

Globethics Repository

The logo for Globethics, featuring the word "Globethics" in white sans-serif font on a blue rectangular background.

影响中国环境政策执行效果的因素分析 = China's environmental policy factor analysis of its implementation

This page was generated automatically upon download from the Globethics Repository.
More information on Globethics see <https://www.globethics.net>. Data and content policy of Globethics Repository see <https://repository.globethics.net/pages/policy>.

Item Type	Book
Authors	Bao, Ziran
DOI	10.58863/20.500.12424/228112
Publisher	Globethics.net
Rights	Attribution-NonCommercial-NoDerivs 2.5 Generic deed (CC BY-NC-ND 2.5)
Download date	2026-09-08 02:11:11
Item License	https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/
Link to Item	http://hdl.handle.net/20.500.12424/228112

鲍自然

Bao Ziran

影响中国环境政策 执行效果的因素分析

China's Environmental Policy
Factor Analysis of its Implementation

影响中国环境政策
执行效果的因素分析

*China's Environmental Policy
Factor Analysis of its Implementation*

影响中国环境政策
执行效果的因素分析
*China's Environmental Policy
Factor Analysis of its Implementation*

鲍自然

Bao Ziran

全球伦理网中国伦理系列 (Globethics.net China Ethics Series)

丛书编辑: 克里斯托夫 司徒博教授, 全球伦理网执行董事及瑞士巴塞尔大学伦理学教授。(Christoph Stückelberger and Liu Baocheng)

全球伦理网中国伦理系列 2 (Globethics.net China Ethics 2)

鲍自然 (Bao Ziran)

影响中国环境政策执行效果的因素分析

China's Environmental Policy. Factor Analysis of its Implementation.

日内瓦: 全球伦理网, 2015

DOI: 10.58863/20.500.12424/228112

ISBN 978-2-88931-052-4 (在线版本)

ISBN 978-2-88931-051-7 (印刷版本)

© 2015: 全球伦理网

编辑管理: 伊尼亚斯 哈茨 (Ignace Haaz)

全球伦理网总部

150 route de Ferney

1211 Geneva 2, Switzerland

网址: www.globethics.net/zh/publications

邮箱: publications@globethics.net

2015年所有关于本文本的网络链接已受验证。

本书可免费下载, 印刷版本可从 www.globethics.net/publications 出版物订购。
同时提供英文版。

©版权是共同创作版权 2.5。意思是: Globethics.net 授予下载和打印电子版本权利, 在以下三种情况下可免费分发和传播: 1) 署名: 用户必须如上所述, 归类书目数据, 必须清楚标明该作品的许可条款; 2) 非商业化。用户不得将本作品用于商业目的或出售 3) 保留原著。用户不得修改, 转换或者加工本作品。本规定不可影响或限制作者的精神权利。全球伦理网有权免除这些条件, 尤其是在其他大洲和不同语言版本的印刷和出售。

目录

摘要.....	13
第 1 章 绪论.....	15
1.1 研究背景.....	15
1.2 研究对象的界定.....	24
1.3 研究现状综述.....	25
1.4 研究目标.....	43
第 2 章 研究思路、分析框架及相关理论.....	45
2.1 研究思路.....	45
2.2 分析框架.....	47
2.3 基本假设.....	51
2.4 研究涉及的相关理论.....	57
第 3 章 环境政策质量对环境政策执行的影响.....	87
3.1 中国环境政策体系.....	87
3.2 命令-控制型环境政策的质量对政策执行效果的影响.....	98
3.3 基于市场的环境经济政策的质量对政策 执行效果的影响.....	148
第 4 章 环境政策执行资源分析.....	165
4.1 权威资源.....	165
4.2 人力、财力和物力资源.....	168
4.3 信息资源.....	177
4.4 本章小结.....	188

第 5 章	中国环境管理体制对环境政策执行的影响	191
5.1	中国的国家机构	191
5.2	环境管理体制的内涵.....	193
5.3	我国环境管理体制的机构设置.....	193
5.4	环境管理职能划分对环境政策执行的影响	197
5.5	环境管理运行机制对环境政策执行的影响	201
5.6	完善环境管理体制的建议	228
5.7	本章小结	235
第 6 章	中国现行财政体制对环境政策执行的影响	237
6.1	地方财权导致的环境政策执行困境.....	237
6.2	现行财政体制催生地方保护主义.....	240
6.3	现行财政体制的弊端.....	245
6.4	现行县级财政体制对环境政策执行的影响	253
6.5	环境保护投资策略影响环境污染治理的成效	261
6.6	本章小结	267
第 7 章	地方政府行为分析	271
7.1	地方政府与中央政府之间的博弈.....	271
7.2	地方政府之间的博弈.....	301
7.3	本章小结	312
第 8 章	环境政策执行过程中企业的行为分析	315
8.1	企业的环境行为	316
8.2	企业环境管理的驱动力.....	320
8.3	企业与地方政府间的博弈分析.....	329
8.4	基于合作博弈的自愿性环境协议.....	339
8.5	本章小结	344

第 9 章	问卷调查.....	347
9.1	问卷调查的文容.....	347
9.2	问卷调查的目的.....	349
9.3	调查结果求值及分析.....	349
9.4	本章小结.....	362
第 10 章	结论和政策建议.....	365
10.1	主要研究结论.....	365
10.2	政策建议.....	375
附录	关于环境政策执行情况的调查问卷.....	381
参考文献		387
后记		419

Table of Contents

Abstract	13
1 Introduction	15
1.1 Research Background	15
1.2 Definition of Research Objects	24
1.3 Review of Current Research	25
1.4 Research Objectives	43
2 Methodology of the Research.....	45
2.1 Methodology of the Research	45
2.2 Analytical Framework.....	47
2.3 Basic Assumptions	51
2.4 Relevant Research Theories	57
3 The Impact of Environmental Policy Quality on its Implementation	87
3.1 China's Environmental Policy System.....	87
3.2 The Command – Control Type of the Environmental Policy to the Effects of its Implementation	98
3.3 The Market Type of Environmental and Economic Policy to the Effects of its Implementation	148
4 Resources Analysis on Environmental Policy's Implementation	165
4.1 Authoritative Resource.....	165
4.2 Human, Financial and Material Resources.....	168
4.3 Information Resource.....	177
4.4 Chapter Summary	188

5 China's Environmental Management System on the Implementation of its Environmental Policy191

5.1 Chinese State Institutions.....	191
5.2 Connotation of the Environmental Management System.....	193
5.3 Institutional Structure of the China Environmental Management System.....	193
5.4 The Impact of Environmental Management Divisions and Functions on the Implementation of Environmental Policy..	197
5.5 The Impact of Environmental Management and Operation Mechanism on Implementation of Environmental Policy.....	201
5.6 Recommendations for Improving the Environmental Management System.....	228
5.7 Chapter Summary	235

6 China's Current Financial and Fiscal System on the Implementation of its Environmental Policy237

6.1 Difficulties in Implementating Environmental Policy due to the Local Financial and Fiscal Powers	237
6.2 The Existing Financial and Fiscal System Facilitating Local Protectionism	240
6.3 Shortcomings of the Existing Financial and Fiscal System	245
6.4 Effects of the Existing County-level Financial and Fiscal System on the Implementation of Environmental Policy.....	253
6.5 Environmental Protection Investment Policy Affects the Effectiveness of Environmental Pollution Control	261
6.6 Chapter Summary	267

7 Analysis of Local Government Behavior	271
7.1 Games between the Local Governments and the Central Government.....	271
7.2 Games among the Local Governments	301
7.3 Chapter Summary	312
8 Analysis of the Corporate Behavior in the Process of Implementating Environmental Policies.....	315
8.1 Environmental Behavior of Enterprises	316
8.2 The Driving Forces of Corporate Environmental Management.....	320
8.3 Game Analysis of Enterprises and Local Governments	329
8.4 Voluntary Environmental Protection Agreement Based on Cooperative Game.....	339
8.5 Chapter Summary	344
9 Questionnaire.....	347
9.1 Content of Questionnaire	347
9.2 The Purpose of the Survey	349
9.3 Evaluation and Analysis of the Survey Results.....	349
9.4 Chapter Summary	362
10 Conclusions and Policy Recommendations.....	365
10.1 The Main Conclusion of the Study	365
10.2 Policy Suggestions	375
Appendix: Questionnaire on the Implementation of the Environmental Policy	381
References	387
Postscript	419

图表索引

表 1-1 淡水环境污染状况	20
表 1-2 渔业污染造成的经济损失情况	20
表 3-1 部分环境与资源法律、法规	90
表 3-2 一些重要的环境保护制度	92
表 3-3 中国已实施或正在尝试的基于市场的环境经济政策 ...	94
表 3-4 设置“三同时”制度条款的环境保护法律	124
表 3-5 “三同时”制度执行情况统计表	125
表 3-7 上海市 2003 年-2006 年 环境违法企业违法事项统计表环	129
表 3-8 我国排污许可证实施情况	133
表 3-9 限期治理和关停并转迁的实施情况	139
表 3-10 1995-2012 年造纸及纸制品业废水排放量及其占	139
表 3-11 2002-2010 年全国造纸企业数	142
表 3-12 污染物 COD 削减量与达标治理成本	157
表 3-13 不同收费标准下的 COD 平均削减率	157
表 4-1 1997-2012 年全国环境监察机构个数及人数	169
表 4-2 1997-2012 年全国环境监测站个数及人数	171
表 4-3 2000 年淮河流域各省 COD 排放统计数据对比 (COD 单位: 万吨)	183
表 5-1 1993-2012 年人大环保建议数和政协提案数	214
表 5-2 企业受到处罚后的不同对策选择排序	218
表 5-3 1990-2012 年群众来信、来访数量	221
表 6-1 地方政府的利益矩阵	241
表 6-2 1993-2012 年中央和地方财政收入比重	247
表 6-3 1993-2012 年中央和地方财政支出比重	248
表 6-4 2006-2012 年税收返还和转移支付占中央对地方	252
表 6-5 三种类型的县级财政	253
表 6-6 2009 年度安徽各县财政自给率	255
表 6-7 2007-2012 年中央政府环境保护支出 (单位: 亿元)	262
表 6-8 2007-2012 年地方政府环境保护支出 (单位: 亿元)	262
表 6-9 历年全国环保投资总量及占同期 GDP 的比例*	264
表 6-10 2001-2012 年全国环境污染治理投资情况*	264

表 9-1 调查对象学历分布情况	351
表 9-2 县级环境监测站的设立情况	352
表 9-3 县级执法机构人均拥有车辆数	352
表 9-4 环境政策执行效果调查结果平均值	353
表 9-5 环境政策执行效果调查中被调查者选择各分值的 百分比 (%)	356
表 9-6 各因素对环境政策执行的影响程度的平均值	357
图 2-1 研究思路的概念框架	46
图 2-2 逻辑分析框架	46
图 2-3 负外部性对资源配置影响的示意图	46
图 2-4 正外部性对资源配置影响的示意图	75
图 3-1 1996-2012 年全国排污费征收总额和征收企业数	151
图 3-3 1996-2012 年全国工业废水排放总量	153
图 3-4 1996-2012 年全国工业二氧化硫排放总量	154
图 3-5 1996-2012 年全国工业和生活 COD 排放量	154
图 5-1 中国环境管理体制	196
图 6-1 企业与各级政府的利益阶梯	243
图 7-1 环境保护领域的委托-代理关系	275
图 7-2 地方政府关于治理污染或执行环境政策的 博弈模型	308
图 7-3 奖励机制对博弈模型的影响 ($a>1$)	311
图 7-4 惩处机制对博弈模型的影响 ($b<1$)	312
图 8-1 利益相关方的类别	327
图 8-2 企业执行环境政策与地方政府监管博弈矩阵	330
图 8-3 地方政府承担失职责任时企业执行 环境政策与政府监管博弈矩阵	338
图 9-1 问卷地域分布情况	350
图 9-2 调查对象在各级执法机构中所占比例	351

摘要

本书在理性“经济人”假设、机会主义假设和资源稀缺性假设的前提下，以制度分析、行为分析和利益分析为主线，运用博弈论、委托-代理理论、公共选择理论，结合案例分析和问卷调查，分析了环境政策质量、政策执行资源、正式制度、政策执行主体和政策对象的行为、社会力量的监督等诸因素对环境政策执行效果的影响。最后，本书得出了六项有利于环境政策有效执行的建议。

第1章 绪论

1.1 研究背景

环境为人类生活和生产提供了必需的资源 and 条件，是人类赖以生存和发展的基本前提。环境资源具有公共物品的特征，而公共物品的有效保护和利用不能完全依靠市场机制和企业自律。市场在环境资源的配置方面的失灵是导致种种环境问题的主要原因，因此有必要通过政府干预来纠正这一市场失灵。环境政策、法规便是政府实施干预的手段。

中国的环境保护工作起步较晚，开始于 20 世纪 70 年代初的“三废”治理。而在改革开放之后，随着经济建设的突飞猛进以及国际合作的加强，环境问题在我国变得愈发严峻，来自国内外的压力与日俱增。我国在环境领域的立法是与改革开放总体战略的实施同步推进的，1978 年 3 月通过的《中华人民共和国宪法》规定：“国家保护环境和自然资源，防治污染和其他公害”，以基本大法的形式首次确认了环境保护是国家职能之一。自 1979

年9月《环境保护法》(试行)颁布实施以来,立法速度和广度取得了史无前例的成绩,中国已经形成了独具特色的环境法制体系。具体来说,中国的环境法制体系由三个基本层面组成:一是以宪法为首的法律和政策体系中涉及环境保护的条文,二是针对环境问题的专门性法律、法规和政策,三是中国加入和履行的有关环境问题的国际公约。截止到2010年年底,我国颁布并实施的环境保护方面的法律有10部,包括《环境保护法》、《固体废物污染环境防治法》、《大气污染防治法》、《水污染防治法》、《噪声污染防治法》、《海洋环境保护法》、《环境影响评价法》、《放射性污染防治法》、《清洁生产促进法》和《循环经济促进法》。有关资源保护方面的法律有9部,涉及野生动物、森林、草原、水、土地、矿产和文物等资源的保护。2008年,国务院发布的《中国法治建设白皮书》,系统总结了中国的环境法制状况,据该书统计,截止到2008年年底,我国颁布了800多项环境标准、50余件有关环境与资源保护的法规、660余项有关环境与资源保护的地方性法规和部门规章。

在履行国际公约方面,中国加入了50多项国际公约,涉及气候变化、化学品和危险废物、生物多样性保护、核与辐射安全以及臭氧层保护等方面,并且建立了履行国际公约的国内管理机制。截止2009年9月,我国共淘汰了21万吨消耗臭氧层物质,其中生产量约10万吨、消费量约11万吨,占有发展中国家淘汰量的50%;发

布了《中国生物多样性保护行动计划》，率先制定了《应对气候变化国家方案》

¹，以负责任的大国姿态与国际社会携手，共同应对全球环境的挑战。

目前，中国已形成了完善的环境政策体系，其中包括：1) 可持续发展的总方针；2) 以“三大政策”（一是预防为主，防治结合；二是谁污染谁治理；三是强化环境管理）和“八项制度”（环境影响评价制度、“三同时”制度、排污收费制度、排污许可证制度、限期治理制度、污染集中控制制度、城市环境综合整治定量考核制度、环境保护目标责任制度）为主的环境污染防治政策；3) 相关的环境经济政策；4) 资源节约和生态保护相关的环境政策。

改革开放的 30 多年中，环境领域的法律法规、政策和部门规章可谓层出不穷，但是并未对环境保护与污染防治产生预期效果，生态环境“边治理、边破坏，治理赶不上破坏”、“好转与恶化并存”和“局部好转、整体恶化”的趋势未得到根本扭转。环境问题已严重制约了我国经济与社会健康发展。突出表现在：

1、生态环境恶化：全国水土流失面积 356.92 万平方公里，占国土总面积的 37.2%，土地沙化面积已达 174 万平方公里；90%以上的天然草原退化，且每年以 200 万

¹环境保护部部长周生贤在全球环境合作高层论坛上的讲话，北京，2009 年 9 月 14 日。

公顷的速度增加；一些北方河流水资源开发利用超过了国际生态警戒线（30%-40%），流域生态功能严重失调，华北平原出现世界上最大的地下水位下降漏。²

2、大气污染：2005 年全国二氧化硫排放总量高达 2549 万吨，比 2000 年增加了 27%，³虽然 2007 年和 2008 年二氧化硫排放总量稍有下降，但二氧化氮排放浓度有增无减。2011 年上半年，39.8%的环保重点城市空气质量超标。⁴

2012 年，监测的 466 个市（县）中，出现酸雨的市（县）215 个，占 46.1%；环保重点城市中，83 个城市可吸入颗粒物年均浓度超标，占 73.4%。⁵2013 年，全国平均雾霾天数达 29.9 天，创 52 年来之最⁶“雾都”大面积出现，严重影响了公众的日常生活和身体健康。

3、水污染：全国水污染物排放总量明显超过环境容量，群众对水污染事件的反映和投诉越来越多。近年发生的环境群体性事件中，50%以上因水而起。⁷2005 年 11 月，中石油吉林石化公司双苯厂发生爆炸事故，大量污

²周生贤. 机遇与抉择-松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007, p. 50.

³周生贤. 机遇与抉择-松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007, p. 53.

⁴参见《2011 年上半年环境保护重点城市环境空气质量状况》. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201107/t20110730_215576.htm

⁵参见《2012 年中国环境状况公报》.

⁶参见《全国 2013 年雾霾天数创 52 年之最》.<http://www.tianqi.com/>

⁷周生贤. 机遇与抉择-松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007, p.52.

染物涌入松花江水体；哈尔滨、佳木斯等城市曾数天断水，因可能威胁俄罗斯的水源地而一度引起国际社会的关注，事故的直接经济损失高达 6908 万元。该事件标志着中国进入了水污染事故的高发期，2006 至 2008 年，全国水污染事故分别为 482、178 和 198 起。⁸2007 年 5 月，太湖水域蓝藻爆发，导致无锡市大部分城区饮用水危机和继发的纯净水抢购风潮；2011 年，太湖水域蓝藻再次爆发。2008 年 6 月，云南九大高原湖泊之一的阳宗海水体中的砷浓度超出饮用水安全标准，直接危及 2 万人的饮水安全。2009 年 2 月，钾盐废水排放导致盐城市供水被迫中断 66 小时以上，造成直接经济损失 540.21 万元⁹

更为严峻的是，黄河、长江、淮河以及海河等四大流域的整体污染已经成为常态。¹⁰尽管十多年来国家斥巨资治理“三湖”水污染，滇池的水质一直未能摆脱劣 V 类，太湖和巢湖的水质稍微有所改善，但仍处于污染状态（表 1-1）。2012 年全国地表水总体仍为轻度污染。¹¹地表水遭到污染后，污染物会向底层深处逐步渗透，目前中国约 1/2 的城市市区地下水污染严重。¹²

⁸参见历年《全国环境统计公报》。

⁹杨东平. 中国环境发展报告(2010)[M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2010, p.265.

¹⁰杨东平. 中国环境的危机与转机(2008)[M]. 北京: 社会科学文献出版社, 2008.3, p. 35.

¹¹参见《2012 年中国环境状况公报》。

¹²周生贤. 机遇与抉择-松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007, p. 50.

