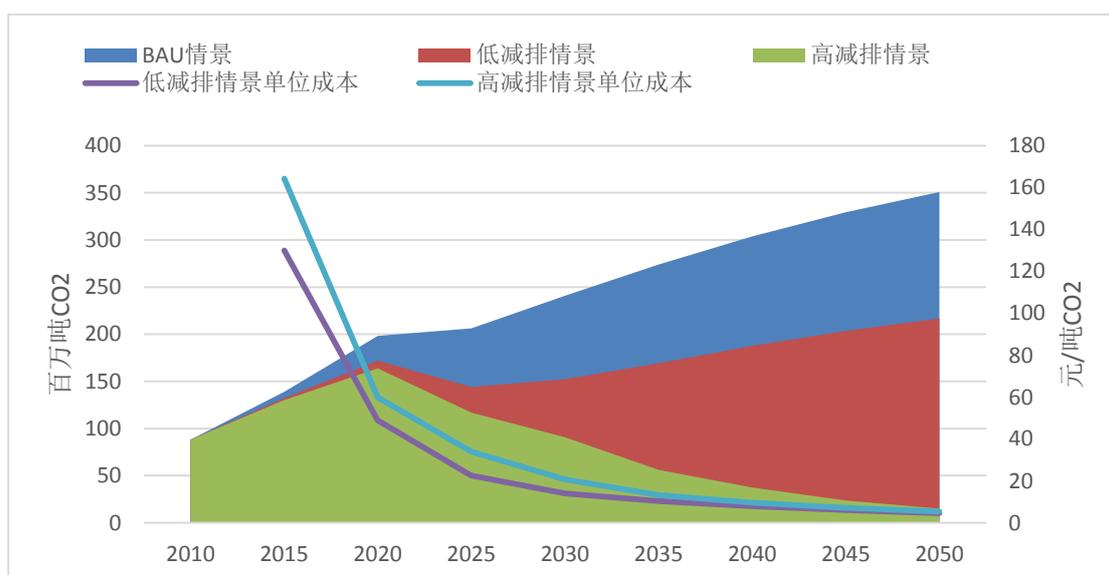


图 78 房间空调器 HFC-410A 减排潜力和成本

根据《蒙特利尔议定书》中 HCFCs 的淘汰进程，中国房间空调器行业从 2013 年起将逐步淘汰 HCFC-22，假设 HFC-410A 逐步替代 HCFC-22，并用 HC-290 替代 HFC-410A；预测表明，2020 年当年的减排量可达 3400 万吨 CO₂eq。

根据已经制定的《行业计划》，中国 PU 泡沫行业将从 2013 年开始逐步淘汰 HCFC-141b 的使用，假设以 HFC-245fa 作为替代技术，并用 HC 技术替代 HFC-245fa 的使用，可以估算出在 2020 年减排量为 315 万吨 CO₂eq。

对 HFC-23 的消减活动已经开始，根据当前的国际规则，发达国家可通过对发展中国家的相关企业提供技术和资金支持开展 HFC-23 销毁项目，达到减少温室气体排放的目的，并作为发达国家的减排业绩。截至 2010 年 12 月 31 日，中国 HFC-23 减排 CDM 项目实际销毁 HFC-23 约 2.4 万吨左右，折合 2.8 亿吨 CO₂eq。但 2012 年后这些项目将到期，如果没有资金支持，企业由于失去经济激励而停止处理 HFC-23，HFC-23 的实际排放量将迅速增加。为减少排放，企业可采取 HCFC-22 生产技术改造，降低副产物 HFC-23 的含量，或采取焚烧处置技术。预计在 2020 年，其减排量可达 7400 万吨 CO₂eq。

总之，在今后数十年内，HFC 的减排具有很大潜力；将 HFCs 气体减排纳入国家减排温室气体的整体战略中，其对推进温室气体减排将做出重要贡献。

8.2 机遇

一方面，除 HFC-134a 作为汽车空调制冷剂之外，相对而言，中国其它 HFCs 的消费水平处于发展初级阶段；基线情景下由于 HFCs 的消费淘汰替代及经济增长的需求，HFCs 消费量将快速增长，远高于经济增长的速度。另外一方面，目前国际社会为应对气候变化，提出对 HFCs 消费的控制。一方面这对中国相关行业带来了压力，但也为这些行业的技术创新带来了机遇。

8.2.1 促进国家决策

为应对国际社会对控制气候变化的努力，中国政府积极采取行动，改变和优化经济发展模式，在发展经济的同时，保护公众健康和生态环境。中国政府提出了 2020 年将单位 GDP 温室气体排放减少 40-45% 的目标。这一目标的提出，为中国企业改变发展模式提供了机遇，为技术升级换代提供了机遇。

在完成国家对温室气体减排目标的行动中，非 CO₂ 气体排放控制能够在温室气体减排中发挥重大作用；例如德国占 12% 的非 CO₂ 气体减排完成了总减排量的 32%。中国也可以用较小的减排成本，优先减排含氟类温室气体，实现国家的减排承诺。