年份	七大水监测断面中劣V类水质所占比例(%)	太湖水质	巢湖水质	滇池水质	国控重点湖(库)中劣V类水质湖所占比例 (%)
2003	29.7	劣V类	劣V类	劣V类	39.3
2004	27.9	劣V类	劣V类	劣V类	37
2005	27	劣V类	劣V类	劣V类	43
2006	28	劣V类	V类	劣V类	48
2007	23.6	劣V类	劣V类	劣V类	39.3
2008	23.6	劣V类	劣V类	劣V类	39.9
2009	18.4	劣V类	V类	劣V类	34.6
2010	16.4	劣V类	V类	劣V类	38.5
2011	13.7	IV类	V类	劣V类	7.7
2012	10.2	IV类	IV类	劣V类	11.3

表 1-1 淡水环境污染状况

数据来源：历年《中国环境状况公报》。

近岸海域环境状况不容乐观。2001-2012 年，每年公布的《中国渔业生态环境状况公报》都称，“局部渔业水域污染仍比较严重，主要污染物为氮、磷和石油类。”虽然渔业污染事故和污染直接经济损失近两年有所下降，但污染造成的天然渔业资源损失却居高不降（表 1-2）。

表 1-2 渔业污染造成的经济损失情况

年份	渔业污染事故 (次)	污染直接经济 损失 (亿 元)	可测算天然渔业 资源经济损失 (亿元)
2001	1242	3.5	30
2002	1255	3.88	27.5
2003	80	7.13	36.36
2004	1020	10.8	36.5
2005	1028	6.4	45.9
2006	1463	2.43	36.43
2007	1442	2.98	53.9
2008	1025	1.65	49.85
2009	1049	1.87	51.33
2010	933	3.82	56.93
2011	680	3.68	84.26
2012	424	0.16	83.18

数据来源：历年《中国渔业生态环境状况公报》

4、土壤污染：土壤污染程度加剧，表现为：1）土壤污染范围扩大，不仅部分耕地受到污染，一些城市和矿山的土壤污染问题也愈发严重；2）土壤污染的类型日趋多样，既有重金属、农药、抗生素和持久性有毒有机物等污染，又有放射性、病原菌等污染；3）土壤污染负

荷加大，由于重金属和难降解的有机污染物在土壤中长期累积，土壤污染负荷不断加大。¹³

我国重金属污染的土壤面积达 2000 万公顷，占总耕地面积的 1 / 6。首先，因工业“三废”污染的农田近 700 万公顷，使粮食每年减产 100 亿公斤。其中，在一些污灌区土壤中，镉的污染超标面积近 20 年来增加了 14.6%，在东南地区，汞、砷、铜、锌等元素的超标面积占污染总面积的 45.5%。长江三角洲地区 10% 的土壤因多种重金属污染而基本丧失了生产能力，某些农作物重金属含量超标多达 5 倍，而太湖流域的农田土壤中，15 种多氯联苯同系物检出率为 100%，六六六、滴滴涕超标率为 28% 和 24%。¹⁴

5、农村环境污染：农村地区的点源污染与面源污染共存，生活污染和工业污染叠加，新老污染交织。加之工业及城市污染向农村转移，农村面临环境污染和生态破坏的双重威胁。根据水利部农水司的调查，2006 年，全国农村有 3 亿多人口仍在饮用不合格的水，其中约有 1.9 亿人的饮用水含有超标的有害物质。河北涉县、河南沈丘县、天津北辰区、陕西华县、江苏阜宁县、广东翁源县等地区频频出现的“癌症村”等，无不和饮用水污

¹³周生贤. 机遇与抉择-松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007, p.55.

¹⁴赵其国. 不保“净土”，何谈“洁食”？中国财经报，2006 年 11 月 23 日第 003 版.

染有关。¹⁵频繁发生的农村儿童血铅超标事件和金属冶炼企业的污染密切相关。

同时，因环境问题引发的社会矛盾越来越激烈，已成为诱发群体事件的重要因素，环境问题严重影响了经济社会的可持续发展和公众的身体健康，也成为影响社会和谐的问题。

导致上述环境问题有两种可能，要么我国政府制定的环境政策无法达到环境保护的目标，要么就是环境政策的执行效果不佳。不可否认，作为最大的发展中国家，虽然环境保护早已列为国策，但政府在决策时未能把环境保护放在发展的首位。结果，当经济发展与环境保护发生冲突时，后者被置于从属地位。另外，我国环境与资源保护的立法和行政职责一直分散于众多部门，于是部门利益就会不可避免地反映在相关的法律法规、政策的制定之中。因此，个别环境政策缺乏科学性、合理性在所难免。而我国环境政策执行环节的问题更加突出。近年来，重大环境问题越来越多地属于政策执行的范畴，或越来越密切地与政策执行相关。比如，2007年上半年国家环保总局¹⁶检查的11个省（自治区）的126个工业园区中，有110个存在违规审批、越权审批、降低环评等级和不落实“三同时”等环境违法问题，占抽查总数的87.3%；

¹⁵ 人民网：我国水污染事故频发 污染责任人却鲜受惩处 .http://env.people.com.cn/GB/4827758.html

¹⁶ 国家环境保护部已于2008年3月27日正式挂牌。文中按照所处的时期使用当时的机构名称。

在抽查的75家城镇污水处理厂中，有38家存在运转不正常、处理不达标或停运的现象，占抽查总数的50.6%；在检查的529家企业中，有234家企业存在环境违法行为，占抽查总数的44.2%¹⁷。2009年，9部委联合开展环保专项行动，抽查了9123家企业，违法企业占23.9%；而在环境保护部环境监察局组织的建设项目专项检查中，检查组抽查了313个项目（涉及23个省的72个地市），发现19.3%违反环境影响评价法、9.6%的取缔关闭企业存在取缔关闭不彻底或反弹问题、25%的重点污染源存在污染治理设施不正常运转的问题。¹⁸因此，本书的视角确定为环境政策执行，探究哪些因素会对环境政策执行效果产生影响。

1.2 研究对象的界定

1.2.1 环境政策

本研究中的环境政策不是指某项具体的环境政策条文，而是广义的环境政策，指中央或各级政府在一定时期为保护环境，实现社会的可持续发展而制定的行为准则和行动策略，是一系列与环境保护相关的政策、法律、法规、部门规章、地方法规、地方规章、环境标准及其配套的相关措施的总称。环境政策属于公共政策。

¹⁷ 郅建荣. 工业园区环境违法率高达 87.3%. 法制日报, 2007 年 7 月 5 日第 7 版.

¹⁸ 《中国环境年鉴》编辑委员会. 中国环境年鉴[M]. 北京: 中国环境年鉴社, 2010, p. 325.

1.2.2 环境政策执行

环境政策执行就是在环境政策方案正式出台后，环境政策执行者通过建立组织机构，运用各种政策资源，采取解释、宣传、实验、执行、与监控等措施，将环境政策观念形态的内容转化为实际效果，从而实现环境政策目标的活动过程。

为实现环境政策目标而采用的措施被称为环境政策工具。在环境政策领域，人们习惯将环境政策工具统称为环境政策，本研究所指的环境政策执行包括具体环境政策的执行、各种环境政策工具的运用以及环境执法。

1.3 研究现状综述

既然环境政策属于公共政策的范畴，因此有关公共政策执行的研究将对本研究有借鉴意义。对公共政策执行的研究始于20世纪70年代，到目前为止，国外学者提出了多种关于政策执行研究的途径、理论与模式，其中关于影响公共政策有效执行因素的研究各有侧重。我国对政策执行的研究起步较晚，相关论文直到20世纪90年代中期才陆续问世。关于政策执行的系统的研究成果并不多见，多数停留于介绍国外政策执行的研究成果。而国内外对环境政策执行的研究，多数局限于对某些影响因素的经验性实证分析，目前尚未有研究环境政策执行的系统性成果。

1.3.1 公共政策执行研究

1.3.1.1 国外研究

美国早期的政策执行研究多数是通过分析某个具体案例得出政府是否有效地执行了某项计划的结论,由于学者选择的案例大都是不成功的计划,因此得出的结论大部分是悲观的。由于研究的起点是政府的政策决策,因此被称为自上而下的研究途径(Top-down approach)。该领域的代表人物包括德斯科(Derthick, 1972)、普雷斯曼和韦达夫斯基(Pressman & Wildavsky, 1973)、墨菲(Murphy, 1973)和巴达克(Bardach, 1974)。普雷斯曼等对美国联邦政府旨在创造就业机会的政策项目——“奥克兰计划”执行展开了跟踪研究,结果表明,该计划背离了政策意图,未能实现预定的目标,根源在于执行方式出现了偏差,尤其是“联合行动”导致了项目的失败。该研究引起了学界和政界的轰动,而根据其研究报告出版的《执行》一书更被学界认定为“执行运动”的发端。

学者们继而开始运用比较的观点探讨政策执行问题,希望采取特定的变量和概念性框架来解释影响政府层级间政策计划成功执行的因素,不同的政策执行模型应运而生。史密斯提出的政策过程模型(T. B. Smith, 1973)、米特和霍恩提出的系统模型(D. S. Van Meter and C. E. Van Hon, 1975)、萨巴蒂尔和马兹曼尼安提出的综合模型(P. Sabatier and D. Mazmanian, 1979)都采用了自

上而下的研究途径。三种模型具体如下：

过程模型：史密斯是最早构建影响政策执行因素及其过程模型的学者，他于 1973 年在《政策执行过程》(The Policy Implementation Process)一文中提出了一个描述政策执行过程的模型。¹⁹史密斯认为，政策执行过程中所涉及的重大因素包括如下 4 个方面：²⁰

- (1) 理想化的政策，指正确、合理以及可行的政策。
- (2) 执行机构，指政府机构中负责执行政策的单位。
- (3) 政策对象，指政策的作用对象，他们受政策最直接的影响，其行为必须做出适当的调整以符合政策要求。
- (4) 环境因素，指政治、经济、文化、社会等环境中那些影响政策执行的因素。不同的政治、经济、文化等因素对不同的政策发挥着不同程度的影响。例如，不同的社会制度所采用的公共政策，在考虑利益主体方面的程度和内容是有所区别的。

具体地说，政策的形式、类型、渊源、范围及受支持度、社会对政策的印象；执行机构的结构与人员、主管领导的领导方式和技巧、执行的能力与信心；政策对

¹⁹转引自陈振明. 政策科学—公共政策分析导论(第二版)[M]. 北京:中国人民大学出版社, 2006, p.285

²⁰T. B. Smith. The Policy Implementation Process [J]. Policy Sciences, Vol. 4, No.2, 1973.

象的组织或制度化程度、接受领导的情形以及先前的政策经验；政治、经济和文化环境等均是政策执行过程中影响执行成败的关键因素。²¹

系统模型：系统模型是米德和霍恩在《政策执行过程：一个概念框架》（The Policy Implementation Process: A Conceptual Framework）一文中提出的。他们认为，政策执行过程受以下六个因素的影响：1）政策标准与目标；2）政策资源，包括资金、技术和政治支持；3）执行机构的特性，包括员工的能力、活力、与政策制定者的关系、领导层的风格、信息传达网络的性质、上级对下级的控制程度等；4）沟通和实施行动，沟通包括组织之间和组织内部的沟通，实施行动包括组织机制和程序、执行方式-上级政府提供政治、技术和资金支持、监督；5）执行人员的价值取向，包括对政策目标的认知程度和认可程度；6）政治、经济和社会环境等。²²

综合模型：萨巴蒂尔(P. Sabatier)和梅兹美尼恩(D. Maznania)于1979年在《公共政策的执行：一个分析框架》（The Implementation of Public Policy: A Framework of Analysis）一文中构建了一个完整的理论模型，后人称其为综合模型。

在诸多影响因素中，两位作者认为，下列六项是影

²¹陈振明. 政策科学-公共政策分析导论(第二版)[M]. 北京:中国人民大学出版社, 2006, p. 285.

²²D.S. Van Meter and C. E. Van Hon. The Policy Implementation Process: A Conceptual Framework [J]. Administration and Society, Vol. 6, No. 4, Feb 1975.

响政策有效执行的关键因素：

- (1) 清晰一致的目标：主要采取米德与霍恩的观点，清晰的目标不仅可以提供评估的标准，而且可以成为政策执行官员的重要法律来源。
- (2) 充足的因果理论：借鉴了普雷斯曼和韦达夫斯基的观点，即政策干预就是将实现社会变迁的理论与执行官员所具有的充分管辖权和政策调控能力相结合。
- (3) 合法的执行过程，以加强执行官员与政策对象对政策的遵从。
- (4) 执行官员的认同和能力，鉴于执行官员具有不可避免的自由裁量权，他们对政策目标的认同和利用现有资源的能力是非常重要的。
- (5) 利益集团和高层的支持。
- (6) 不会在本质上影响政治支持或因果理论的社会、经济状况的变化。²³

20世纪70年代末期和80年代初，另一派的政策执行学者（Lipsky, 1971; Ingram, 1977; Elmore, 1980; Hjern & Hull, 1982; Hanf, 1982）批评自上而下的研究途径，开始尝试采用自下而上的研究途径（Bottom-up approach）。

²³ P.Sabatier and D.Mazmanian. The Implementation of Public Policy: A Framework of Analysis [J]. Policy Studies Journal, Vol.8, No.4, 1979-1980.

与自上而下途径不同，自下而上途径不以政策决策为研究起点，而是从分析活跃于基层的多元行动者入手，分析他们如何影响政策目标。这种研究途径不再有政策制定、执行和再制定过程，而是聚焦于操作层面（或基层）的多元行动者追求各自目标的策略上。结果表明，基层的行动者在追求自身目标的过程中常常使中央的计划偏离预期目标。围绕如何有效地贯彻执行公共政策这一中心点，该途径的基本观点可以归纳如下：

- （1）有效的政策执行包含多元组织的执行结构；
- （2）政策执行以计划理性，而非组织理性为基础；；
- （3）有效的政策执行取决于多元执行者执行效果，与政策制定者的美好意愿无关；
- （4）有效的政策执行是多元执行者之间分工协作的结果，而非单一执行机构的行动结果；
- （5）有效的政策执行取决于基层执行机构的自由裁量权，而非上层的指挥命令系统；
- （6）在政策执行过程中，妥协、交易或联盟比监督更为重要。

自下而上的研究途径将注意力聚焦于一线的执行机构，为公共政策的执行开启了新的思路。当然，其缺陷也是辩证的，具体表现为：

- （1）夸大了基层执行官员的自由裁量权；
- （2）执行者的具体情形，如资源的拥有状况、采取的

策略、讨价还价的规则等，并没有被纳入研究的范围；

- (3) 只关注政策执行者的行为，而不关心政策是否已经得到执行；
- (4) 忽视或者起码不恰当地淡化了政策目标的作用；
- (5) 不认同政策制定和政策执行两个层面的有机联系；
- (6) 由于不关注政策本身，因此无法进行政策评估。

24

自上而下和自下而上两种途径各有利弊，因此催生了第三代政策执行研究。第三代研究试图综合并超越自上而下和自下而上两种途径，将政策执行扩展到府际关系的范围和分析层面。20世纪80年代末期以来，高金等人（Malcolm L. Goggin, 1990）的府际间政策执行沟通模型和温特（Winter, 1990）的整合模型将公共政策执行问题又推进到地方政府之间合作和沟通的层面上来。

府际间政策执行沟通模型：府际间政策执行沟通模型（The Communication Model of Intergovernmental Policy Implementation）源自高金等学者于1990年出版的《政策执行理论与实务：迈向第三代政策执行模型》一书，如图1-1所示。²⁵

²⁴曹堂哲，政策执行研究三十年回顾——缘起、线索、途径和模型[J]. 云南行政学院学报, 2005 年第 3 期.

²⁵李允杰，丘昌泰，政策执行与评估[M]. 北京：北京大学出版社，2008, p.73.

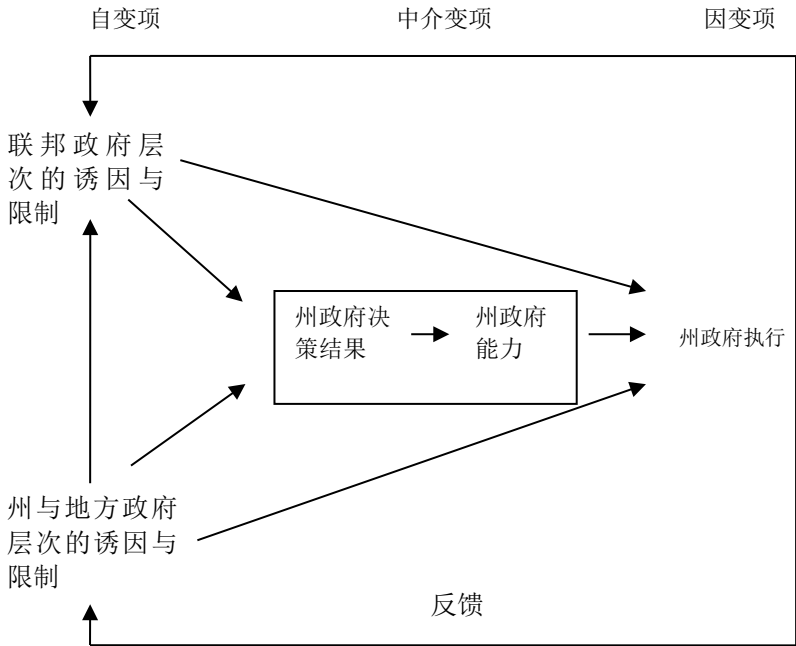


图 1-1 府际间政策执行沟通模型

他们认为，政策执行是一系列发生于不同历史阶段与具体空间的行政与政治决策和行动的系統过程。因此，研究公共政策的执行时，必须关注各个层次中执行的动态变化。

规划过程与执行结果模型：1990年，温特提出了规划过程-执行结果模型，如图1-2。²⁶自变项为政策规划过程与立法过程，影响该过程的因素包括：因果理论有效程度、象征性行动程度、规划过程中的冲突程度、被关注

²⁶李允杰，丘昌泰. 政策执行与评估[M]. 北京：北京大学出版社，2008, p.78.

程度。中介变项为执行过程，影响因素包括：组织间的执行行为、基层官僚行为、政策对象行为；执行结果主要受执行过程的影响，而政策规划过程与立法过程也通过政策执行过程的中介作用，间接地影响政策执行的结果。²⁷

综上所述，不同的模型从不同的角度描述和分析了政策执行过程，影响政策执行的因素也各有侧重。上述模型对确定中国环境政策执行的影响因素具有参考价值。

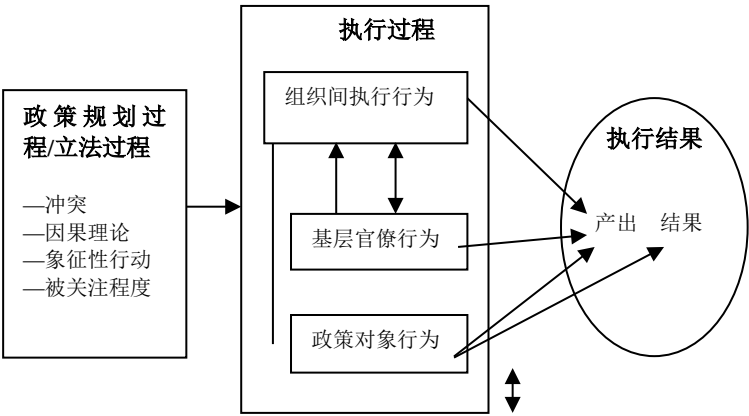


图 1-2 规划过程与执行结果

1.3.1.2 国内研究

20世纪90年代，国内学者开始关注公共政策执行研究，绝大部分有关政策执行的研究停留在介绍国外的研

²⁷李允杰，丘昌泰. 政策执行与评估[M]. 北京：北京大学出版社，2008. p.78.

究成果并作为一个章节包含在有关“政策学”或“公共政策学”的教科书中。20世纪末叶开始,研究政策执行的专著相继出版,比如李允杰、丘昌泰的《政策执行与评估》、丁煌的《政策执行梗阻及其防治对策:一项基于行为和制度的分析》、赵凯农等的《如何贯彻执行公共政策》、刘熙瑞的《公共管理中的决策与执行》、金太军等的《公共政策执行梗阻与消解》、张俊生的《公共政策的有效执行》等。丁煌以利益分析为基本方法论,分别从行为分析和制度分析两个方面对我国现阶段政策执行阻滞机制及其防治对策作了较为深入而系统的探索。他分析了正式制度和非正式制度对政策执行的影响,同时运用行为科学的方法分析了政策执行主体的行为对政策执行的影响,最后提出了应对措施。但是,作者的行为分析中没有系统地运用经济学的相关理论,而且未对政策对象的行为进行分析。其他著作大部分借用了国外政策执行的研究成果。

关于研究政策执行影响因素的学术论文,每个作者从不同角度分析影响政策执行的因素,各有其侧重点,比如,王玉明将影响政策执行效果的因素概括为:²⁸政策制定者与政策执行者的利益冲突;公共政策运行机制不健全;中央宏观公共政策执行过程中,中央政府对地方政府执行机关失控;公共政策执行者的素质缺陷。周向

²⁸王玉明. 公共政策执行失控: 探因与防治[J]. 岭南学刊, 1999年第4期.

红则认为,导致公共政策失真的原因包括:²⁹公共政策本身的不确定性和不清晰性;信息的偏向选择;信息伴随着传递环节的自然耗损;不同信息传播方式的局限性;监督机制的缺乏。吴胜和张凤军将影响中国公共政策执行的因素总结为:³⁰公共政策自身的问题、公共政策执行主体的问题、公共政策对象的问题、公共政策环境和资源的问题、以及所处体制的问题。杨菊先将影响中国公共政策执行的因素归纳为:³¹1)政策本身的障碍,包括政策方案欠合理,与实际情况相差甚远;政策方案不清晰、模棱两可;政策缺乏稳定性及协调性;政策资源欠充分,缺乏必要的信息与一定的权威;2)政策执行主体的障碍,包括政策执行主体追求自身利益;政策执行人员缺乏相应的素质;执行机构之间缺乏沟通与协调;3)公共政策执行环境的障碍,包括来自政策对象的障碍,主要是对政策的不顺从或不完全顺从;公共政策运行机制不健全;利益集团的压力;政策监控机制不健全。王春英则认为影响政策执行的因素包括:³²中央政府和地方政府之间的关系、机构设置欠合理、人事管理体制的不完善。

²⁹周向红. 浅论公共政策失真及其预防[J]. 理论探讨, 2002年第3期.

³⁰吴胜, 张凤军. 公共政策执行难的原因分析[J]. 中共成都市委党校学报, 2003年第5期.

³¹杨菊先. 公共政策执行障碍分析[J]. 湘潭大学学报(哲学社会科学版), 2004年第4期.

³²王春英. 论我国政策执行过程中的问题及其对策[J]. 云南行政学院学报, 2005年第2期.

1.3.2 环境政策执行研究

1.3.2.1 国外研究

国外环境政策执行的研究主要以个案为主，大多数研究者运用公共政策执行模型评价具体的环境政策的执行状况。比如林德森（Lindsey，1995）以在印第安纳州实施的腐蚀和沉淀控制项目为案例分析了萨巴蒂尔（P. Sabatier）和梅兹美尼恩（D. Maznanian）的综合模式中各因素对项目的影响，但该研究并未运用经济学理论。

有些学者将计量经济学的方法应用于环境政策执行领域，分析环境政策的监督实施（Enforcement）与合规（Compliance）之间的关系。比如格瑞（Gray）和德利（Deily）分别于1991年和1996年对美国的钢铁工业进行了计量经济学分析，考察关于大气污染控制的政策在该行业的执行情况，1991年得出的结论是：³³政策制定者监督政策实施的行动是以避免造成当地的调整成本为前提的。雇用当地劳动力多的工厂受到的监督实施的压力反而小；容易倒闭的工厂受到的监督实施压力也小；处于低就业率地区的工厂承受较高的监督政策实施的压力。工厂关闭的决定受政策制定者实施政策行动的影响。当预测到面临强有力的监督政策实施的压力时，工厂会选

³³Gray and Deily. Enforcement of Pollution Regulations in a Declining Industry [J]. Journal of Environmental Economics and Management 1991, 21: 260-274

择关闭。1996年他们又发现：³⁴小厂更有可能合规。对预期会合规的工厂和可能关闭的工厂，政策制定者会施加较小的压力；对于产生大量污染物的工厂，不管其合规状况如何，都要施加更大的压力。以往合规比率高的工厂更有可能继续保持合规。大公司和专业的炼钢公司遇到的监督实施压力较小，利润率高的公司遇到的监督实施压力也较小。拥有一个钢厂的公司和具有较高合规率的企业受到较大的监督实施压力。从事类似实证研究的学者包括里根（Regens et al, 1997）、莱普兰特和瑞斯通（Laplante & Rilstone, 1996）、海瑞森（Harrison, 1995）以及富乐（Fuller, 1987）等。

柯灵（Catherine LKling）³⁵运用博弈论分析了政府与企业之间关于排污收费和惩罚的问题，构建了政府关于排污权的收费机制模型，并进而得出如下结论：对于全局性的污染物，排污许可证可以进行拍卖；而针对局部性的污染物，其中部分许可证可以免费发放。阿莫切（Amacher）和马利克（Malik）³⁶用模型分析了政策制定者与排污企业之间的合作博弈与非合作博弈（Stackelberg 博弈），得出的结论是：合作博弈与Stackelberg 博弈相

³⁴Gray and Deily. Compliance and Enforcement: Air Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 31: 96-111.

³⁵Catherine L Kling. On the Long-Run Efficiency of Auctioned VS Free Permits (J). Economies Letters, 2000, 69: 235-238.

³⁶Amacher and Malik. Bargaining in Environmental Regulation and the Ideal Regulator. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 30:233-253.

比，其解决办法可以达到比较低的社会成本；如果政策制定者的目标函数与社会函数一致，也可以达到社会成本较低的解决办法。罗塞尔（C. S. Russell）等³⁷在Brams和Davis所建立的“说真话的博弈”（Truth Game）的基础上建立了“监测博弈”（Monitoring Game），并据此分析了环境执法机构与排污企业之间的博弈。

1.3.2.2 中国环境政策执行研究

（一）国外学者的研究

若斯（Lester. Ross, 1984）对中国的环境政策执行状况进行了分析。他将中国环境政策的执行方式分成三种，分别是规劝式运动手段（Exhortational Campaign）、官僚-行政手段、（BureaucraticAdministrative）、规范式市场手段（Regulated Market）（或经济手段），并以三废回收利用、1979年颁布的《环境保护法》的执行状况、排污收费为例依次分析了三种方式的执行效果。若斯的结论是：³⁸运动和行政手段是政治上可接受的，虽然有时党内支持两种手段的阵营不同。有时，运动作为行政手段的辅助出现，其他时间两者不可彼此替代，且都依赖调动公众的参与。当政治和社会矛盾升级时，运动就会被启用。运动得益于高层官员的支持，原因是能使官员摆

³⁷C. S. Russell, W. Harrington, and W. J. Vaughan. Enforcing Pollution Control Laws [M]. Washington, DC: Resources for the Future, 1986.

³⁸ Lester Ross. Implementation of Environmental Policy in China: A Comparative Perspective [J]. Administration and Society, 1984, 5: 489.

脱资源匮乏的困扰，而资源匮乏是影响第三世界国家政策执行的重要因素。由于环境政策是长期的，而运动和领导的关注都是短期的，因此运动不适合环境政策的执行。行政手段是政治安全型的执行手段，并且具有连续性和专业化的特点。当问题明确、易懂，而且提供标准的技术时，行政手段具有优势。但行政手段的弊端是，在较大的社会-政治体制内，行政手段会遭遇阻力；政策执行者会有意地制定一些符合自身利益的政策，结果会偏离政策制定者的初衷。行政手段的另一个缺点是成本太高，官僚拥有太高的固定成本，而且由于官僚机构运转有固定的预算，他们没有动力寻找有成本效益的方案。市场手段在中国受到政治上的质疑，广泛的采用遭到了反对，原因是市场手段将决定权由政府转移到企业或个人手中。由于价格不能反映稀缺性，而且缺乏有关产权的综合性法律体系，市场残缺在所难免。虽然市场手段具有上述缺点，只要能克服政治障碍，其应用范围是不容低估的。作者最后建议，最好将三种手段结合起来，同时并用。若斯的局限性在于，他只分析了政策执行手段对政策执行的影响。

马晓莹等（Xiaoying Ma & Leonard Ortolano, 2000）采用案例分析和现场访谈的形式分析了中国环境政策的执行状况。作者分析了正式制度、非正式行为准则（比如面子、关系、环保机构的行政级别等）对环境政策执行的影响，并指出各级环保机构的地位不利于污染削减。

韩国国立昌原大学的李周炯教授认为：³⁹环境政策的监督问题是中国环境政策低效率的重要原因之一。由于中央政府在制定政策之后，未能对其在地方的实行采取跟踪式的管理和监督，环境污染和破坏因此得不到有效治理，环保体系显得软弱无力。尤其，国家环境保护部门对地方和企业的执行力度较弱，很难构筑全方位的环境监督系统。因此，今后中央政府评价地方政府时，需要制定一个“亲环境”的评价基准，即，环保工作应作为更加重要的评价基准。

（二）国内学者的研究

国内对环境政策执行过程的研究还未见专门的著作，有些著作的个别章节涉及环境政策执行方面的论述，比如李康著的《环境政策学》、邹骥著的《环境经济一体化政策研究》、夏光著的《环境政策创新》和蔡守秋著的《环境政策学》。

未发现有关环境政策执行的博士论文。有一篇硕士论文是兰州大学雷青的《中国环境政策执行理论研究》，论文以退耕还林政策的执行为案例，分析了影响该政策执行的因素，包括政策本身的问题、基层政策执行者对政策的认知、相关利益群体间的沟通与协调、政策执行互动机制的缺失。之后，作者构建了政府、污染承受者、污染排放者、环境NGO互动模式。然而，在当今的中国，

³⁹李周炯. 中国环境政策执行存在的问题及对策[J]. 国家行政学院学报, 2009.4.

污染承受者和环境NGO属于弱势群体，上述互动模型可能不具备现实意义，而且作者总结的政策执行影响因素有失全面。

一些环境执法的硕士论文，如马慧的《环境行政执法机制比较研究》和张岳武的《中国环境执法困境及其完善机制研究》，都是从环境法的角度研究环境执法的某一侧面。

多数学术论文对环境政策执行（实施）的某一侧面进行了研究。比如：林梅从制度分析的角度入手，以洞庭湖区实行的“平垸行洪、退田还湖、移民建镇”政策为例，探讨环境政策实施过程中的机制问题。作者认为：⁴⁰由于政策制定的不完全性、人们对政策与环境的认知差异、正式规则与非正式规则的互补与摩擦、组织借助中的规范多重性以及政策实施中监控问题的存在，导致政策执行有可能偏离决策者的初衷而出现意想不到的结果。苏时鹏等⁴¹用博弈论分析了绿色政策的执行过程，认为绿色政策的执行过程实质上就是政府与企业之间利益调整的博弈过程，在此过程中，作为履行环境监督管理职责代理人的地方环境行政机构自身利益的驱动因素不可忽视；政府的信誉在执行绿色政策的过程中是一项可资利用的资产，如能恰当运用，可以起到降低监督成本和提

⁴⁰林梅. 环境政策实施机制研究-一个制度分析框架[J]. 社会学研究, 2003 年第 1 期.

⁴¹苏时鹏等.绿色政策执行的博弈分析[J].中国环境管理, 2003 年第六期.

高政策效果的作用；当政府与企业的利益能够达成一致时，绿色政策的选择是恰当的、执行是有效的。反之，要么政府调整政策目标或政策工具、要么企业调整其决策及行为，双方进入新一轮政策博弈，经过多番的博弈与磨合，双方最终形成博弈均衡状态，即政策效果与政策目标一致。研究得出如下结论：追求利益最大化的企业具有相机决策的倾向，在绿色政策的制定和执行过程中，企业的利益和反应是不可忽视的；为了提高政策的执行效果，有必要对地方政府的绿色监督与管理行为建立适当的社会再监督机制。良好的沟通有利于缓解信息不对称问题，增强政府和企业之间的互信。通过宣传教育，帮助处于决策地位的企业家提高绿色意识和社会责任感，更重要的是建立对绿色运营的积极预期，将有助于企业接受绿色成本的内部化，同时也有助于节省社会监督成本。宋晨则运用博弈论分析了中央政府和地方政府之间的博弈机理，认为，⁴²要遏制环境政策执行当中出现的“异化”现象，主要应从几个方面入手：1）完善中央政府的监督及信息反馈机制；2）改进地方政府及官员政绩考核机制；3）建立政策激励机制。

遍查国内外文献，作者均从不同的侧面研究中国环境政策执行问题，目前尚未发现系统地研究中国环境政策执行的文献。说明本研究具有重要的意义。

⁴²宋晨. 从中央与地方政府博弈的视角看环境政策执行的异化[J]. 太原师范学院学报（社会科学版），2009年9月第5期。

1.4 研究目标

环境政策属于公共政策的范畴，所以应将其纳入公共政策的分析框架进行分析。通过对国内外公共政策执行文献的梳理，结合环境政策的特性以及中国的实际，笔者认为：环境政策质量、政策执行资源、正式制度、政策执行主体以及政策对象（排污企业）的行为和社会力量的监督，构成了影响中国环境政策执行的关键因素。

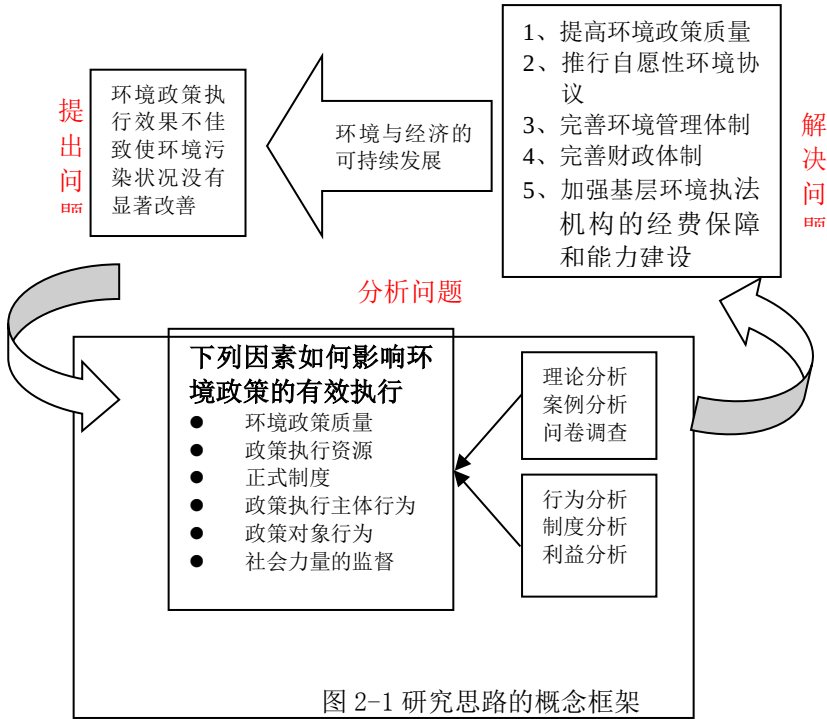
本研究将运用经济学的相关理论，结合实证分析和案例分析，系统分析上述关键因素对环境政策执行效果的影响，找出环境政策执行效果不佳的症结所在，为政策制定者和执行者提供理论借鉴。

44 影响中国环境政策执行效果的因素分析

第2章 研究思路、分析框架及相关理论

2.1 研究思路

首先，通过分析中国的环境保护现状，发现环境政策执行效果不佳是目前中国面临的主要问题，而探究环境政策执行效果不佳的原因便成为本研究的主题；接着，在对国内外关于公共政策执行和环境政策执行的文献进行梳理的基础上，确定了影响中国环境政策有效执行的关键因素；然后，在理性“经济人”假设、机会主义假设和资源稀缺性假设的前提下，以制度分析、行为分析和利益分析为主线，运用博弈论、委托-代理理论、公共选择理论、外部性理论及公共物品理论，结合实证分析和案例分析，逐一分析各因素对环境政策执行效果的影响；最后，根据研究的结果，提出如下促进环境政策有效执行的政策建议：



- (1) 提高环境政策质量，包括强化政府的环境责任、加强环境法律、法规之间的协调和统一、完善处罚规定；
- (2) 推行自愿性环境协议；
- (3) 完善环境管理体制，包括，横向上科学划分各部门的职能，纵向上合理划分中央和地方的环境事权，以及完善现有运行机制；
- (4) 完善现行财政体制，包括匹配环境保护的财权和事权、增加一般性转移支付的规模、加大环境保护资金投入；

- (5) 加强基层环境执法机构的经费保障和能力建设;
- (6) 建立合理的激励机制, 包括完善官员政绩考核机制、实施生态补偿机制以及加大对守法企业的奖励。

研究思路的概念框架参见图2-1。

2.2 分析框架

本研究以制度分析、行为分析和利益分析为主线; 运用统计数据、现实案例分析制度对环境政策执行效果的影响; 基于公共选择理论、外部性理论及公共物品理论, 在现行制度约束下, 运用博弈论、委托-代理理论对地方政府的行为和企业的行为进行分析; 在整个研究过程中, 利益分析贯彻始终。逻辑分析框架如图 2-2。

2.2.1 行为分析

任何一项政策执行活动都是通过政策执行者的执行行为和政策对象的遵守行为来完成的, 政策执行者和政策对象的行为对政策执行效果产生决定性影响。根据公共选择理论, 政府机构是由一个个“经济人”组成的利益集团, 无论是作为个体的人还是组织, 都有自己的利益, 都有追求自身利益最大化的动机; 作为政策对象的企业是典型的“经济人”, 同样具有追求自身利益最大化的动机。而动机又是决定行为的根本因素, 政策执行过程的实质就是政策执行主体与政策对象之间基于利益得

失的考虑而展开的的博弈过程，所以，博弈论适合分析政策执行过程中相关主体的博弈行为。在环境政策执行过程中，虽然环境政策由环保行政执法机构具体执行，由于环保行政执法机构隶属于同级地方政府，而且法律规定地方政府对辖区的环境质量负责，因此，地方政府的行为更具代表性。本研究将运用博弈论分析地方政府与所辖企业之间、同级地方政府之间的博弈行为。