8.2.2 促进国际基金机制的产生

美国、加拿大等国提出建立清洁联盟，共同控制黑炭、甲烷、HFC 等非 CO₂ 温室气体，北美三国提出将 HFC 控制列入《蒙特利尔议定书》控制目标；一方面，这对面临淘汰 HCFCs 的发展中国家来讲，是一个巨大的压力。在目前没有更适宜的替代品的情况下，提出控制 HFC，无疑加大了 HCFC 的淘汰难度；但是从另一方面讲，对发展中国家来讲也是一个机遇。现在 HFC 等温室气体的淘汰中，缺乏有效的资金机制的支持。发展中国家面临资金、技术等巨大困难。而《蒙特利尔议定书》下的多边基金机制是一个有效并成功运行的机制。如果将 HFC 控制纳入《蒙特利尔议定书》控制范围，无疑为 HFC 的减排提供了有效的基金机制；其对温室气体减排国际基金机制的产生是有力的促进和很好的借鉴。

8.2.3 促进节能减排，保护生态环境

由于 HFC 应用技术多与制冷、保温的能量相关技术有关。控制 HFC 的使用，无疑对相关技术的创新提出了新的要求，对提高产品的能源效率提出了更高的要求。其对节能减排，提高能效是一个促进；从而可以推进技术进步、产品更新，促进国际间的合作。对保护资源和生态环境也是一个机遇。

8.2.4 促进中国的技术进步

中国的能源效率和工业化水平及技术在国际上还落后于发达国家，在替代品替代技术的开发上也不占优势。对于 HFC 的应用，发达国家在技术上比我们更成熟和先进。淘汰 HFC 的使用，对中国企业来讲，是与发达国家站在了同一个起点上，有利于追赶国际先进水平；

对中国也是一个机遇。我们可以实现跨越式的淘汰步骤，在 2013 年开始的淘汰 HCFC 的行动中，尽量选择非 HFC 类替代品和替代技术，从而避免二次淘汰；在产品和技术上占据更高的制高点，促进替代技术的进步。

8.3 面临的挑战

在国际社会应对全球气候变化的行动中，中国作为温室气体排放大国和快速发展的新兴经济体也面临巨大的压力和挑战。

8.3.1 节能技术相对落后

中国受工业发展水平的限制,工业过程和能量相关技术产品的能耗水平较高,平均能耗是发达国家的 2-3 倍;节能减排技术与世界先进水平差距大。为减少 HFCs 的排放,迫切需要开发新的技术,包括密封技术、循环回收技术等;迫切需提高相关产品的能效水平。由于 HFCs 的应用领域多与能量相关技术产品有关,如制冷设备,保温产品等;在淘汰 HFC 的使用时,还必须考虑产品的能耗改善,即产品的间接排放问题。这对中国的节能技术提出了新的需求和挑战。

8.3.2 HFC 需求和排放迅速增长

从 2000 年至今,中国 HCFCs 和 HFCs 排放量的年均增长率分别达到 25%和 35%。随着中国对 HCFCs 物质的逐步淘汰,HFCs 物质作为替代品在很长的一段时期内其消费都将迅速增长;其占含氟温室气体排放总量的比例也将逐渐增加,对温室气体排放的贡献将日益增大。从全球来看,HFC-134a 是目前大气环境中浓度最高、全球消费量和排放量最大的含氟温室气体,欧美等发达国家从 2011 年起已开始限制其使用。而中国 HFC-134a 制冷剂的排放量年均增长率保持在 27%左右,预计 2015 年其排放量将达到 5800 万吨 CO₂-eq。此外,自 2006 年以来,尽管作为副产物排放的 HFC-23 在 CDM (清洁发展机制) 下累计减排了近 3 亿吨 CO₂ 当量,但与此同时,中国每年没有处置的 HFC-23 排放量也在 7000 万吨 CO₂ 当量水平。如果 2013 年 CDM 项目结束并不处置 HFC-23,每年排放将在约 1.4 亿吨 CO₂ 当量的水平。

8.3.3 HFCs 环境浓度快速增长

中国有关研究结果表明,环境中 HCFC 和 HFC 的浓度正在快速增加。中国仍在大量生产和使用的 HCFCs 和 HFCs 的平均浓度都明显高于全球背景值(为全球背景值的 1.4~4.8 倍)。HCFCs/HFCs 物质的局地排放量及排放强度变化相对较大,其大气浓度变化受到局地排放和气象扩散条件的共同影响,大气浓度时空变化规律更为复杂。从时间变化规律的角度,在局地排放量较大的夏、秋季,HCFCs/HFCs 的整体浓度水平高于冬、春季。从空间分布的角度,大尺度空间东南部高于西部和北部;小尺度空间市区排放量相对较高,其浓度水平也整体上高于郊区。研究

结果表明：从时间序列延续发现，HCFCs 和 HFCs 大气浓度正在快速增长；尤其是 HFCs 大气浓度的快速增长，十分值得关注。

8.3.4 面临来自国际社会的巨大压力

当前，中国已成为 HFC 主要的生产国和消费国。以美国、加拿大等国倡导成立的清洁联盟对中国是一个压力；同时北美等国提议将 HFC 纳入《蒙特利尔议定书》控制目标，对中国淘汰 HCFC 增加了难度。