另外，由于地方政府的官员(包括其行政首长)具有“经济人”属性，地方政府和中央政府有着不同的目标，在环境政策执行过程中，中央政府和各级地方政府之间处于一种委托-代理关系。委托-代理理论是本研究运用的另一个经济学理论。

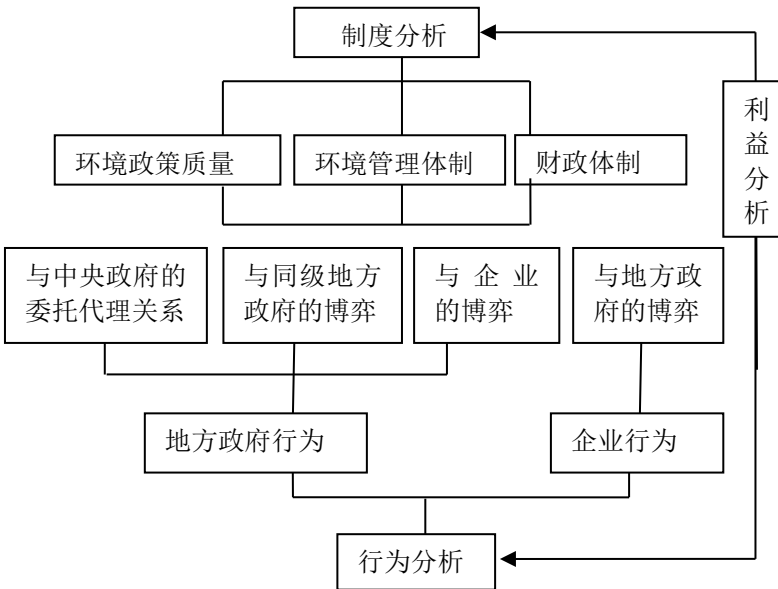


图 2-2 逻辑分析框架

2.2.2 制度分析

制度是为了约束人们的行为而形成的一系列规则，它既包括由权力机关制定和颁布的法律、规章以及政策等正式制度，也包括族群生活长期形成的公众信仰、文化习俗和道德规范等非正式制度。与环境政策执行相关的正式制度包括环境法律、法规、环境政策、环境管理体制、机制、财政体制等。在一定的物质条件下，制度条件和制度约束对个体和群体的行为具有普遍的同化作用。根据库尔特·勒温(Kurt Lewin)的“场理论”，人作为高级动物，其行为不只是表现为单纯的“刺激-反应”过程，而是由其所长期处在的场（即环境）所决定的，人的行为与场甚至呈现一定的函数关系，由此提出了一个简单的公式，即： $B=f(P \cdot E)$ 。其中， B 代表行为， P 代表人， E 代表环境。除物质条件之外，制度条件和制度约束便属于影响和制约行为的另一重要环境因素。面对资源的稀缺性，人们出于理性会不断地进行成本和收益分析，选择能够为自己带来最大净效益的行动方案。不仅如此，其他人的行为和活动也构成场的一部分，所以人与人之间的关系也是互相制约和影响的。良善的制度旨在规范大众的行为模式和行为空间，以求得社会总体福利的最大化。任何制度是不可能彻底“去私”的，因为这违背了人的本性。按照我国明末清初思想家顾炎武的说法，一个良善而且有效率的制度目标应该追求“合天下之私以成大公”的境界。以是观之，制度不仅影响政

策对象的行为，而且对政策执行者的行为同样发挥作用，因为执行者同样是具体的利益主体。人们出于趋利避害的考虑，会在制度面前选择适应、利用、回避和违反等行为。因此，存在缺陷的制度甚至会“邀请”利用与违反行为；相反，在完善的制度条件下，人们的行为自然会随之改进。本研究将探讨环境政策和法律法规、环境管理体制以及财政体制等正式制度如何影响环境政策的执行效果。

2.2.3 利益分析

由于政策执行主体和政策对象的行为动机是追求自身利益的最大化，政策执行过程必然充斥着利益争夺。如果政策执行主体和政策对象间的利益矛盾无法得到有效的调和，结果必然会偏离政策目标。另外，由于环境的公共物品属性使得环境政策执行中出现很多的利益相关方，包括：中央政府、地方政府、各级环境保护行政主管部门、企业、利益集团、公众、非政府组织等；可以说，环境政策执行过程就是利益相关者基于利益得失考虑的博弈过程。环境政策执行过程中存在着如下矛盾：1) 长远利益与短期利益之间的矛盾；2) 整体利益与局部利益之间的矛盾；3) 公共利益与私人利益之间的矛盾；4) 利益主体在认识和方法上的矛盾。所以，能否正视和处理这些客观存在的矛盾，便成为我们能否有效地解决政策执行问题的重要前提条件。

2.3 基本假设

政策执行活动是人们在资源稀缺和信息不完全的环境中进行的，而政策执行的主体（地方政府）和政策目标（企业）都具有追求自身利益最大化的本性，在政策执行过程中双方都有可能产生机会主义倾向。所以，对环境政策执行的研究应该在资源稀缺性假设、“理性经济人”假设和机会主义假设的前提之下进行。

2.3.1 资源稀缺性假设

在经济学中，稀缺是指，在给定的时期内，供给相对于需求永远是不足的。资源是指，用于生产商品或服务的各种要素投入的总和，主要包括自然资源、土地、资本、劳动力和技术等。资源的稀缺性是一个根本性的经济问题，是存在于有限的资源与人类无限的需要之间永恒的矛盾。稀缺性既不是与世俱生的，其程度也不是一成不变的，而是随着资源条件和人类需求的变化而不断变化的。面对资源的稀缺性，人类有两条解决的途径：一条途径是厉行节约，另一条是抑制需求。等量的资源通过配置的优化能够产生更多的供给，换言之，既定的供给可以通过配置的优化来降低对资源的消耗。传统经济学将水、空气、土壤、植被等自然资源笼而统之地纳入到土地的概念之中，而且在将物品区分成免费品（free goods）和经济品（economic goods）的基础上，假定水和空气之类的免费品是无限的，实际上等于将大部分环

境资源的稀缺性排斥在研究对象之外。然而，随着人们认识水平的提高，环境容量和环境质量也被认定为经济资源的一种，同样存在稀缺性，于是，如何解决有限的环境资源和人类对于环境资源的无限需求之间的矛盾构成了环境经济学的研究对象。开发和利用环境资源必然涉及多元主体的参与和合作，由此又促使多元主体之间在利益追求上发生冲突。虽然环境资源日渐稀缺，但其中的大部分仍保持公共品或免费品的性质，纯粹依靠自由市场的机制不仅无法调解稀缺性的矛盾，而且会加剧利益主体之间的冲突，尤其会导致牺牲公众利益的恶果。因此，一条必要的途径就是由代表公众利益的权力机构为主导，通过制定和执行环境政策来规范人类行为，对环境资源和利益进行权威性分配，达到保护环境资源、合理利用环境资源，实现经济、社会和环境三者可持续发展的目的。

2.3.2 “理性经济人”假设

在经济事务中，“理性经济人”是经济学对人类行为的一项基本假设，也是经济学理论推导和政策决策的出发点。西方经济学以“经济人”的自利性、理性等假定为前提，为探求经济学“理想市场”的条件，先后抛出了边际效用理论、一般均衡理论、有限理性理论、X非效率理论、博弈论等理论，产生了新制度学派和公共选择学派，并在一定程度上推动了信息经济学以及宏观

经济学的产生。

“经济人”最早是英国经济学家亚当·斯密(Smith, Adam)在其 1776 年发表的《国民财富的性质和原因的研究》(也称《国富论》)中作为对人的自利本性的价值判断标准提出的,是指从利己出发,从事经济活动的自然人或法人。《国富论》一书中写到:不论是谁,如果他要与旁人作买卖,他首先就要这样提议,请给我以我所要的东西吧,同时,你也可以获得你所要的东西。……我们每天所需要的食物和饮料,不是出自屠户、酿酒家或烙面师的恩惠,而是出于他们自利的打算。我们不说唤起他们利他心的话,而说唤起他们利己心的话。⁴³此后,经济学家们就把人类行为界定为追求个人利益最大化的利己主义的化身。对于一个“经济人”来说,其思维模式呈现趋利避害的价值取向,行为特征表现为谋求自身利益的最大化。

新古典经济学的“经济人”假设也被称为“完全理性”假设。这一假设是指,消费者和厂商都是以利己为目的的经济人,他们自觉地按利益最大化的原则行事,既能把最大化作为目标,又知道如何实现最大化。也就是说,他们具有完全的理性,是完全理性的“经济人”。20 世纪 40 年代开始,完全理性的“经济人”假设遭到了批评。其中以西蒙(Simon, Herbert Arthur)的“有限理

⁴³亚当·斯密著,郭大力译. 国民财富的性质和原因的研究(上卷)[M]. 北京:商务印书馆, 1997. p.13-14.

性理论”最具影响力。西蒙认为：人的行为理性是有限的，不是完全的。经济人不是完全理性的，因为在现实的不完全市场条件下，信息是不完全的。搜集、加工、整理消息是要付出代价的，同时人类自身能力也是有限的，完全理性因而是不可能的。⁴⁴既然人的行为是有限理性而非完全理性，人们只能寻求令人满意的决策，而非最优决策。

新制度经济学对“经济人”假设进行了修订，继而提出了三个命题：1) 有限理性命题。人是理性的，但这种理性是有限的。该学派创始人之一道格拉斯·诺思（Douglass C. North）尖锐地指出：“毋庸置疑，任何人处理信息的思维能力是有限的。”⁴⁵其有限理性的概念包括两重含义：其一，经济活动交易的世界是复杂且不确定的，而且这种不确定性与交易数量和交易频率成正比，不确定性越大，信息也就越不完全；其二，人不是无所不知的，任何人的思维和计算能力都是有限的，其决策不可能将所有变量与可能性纳入到考虑的范畴。制度的作用在于通过设定一系列规则来减少交易环境中的变量，进而减少现实世界的不确定性，提高人们的认识能力，协助人们提供决策的效率。2) “现实人”命题。古典经济学一直将追求个人利益最大化设置为前提，而新制度

⁴⁴吕绍昱. 关于“经济人假说”的文献综述[J]. 财经政法资讯, 2007 年第 1 期.

⁴⁵诺思. 制度、制度变迁与经济绩效[M]. 上海: 上海三联书店, 1994. p.348.

经济学注意到，人们在现实生活中的价值取向是多元的，其中夹杂了诸如利他主义、社会声誉等众多其他非物质利益的偏好。3) 机会主义倾向命题。人们为谋私利而具有投机取巧、甚至不惜损人利己的行为倾向，但在奖惩严明的制度面前，人们的机会主义倾向必然会有所收敛。这在客观上有助于降低交易成本，促进社会整体福利的增长。

公共选择理论赞成“经济人”假设，而且将其从经济市场延伸到政治市场之中，通过分别调动市场主体和政策主体的理性追求来实现社会总体效益的最大化。与古典经济学所不同的是，这在实质上等于否定了经济品和公共品之间的界限。另一方面，它也在承认政策主体理性的同时，也以目标追求取代了自私的假设。作为宏观经济的行为主体，政府的目标无外乎国民生产总值的增长、就业率的提升、物价的稳定、环境质量的改善等，而“经济人”的假设完全可以套用到政府行为和决策上来。笔者对这一观点表示认同，但公共选择理论所指的政策主体基本上局限于宏观政策的制定层面，而对于众多而且利益分散的政策执行者来说，其“经济人”的特性表现得更加明显，诸如，“上有政策，下有对策”、“地方保护主义”之类的说法则更加贴近了“经济人”的假设。

具体到环境政策的执行，作为执行主体的政府，尤其是地方政府，在执行环境政策时总是人格化为具体的

行政人员；作为政策对象的企业是典型的“经济人”，利益集团从自身利益出发影响政策的执行，归根结底，环境政策执行问题的产生根源就是政策执行过程中利益相关者的理性“经济人”本性作祟。关键是中央政府怎样进行制度创新，使政策执行过程中各利益相关方趋向可持续发展。

2.3.3 机会主义假设

机会主义是一种唯目的论的自私自利行为倾向，在制度约束有隙可乘时，人们便围绕自身利益最大化这一目标，做到随机应变、投机取巧、巧取豪夺，甚至不惜损害他人或公共利益。机会主义倾向的具体表现便是事前的逆向选择以及事后的道德风险。用经济学的术语来说，机会主义构成了成本外部性和交易成本增加的重要根源。机会主义假设是由威廉姆森（Williamson. O. E）在其创立的交易成本经济学中提出的，是在信息不对称和人的有限理性假设基础上的推论，由于人的有限理性，他不可能对不确定的和复杂的环境了如指掌，也不可能获知所有信息；而由于信息不完全和信息不对称，导致制度的缺陷，此时，一些人就可能借助某种有利的信息条件，向对方撒谎和欺骗，或是利用某种有利的谈判地位要挟对方达到谋取私利的目的。机会主义会使当事人一方利益受损。而机会主义行为同时又加剧了信息的误导和歪曲，从而增加了组织管理和政策执行的复杂性。

当然，威廉姆森的机会主义行为假说也受到了不少批评。努德海文（Neils G. Noorderhaven）就认为，它过度渲染了人类行为动机中的机会主义倾向，而忽略了人类行为中诚信的元素，他坚持人类同时具有天生的诚信本能和机会主义倾向，⁴⁶所以主张以“分裂内核”模型修订新制度经济学代表威廉姆森的“人性内核”模型。”其模型所要回答的主要问题是在怎样的情形下人类的机会主义倾向将被激活，在怎样的情况下人类更倾向于信任。他认为，对于契约关系的研究，必须认真考察行为者之间的各种关系，而笼统地将机会主义视为人类行为的一贯倾向是一种片面的观点。

本研究认同努德海文的观点，但地方政府或企业确实可能产生机会主义行为，从而对环境政策执行产生不利的影响，中央政府必须运用有效的监督机制约束地方政府的行为，以促使后者对政策的遵从性。

2.4 研究涉及的相关理论

2.4.1 博弈论

早期，博弈论主要用于研究赌博、桥牌、象棋中的胜负问题，而且对博弈局势的把握只停留在经验层面上，没有形成理论化的总结。1928年，冯·诺伊曼

⁴⁶努德海文. 交易成本经济学中的机会主义和信任，交易成本经济学及其超越[M]. 上海：上海财经大学出版，2002. p.142.

(Von Neumann)证明了博弈论的基本原理,标志着博弈论的正式诞生。1944年,冯·诺依曼和奥斯卡·摩根斯坦恩(Oskar Morgenstem)合著的《博弈论与经济行为》(Theory of Games and Economic Behavior),将两个人的博弈推广至 n 个人的博弈,并运用博弈论系统地分析经济行为,从而奠定了博弈论的理论体系。博弈论的产生和发展给经济学带来了革命性的变革,使得一些经济领域的分析发生了质的飞跃,催生了一系列学科分支。由于贴近现实,博弈论对环境政策分析也具有重要意义⁴⁷。

政策分析中的博弈法所遵循的便是博弈原则。政策的利益相关方在竞争和冲突中,各自追求利益最大化,或者将损失降到最低限度。美国公共政策学者尤金·巴德克就认为,博弈就是一种策略的选择,公共政策的成功与否,取决于各参加者的策略选择,即博弈过程。⁴⁸

1、博弈论基本概念

博弈论,又称对策论或竞赛论,集中研究理性的决策主体之间发生冲突时的决策问题及均衡问题。在博弈论里,个人效用函数不仅依赖于自己的选择,而且依赖于他人的选择,个人的最优选择是其他人选择的函数,它注意到了事物之间的普遍联系。所以,从一定意义上

⁴⁷胡希宁,贾小立. 博弈论的理论精华及其现实意义[J]. 中共中央党校学报, 2002, (5): 9-12.

⁴⁸桑玉成,刘百鸣. 公共政策学导论[M]. 上海: 复旦大学出版社, 1991. p.45

讲，博弈论研究的是存在相互外部性条件下的个人选择问题。一个完整的博弈涉及局中人、信息、策略、收益和均衡等多种元素⁴⁹。

1) 局中人

局中人指的是一个博弈中的决策主体，也称博弈方或参与人。局中人可以是人，也可能是团体（如国家、各级政府、企业、团队、国际组织等）。局中人参加博弈的目的是通过合理的选择，以期获得最大化的收益（或效用）水平。博弈的前提是有多种行动方案可供局中人选择。而且，在博弈的结局中，他能知道或计算出各局中人不同的行动组合所产生的收益（或效益）。

2) 信息

信息指的是局中人知道的有关博弈的知识，包括博弈的规则、客观情景、其他局中人的效用函数、行动和战略等。信息对局中人是至关重要的，因为每一个局中人在做出决策之前，必须根据观察到的其他局中人的行动或策略以及了解到的有关情况做出自己的最佳选择。

3) 策略

策略（也称战略）是在给定信息情况下局中人针对其他局中人的行动做出反应的行动规则，它规定了局中人在什么状况下该选择什么行动。策略是局中人的

⁴⁹李光久. 博弈论基础教程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005. p.5-8

“相机行动方案”。

4) 收益

收益（也称支付或效用函数）是指在一个特定的策略组合下局中人所获得的利益。收益通常表现为博弈结果中的输赢、得失、盈亏等，也可以用效用水平或期望效用水平来表示。因此，收益需要用数量进行计量。收益是博弈的局中人追求的主要目标，也是策略选择的依据。博弈论的基本特征是，一个局中人的收益不仅取决于自己的策略选择，而且取决于其他所有局中人的策略选择。或者说，收益是所有局中人各选定一个策略形成的策略组合的函数。

5) 均衡

均衡指的是所有局中人在博弈过程中形成的最优策略组合。

2、纳什均衡 (Nash Equilibrium)

G 被用来表示一个博弈：如 G 有 n 个局中人，每个局中人的全部可选策略的集合称为“策略空间”，分别用 $S_1, S_2, \dots, S_n$ 表示， $S_{ij} \in S_i$ 表示局中人 i 的第 j 个策略，其中 i 可取值有限（有限策略博弈），也可取值无限（无限策略博弈）；局中人 i 的收益（支付）则用 U_i 表示， U_i 是各局中人策略的多元函数， n 个局中人的博弈 G 常表示为 $G = \{S_1 \dots S_n; U_1 \dots U_n\}$ 。

在博弈 $G = \{S_1 \dots S_n; U_1 \dots U_n\}$ 中，由各局中人的各一个

策略组成某个策略组合 $(S_1^* \dots S_n^*)$, 其中任一局中人 i 的策略 S_i^* 都是对其余局中人策略组合的最佳策略, 即:

$$u_i(S_1^*, \dots, S_{i-1}^*, S_i^*, S_{i+1}^*, \dots, S_n^*) \geq u_i(S_1^*, \dots, S_{i-1}^*, S_i, \dots, S_n^*), \text{ 对 } \forall S_{ij} \in S_i$$

都成立, 则称 $(S_1^*, \dots, S_n^*)$ 为 G 的一个“纳什均衡”。

博弈论可以划分为合作博弈和非合作博弈。当局中人的行为相互作用时, 若局中人能达成具有约束力的协议, 局中人之间的博弈就是合作博弈。反之, 就是非合作博弈。

环境政策执行过程就是各利益相关方的博弈过程, 因此博弈论分析方法对环境政策执行研究具有理论意义。

2.4.2 委托-代理理论

产生于 20 世纪 60 年代末的委托-代理理论是现代企业理论的重要组成部分。当时, 新古典厂商理论把厂商看成是一个“黑箱”, 它吸收各种要素投入, 并在预算约束下采取利润最大化行为。这种“人格化”的厂商观过于简单, 它忽略了企业内部的信息不对称和激励问题, 无法解释现代企业的很多行为。于是从 20 世纪 70 年代初开始, 一批经济学家在企业“黑箱”理论的基础上, 开始深入研究关于企业内部信息不对称和激励的问题, 希望更全面地理解企业这种经济组织, 从而产生了现代企业理论。⁵⁰一般认为, 企业理论包括交易成本理论和委

⁵⁰戴中亮. 委托代理理论述评[J]. 商业研究, 2004 (19).