8.3.5 HFC 替代技术缺乏

中国淘汰控制在用含氟温室气体面临着巨大困难。按照《蒙特利尔议定书》要求，中国将首先淘汰控制 HCFCs 的生产和消费。尽管《京都议定书》没有规定中国的具体控制 HFCs 的义务，但国际社会各种谈判均考虑制定控制时间表，包括针对发展中国家控制 HFCs 的时间表。由于含氟温室气体类物质的特性（基本上满足：无毒、无味、不可燃等）满足环境和安全要求，而要选择技术上可行，又满足环境和安全要求的替代品十分困难；即使有一些满足上述条件的替代品，也基本上被发达国家企业注册专利并受到保护；选择专利保护技术显然成本高昂。因此，替代技术的不足是限制中国淘汰控制含氟温室气体使用和排放的最重要障碍之一。中国对替代品/技术开发和应用滞后，而针对替代 HFCs 产品的技术研究和应用则还没有启动。

8.3.6 资金缺乏，减排技术开发投入不足

在经济快速发展的同时，中国企业存在的最大风险是研究开发投入不足，缺乏资金支持，企业研发能力不强。面对国际市场的激烈竞争，与发达国家相比，如何提高能效，如何找到合适的替代品，如何不被环境壁垒所困而而丢失市场，对中国企业是一个大的考验。

8.4 主要的社会和经济影响

8.4.1 对相关行业发展的影响

汽车行业是经济发展的支柱产业。汽车空调行业在整个汽车行业所占比重很小，对汽车整车成本的影响有限。按照现有替代技术增加成本估算，减排成本约 100 元/吨 CO₂eq，换言之，如果使用 HFO-1234yf 作为替代品，目前每辆新车因使用替代工质的成本约增加 500 人民币；而使用 HFC-152a 或其他替代品，会产生其他的增加费用（见 4.6 部分）。增加的成本相对于数十万元的汽车来讲影响不大。中国已经成为世界最大汽车生产和消费市场，采用替代技术将增加汽车产品价格，但对汽车市场影响不大。可以预计，伴随替代技术的进步和成本下降，减排成本将逐步下降。采用目前市场可获得替代技术的优势是社会影响较小，针对汽车维修工的培训需求低，制定和实施新的汽车空调标准的成本和监管成本不会显著增加。

作为房间空调器 HFC-410A 的替代技术成本有限，目前较有可能采用的技术是 HC 技术，减排成本约 3 元/吨 CO₂eq。但是最值得关注的问题在于目前的替代品是高易燃易爆的工质，无论是生产过程、安装过程和使用过程均存在一定风险。一旦发生事故，可能给企业带来毁灭性影响，因此，采用 HC 技术的企业将承担一定的风险。为保证替代工质的安全使用，需要制定大量新的技术标准，对相关环节的员工进行培训。这都将增加额外的社会和管理成本。但从另一方面讲，由于替代技术对管理水平的较高要求，有利于促进企业的技术水平和水平的提高。

在 PU 泡沫行业使用 HC 发泡剂替代 HFC-245fa，可以降低产品成本，但会增加企业的管理成本，尤其是安全措施方面的成本。还有一个必须提及的问题是，由于采用 HC 发泡剂的产品热导系数大于采用 HFC-245fa 发泡剂的产品，可能会降低相关产品的能效，这也是必须考虑的问题。

8.4.2 对环境的影响

实施 HFCs 减排最主要的环境效益就是减少其带来的温室效应，利于控制气候变化。

虽然 HFCs 多为无毒的化学品，本身对环境无其他影响。但其生产过程消耗氟资源、消耗硫酸等化工产品；而这些化工产品的生产过程会带来对环境的影响。在可以采用 HC 替代技术的领域，如房间空调行业、PU 泡沫行业，如采用天然工质 R-290 或环戊烷发泡剂，可在一定程度上减少对环境的影响。

还有就是间接的环境影响。如采用替代技术后，一些产品的能效会改变。而能源效率的改变可能会导致能耗提高。而能源产业是产生环境污染的典型行业，如火力发电行业等。能效的改变可能导致相关污染物如 VOC、SO₂、NO_x、颗粒物等排放的增加。

8.4.3 彰显中国对保护全球环境（国际履约）的贡献

控制温室气体，减缓气候变化已成为国际社会关注的热点，中国作为温室气体排放大国也承受着巨大的国际压力。虽然根据《京都议定书》的规定，中国没有减排义务，但随着中国经济的快速发展，排放量不断增加，是中国承受的压力越来越大。中国积极采取措施控制 HFCs 的排放，切实实现单位 GDP 减低 40-45% 温室气体排放的目标，无疑会彰显中国对全球环境问题的重视，对国际履约的贡献，体现中国负责任的大国形象。

8.5 减排 HFCs 的政策建议

面对中国的经济发展需求，我们应该制定切实可行的减排目标，制定适宜的政策和战略，尽早采取行动，争取主动，为减排温室气体，保护生态环境作出贡献。随着中国环境履约活动的开展，中国 HCFCs 的排放对臭氧层耗损和气候变化的影响仍将持续一段时间；而 HFCs 的排放对气候变化的贡献将日益彰显，其影响的定性和定量必将被气候变化领域的科学界、政府官员、公众广泛关注。政府部门和行业协会应根据本研究识别出的关键物质、关键行业及重点区域制定相应的管理政策和措施，以控制中国 HCFCs 和 HFCs 物质的环境影响。

8.5.1 基于实际，制定可行的目标，开展重点物质的管理

实上在中国，HFC 的消费刚刚处于起步，加上由于 HCFC 的淘汰部分替代技术不可避免将采用 HFCs，未来几年 HFC 的消费和排放将持续增加。因此，针对 2020 年的减排潜力是非常有限的。

本研究分析主要两个领域具有一定减排潜力，这包括汽车空调行业 HFC-134a 消费控制和房间空调器行业 HFC-410A 的消费控制。结合本报告的情景分析和发达国家的经验，针对汽车空调行业 HFC-134a 的控制替代可以开始于 2020 年前后（欧盟从 2011 年开始逐步限制汽车空调 HFC-134a，美国尚未开始），这将比欧盟的控制时间表约晚十年。

作为房间空调器行业 HFC-410A 的控制实际上是避免该行业一些 HFC-410A 的消费，尤其是小的房间空调器产品；结合现有技术和标准制定进程，预计 2015 年后可以避免部分 HFC-410A 的消费和排放，也就是小型房间空调器可以在短期率先采用 R-290 避免部分 HFC-410A 的消费和排放；但房间空调器行业总的 HFC-410A 消费量预计将逐步增加。

无论是汽车空调行业还是房间空调器行业，HFC 的消费和排放总量在未来 5 年都将显著增加，即便是 5 年后可获得替代技术，但由于替代技术推广的时限需求，2020 年前 HFC 的消费和排放预计将总体增加。估算其 2020 年排放潜力大小（增量减少）在很大程度上依赖替代技术的发展，而目前替代技术发展不确定性较大。更进一步准确估算 2020 年的减排潜力依赖未来几年替代技术的发展情况。在现阶段，中国含氟温室气体控制的关键物质为 HCFC-22 和 HFC-134a，其中 HCFC-22 作为《蒙特利尔议定书》控制的物质，其在温室效益方面贡献超过 50%；而 HFC-134a 消费和排放将快速增长。结合履行国际公约，具体的减排措施可以从两个方面开展：一方面通过选择替代品或者技术改进等手段，减少新产品中化学品的消费量并降低其泄露水平；另一方面通过对报废产品中的化学品开展回收处理以减少库存产品中的排放。但具体落实选择替代品或者技术改进等手段还需要对政策、技术进行广泛评估和研究，需要从环境、社会、技术和经济等角度开展研究，做出恰当的管理对策。

8.5.2 科学地判断含氟温室气体对气候变化的影响

针对含氟温室气体的排放和影响的研究对确定针对气候变化的对策十分重要。一是需要明确含氟温室气体的排放现状，了解从行业到具体排放源的情况；即利于对排放情况的估算；也利于建立排放源清单，利于今后开展对排放源的管理。二是需要掌握其发展规律和趋势，以从科学上判断其对气候变暖的（影响）贡献，识别出含氟温室气体相对于 CO₂、CH₄ 和 N₂O 等温室气体的变化和影响，研究其减排潜力，以便于对含氟温室气体实施管理的分析。

8.5.3 建立控制排放资金保障体系和推动替代和减排技术应用

在 HCFCs 的淘汰替代过程中，一方面要慎重选择 HFCs 替代品，另一方面可以从改进技术、加强回收处理等角度采取措施，以降低 HFCs 物质的排放。而最终的目的，将逐步减少含氟温室气体（HCFCs 和 HFCs）的消费。

含氟温室气体最主要的相关消费行业一是相对消耗大量能源的制冷和空调行业，二是用于保温节能的泡沫板材等相关行业。也就是说含氟温室气体产品也是与气候变化息息相关。因此，推动这些领域技术进步，积极投入资金和技术开发节能环保的产品是十分重要，也是双赢的局面。研究开发适合中国国情的替代技术十分重要，这也是这一领域的创新需求。而结合国际社会的资助，如多边基金、全球环境基金，建立激励机制有助于这一领域含氟温室气体的控制和淘汰。

8.5.4 完善中国控制排放的相关法律法规制度

必须结合中国现有法律法规，制定有关政策措施限制和减少含氟温室气体排放。参照国外经验，命令控制型政策是消除含氟温室气体的根本方法，而为保障实现命令控制型政策目标，需建立政府主导，企业为主体和行业、公众参与的控制含氟温室气体排放机制，同时需要提供技术可行、经济有效的技术和资金支持、政策扶植。除此之外，通过政策法规减少不必要的含氟温室气体需求、提高相关产品密封性、回收循环利用、提高能效等也是有效的控制措施。

8.5.5 明确针对 HFCs 的管理机构和体系

现有控制耗损臭氧层物质的政策管理体系是最适合控制管理 HFCs 的体系，其体现在以下四个方面：（1）从 CFCs、HCFCs 等耗损臭氧层物质到温室气体 HFCs 均是氟化工行业的产品，绝大部分生产和消费 CFCs、HCFCs 的企业，也是生产和消费 HFCs 的企业，也就是说被管理对象基本不变（初步估计 80%企业参与过淘汰 ODS 的行动）。（2）HFCs 消费应用的行业、产品，基本是 CFCs、HCFCs 消费应用行业和产品；所涉及的产品技术、标准均是相近的。从管理机构、专业、专家绝大部分是相同的。（3）CFCs、HCFCs 到 HFCs 其实均是化学品，其产生的问题也均是全球环境问题，是环境保护部门的职责。（4）现有的控制耗损臭氧层物质的政策管理体系历经 20 余年的发展，建立了从部门、协会、企业、专家、公众到国际机构参与的机制，已经培养了大批人才，具备了良好的基础。有条件在短时间启动对 HFCs 等含氟温室气体的管制。因此尽快确定现有控制耗损臭氧层物质的管理体系对管理控制 HFCs 等含氟温室气体的地位和职责，对中国在相关国际谈判中争取主导地位和保护国家利益，尽早制定中国相关战略和政策，顺利开展控制含氟温室气体排放的活动是十分重要的紧迫的。