托-代理理论。⁵¹

2.4.2.1 委托-代理关系的产生

在 19 世纪中期以前,业主型企业是社会的主要经济成分,在社会经济中占有主导地位。企业主既是所有者又是经营者,所有权和经营权合二为一,不存在委托-代理关系。随着社会经济的发展,生产专业化与社会化程度日益提高,企业规模不断扩大,企业与市场联系愈发紧密。为适应新的经济发展形势,新兴的职业经理阶层逐步形成,成为企业所有者的代理人。委托-代理关系便随着企业所有权和经营权的分离应运而生。所谓委托-代理关系,就是一种契约关系。通过这一契约,由委托人授权给代理人从事生产经营活动的决策,委托人根据代理人提供的服务支付约定的报酬。斯蒂格利茨(Stiglitz)将委托-代理关系描述为这样一种经营行为,“一个人(委托人)可以设计一个报酬体系(一个契约)用来激发另外一个人(其代理人)按照委托人的利益而行为”。⁵²但这又不同于一般的雇佣关系,随着授权的增加,委托人愈发难以监控代理人的活动。现代市场经济中委托-代理关系主要表现为股份公司里的资产所有者和企业经营决策者(董事会或总经理)之间的关系,同时它也普遍存

⁵¹何亚东,胡涛.委托代理理论述评[J].山西财经大学学报,2002年6月第24卷第3期.

⁵²Stiglitz, J. "Principal and Agent (ii)" in: The New Palgrave Dictionary of Economics, edited by J. Eatwall, M. Milgate and P. Newman [M]. New York: Stockman Press, 1978.

在于所有的组织和合作性活动中。

现代企业制度的一个重要特征就是所有权和经营权的分离，企业本身的性质也随之发生变化。在其背后存在两个基本的成因：一方面股份制公司的规模在不断扩大，另一方面股东却随之日趋分散。伯利（Berle）和米恩斯（Means）在《现代公司和私有财产》这部著作中曾进行过初步的统计，结果发现，20 世纪 30 年代初，美国最大的 200 家公司里，只有不超过 5% 的公司是由大股东所拥有，23% 和 44% 的公司则是由所有权相当分散的少数股东和管理者所拥有。正如恩格斯在《社会主义从空想到科学的发展》中所描绘的：“资本家的全部社会职能现在由雇佣的职员来执行了。资本家拿红利、剪息票、在各种资本家相互争夺彼此的资本的交易所中进行投机，除此以外，再没有任何其他的社会活动了。……”⁵³ 1941 年，美国经济学家詹姆斯·白恩汉（James Burnham）在《经理革命：世界上正在发生什么》一书中甚至认为，对于大多数股票持有人来说，所有权有着非常次要的性质，因为他们很少有接近生产手段的管理权，也没有实际的决策权，而经理阶层则不然，他们因为拥有管理决策权，所以是企业实际的所有者。

在政治领域，基本上存在两类委托-代理关系：一类体现于选民与其政治代理人之间，另一类体现于政府机

⁵³ 马克思恩格斯选集(第 3 卷). 北京: 人民出版社, 1972. p.436.

构内各个部门之间。与此同时，在中国特色的社会主义市场经济条件下，政府与国有企业的经营者同样存在委托-代理关系，后者被赋予为国有资产保值增值的责任。

2.4.2.2 委托-代理问题

假如代理人能够完全遵照委托人的意愿行事，委托-代理关系就会运转顺畅，不会产生任何额外的成本。然而，按照“经济人”假设，委托-代理双方都是效用最大化者，代理人的利益与委托人的利益是不完全相同的，有时甚至是矛盾的。也就是说，委托代理双方的效用函数往往是不一致的。如果代理人在代理活动中追求自身效用的最大化，他就不可能完全维护委托人的利益，甚至会利用委托人所授予的权利，通过损害委托人的利益，来增加自身的效用。这样就产生了所谓的委托-代理问题。简单地说，委托-代理问题就是代理人背离委托人的利益行事的问题，主要表现为：代理人（经理）会利用委托人对代理人的信息不完全性和企业经营不确定性，通过支配企业的资产追求自身的效用目标。

导致委托-代理问题的原因主要包括：信息不对称性、委托人与代理人目标函数的不一致性、环境的不确定性和契约的不完全性。

1) 信息不对称性。在对称信息情况下，代理人的行为是可以被观察到的。委托人可以根据观测到的代理人行为对其实行奖惩。此时，帕累托最优风险分担和帕累托最优努力水平都可以达到。现实世界中信息是非对称

的,一般说来,在市场交易中,买卖双方所掌握的信息是不同的。委托-代理关系泛指任何一种涉及非对称信息的交易,交易中拥有信息优势的一方称为代理人,另一方为委托人。⁵⁴也就是说,知情者是代理人,不知情者为委托人。在委托人和代理人之间,代理人对于自己的禀赋条件及行为了如指掌;而委托人无法确切地知道代理人的相关信息,同时,由于技术和成本的约束、随机因素的干扰,委托人不可能对代理人的工作表现,比如努力程度以及是否存在机会主义做法进行全方位地监督,只能通过观测到的有限的相关变量来推断代理人的隐藏信息或隐藏行动,这样就大大制约了委托人对代理人行为的有效监控。因而,代理人极易做出对自己有利而对委托人不利的行为选择。

2) 委托人与代理人目标的分歧。企业的所有者所追求的目标函数是利润最大化,而作为代理人的经理人会通过手中掌握的企业控制权追求更高的货币(如薪资及补贴)及非货币收益(如更加优越的办公条件等)。

3) 环境的不确定性。这一因素使得产出不仅受代理人的行为和努力程度的影响,也取决于其他一些不可控制的随机因素,委托人无法根据可观察的产出来推断代理人的实际努力水平和行为选择。

4) 契约的不完全性。在契约不完全的情况下,委托

⁵⁴黄文彦等. 委托代理关系中激励机制的设计[J]. 华南理工大学学报(社会科学版), 2005 年 2 月第 7 卷第 1 期.

-代理双方不可能将所有条件下的所有权利、责任规定清楚，没有详细规定的那部分权利与责任的配置必然影响代理人的行为选择。

委托-代理问题主要有两种基本类型：一是道德风险（也称为败德行为），二是逆向选择（又称事前机会主义）。

道德风险是指代理人凭借自身掌握的上述优势而采取不利于委托人的行为。简单地说，就是代理人借委托人观测和监督的困难而采取的违背委托人意志的机会主义行为。在契约签订后，委托人往往不能直接地观测到代理人选择了什么样的行为，所能观测的只是代理人的不完全信息，这样，代理人就可能做出偏离委托人利益的行为而不被发现。逆向选择是指，代理人利用事前信息的非对称性等所进行的不利于委托人的决策选择。逆向选择是事前的、知识的非对称信息所造成的问题。在签约之前，信息的非对称性已经存在，代理人已拥有私人信息，便会利用自身的信息优势使契约的签订有益于自己而不利于他人。逆向选择最初来源于保险行业，专门用于描述契约签订阶段的机会主义行为。一般情况下，投保人和承保人对保险相关的信息总是处于不对称状态，投保人对自己的风险类型和倾向比较清楚，而承保人准确区分投保人的风险类型则比较困难。因此，保险公司便难于根据投保人的风险类型给出具体的保险费率，只能基于风险的平均概率确定保险费率。这样，在给定的保险费率水平上，低风险者将购买较少的保险，而高风险

险者则购买更多的保险，从而导致在风险承担均衡分配上面的无效率。

2.4.2.3 委托-代理理论

委托-代理理论的核心是研究在信息不对称和利益相互冲突的环境下，委托人如何设计最优化契约模式，以约束并同时激励代理人的行为始终符合委托人利益最大化的原则。

委托-代理理论试图将委托人和代理人之间的利益和行为博弈关系模型化，而遭遇的困境在于：委托人虽然期望代理人按照其利益选择行动方案，但多数情况下，由于信息不对称，委托人并不能直接观测到代理人行为的方方面面，而只能根据代理人提供的有限的信息（如报告和报表）和其他外生的随机因素进行决策或作出反应。委托人的任务是如何根据所掌握的信息来规范代理人的行为，使其围绕服务于委托人利益的原则行事。学者们开创了三个基本模型来分析和解决委托-代理问题，分别是：1) 状态空间模型化方法 (State-space formulation)，该模型由威尔逊 (Wilson, 1969)、斯宾塞和泽克豪森 (Spence and Zeckhauser, 1971) 及罗斯 (Ross, 1973) 最初使用的；2) 分布函数的参数化方法 (Parameterized distribution formulation)，由莫里斯 (Mirrlees, 1974, 1976) 和霍姆斯特姆 (Holmstrom, 1979) 开发；3) 一般化分

布方法 (General distribution formulation)。⁵⁵在上述模型中,委托人在追求其期望效用函数最优时,必须考虑到有关代理人的两个约束条件:一是参与约束,即委托人支付给代理人报酬带来的效用要不低于代理人从事其他事务所获得的效用,否则代理人就不会参与该契约,委托代理关系也就不会建立;二是激励相容约束,即委托人由于观察不到代理人的努力水平,因此委托人应为代理人实现自身利益的最大化创造条件。伴随着委托-代理理论的发展,经济学家发现,基本的委托代理模型过于理想化、简单化,基本模型只考虑了单个委托人的情况,以及代理人也只从事一种活动的情况 (Holmstrom and Milgrom, 1991),因此,基本模型的结论不仅有限,而且与现实也不太相符。因此,经济学家们又开发了一系列模型以分析不同情景的委托-代理问题。如多委托人的模型 (Bernheim and Whinston, 1986)、代理人多任务的模型 (Holmstrom and Milgrom, 1991),以及考虑到产权因素的一些模型 (Aghion, 1992; Hart and Moore, 1999)。

自从公共选择理论将“经济人”假设运用到政治领域以来,委托-代理理论在对各级政府的行为分析中起到了重要的作用。由于地方政府的官员(包括其行政首长)具有“经济人”属性,中央政府和各级地方政府之间处于一种委托-代理关系,表现在以下三个方面:1)从信

⁵⁵张维迎. 博弈论与信息经济学[M]. 上海: 上海三联书店, 2004. p. 240-241.

息非对称看，在实现公共物品的有效配置以及国家福利最大化的过程中，中央政府负责制定目标，地方政府负责具体实施。地方政府了解其所辖区域的福利需求与资源分布状况，处于信息优势，而中央政府则处于信息劣势。2) 从契约关系看，中央政府支付给地方政府一定的资金以使地方政府完成特定的任务，地方政府向中央政府缴纳部分税金，双方具有契约关系。3) 从利益结构看，由于地方政府的自身利益与国家利益并不完全一致，作为委托人的中央政府为使政策得以有效执行，进而实现目标函数最大化，就要在给定的经济环境与约束下设计可行的机制，比如以优惠政策作为一种报酬机制，激励作为代理人的各级地方政府尽心尽责，促使其不要偏离中央政府的目标函数。

我国环境政策执行机制呈现多层次的行政委托-代理关系，因此委托-代理理论对治理我国环境政策执行过程中出现的问题具有理论指导意义。

2.4.3 公共选择理论

公共选择理论是介于经济学与政治学之间的新的交叉学科。作为20世纪60年代产生于美国的一个学派，它是布坎南从政治制度的角度出发，根据“控制官僚主义特权的蔓延滋长”的需要而创立的。它运用新古典经济学的基本假设（尤其是理性人假设）、原理和方法，来研究政治市场上的主体（政治家、官员、选民和利益集团）

行为和政治市场的运行规律。它是一种用经济学的方法研究非市场决策或政府政治行为及过程的“新政治经济学”。

公共选择理论将民主国家的政治决策问题作为其研究对象。经济学和政治学对主体的假设在本质上是截然不同的。前者假定参与经济交易的主体都是追求自身利益最大化的经济人，而后者却假定政治家的动机都是利他主义的，其着眼点在于谋求社会福利的最大化。公共选择理论认为，这两种看似彼此对立的假设实际上是殊途同归的，因此主张将经济人的假设引入政治领域，因为两个领域的行为主体都属于理性人，都按照自身效用最大化的原则行事。政府机构不是具有强烈独立倾向的超然集体，而是由一个个“经济人”组成的利益集团。无论是作为个体的人还是组织，都有自己的利益，都需要与他人与其他组织发生联系与利益关系，为此也要通过选择以求得最大利益的实现，从而通过公共选择来整合多种利益主体的利益以求得平衡。他们把上层建筑领域的政治生活也看作是一种特殊的市场行为，活动的主体包括政治家、政府官员、选民和利益集团。在这个市场上，政治家和官员代表供给方，而选民和利益集团代表需求方，双方就公共物品和政治服务而展开交易。民众通过选票来选择能给其带来最大利益的政治家，由后者制定其认同的各类政策、法规。这是一种公司治理结构的扩延版，在民主或代议制政体内是完全适用的，

因为人民是国家的主人，而官员处于人民的代理人的角色治理国家。这种假设保证了人类行为分析的一致性，有助于戳穿政治家自我标榜的超然道德主体的外衣。这同时也证明了制度的必要性，其中也包括政治家和官员必须遵守的制度。倘若人人都是利他主义者，制度设计本身就失去了意义。公共选择理论运用理性“经济人”的假设，试图分析政治市场中的公共决策的过程以及各类主体的动机及其所扮演的角色，最终证明，一切政治活动主体，包括选民和政党，都是在为自己服务的前提下来服务于社会。该理论要求对于政府管理领域的一切行为分析，包括制定和执行公共政策，都要从“经济人”假设这样一个共同的逻辑起点出发，并以此为依据指导政府管理和政策实践。

尽管我国与美国的政治制度不同，但从公共决策体制来看，也有相似之处，即都属于代议制民主决策体制。因此，以西方代议制民主决策体制为研究对象的公共选择理论，对我国的公共政策制定和执行仍具有一定的借鉴意义。根据公共选择理论，官员的行为目的是追求个人效用最大化，具体体现为追求高薪、晋升、权利、公共声誉等。因此，政府官员不是简单的政策解释者和执行者，而往往会在个人利益的驱动下去解释政策和执行政策。鉴于环境政策执行的主体是各级政府的官员，运用公共选择理论分析环境政策执行问题有一定的指导意义。

2.4.4 外部性理论

外部性理论是环境经济学的理论基础之一。外部性理论就是运用一般均衡分析法揭示了市场经济活动中外部性是资源配置偏离帕累托最优状态的根源，同时为如何解决环境外部性问题提供了可供选择的策略。

2.4.4.1 外部性的定义

外部性也被称为外部经济、外部效应或溢出效应。外部性的英文名称(Externality)源于马歇尔(A Marshall)1890年出版的《经济学原理》中首次出现的“外部经济”(external economies)，在其著作中，马歇尔研究生产要素的报酬规律时首创“外部经济”与“内部经济”这一对概念。他指出，生产规模的扩大而发生的经济分为两种类型：第一种是有赖于该工业的一般发达的经济，称为外部经济；第二种是有赖于从事该工业的个别企业的资源、组织和经营效率的经济，称为内部经济。⁵⁶同时，马歇尔得出如下两个结论：一是总生产量的增加会使企业的规模增加，进而引起企业内部经济的增加；二是总生产量的增加，会增加它所获得的外部经济从而导致生产成本的降低。按照马歇尔的观点，外部经济，是指当企业扩大生产规模时，由于外部各种因素所引发的生产费用的减少。马歇尔的外部经济是指企业活动所受到的外部因素的影响，即从外部性的受体的角度讨论外部经

⁵⁶马歇尔著，陈良璧译. 经济学原理(下卷)[M]. 北京:商务印书馆, 2005.