参考文献

- A.D. Little, Inc. Global Comparative Analysis of HFC and Alternative Technologies for Refrigeration, Air Conditioning, Foam, Solvent, Aerosol Propellant, and Fire Protection Applications. Final Report to the Alliance for Responsible Atmospheric Policy. Acorn Park, Cambridge, Massachusetts, USA, 2002, 1-150. <http://www.arap.org/adlittle/toc.html> (assessed on Mar. 21, 2010).
- AFEAS. Production, Sales, and Atmospheric Release of Fluorocarbons through 2007. <http://www.afeas.org/overview.php> (assessed on Mar. 12, 2011)
- Ashford, P. Emissions from Foams—Predicting, monitoring, reporting and reducing. In: Proceedings of the Joint IPCC/TEAP Expert Meeting on Options for the Limitation of Emissions of HFCs and PFCs 1999: 26-28.
- Ashford, P., Clodic, D., McCulloch, A., et al. Emission profiles from the foam and refrigeration sectors comparison with atmospheric concentrations. Part 1: Methodology and data. *International Journal of Refrigeration*, 2004, 27: 687-700.
- Ashford, P., Clodic, D., McCulloch, A., et al. Emission profiles from the foam and refrigeration sector compared with atmospheric concentrations. Part 2: Results and discussion. *International Journal of Refrigeration*, 2004, 27: 701-716.
- Atul, S.P., Devotta, S. Experimental assessment of HC-290 as a substitute to HCFC-22 in a window air conditioner. In: Natural refrigerants sustainable ozone- and climate-friendly alternatives to HCFCs. Germany: GTZ, 2008: 209-220
- Barrault, S., Benouli, J., Clodic, D. Analysis of the economic and environmental consequences of a phase out or considerable reduction leakage of mobile air conditioners. Report for the European commission, Armines, Paris, France. 2003
- Campbell, N.J., McCulloch A. The climate change implications of manufacturing refrigerants: A calculation of 'production' energy contents of some common refrigerants. *Trans Ichem*. 1998, 76B: 239-244
- CIES (Interministerial Commission on the Climate Change). National communication under the UN Framework Convention on Climate Change. 2001. <http://unfccc.int/resource/docs/natc/france3.pdf> (assessed on Jan. 12, 2010)
- Cunnold, D.M., Fraster, P.J., Weiss, R.F., et al. Global trends and annual releases of CFC13 and CF2Cl2 estimated from ALE/GAGE measurement from July 1978 to June 1991. *Journal of Geophysical Research*, 1991, 99: 1107-1126
- den Elzen M.G.J., Swart, R.J., Rotmans, J. Strengthening the Montreal Protocol: does it cool down the greenhouse? *Science of the Total Environment*, 1992, 113:229-250.
- DETR (Department of the Environment, Transport and the Regions). Opportunities to minimize emissions of hydrofluorocarbon (HFCs) from the European Union. 2000. http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/sustdev/hfc_study_en.pdf (assessed on Jan. 12, 2010)
- Earth policy institute. Global carbon dioxide emissions from fossil fuel burning 1950—2006. http://www.earth-policy.org/index.php?/data_center/C23/ (assessed on Jan. 12, 2010)
- EU, the European parliament and the council of the European Union regulation (EC) No 842/2006

-
- of the European parliament and of the council of 17 May 2006 on certain fluorinated greenhouse gases. Official Journal of the European Union, 2006a, 49: 1-12.
- EU. Directive 2006/40/EC of the European parliament and of the council of relating to emissions from air-conditioning systems in motor vehicles and amending council directive 70/156/EEC. Official Journal of the European Union, 2006b, 161: 12-18.
- Environment Canada .Global Benefits and Costs of the Montreal Protocol. 1997.
- Fisher, D.A, Hales, C.H, Wang, W.C., et al. Model calculations of the relative effects of CFCs and their replacements on global warming. *Nature* 1990, 344:513–516.
- Fischer, S. K., Hughes, P.J., Fairchild P. D. Energy and globalwarming impacts of CFC alternative technologies, 1991. <http://www.ciesin.org/docs/011-459/011-459.html> (assessed on Mar. 19, 2010).
- Forster, P.M.D.F, Joshi, M. The role of halocarbons in the climate change of the troposphere and stratosphere. *Climatic Change*, 2005, 71: 249-266.
- Gamlen, P. H., Lane, B.C., Midgley, P.M., Steed J M. The production and release to the atmosphere of CCl₃F and CCl₂F₂ (chlorofluorocarbons CFC11 and CFC12).*Atmospheric Environment*, 1986, 20: 1077-1085.
- Greally, B.R., Manning, A.J., Reimann, S., et al. Observations of 1,1-difluoroethane (HFC-152a) at AGAGE and SOGE monitoring stations in 1994-2004 and derived global and regional emission estimates. *Journal of Geophysical Research- Atmospheres*, 2007, 112: D06308.
- Hansen J, Lacis A, Prather M. Greenhouse effect of chlorofluorocarbons and other trace gases. *Journal of Geophysical Research*, 1989, 94: 16417-16421.
- Harnisch, J., Hohne, N., Koch, M., et al. Risk and benefits of fluorinated greenhouse gases in practices and products and products under consideration of substance. Report prepared for the german federal environmental protection agency. 2003.
- Honeywell. Material Safety Data Sheet : <http://www51.honeywell.com/sm/genetron/common/documents/1234yf-MSDS.pdf> , 2008 (assessed on June 1, 2010).
- Huang, J., Prinn, R. Critical evaluation of emissions of potential new gases for OH estimation. *Journal of Geophysical Research*, 2002, 107,47-48.
- ICF International. Changes in HCFC consumption and Emissions from the U.S. proposed adjustments for accelerating the HCFC phaseout. NW Washington. http://ozone.unep.org/Meeting_Documents/mop/19mop/USA-HCFC-Accerelated-phase-proposal.pdf (assessed on Jan. 24, 2010).
- ICF International. Overview of HCFC consumption and available alternatives for Article 5 countries. 2008.http://ec.europa.eu/environment/ozone/pdf/icf_hcfc_background_doc.pdf (assessed on Mar. 12, 2010).
- James, M.C, Donald, J., Wuebbles, A.K. J. Impacts on global and climate from and emission of 2,2-dichloro-trifluoroethane (HCFC-123) *Climatic Change* 1999, 42: 439-474.
- James ,R.S., Steven, K., Fische, V.D., et al. Energy and global warming impacts of HFC refrigerants and emerging t echnologies. U.S. Department of Energy.1997, 1-228.
- Japan. Policies to Limit Emission of HFCs, PFCs, and SF₆ in Japan.2002, http://unfccc.int/files/methods_and_science/other_methodological_issues/interactions_with_ozonelayer/application/pdf/subjap.pdf (assessed on Jan. 12, 2010).

- Madrigal, A. China's 2030 CO₂ emissions could equal the entire world's today. 2008. <http://www.wired.com/wiredscience/2008/02/chinas-2030-co2/>
- McCulloch, A., Ashford, P., Midgley P.M. Historic emissions of fluorotrichloromethane (CFC-11) based on a market survey. *Atmospheric Environment*, 2001, 35: 4387-4397.
- McCulloch, A., Ashford, P., Midgley P.M. Releases of refrigerant gases (CFC-12, HCFC-22 and HFC-134a) to the atmosphere. *Atmospheric Environment*, 2003, 37: 889-902.
- McCulloch, A. Incineration of HFC-23 Waste Streams for Abatement of Emissions from HCFC-22 Production: A Review of Scientific, Technical and Economic Aspects. UK: Marbury Technical Consulting and University of Bristol. 2004.
- McCulloch, A., Lindley, A.A. From mine to refrigeration: a life cycle inventory analysis of the production of HFC-134a. *International Journal of Refrigeration*, 2003, 26: 865-872.
- McCulloch A, Lindley, A.A. Global emissions of HFC-23 estimated to year 2015. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 1560-1566.
- Metz, B. IPCC/TEAP special report on safeguarding the ozone layer and the global climate system: issues related to hydrofluorocarbons and perfluorocarbons. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
- Minh H.D., Gerard M., Didier H. A pro-active stratospheric ozone protection scenario. *Global Environmental Change*, 2003, 13: 43-49.
- Molina, M.J., Rowland, F.S. Stratospheric sink for chlorofluoromethanes: chlorine atom-catalysed destruction of ozone. *Nature*, 1974, 249: 810-812.
- Montzka, S.A, Fraser, P.J, Butler J H, et al. Controlled substances and other source gases: Halocarbon lifetimes, ozone depletion potentials and global warming potentials, in scientific assessment of ozone depletion: 2002. Geneva, 2003, 47: 498-499.
- Montzka, S.A., Kuijpers, L., Battle, M.O. Recent increases in global HFC-23 emissions. *Geophysical Research Letters*, 2010, 37: doi:10.1029/2009GL041195
- Nakicernovic, N., Swart R. IPCC Special report of the intergovernmental panel on climate change. United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2000.
- Oka, T. Cost-effectiveness analyses of chemical risk control policies in Japan. *Chemosphere*, 2003, 53: 413-419.
- Onishi, H., Yajina, R., Ito S. LCCP of some HVAC&R Applications in Japan. Proceeding of the 15th Annual Earth Technologies Forum, Washington, D.C., USA, 2004.
- Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., et al. Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Kanagawa: institute for global environmental strategies for the IPCC, 2000.
- Prinn, R.G., Weiss, R.F., Miller B.P, et al. A History of chemically and radiatively important gases in air deduced from ALE/GAGE/AGAGE. *Journal of Geophysical Research*, 2000, 17:751-792.
- Reimannm, S., Schaub, D., Stemmler, K., et al. Halogenated greenhouse gases at the Swiss High Alpine Site of Jungfrauoch (3580 m asl): Continuous measurements and their use for regional European source allocation. *Journal of Geophysical Research*, 2004, 109: doi:10.1029/2003JD003923.
- Solomon, S., Daniel, J.S. Impact of the Montreal Protocol and its amendments on the rate of change