济。而企业活动本身对其他人或企业产生的影响，即从外部性产生的主体的角度考察外部性则是由庇古来完成的。1920年，庇古的名著《福利经济学》一书出版，在马歇尔的“外部经济”概念的基础上，庇古在书中首次从福利经济学的角度系统地研究了外部性，提出了外部不经济的概念。庇古认为，如果某厂商的经济活动给其他厂商乃至整个社会造成了无需付出代价的损失，那就是外部不经济，此时，厂商的边际私人成本小于边际社会成本，产生了边际私人净产值与边际社会净产值的背离。当上述情况出现时，仅仅依靠市场的自由竞争不可能达到社会福利的最大化，政府必须采取适当的措施，消除上述背离。

外部性的定义分为两类，一类从外部性施加方的视角进行定义，另一类则是从外部性承受方的视角来定义。第一类定义为：外部性是指一个厂商或个人的生产行为（或消费者的消费行为）对其他团体或个人产生的影响，包括对影响者有利的或不利的的影响，而影响的施加者没有为此影响支付足以抵偿他人损失的成本（如果是不利的影响）或因此而获得足够的利益补偿（如果是有利的影响），也就是说，这种影响并没有从货币或市场交易中反映出来。简单地说，外部性指厂商或个人在未接受相应的惩罚或奖励的前提下对其它团体或个人施加的损害或带来的利益。第二类定义为：外部性是指决策者没有考虑一个行动的某些收益或成本时而产生的一种低效

率现象；也就是某些收益或成本被强加给没有参加这一决策的人。

上述两种定义本质是一致的，只是考察的角度不同。用数学语言来表述，外部性就是在某个人（或厂商）的福利函数（或生产函数）的自变量中出现了其他人或厂商的行为，而该个人（或厂商）既没有提供酬金也没有获得补偿。即，如果 $F_i = f(X_i^1, X_i^2, \dots, X_i^m, X_j^n)$ ，其中 $i \neq j$ ， F_i 表示 i 的福利函数（或生产函数），则可以说 j 对 i 施加了外部影响，外部性也就发生了。

2.4.4.2 正、负外部性

外部性可以分为正外部性（亦称外部经济性）及负外部性（亦称外部不经济性）。在外部性的施加方施加了有利的影响时，该影响就是正外部性。此时， i 因为 X_j^n 的存在而受益，边际社会效益大于边际私人效益。比如，上游的植树造林和水土保持使下游的居民的生产和生活用水的质量以及数量得到了保障，而下游居民无需付给上游居民报酬。另一个典型的正外部性的例子是流域水环境污染的治理，流域上游的地方政府投入资金治理水环境污染使流域的水环境质量得到改善，下游的居民或企业因而受益但并未给予上游水污染治理者相当量的报酬。当外部性的施加方施加了有害的影响时，这种影响就是负外部性。此时， i 因为 X_j^n 的存在而受损，边际社会成本大于边际私人成本。比如，上游过度砍伐森林导致河流断流或洪灾频发，使下游居民的生产和生活用水

的质量和数量得不到保障，同时也危害了下游居民的生命和财产安全，而森林砍伐者并没有给予下游受害居民经济补偿。另一个典型的负外部性的例子是流域水环境的污染，上游造纸厂排放的废水使流域水环境质量下降，使下游鱼塘鱼的质量和数量下降，因而养鱼人的利益受到损害，但养鱼人并未因此而得到造纸厂的补偿。

2.4.4.3 外部性对资源配置的影响

私人成本是指为生产（或消费）一件产品，生产者（或消费者）所承担的费用。不存在外部性时，私人成本就是生产（或消费）一件产品的全部成本。外部性的存在必然导致边际私人成本与边际社会成本的差异。

负外部性对资源配置的影响。假设生产者A的生产会产生负外部性，A多生产一件产品使生产者B的生产环境恶化，为了治理污染、维持原有产量，B就必须多投入一定的费用用于购置污染治理设施，该费用就是边际外部成本。边际私人成本与边际外部成本之和就是A生产该产品的边际社会成本。负外部性对资源配置的影响可以通过图2-3来说明。

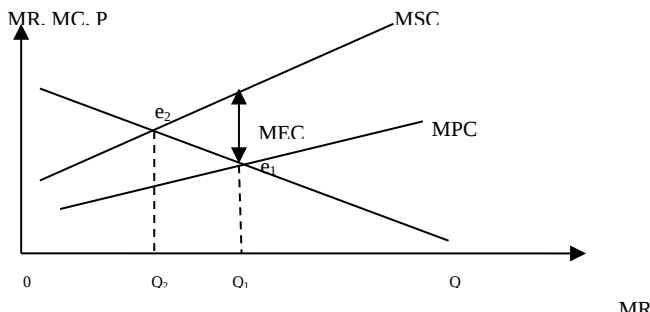


图 2-3 负外部性对资源配置影响的示意图

图2-3中横轴Q表示企业的产量，纵轴表示企

业的边际收益MR、边际成本MC或者价格P。当存在负外部性时，边际社会成本MSC大于边际私人成本MPC，差额就是边际外部成本MEC，对于产生污染的企业，MEC就是该企业的污染而给全社会带来的外部环境成本。对于单个企业来说，根据利润最大化原则，当 $MPR=MPC$ 时（曲线MR与私人边际成本曲线MPC相交时），企业的利润（私人收益）达到最大，此时企业（私人）的产出为 Q_1 。如果由于企业的污染而导致的外部环境成本不是由企业本身来承担，则企业的产出仍会是 Q_1 。但是，从全社会来看，由于企业的行为给社会造成了外部成本，而且边际外部成本MEC随产出的增加而增加，致使边际社会成本曲线的斜率大于边际私人成本曲线（ $MSC=MPC+MEC$ ），按照社会福利最大化原则，当边际社会成本MSC等于边际社会收益MSR时（曲线MR与边际社会成本曲线MSC相交时），社会福利（收益）达到最大，此时对应的产出为 Q_2 。因此，私人利润最大化时决定的产量大于社会福利（收益）最大化时决定的产量（ $Q_1 > Q_2$ ），表示外部社会成本存在，就会导致过度生产行为，造成社会供给过多。换一种说法就是，由于外部性的存在，企业（私人）利润最大化原则决定的产量偏离了社会福利最大化原则确定的产量，导致资源配置偏离帕累托最佳状态，产生“市场失灵”现象。（ $Q_1 - Q_2$ ）便是外部性导致的低效率产出。由于污染物产生量与产

量成正比，当存在负外部性时，就意味着产出了太多的污染物。如果外部性得不到有效地纠正，也就是污染得不到有效地治理，资源配置便达不到帕累托最优状态（产量为 Q_2 ）。

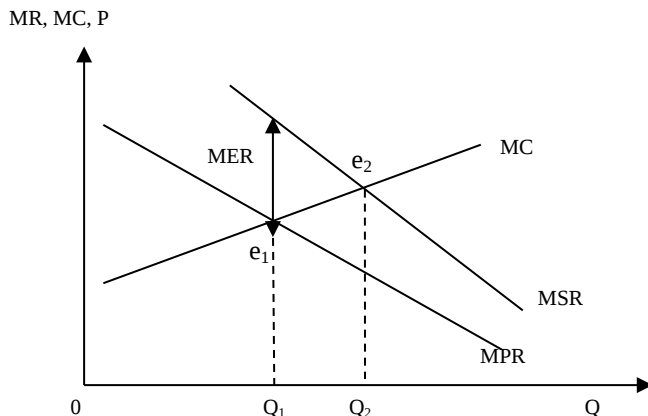


图 2-4 正外部性对资源配置影响的示意图

正外部性对资源配置的影响。当存在正外部性时，边际社会收益 MSR 大于边际私人收益 MPR ，差额就是边际外部效益 MER 。正外部性对资源配置的影响可以通过图 2-4 来说明。以植树造林为例，按照利润最大化原则，上游的植树人投资植树造林时其植树量由边际私人利润 MPR 和边际私人成本 MPC 决定，当 $MPR=MC$ 时（曲线 MC 与边际私人收益曲线 MPR 相交时），植树人的利润（私人收益）达到最大，此时植树量（私人产出）为 Q_1 。如果植树人因植树而产生的环境效益没有得到回报，则植树人的植树量仍然为 Q_1 。但是，从全社会来看，

由于植树造林产生的环境效应使边际社会收益大于边际私人收益 $MSR > MPR$ 。因此,由 MSR 与 MC 决定的社会福利(收益)达到最大时的植树量 Q_2 大于私人收益最大化时决定的植树量 Q_1 ($Q_2 > Q_1$)。表示正外部性的存在会导致社会有效供给的不足。也就是说,正外部性的存在导致私人利润最大化原则决定的产量偏离了社会福利最大化原则确定的产量,使资源配置偏离帕累托最佳状态,产生“市场失灵”现象。按照公共选择理论的观点,地方政府的行政首长具有理性“经济人”的特性,追求所辖区域的利益最大化。同样的原理,如果某地方政府投入一定的资金进行环境保护,会产生外部环境收益(MER),其污染治理水平(量)为 Q_1 ,如果该地方政府的环境保护行为没有得到回报,边际私人收益 MPR 小于边际社会收益 MSR 。因此,私人收益最大化时决定的污染治理量 Q_1 小于社会福利最大化时决定的污染治理量 Q_2 。环境保护的正外部性导致环境保护的资源配置不足,偏离帕累托最优状态,产生“市场失灵”。

2.4.4.4 纠正外部性的方法

根据上述分析,无论是正外部性,还是负外部性,如果不予以纠正或抵消,其结果都将导致资源配置偏离帕累托最佳状态,产生所谓的市场失灵。因此,单靠市场机制无法消除外部性,需要政府部门运用非市场手段纠正市场失灵,使外部性内部化。对于负外部性,就是让生产者或消费者自己来承担或消化其产生的外部费用;

对于正外部性，就是补偿正外部性的施加者，鼓励其增加产量，两种方式的目的都是使社会资源配置趋于帕累托最优状态。纠正外部性的方法主要有以“庇古税”为代表的政府干预手段和以科斯等人的产权理论为代表的市场手段。

“庇古税”既有税收（收费）的含义，又有补贴的含义。庇古认为，边际社会成本或收益偏离边际私人成本或收益时，市场机制无法发挥作用，出现市场失灵，必须依靠政府进行干预。当出现负外部性时，政府对产生负外部性的生产者征收相当于边际外部成本的边际税率，使负外部性内部化，从而限制负外部性施加者的生产，消除生产过剩现象，实现帕累托最优状态。对违法排污者的处罚和排污收费制度都是庇古税的具体体现。理论上讲“庇古税”等于边际外部成本时，可以消除负外部性的影响。目前，中国对违法排污者的处罚额度和排污费标准都低于负外部性施加者产生的边际外部费用，对产生负外部性的生产者起不到震慑作用，因此，上述政策的实施效果并不理想。当出现正外部性时，政府可以通过给产生正外部性的生产者补贴，鼓励其扩大生产，消除生产不足的现象。这就是部分地区实行的生态补偿机制的理论基础之一。这样，在利润最大化原则的作用下，作为利润最大化的追求者，外部性的施加者从各自的利益出发，会将其产量调整至边际私人收益等于边际社会成本之处。由于环境保护具有正外部性特征，

地方政府没有积极性执行环境政策。对于地方政府环境保护而产生的正外部性，中央政府必须给予一定的补偿，补偿可以是政治上的或经济上的，将环境保护的效果纳入官员政绩考核的决定性指标之一就是政治补偿的具体体现，从而提高地方政府进行环境保护的边际收益，激励地方政府进行环境保护。目前，中央政府并没有有效的奖励机制鼓励地方政府进行环境保护，全国范围的环境政策执行效果并不尽人如意。

科斯批评庇古是沿着错误的思路讨论外部性问题，科斯认为，外部性的产生并不是市场制度的必然结果，其实质在于产权界定不清晰。在科斯看来，当市场的交易费用为零时，不管权利的初始安排如何，外部性的施加者和承受者会在利益的驱动下就互惠互利的交易进行谈判，实现资源的帕累托最优配置，从而消除外部性，此时，产权制度没有必要存在。而在现实世界中，交易费用总是以各种各样的形式存在。当交易费用大于零时，不同的权利界定，会带来不同效率的资源配置。所以，为了使资源配置趋于帕累托最优配置，就必须选择合适的产权制度，明晰产权界定。科斯的上述观点被称为“科斯定理”。以钢铁厂污染河流为例，假如钢铁厂位于河流的上游，河流的下游流经一个某渔民经营的鱼塘。按照科斯的思路，消除负外部性的途径有两个：第一个途径是对负外部性的受害方（渔民）规定对河流的所有权或使用权，而且上述权利是可以转让的，即如果渔民获得

与负外部性造成的损失同等数量的补偿，渔民的权利便可转让给钢铁厂。此种情况下，渔民有权利免受河流污染造成的损失，当渔民遭受污染时，会要求钢铁厂采取行动消除污染，如果钢铁厂没有及时消除污染，渔民就会上报地方有关当局执行所有权的规定，钢铁厂就会被强制把对渔民造成的损失减为零；或者双方可以就河流的所有权或使用权进行交易，即钢铁厂提出补偿渔民一定的费用，此费用小于将污染削减为零的处理费，此时渔民得接受一定水平的污染，如果渔民能忍受这一污染水平，便会接受此补偿。反之，钢铁厂将会付出更多的补偿。此时，双方的补偿交易将会达到一个均衡状态，此状态便是高效率的状态。第二个途径则是负外部性的施加者拥有河流的所有权或使用权。反映在上述例子中，就是钢铁厂有权向河流中排放污染物，而渔民没有要求钢铁厂削减污染或给予补偿的权力。此种状况下，负外部性的受害方或是忍受污染，或是付钱给负外部性的施加者使其减少或消除负外部性的影响。双方交易的结果将是，负外部性的受害者愿意支付一笔不大于其消除负外部性的费用给负外部性的施加者用于减少负外部性，负外部性的施加者愿意接受不少于消除负外部性所需要的费用，用于减少其造成的负外部性的影响。双方同样会达到一个均衡状态。上述两种途径的区别在于产权的界定不同，从上述的例子可以看出，不管哪一方拥有河流的所有权或使用权，只要明确权力，不管交易收入归

哪一方，消除负外部性的最终交易结果是相同的，都能使社会资源的配置趋于帕累托最优。因此，从理论上讲，通过产权界定和权力交易可以解决资源配置的“市场失灵”问题。目前，中国正在试点的排污权交易制度的理论基础便是“科斯定理”。

2.4.5 公共物品理论

根据外部性理论，对环境资源所有权或使用权的界定可以消除环境污染和环境保护的外部性影响，实现社会资源的有效配置。而当今全世界的环境污染和生态环境破坏的问题并未得到有效的解决，根本原因在于大部分环境因子和环境资源（环境容量）具有公共物品属性。与外部性理论一样，公共物品理论也是当代环境经济领域的重要理论之一。

2.4.5.1 公共物品的定义

公共物品是这样一种物品，每个人对该物品的消费不会导致其他人对该物品消费的减少。⁵⁷公共物品应至少具备下面两个基本属性中的一个：一是消费的非竞争性，二是消费的非排他性。消费的非竞争性，是指某消费者对公共物品的消费不会影响其他消费者对该公共物品的消费水平，即消费该公共物品的边际成本为零。例如，

⁵⁷参见 Paul Samuelson. The Pure Theory of Public Expenditure [J].The Review of Economics and Statistics, Vol.36, No. 4, 1954.

某城市的空气质量得到改善后，居民甲能呼吸到清洁的空气，同时其他居民呼吸的清洁空气量也不会减少。消费的非排他性，是指任何人都有权消费公共物品，不可能因为甲对公共物品的消费而排除其他人对该公共物品的消费。换一种说法，就是不可能阻止不付费者对公共物品的消费，不付费者同支付费用的人一样能够享有公共物品带来的效用。其结果是很难或者不可能对使用公共物品进行收费。譬如，即使某人投资治理某城市大气污染使空气质量得到了改善，他也不可能阻止其他人呼吸清洁空气而与其共享好处。

2.4.5.2 公共物品对资源配置的影响

公共物品的上述特性，使其在使用过程中容易产生所谓的“公用地悲剧”和“搭便车”困境。

1、公用地悲剧

哈丁（Hardin）于1968年在《科学》（Science）杂志上发表了一篇题为《公用地的悲剧》（The Tragedy of the Commons）文章，文中作者设置了如下的场景：一群牧民一同在一块公共草场上放牧。每个牧民为了增加收益在增加着自己的牛羊，随着牧群的不断扩大，草场终于到了可以承受的极限，即每增加一头牛羊，都会给草场造成损害，使草场的质量下降。但每位牧民都明白，增加牛羊带来的收益全部归牧民自己，而草场退化的代价由全体牧民分担。如果每位牧民都从自己私利出发，肯

定会选择多养牛羊获取收益，每位牧民都选择继续增加牛羊时，“公用地悲剧”就发生了，其结果是草场持续退化，直至毁灭，最终导致所有牧民破产。⁵⁸一些环境资源如清洁空气等具有公共物品的特性，对其使用具有非排他性，但具有竞争性，一个人使用环境资源就会减少其他人对该资源的享用。因此，对环境资源的利用很容易产生“公用地悲剧”的后果。即容易造成环境资源的耗竭。

2、“搭便车”问题

“搭便车”的基本含义是指不付任何成本而坐享他人之利的投机行为。“搭便车”问题源于公共物品消费的非排他性和非竞争性，一旦公共物品被提供，任何消费者都可以免费享用。因此，每个人都想让别人去付出而自己则坐享其成。中国俗语“一个和尚挑水吃，两个和尚抬水吃，三个和尚没水吃”便是“搭便车”现象的生动写照。消费者的搭便车行为使得公共物品的提供者很可能收不回生产成本，作为追求利润最大化的厂商不会提供公共物品，就会导致公共物品的供给达不到最优水平，因而产生市场失灵。因此，公共物品的供给就需要政府的干预。

⁵⁸Garrett Hardin. The Tragedy of the Commons [J].Science, Vol. 162, No. 3859, 1968.

2.4.5.3 公共物品理论对环境政策执行研究的理论指导作用

环境保护便是一种公共物品（或公共服务），自由市场很难提供这种公共物品，需要政府进行干预并充当公共物品提供者的角色。因此，环境保护是政府的一项重要职能。而现行体制下，地方政府具有理性“经济人”特性，其行为目标是追求自身利益最大化，因此，在环境政策执行过程中，特别是在流域水污染治理政策执行、空气污染治理政策执行过程中，地方政府搭便车的现象非常普遍。此时，需要中央政府进行干预，包括激励机制、处罚机制以及监督机制的制定和贯彻执行等；同时，对那些跨越多个省的环境资源的保护，比如，流域水污染治理等，中央政府应承担主要的责任。

第3章 环境政策质量对环境政策执行的影响

政策本身是政策执行的逻辑起点，政策本身的质量高低对政策执行效果至关重要。丁煌认为，政策制定的科学与否主要体现在政策是否具有合理性、明晰性、协调性、稳定性以及公平性诸方面。⁵⁹在我国现行的环境政策中，政策设计的合理性、合法化、协调性等方面存在不少缺陷。环境政策本身的缺陷严重影响了政策的执行效果。

3.1 中国环境政策体系

中国现行的环境政策可以划分为4大类型，分别是：命令-控制型环境政策、经济激励型环境政策、自愿参与型环境政策和信息公开与公众参与型环境政策。

⁵⁹丁煌. 政策制定的科学性与政策执行的有效性[J]. 南京社会科学, 2002 年第1期.