-
- of global radiative forcing. *Climatic Change*, 1996,32:7–17.
- Stohl, A., Kim, J., Li, S., et al. Hydrochlorofluorocarbon and hydrofluorocarbon emissions in east Asia determined by inverse modeling, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion*, 2010, 10: 2089-2129.
- UNEP. The Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. Montreal, 1987.
- UNEP. Handbook for the international treaties for the protection of the ozone layer.2003, <http://www.unep.org/Ozone/pdfs/Handbook-2003.pdf> (assessed on Mar. 22, 2010).
- United Nations. Kyoto Protocol To The United Nations Framework Convention On Climate Change. Kyoto: UN, 1998. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> (assessed on Mar. 22, 2010).
- UNEP. Production and consumption of ozone depleting substances under the Montreal Protocol. Kenya, 2005.
- UNEP. Action on ozone. Kenya, 2000.
- UNEP. Report of the nineteenth meeting of the parties to the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. 2007, UNEP/OzL.Pro.19/7
- UNEP. Environmental effects of ozone depletion and its interactions with Climate Change: Progress Report. 2009. http://ozone.unep.org/Assessment_Panels/EEAP/EEAP-Progress-report-2009.pdf (assessed on Mar. 12, 2010).
- UNEP. Production and Consumption of Ozone Depleting Substances under the Montreal Protocol 1986-2004, http://ozone.unep.org/Data_Reporting/ (assessed on April 11, 2010).
- UNFCCC/CCNUCC. Incineration of HFC-23 Waste Streams. <http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/0TRNGTH2M00EKXXJ924MUXOOUJ115V> (assessed on Nov. 6, 2010).
- USEPA. Endangerment and cause or contribute findings for greenhouse gases under the Clean Air Act. 2009, <http://www.epa.gov/climatechange/endangerment.html> (assessed on Dec. 11, 2009).
- USEPA. <http://www.epa.gov/Ozone/intpol/pograph.html> (assessed on April 11, 2010).
- USEPA. <http://www.epa.gov/ozone/snap/>(assessed on Mar. 12, 2011)
- Velders, G.J.M., Andersen, S.O., Daniel, J.S., et al. The importance of the Montreal Protocol in protecting climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104: 4814-4819.
- Velders, G.J.M., Fahey, D.W., Daniel, J.S., et al. The large contribution of projected HFC emissions to future climate forcing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106: 10949-10954.
- Wan, D., Xu, J.H., Zhang, J.B., et al. Historical and projected emissions of major halocarbons in China. *Atmospheric Environment*. 2009, 43: 5822-5829
- Wigley, T.M.L. Future CFC concentrations under the Montreal Protocol and their greenhouse-effect implications. *Nature*, 1988, 335: 333-335.
- Winfried, S., Andr é L. Emissions and reduction potentials of hydrofluorocarbons, perfluorocarbons and sulphur hexafluoride in Germany. Umweltbundesamt, UBA, 1999.
- WMO. Global ozone research and monitoring project. Scientific assessment of ozone depletion: 2006 .Geneva, 2007.
- WMO/UNEP. Scientific assessment of the ozone depletion: 2006- executive summary. The

scientific assessment panel of the Montreal Protocol on substances that deplete the ozone Layer. http://www.wmo.ch/web/arep/reports/ozone_2006/exec_sum_18aug.pdf. (assessed on 22th May., 2010).

Yunho, H., Jin, D.H., Radermacher R. Comparison of hydrocarbon R290 and two HFC blends R-404A and R-410A for medium temperature refrigeration applications. Ari Green program, 2004, <http://www.icarma.org/green/documents/GreenReportFinal-030404.pdf> (assessed on April 11, 2010).

Zhang, Q., Streets, D.G., Carmichael, G.R., et al., Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2009, 9: 5131-5153.

中文文献

IPCC/TEAP. 保护臭氧层和全球气候系统：与氢氟碳化物和全氟化碳相关的问题。ISBN: 929169-618-8, 2005.

IPCC. 国家温室气体清单优良作法指南。2006

IPCC. 2007 年第四次评估报告：气候变化科学依据的技术摘要。 <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-ts-cn.pdf>, (assessed on Mar. 21, 2010).

Julian, R., Bullet, D., HVAC manufacturer's experience in changing from HCFC refrigerants to HCF and natural refrigerants. ODS 淘汰暨 HCFCs 替代技术发展国际论坛文集。北京, 2007.

Lundin, N., 李田. CDM 项目中的技术转让：问题与政策建议。 *环境保护*, 2008, 21: 63-65.

Scott, J.C., Janet, M.T. 环境经济学与环境管理。北京：清华大学出版社，2006.

UNEP. 总结可以公开获得的信息，说明清洁发展机制运作的有关内容以及作为可计入额度的 HCFC-22 产量。 <http://www.multilateralfund.org/files/57/57Inf1.pdf> (assessed on Mar. 21, 2010).

北京大学环境学院. 中国 HCFCs 控制战略报告。北京，2005.

北京大学环境学院. 中国 HCFCs 调查以及需求预测报告。北京，2005.

北京大学环境学院. 中国 ODS 替代品发展战略（二期）研究。北京，2007.