3.1.1 命令-控制型环境政策

命令-控制指有关行政当局运用行政手段,强制有关对象执行相关的法律、法规、规章、指令和标准等。命令-控制型环境政策是中国最常用的环境保护手段。

3.1.1.1 环境法律体系

中国从1978年开始步入法制化轨道,环境保护法制建设也开始起步。经过30多年的发展,形成了系统的环境法律体系,分为以下几个层次:

(一) 国家基本法

1982年颁布的《宪法》作为国家基本法,第9条规定“矿藏、水流、森林、山岭、草原、荒地、滩涂等自然资源,都属于国家所有,即全民所有;由法律规定属于集体所有的森林和山岭、草原、荒地、滩涂除外。国家保障自然资源的合理利用,保护珍贵的动物和植物。禁止任何组织或者个人用任何手段侵占或者破坏自然资源。”第26条规定“国家保护和改善生活环境和生态环境,防治污染和其他公害。”

(二) 规定环境法律责任的基本法律

关于环境污染的民事责任,我国《民法通则》第124条规定:“违反国家保护环境防止污染的规定,污染环境造成他人损害的,应当依法承担民事责任。”关于环境污染的刑事责任,我国《刑法》在第六章的第六节“破坏环境资源保护罪”中对环境污染罪、破坏环境资源保

护罪等做出了相应的处罚规定。

（三）环境、资源和生态保护的法律

中国陆续颁布了10部环境法律,包括《环境保护法》、《海洋环境保护法》、《水污染防治法》、《大气污染防治法》、《固体废物污染环境保护法》、《噪声污染防治法》、《放射性污染防治法》、《环境影响评价法》、《清洁生产促进法》和《循环经济促进法》。主要的资源和生态保护法律11部,包括《节约能源法》、《森林法》、《草原法》、《渔业法》、《水法》、《土地管理法》、《矿产资源法》、《城市规划法》、《野生动物保护法》、《水土保持法》和《文物保护法》。

（四）执法程序性法律

中国环境纠纷解决的程序遵守国家有关的法律法规。如《行政诉讼法》、《民事诉讼法》和《刑事诉讼法》中的相关规定。我国的环境保护立法和执法都有着很强的行政特征,因此,执法程序性法律也以行政性法律为主导。包括《行政许可法》、《行政处罚法》等。解决环境行政争议时,遵守《行政复议法》、《监察机关处理不服行政处分的申诉办法》和环境法律中的有关规定。

（五）环境法规

环境法规包括国务院和有关部门制定的行政法规和部门规章、地方政府制定的地方法规。部分环境与资源法律、法规见表3-1。

表 3-1 部分环境与资源法律、法规

名称	通过或施行日期
环境保护法	1979年试行，1989年12月26日颁布实施
海洋环境保护法	1982年颁布，1999年12月25日修订，自2000年4月1日起实施
水污染防治法	1984年颁布实施，1996年5月15日修订，2008年2月28日第二次修订，自2008年6月1日起实施
大气污染防治法	1995年颁布实施，2000年4月29日修订，自2000年9月1日起实施
固体废物污染环境防治法	1995年10月30日颁布，1996年4月1日实施；2004年12月 29日修订，2005年4月1日实施
环境噪声污染防治法	1996年10月29日颁布，1997年3月1日实施
清洁生产促进法	2002年6月29日颁布，2003年1月1日实施
环境影响评价法	2002年10月28日颁布，2003年9月1日实施
放射性污染防治法	2003年6月28日颁布，2003年10月1日实施
循环经济促进法	2008年8月29日颁布，2009年1月1日实施
节约能源法	1997年11月1日颁布，1998年1月1日实施；2007年10月28日修订，2008年4月1日实施
森林法	1984年9月20日颁布，1998年4月29日修订通过并实施
草原法	1985年6月18日颁布，1985年10月1日实施，

	2002年12月28日修订通过并实施
渔业法	1986年1月20日颁布，分别于2000年10月31日和2004年8月28日修订通过并实施
水法	1988年1月21日颁布，1988年7月1日实施； 2002年8月29日修订，2002年10月1日实施
土地管理法	2004年8月28日颁布并实施
矿产资源法	1986年3月19日颁布，1986年10月1日实施； 1996年8月29日修订通过并实施
城市规划法	1989年12月26日颁布，1990年4月1日实施
野生动物保护法	1988年11月8日颁布，1989年3月1日实施； 2004年8月28日修订通过并实施
水土保持法	1991年6月29日颁布并实施；2010年12月25日修订，2011年3月1日实施
文物保护法	1982年11月19日颁布并实施，分别于1991年6月29日、2002年10月28日、2007年12月29日修订通过并实施
建设项目环境保护管理条例	自1998年11月29日起实施
淮河流域水污染防治暂行条例	1995年8月8日实施
中华人民共和国自然保护区条例	1994年12月1日实施
畜禽规模养殖污染	2013年10月8日公布，2014年1月1日起施行

防治条例	
------	--

3.1.1.2 环境保护制度体系

环境保护制度是指由调整特定环境社会关系的一系列环境法律规范所组成的相对完整的规则系统，是环境管理制度的法律化，是环境法规范的一个特殊组成部分。⁶⁰一些重要的环境保护制度如表3-2所示。

表 3-2 一些重要的环境保护制度

制度名称	执行时间
环境影响评价制度	1979年
“三同时”制度	1973年
排污申报登记制度	1982年
限期治理制度	1979年
排污许可证制度	1988年
排污总量控制制度	1988年
城市环境综合整治定量考核制度	1988年
环境规划制度	1989年
企业”关停并转”	1996年
环境保护目标责任制	1989年

3.1.1.3 国际公约与协定

自1979年以来，我国先后缔结或参加了40多项重要

⁶⁰包存宽. 政策可持续发展评价[M]. 北京：科学出版社，2009 年，第 165 页.

的国际环境公约，包括21项多边环境公约和21项双边环境协定。已签署的国际环境公约涉及如下类型：臭氧层保护、气候变化、生物多样性保护、物种国际贸易、危险废物的控制、核污染防治、危险化学品国际贸易的事先知情同意程序、化学品的安全使用和环境管理、湿地保护、荒漠化防治、海洋环境保护、海洋渔业资源保护、自然和文化遗产保护、南极保护和环境权的国际法规定。

3.1.1.4 环境标准

自1973年我国发布第一个国家环境标准以来，我国环境标准历经多年的发展已形成一套完整的环境标准体系。中国现行的环境标准分为国家标准和地方标准。其中，国家环境标准包括国家环境质量标准、国家污染物排放标准、国家环境监测方法标准、国家环境标准样品标准、国家环境基础标准和国家环境保护行业标准；地方标准包括地方环境质量标准和地方污染物排放标准。地方标准只能严于国家标准。环境质量标准和污染物排放标准属于“强制性标准”，是我国环境法体系的重要组成部分。

3.1.2 基于市场的环境经济政策

环境经济政策是指根据价值规律，利用价格、税收、信贷、投资、微观刺激和宏观经济调节等经济杠杆，调整或影响有关当事人产生和消除污染行为的一类政策或手段。环境经济政策一般具有明显的利益刺激因素。根

据环境与经济的关系，环境经济政策分为两大类，一类是环境管理中采用的经济刺激手段，通常称为环境管理经济手段，如排污收费等；另一类是与环境有关的其他经济或产业部门实施的经济政策，如有利于环境保护的税收和信贷政策。表 3-3 列出了目前中国正在实施或正在尝试的与市场有关的环境经济政策。

表 3-3 中国已实施或正在尝试的基于市场的环境经济政策⁶¹

政策类型	实施部门	开始时间	作用对象	实施范围
超标排污费	环保部门	1982, 2003 年修订	企事业单位	全国
污水排污费	环保部门	1991, 2003 年修订	企事业单位	全国
污水处理费	城建部门		企事业单位、居民	全国许多地方
SO ₂ 收费(试点)	环保部门	1992	工业燃烧锅炉电厂(后扩大试点)	SO ₂ 控制区和酸雨控制区(1998 之前在 2 省 9 市试点)

⁶¹改编自包存宽. 政策可持续发展评价[M]. 北京:科学出版社, 2009. p.171

SO ₂ 排放总量控制及排污交易政策	环保部门	2002	二氧化硫排放企业	山东、山西、江苏、河南、上海、天津、陕西、湖南等
生态环境补偿费（试点）	环保部门	1989	资源开发单位	广西、江苏、福建、山西等
矿产资源税和补偿费	税收部门 矿产部门	1986	资源开发单位	全国
综合利用税收优惠	税收部门	1984	综合利用企业	全国
排污许可证交易（试点）	环保部门	1985	排污交易企业	上海、太原等 11 个城市
污染治理补贴	环保和财政部门	1982	治理污染企业	全国
废物交换市场	交换中心	1989	综合利用企业	上海、沈阳
废物回收押金	物资部门		可循环使用固体废物产生者	全国

环保投资渠道	综合计划、财政、金融部门	1984	企事业单位	全国
信贷刺激	银行部门	1996	信贷单位	全国

3. 1. 3 环境信息公开与公众参与型环境政策

有关环境信息公开的规定最早出现在1989年颁布的《环境保护法》中。根据该法第11条第2款规定，具有一定级别的政府行政主管部门必须定期发布环境状况公报，具体指国务院和省、自治区、直辖市的环境保护行政主管部门；第31条要求造成或者可能造成污染事故的单位，不仅要立即采取措施进行处理，而且要及时通报可能受到污染危害的单位和个人，同时向所在地环境保护行政主管部门报告，准备接受调查和处理。⁶²

2003年4月1日起施行的《环境保护行政主管部门政务公开管理办法》对环境保护行政主管部门如何进行环境信息公开提出了具体要求。对于污染物超标排放或者污染物排放总量超过规定限额的污染严重企业，2003年1月1日起施行的《清洁生产促进法》第17条要求各级环保行政主管部门，在当地主要媒体上定期公布污染物超标排放或污染物排放总量超出规定限额的企业名单，为公众监督提供依据。根据《清洁生产促进法》，国家环保

⁶²详见《环境保护法》的相关条款。

总局2003年9月发布《关于企业环境信息公开的公告》，规定了企业环境信息公开的相关要求，以促进公众对企业环境行为的监督。2008年5月1日起施行的国家环保总局颁布的《环境信息公开办法》（试行），对环境保护主管部门和污染物排放超标或超过总量控制指标的企业规定了公开环境信息的义务及环境信息公开的范围，并规定了公众环境知情权受到侵犯时如何进行行政救济和司法救济，为公众监督政府和企业履行环境信息公开义务提供了制度保障。

3.1.4 自愿参与型环境政策

我国从20世纪90年代中期开始尝试通过开展自愿活动来推动环境保护和可持续发展。在经济领域创立了绿色产品、环境标志产品、有机食品、能效标识产品、环境管理体系的认证，环境友好企业、环境自愿协议等；在社会层面上，通过推广绿色学校、绿色社区、生态村、环境优美乡镇、生态县、生态示范区、环保模范城市、生态市、生态省等评选和创建活动，促进广泛参与。

鉴于我国目前运用最多的是命令-控制型环境政策和基于市场的环境经济政策，本章对命令控制型和基于市场的经济激励型环境政策的质量及其对政策执行效果的影响进行分析。

3.2 命令-控制型环境政策的质量对政策执行效果的影响

本节将重点讨论现行环境立法的质量和几种典型的环境保护制度的质量。在现行环境保护制度体系中,按照命令控制型环境政策对建设项目的作用机制划分,环境政策可分别对建设项目实施事前(项目投产前)、事中和事后(项目投产后)控制。具体流程包括:项目建设前,根据项目适用的污染物排放标准及总量控制指标进行环境影响评价,通过分析、预测和评估项目建成后可能造成的环境影响,提出预防或减轻不良环境影响的措施;项目建成投产前进行“三同时”项目竣工验收,“三同时”验收时,将环保设施是否符合国家或地方排放标准或总量控制指标要求作为验收合格的重要依据,同时,按照验收时的排污状况,环境保护行政主管部门核发排污许可证;“三同时”验收合格后,项目投入生产,项目生产过程中应保证环境保护设施稳定达标运行;对不能达标排放的项目(设施)责令限期治理,对于逾期未完成治理任务的,责令关闭。因此,环境保护制度的重点是环境影响评价、三同时、污染物排放许可证和限期治理。

3.2.1 环境立法质量对环境执法的影响

3.2.1.1 现行环境立法的缺陷

追根溯源,立法质量的高低,而不是数量的多寡,

从源头上决定了法律的执行效果。环境立法能否适应管辖权内环境与资源保护工作的实际需要,能否适应不断变化的经济与政治环境,能否适应现实的执行体系,这些问题从根本上决定了我国环境政策的执行过程和最终效果。全国人大环境与资源保护委员会法案室主任孙佑海对我国环境立法中存在的“缺陷”直言不讳,他把这些缺陷概括为9个方面:“法规内容不合时宜;表述模糊、无所适从;立法项目选择失当;回避重大问题;规范力度不够;放任部分污染者,权利与义务失衡;可操作性不强;立法过早过严;法律之间互不协调。”⁶³笔者认为,现行环境立法的缺陷在以下几个方面比较突出:

(一) 政府环境责任不完善

政府是环境保护的责任主体,政府履行环境责任的优劣直接关系到当地环境质量的好坏。现行环境立法一味强调行政相对人的环境义务,而淡化了政府机关的环境责任,由此导致了政府和企业的环境权利和义务上的失衡,由此助长了企业的抵触情绪和投机行为。如《环境保护法》第6条规定:“一切单位和个人都有保护环境的义务。”随后便罗列了一系列政府及各级机关的权力,而对其职责却没有做出明确的界定;纵观各类环境立法,凡涉及法律责任的条款,大多明确指向行政相对人的违法行为;相形之下,对于政府以及具体的官员在履行环

⁶³孙佑海. 提高环境立法质量对策研究[J]. 环境保护, 2004, (8).

境职责过程中的疏忽或过失则缺乏明确的责任的追究。

《环境保护法》第5章关于法律责任堪称典型。该章总共有11条内容（第35-45条），其中只有1条（第45条）规定了政府的环境责任，除第40条救济程序和第42条诉讼时效而外，其余的条款都是对行政相对人的法律责任的相关规定。所以，现行环境立法中一个突出的现象是，政府被置于高高在上的“权力主体”地位，而行政相对人则被置于惟命是听的“义务主体”地位，如此便偏离了环境法治的主旨。

《环境保护法》第45条虽然规定了政府的环境法律责任，但承担责任的主体主要是负有环境保护监督职责的个人，更确切地说是处于一线负责具体工作的低级官员。⁶⁴如果他们滥用职权、玩忽职守、徇私舞弊，首先由其所在单位或者上级主管机关给予行政处分；对于构成犯罪的行为，则依法追究刑事责任，而实践中所动用的是公检的公权体系，排斥了私权的介入。虽然第6条对单位和个人设定了检举和控告的权利，但这种权利所指向的对象依然局限于污染和破坏环境的单位和个人。这种“上帝的归上帝，凯撒的归凯撒”的立法原则实际上等于屏蔽了民告官的权利，严重削弱了民众对政府及其官员的监督和制衡作用。更进一步分析，可以发现，任

⁶⁴《环境保护法》第45条规定：环境保护监督管理人员滥用职权、玩忽职守、徇私舞弊的、由其所在单位或者上级主管机关给予行政处分；构成犯罪的，依法追究刑事责任。

何环境法条均没有明确追究环境事故的行政决策者和审批者法律责任的规定，而恰恰是这些高层的、幕后的行政决策者和审批者在发挥着“总设计师”和“总指挥官”的角色。由于现行法律法规对政府及其部门可能影响环境的决策行为，缺少可操作性的约束性规定，致使一些地方政府在处理环境与经济的关系时，片面强调营造“宽松”的发展氛围，出台限制或者禁止环保部门现场检查的“土政策”，影响了国家环境保护政策在地方的贯彻执行。政府不履行环境责任以及履行环境责任不到位，已成为制约我国环保事业发展的严重障碍。

（二）缺乏可操作性和法律之间的协调

“一事不再罚”的规定纵容了企业的违法行为。《行政处罚法》第24条规定：“对当事人的同一个违法行为，不得给予两次以上罚款的行政处罚”。被称为“一事不再罚”原则。上述规定给环境行政执法带来很大困难。由于环境违法尤其是违法排放污染物具有连续性，界定同一个违法行为的持续时间对环境执法至关重要，但该法及其他相关法律并没有就此做出规定。在环境行政执法中经常出现以下状况：环保部门对违法企业给予责令改正和罚款处罚后，几天或者1个月后再去检查时，发现违法企业并未按要求改正、依然违法排污。由于违法主体、违法的地点、使用的设施、排放的污染物、造成的

后果等都是同一个，⁶⁵如果环保部门再对其实施行政处罚，便违反了“一事不再罚”的规定。违法企业便以此为借口，拒绝接受处罚。“一事不再罚”规定使环境执法人员处境非常尴尬，同时也变相助长了企业的环境违法行为。

（三）对违法排污者的经济处罚规定的不合理

如前所述，由于依法追究刑事责任的规定形同虚设，环境行政主管部门对环境违法行为只能采取行政处罚和民事赔偿。陆新元等对6项环境执法行政处罚手段（罚款、限期治理、警告、停产停业、吊销证书和行政处分）所做的调查表明，使用频数由高到低进行排序，依次为罚款、限期治理、警告、停产停业、吊销证书和行政处分。其中，罚款的使用频数最高，占总频数的60%。而对罚款有效性的调查表明，有68.3%的被调查机构认为，现行法律、法规规定的罚款额度对违法者构不成有效的威慑。⁶⁶最常用的、又是被认为有效的处罚手段，却对违法行为不能真正起到威慑作用，这显然成为当前环境执法的一个障碍。

我国环境法律中罚款的设定存在如下问题：

1) 规定罚款上限，对同一违法行为的处罚不能超过

⁶⁵杨展里，葛勇德.以南通为例分析中国地方环境执政能力建设的问题与对策[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

⁶⁶陆新元等,中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

规定的上限处罚额度。除2008年修订的《水污染防治法》对重大水污染事故的处罚外，我国环境法律对违法行为的处罚不论违法行为持续时间有多长，都不能超越规定的上限额度，这种规定对不同违法程度、不同违法持续时间的案件实施同一处罚标准，造成处罚不公，另一方面也会大大降低违法处罚的威慑力。

2) 处罚额度过低。罚款额度低等同于企业的违法成本低，当违法所取得的收益要远远大于处罚金额时，追求利益最大化的企业乐于违法。比如，《大气污染防治法》第47条规定，对于大气污染防治设施不符合国家规定或根本就未建污染防治设施的建设项目，如果其投入生产或使用，负责审批项目环评报告书的环保行政主管部门可以责令其停产或停用，并处以1-10万元的罚款。一个铜冶炼厂要建成符合要求的大气污染防治设施，至少也要几百万甚至上千万元投资，而且一个中型的铜冶炼厂生产1天就可以得到数万元甚至数十万元的利润，⁶⁷如未建或未批大气污染防治设施的企业设定的罚款不超过10万元的上限，其遏制效果可以说是微乎其微。即使大气污染事故变成了事实，按照《大气污染防治法》第61条的规定，其裁量权掌握在县级以上地方政府环保行政主管部门手中，由其对辖区内造成大气污染事故的单位，根据所造成的危害后果处以相当于直接经济损失

⁶⁷杨展里, 葛勇德. 以南通为例分析中国地方环境执政能力建设的问题与对策[J]. 环境科学研究, 2006年第19卷增刊.

50%以下的罚款。但是，该条同时设定了最高上限，即50万元。50万元的罚款对上述企业也起不到震慑作用。再看对违法排放水污染物的企业的处罚，2008修订的《水污染防治法》第71条规定，如果建设项目的水污染防治设施未建成、未经验收或者验收不合格，而企业一意孤行，自行决定将主体工程投入生产或使用，县级以上环保主管部门可以对其判处5万以上50万以下的罚款。一家造纸企业的5万吨污水处理厂的运转费平均为每天3~4万元，⁶⁸即使按照最高限额计算，50万元的罚款仅相当于污水处理厂半个月的运转费。造纸厂超过半个月的违法排污就能够抵消罚款“成本”，获得净收益。况且，中国环境执法力量薄弱，很难主动查处违法行为，于是为诸如此类的企业保留了巨大的侥幸获利空间。虽然《水污染防治法》取消了对引发水污染事故的企业的处罚上限并增加了对事故主要负责人的经济处罚，但处罚仍显得不够严厉。对于肇事的企事业单位，该法第83条将水污染事故的严重性分成“一般或者较大”和“重大或者特大”两个类别，罚款比例分别设定为所造成直接损失的20%和30%。同时，对直接负责的主管人员和其他直接责任人员处上一年度从本单位取得的收入百分之五十以下的罚款。以2010年福建省环保厅对引发重大水污染事故的紫金矿业的处罚结果为例，2010年7月3日及16日，

⁶⁸包存宽. 政策可持续发展评价[M]. 北京: 科学出版社, 2009. p.171.