北京大学环境学院. 中国长期管理氟氯烃（HCFCs）战略研究。北京，2006

陈武, Mark, S.P. R410A 与 HCFC-22 在家用空调中的应用比较。 *建筑科学*, 2007, 23: 54-57

程声通, 陈毓龄. 环境系统分析。北京:高等教育出版社, 1990.

国家发展和改革委员会应对气候变化司. CDM 项目数据库：批准项目数按减排类型分布图表 <http://cdm.ccchina.gov.cn> (assessed on Nov. 6, 2010).

国家环保总局环境规划院国家信息中心. 2008- 2020 年中国环境经济形势分析与预测。北京：中国环境科学出版社，2008

侯余波, 付祥钊, 郭勇. 用 DOE-2 程序分析建筑能耗的可靠性研究。 *暖通空调*, 2003, 3: 90-92.

胡建信, 等. 中国制冷维修行业 CFCs 淘汰战略。北京：中华人民共和国国家环保总局，2003.

胡建信, 等. 中国汽车空调行业 HFC-134a 需求和排放预测。2009 年气候变化研究进展, 1-6.

李春梅, 胡建信, 徐建华, 等. 消耗臭氧层物质对平流层臭氧的影响预测。 *中国环境科学*, 2005, 25: 142-145.

李红兵. 中国工商制冷行业 CFCs 的淘汰进展和面临的问题。 *制冷与空调*, 2004, 4: 52-54.

-
- 李红旗. 中国制冷空调维修行业 HCFCs 淘汰管理计划. 北京, 2010
- 李迅, 许顺才, 朱文华, 等. 21 世纪初期中国城市化发展态势与对策的探讨. 城市规划, 2000, 4: 55-63.
- 刘静茹, 周少祥. 基于供电煤耗预测的节能分析. 电力科学与工程, 2009, 4 : 54-58.
- 刘荣, 丁卫颂. 减轻环境污染的一种有效途径. 中国环境科学学会学术年会优秀论文集. 2006, 3444-3446
- 卢苇, 马一太. 中国中央空调的节能潜力预测. 制冷技术, 2004, 4: 18 - 21.
- 山东通佳机械有限公司. XPS 挤塑板生产线. <http://sdtongjia.cn.made-in-china.com/> (assessed on Mar. 21, 2010).
- 上海新兆塑业有限公司. 挤塑保温行业“洗牌”已开始. <http://zsm9999.excce.com/> (assessed on Mar. 21, 2010).
- 万丹. 中国卤代温室气体排放及典型地区大气浓度分布特征研究. 北京大学硕士毕业论文, 2009.
- 王超. 太阳能热水器行业 HCFC-141b 替代技术选择报告. 聚氨酯泡沫行业 HCFC-141b 替代技术研讨会文集, 2009: 28-31.
- 王美霞, 刘存芳. 碳氢化合物在制冷剂研究综述. 节能, 2003, 3: 6-9.
- 王绍勤, 倪震宇. 浅谈 HFC-23 清洁发展机制 (CDM) 项目风险. 有机氟工业, 2006, 3: 17-18.
- 王世国. 实施 CFCs 物质替代转换的中国工商制冷. 精细与专用化学品, 1999, 7: 35-36, 39.
- 王勇林, 保江. 中国煤炭需求的灰色预测模型. 辽宁经济职业技术学院学报, 2003, 3: 31-34.
- 徐国娇, 王红梅, 张磊. 哈尔滨市建设用地需求量预测. 国土资源情报, 2008, 9: 42-44.
- 徐辉, 潘绍忠, 王慧青. HCFC-22 产品市场分析及预测. 有机氟工业, 2006, 3: 19-20.
- 徐建华. 中国上空臭氧柱浓度和地面紫外辐射强度的预测. 北京大学硕士学位论文, 2003.
- 杨刚, 杨会娥, 李惠黎, 等. 新型制冷剂——HFO-1234ze 和 HFO-1234yf. 有机氟工业, 2009, 3: 16-20
- 杨虹. 中国 HCFC-22 的排放分配与浓度计算, 北京大学硕士学位论文, 2009
- 杨虹, 张剑波, 冯金敏. 中国 HCFC-22 的消费与排放清单及预测. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46: 251 - 257
- 张鑑民. 灰色系统理论在预测市场需求潜量中的应用. 商场现代化, 2006, 481: 58-59.
- 浙江省化工研究院. 中国 ODS 替代品发展战略 (二期) 研究, 杭州, 2007
- 中国石油和化学工业协会. 中国化学工业年鉴 2007. 北京: 中国化工信息中心出版社. 2008
- 中国制冷空调行业协会. 中国工商制冷空调行业 HCFCs 淘汰管理计划. 北京, 2008
- 中华人民共和国国家环保总局, 中国消防行业哈龙整体淘汰计划. 北京, 1997.
- 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2007. 北京: 中国统计出版社, 2008
- 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2009. 北京: 中国统计出版社, 2010
- 朱顺根. 四氟乙烯的生产与工艺 (一). 有机氟工业, 1997, 1: 4-27.
- 周茂林, 赵炳泉. XPS 聚苯乙烯发泡塑料板材市场前景广阔, 2008.
- 宗蓓华. 战略预测中的情景分析法. 预测, 1994, 13: 50-51.