紫金矿业位于福建上杭县的紫金山铜矿湿法厂先后两次发生含铜酸性溶液渗漏，共计9600立方米废水外渗引发福建汀江流域污染，造成沿江鱼类大面积死亡和水质污染，直接经济损失达3187.71万元，福建省环保厅依据《水污染防治法》开出了956.313万元的罚单，并对企业的两位高管进行了经济处罚。虽然这是环保历史上最高的罚单，企业因此损失总共为4144万元（956+3188），但相比2010年上半年27亿元的净利润，4144万元对企业来说无关痛痒。由于经济处罚并没有对违法者构成有效的威慑力，违法反而成为具有“经济回报”的行为，相对于守法者，违法者在市场经济的竞争环境下却占据了竞争优势地位。现行的处罚规定事实上是在诱导违法，最终的结果是处罚威慑力而产生的事前预防作用大打折扣甚至失效。

3) 未明确规定处罚自由裁量的依据。在规定了处罚的最高上限之后，法律并没有给出更详细的处罚原则，在上限范围内罚多少主要由执法者主观断定。在监督机制不完善时，这样的规定很容易诱发执法者的腐败。在中国的环境执法中，因自由裁量权而引发的腐败比比皆是。

3.2.1.2 完善环境立法的建议

（一）完善处罚规定

不应规定绝对的罚款上限。要让企业遵守环境法律法规，就应该提高行政处罚的额度，对违法排污企业，

应借鉴美国的做法，规定每日罚款的上限额，并规定在上限范围内确定罚款数量的依据，使排污时间越长、排放污染物越多的企业受到的处罚越大。对于已造成环境污染的企业，应根据企业规模或造成污染的强度对罚款额度进行调整，调整原则是应该让污染者付出与其污染影响相当甚至更大的经济代价，从而提高企业违法的经济成本。同时也削弱了执法者的自由裁量权。

（二）强化政府的环境责任

强化政府的环境责任应从以下几方面入手：1）摆脱官民二元理念。长期以来，我国在文化和政治理念上一直将政府和包括企业和民间机构在内的民众区别对待，这一顽固的意识形态也反映在各类环境立法领域。立法者和执行者必须走下神坛，放弃超然道德主体的化身，将自身的权利和义务与民众等量齐观，惟其如此，才有可能系统地提高履行环境责任的总体水平。2）扩充责任主体。环境法律责任的承担主体不应仅局限于负有环境保护监督职责的个人，而应从“谁决策，谁负责”开始，将责任者扩展到行政决策和执行的各个环节，并落实直接责任人。3）责任具体化。立法、司法与行政需三管齐下，厘清环境事故与责任的内涵和外延，使其达到统一、透明、可规范操作的程度，特别是要明确政府的责任范围、疏于履行环境职责的行政行为应追究行政责任等。4）全面规范责任形态。政府环境行政责任不应局限于针对直接责任人的行政处分，还应包括对错误行政决策的撤

销和行为禁令，以及有关环境职责的强制履行等内容，从而保证对不执行环境法律法规、政策而造成严重后果的、对因决策失误或行政干预等原因造成生态破坏和环境污染的，追究有关单位及其负责人的行政责任，甚至刑事责任。

（三）加强环境法律、法规之间的协调和统一

应对“一事不再罚”的原则做出具体规定，最好规定违法1天构成一个违法行为，使排污者无空子可钻，同时也让执法者有据可依。

3.2.2 环境影响评价制度

3.2.2.1 环境影响评价制度基本内容及其发展历程

环境影响评价（简称环评），是针对拟建的大型项目或待批的区域开发规划，依据国家环境保护的相关法律、法规和标准，对其可能给环境带来的影响进行全面分析、预测及评估，进而提出预防或减轻有害环境影响的对策与措施，以便实施跟踪监测。这种方法和制度对于建设项目实现优化选址、合理布局、最佳设计，搞好“三同时”管理，确保生态环境维持良性循环，奠定了良好的基础。同时，将环境影响评价以报告的形式公诸于众，也为公众对地方政府、企业环境行为的监督提供了依据。

1979年的《环境保护法》（试行）首先规定了环境影响评价制度；1986年颁布实施的《建设项目环境保护管理办法》对环境影响评价制度做出了具体规定；1989年

修订的《环境保护法》第 13 条重申和规范了环境影响评价制度。1998 年的《建设项目环境保护条例》做出了国家实行建设项目环境影响评价制度的规定,并对环境影响评价制度进行了修改、补充和完善,标志着我国建设项目环境影响评价制度的确立。另外,《水污染防治法》的第 13 条、《海洋环境保护法》的第 10 条以及《大气污染防治法》的第 9 条,分别对产生水污染、海洋污染以及大气污染的建设项目做出了进行环境影响评价的相应规定。为了促进环境与经济的可持续发展,《环境影响评价法》(简称《环评法》)于 2003 年 9 月 1 日起施行,这标志着我国历时 20 多年的发展,业已形成了覆盖专项规划和建设项目的环境影响评价法律制度体系。

3.2.2.2 环境影响评价制度的政策目标

根据《环评法》对环境影响评价制度的定义,⁶⁹环境影响评价制度的目标是:通过采取合适的防治措施和对策,确保对环境产生不良影响的所有规划和建设项目有效地执行环境保护政策。⁷⁰

3.2.2.3 环境影响评价制度的执行效果

(一) 积极效果

从 2003 年《环评法》施行至 2007 年底,全国共有

⁶⁹ 《环评法》中环境影响评价制度的定义:环境影响评价制度是指对规划和建设项目实施后可能造成的环境影响进行分析、预测和评估,提出预防或者减轻不良环境影响的对策和措施,进行跟踪监测的方法与制度。

⁷⁰ 宋国君. 环境政策分析[M]. 北京:化学工业出版社,2008. p.97.

117 万个建设项目通过了环评审批,环评所涉及的领域及范围逐年扩大。2007 年,仅广东省就否决了 4811 个不符合《环评法》要求的项目。2006-2007 年,国家环保总局对投资近 1.5 万亿元的 377 个“两高一资”项目⁷¹的环境影响评价文件做出了不予审批或暂缓审批的决定,对环境污染和生态破坏的进一步恶化起到了一定的遏制作用。根据环境保护部的测算,从 2003 年《环评法》施行以来的 5 年间,全国累计二氧化硫排放量减少 2510 万吨、COD 排放量减少 1406 万吨,⁷²促进了“十一五”环境约束性指标任务的完成。可以看出,环境影响评价制度的建立,对我国环境保护工作起到了一定的推动作用。

(二) 执行率不佳

按照《全国环境统计公报》的数据,自 2004 年以来,全国环境影响评价执行率达 99%,但是,新增污染源每年却大量出现,把这些新增污染源归结为企业故意偷排或设备老化,显然难以服众。⁷³合理的解释只能是我国现行的环境影响评价制度并未发挥其污染预防的作用,而是在很大程度上流于形式。另外,从屡屡曝光的违反环境影响评价制度的建设项目数量来看,该制度的执行率远远没有达到 99%。2004 年 6 月发布的全国人民代表大会常务委员会公报称,如果以必须做环境影响评价的建设项目

⁷¹ “两高一资”项目代表高耗能、高排放和资源性的项目。

⁷² 刘晓鹏黄庆畅. 环评法实施五年效果初显. 中国矿业报, B02 版, 2008.11.6.

⁷³ 龙雪晴, 任波. 厦门 PX 环评警示[J]. 财经, 2007(13).

目为基数计算,环境影响评价的执行率只有40%~50%。⁷⁴2005年1月18日,国家环保总局对全国30个严重违反《环评法》的建设项目进行了通报,并责令其立即停建。被通报的项目几乎都是投资额上亿甚至数十亿的电力项目,其中不乏经国务院或其它部委批准立项的项目,包括国电、华电和大唐国际,三峡总公司投建的金沙江溪洛渡水电站项目也赫然其中,范围涉及13个省市。2007年1月10日,国家环保总局又一次通报了82个违反《环评法》和“三同时”的项目,涉及全国22个省市的冶金、钢铁、电力、化工等12个行业,最严重的是河北省唐山市、山西省吕梁市、山东省莱芜市以及贵州省六盘水市,大唐国际、国电、华能和华电四大电力集团被列入“黑名单”。其中,59个项目严重违反环境影响评价制度。2009年2月,环境保护部环境监察局组织了一次建设项目专项检查活动,共检查313个项目,发现19.8%的项目在执行环境影响评价法的过程中存在违法问题。⁷⁵除环保部通报的违反环评法的国家级大型建设项目,各地违反环评法的项目也屡屡曝光,譬如,2010年7月2日,太原市环保局通报了73个违反环评法的建设项目。临汾市于2010年排查了2006年以来工业项目852个,其中违反环评法未批先建项目106个。没曝光的违规建设项目更是不计其数,

⁷⁴韩慧,王筱梅.从“环评风暴”看《环境影响评价法》的实施[J].中国环境管理干部学院学报,2006年3月第16卷,第1期.

⁷⁵《中国环境年鉴》编辑委员会.中国环境年鉴[M].北京:中国环境年鉴社,2010. p.325

由此可见，环境影响评价制度的执行率大打折扣。

（三）公众参与效果不佳

公众参与是环境影响评价中不可或缺的内容和程序，公众参与的目的表现在：1) 提供了一个反映民意的渠道，倾听所有利益相关者的呼声；2) 防止环境措施以偏概全，全面杜绝环境隐患；3) 保护弱势群体的环境权，防止弱势群体可能导致的威胁和对公共利益产生损害。在环境影响评价制度的实践中，公众参与的有效性之所以不高，并不是因为公众没有参与的动机，而是因为环评单位与建设单位往往保持一定的利益链接，某些环评单位偏离了中立而专业的立场，而接纳了不应有的商业运营模式。倘若环评报告未能通过，环评工作的收费就可能搁浅。环评工作进入了竞争性的市场，这促使环评单位忽视公众利益，将公众参与环节流于形式。由于缺失公众的真实参与，所以许多建设项目在启动后围绕环境纠纷不止，甚至环境事故频发。

厦门海沧PX(对二甲苯)项目就是典型的案例。2004年，台资企业腾龙芳烃(厦门)有限公司投资的总额高达108亿元人民币的对二甲苯(PX)化工项目获得国家发展和改革委员会批准立项，选址在厦门市海沧台商投资区，被称为厦门海沧PX项目。如能顺利投产，该项目每年能为厦门市创造800亿元的工业产值。项目的环境影响评价报告认为该项目对当地的环境影响有限，不会超过环境容量的范围，2005年7月，该项目的环境影响评价报告书

获得国家环保总局审批通过。但是在进行环境影响评价的过程中，无论前期和后期都没有广泛征询利益相关者的意见，自始至终缺乏公开性和公众参与，而且也没有公布环境影响评价报告的内容，致使厦门市民对该项目一无所知。而该项目自身就位于人群密集的厦门海沧区，距离厦门市中心和国家级风景名胜区鼓浪屿均不超过7公里，而且距离拥有5000名学生的厦门外国语学校 and 北师大厦门海沧附属学校仅4公里。2007年3月，两会期间，105名政协委员齐声呼吁，联名签署了“关于厦门海沧PX项目迁址建议的提案”，成为当年政协的头号提案，要求项目停建并迁址。厦门市政府并没有采纳政协委员们的意见，反而加快了项目的建设速度。直到2007年5月末，对PX项目一无所知的厦门市民收到一条有关该项目的短信，才意识到对二甲苯属于危险化学品和高致癌物，于是采取了上市政府门前“散步”的形式公开反对项目的建设。在各方的压力之下，厦门市政府宣布缓建该项目，同时在项目建设区开展了规划环评，并启动了公众参与程序，对海沧区的发展定位和各类项目的布局进行了重新审定。最终厦门市政府尊重公众的意见和规划环评的结果，停止了该项目的建设。在PX项目上，公众参与最终得到了认真落实。虽然结局令人满意，但该事件暴露的我国环境影响评价制度中公众参与缺失的问题至今仍具有普遍性。

3.2.2.4 环境影响评价制度的设计缺陷

（一）守法成本高、违法成本低

根据《环评法》第31条的规定，如果建设单位未经环境影响评价审批擅自开工建设，那么，对该项目的环境影响评价文件拥有审批权的环保行政主管部门应责令该单位停止建设，并限期补办环境影响评价手续；否则，处以5至20万元的罚款。殊不知，责令停止建设，限期补办环境影响评价手续并不是一种处罚，其实际作用无异于允许建设单位毫无代价地延迟履行法定的环境义务，因为它对社会传达的隐含信息是，所有未经环境影响评价审批的单位都能通过补办环评手续的方式来弥补其违法行为。另外，这一规定仅仅是要求违法者在限定的时间内补办环评手续，没有罚款，也没有对直接责任人的处罚。因而，它变相鼓励企业未经环评审批而先行建设，导致“先上车，后补票”的严重后果，⁷⁶纵容了群体效仿。比如，近年来屡屡遭到通报的电力项目都属于典型的未批先建的大型违法工程，且具有群体效仿的嫌疑，对这些项目的处理都是限期补办环评文件和审批手续，还没有因为环评文件未通过而下马的水电项目，更未见企业负责人因违反《环评法》而受到处分的报道。另外，如果建设单位逾期不补办环评手续，则遭受的处

⁷⁶鲍自然，贾宁．以《环评法》论政策制定对政策执行的影响[J]．环境与可持续发展，2009年05期．

罚上限为 20 万元，而大多企业投入的环保设施的费用远远超过 20 万元。与企业通过外部性而获得的利润相比，20 万元的罚款对企业根本没有震慑作用。比如，2007 年 1 月 10 日，国家环保总局通报的 59 个严重违反《环评法》的建设项目中，投资额最少的为 3 千万，最高的为 187.2 亿元，20 万元的罚款对这些企业无关痛痒。另外，《环评法》对擅自开工建设且已经建成投产的项目没有处罚规定，导致因违反《环评法》而造成环境污染和生态破坏的既成事实无法得到处置，⁷⁷环境和公众所遭受的损失得不到补偿。由于违法成本低，若《环评法》不能在法律责任方面作出与违法损害相适应的惩罚性规定，则违反该法的建设项目就会屡禁不止。

（二）未明确规定环评的启动时间

《环评法》未明确规定环境影响评价的启动时间，只是原则上要求规划单位或建设单位应在规划或建设项目报批前完成环评报告书的编制。而在实践中，环评的启动过程是严重滞后的。建设项目通常是在计划部门立项后，也就是在得到政府的有关部门首肯之后才着手进行环境影响评价工作。及至这一环节，工程的选址、项目的布局、配套资金、拆迁方案，甚至连生产规模和产品方案以及工艺路线等细节均已成定局。这意味着环评

⁷⁷薛惠锋，王海宁．环评制度还需做哪些改革？中国环境报第 2 版，2009.02.09.

工作已经失去了作为源头把关者的作用，环境危害的预防作用丧失殆尽，充其量只能在末端提出治理方案或缓解措施，而无力决定项目的命运，既而违背了环评制度的基本宗旨。

（三）缺少替代方案

环评制度发源于美国，美国的《国家环境政策法》明确规定，环境影响评价报告中必须包含“拟议行为的各种替代方案”。⁷⁸其立法意图在于充分发挥环境影响评价的作用，可以从不同的方案中选出环境代价最小的予以实施。

替代方案是指可以替代建议的行动并能实现建议行动的预期目标的方案，美国《关于实施国家环境政策法规程序的条例》规定了三种替代方案，即基本替代和次等替代方案以及推迟行动。第一种方案以完全不同的方式替代建议的行动实现预期的目标；第二种是不排斥建议的行动，但用不同方式实施建议的行动⁷⁹；第三种则是指建议行动的环境影响尚未在科学上得到确认，应当谨慎地推迟行动。美国的实践表明，替代方案的设置既有利于选择对环境最友好的方案，又能保证最大程度的实现建议行动的预期目标。

⁷⁸鲍自然，贾宁．以《环评法》论政策制定对政策执行的影响[J]．环境与可持续发展，2009年05期．

⁷⁹鲍自然，贾宁．以《环评法》论政策制定对政策执行的影响[J]．环境与可持续发展，2009年05期．

遍查我国的《环评法》，其第 17 条规定的有关环评报告书的七项内容⁸⁰中，未见对替代方案的相关规定。结果，我国的建设项目环评报告书变得十分简单，仅包含一个选址和一个设计方案，而且环评报告书编制机构有权做出环境影响评价的结论。而环境影响报告书编制机构提供的是有偿服务，与委托方是利益共同体，双方的共同目标就是通过环评审批，因此，会尽量将拟建项目的环境影响弱化乃至作假。因此，环境影响报告书中没有可以选择的替代方案，很容易流于形式，则整个环境影响评价制度就失去了最为重要的意义。

（四）公众参与机制不健全

公众参与是各国环境影响评价过程中确保民主性和公正性的重要程序。我国的《环评法》对公众参与做出了原则性规定，2006 年颁布的《环境影响评价公众参与暂行办法》（《暂行办法》）详细规定了建设项目环境影响评价过程中公众参与的形式，使公众参与的可操作性有所增强。尽管如此，我国环评制度中的公众参与仍然存在很多有待解决的问题。

（1）公众参与时机滞后、参与的阶段偏少。《暂行办法》第 8 条规定“建设单位应当在确定了承担环境影

⁸⁰（一）建设项目概况；（二）建设项目周围环境现状；（三）建设项目对环境可能造成影响的分析、预测和评估；（四）建设项目环境保护措施及其技术、经济论证；（五）建设项目对环境影响的经济损益分析；（六）对建设项目实施环境监测的建议；（七）环境影响评价的结论。

响评价工作的环境影响评价机构后 7 日内”向公众告知项目相关信息。该规定意味着，公众参与环评主要集中于环境影响报告书的编制阶段，而公众无缘参与到决定建设项目是否需要进行环评的初审阶段。相比之下，在许多发达国家，公众参与往往贯穿于环评的全过程。⁸¹

(2) 信息公开渠道不畅。公众参与权实现的前提是具有知情权，但我国的环境信息渠道并不畅通。虽然《暂行办法》对环境信息公开作出了规定，弥补了《环评法》的不足，但信息公开制度还存在如下不足：首先，对公告和征求公众意见的期限太短，只要求不得少于 10 日。因公众参与之前对项目毫不了解，要在 10 天时间内提出意见难度非常之大，很难实现公众参与的效果。其次，只要求建设单位公开环评报告的简本，未规定公开正本。对审批环评报告的环保部门则只要求其公告环境影响报告书受理的有关信息，未规定公开其审批通过的环评报告。至于公开的方式，《暂行办法》的规定暴露了太强的灵活性，在当地公共媒体上发布公告或公开免费发放包含有关公告信息的印刷品，都属于有效的信息公开方式。更为模糊的是，《暂行办法》还补充了无从界定的“其他公开方式”。如此宽泛而可以任选其一的环评信息公开方式，不可避免地给承担公开义务的单位打开了方便之门，

⁸¹高敏，谷德近. 论我国环境影响评价中公众参与制度的完善[J]. 当代法学, 2003 (12).

他们可以选择对自己最为有利的方式，使较为敏感的项目环评信息公开流于形式。上海磁悬浮项目涉及沿线31.8公里、约160万居民利益，其规模之大、影响之广，令世人瞩目。但是，其第三次环评公示信息仅仅刊登在上海市城市规划管理局的官方网站上，而上海的报纸、电视、广播等公共媒体都集体“忽略”了这一重大公共信息。⁸²群众只能在事后得知既成事实，于是选择示威以表示抗议。

(3) 参与主体少、参与途径单一。《环评法》第21条⁸³规定了征求有关单位、专家和公众意见的途径可以是论证会、听证或其他形式，但没有规定适用听证程序的条件以及公众申请举行听证会的权利。公众意见的听取方式由建设单位或具有环评审批权的环保部门决定，公众只能被动地接受。环评实践中，频繁采用的意见征询方式便是调查问卷，公开的听证会很少有人问津，更不用说采用公共媒体实况转播了。至于调查问卷的数量，不管是《环评法》还是《暂行办法》都没有做出具体规定。正因为没有规定征求公众意见的数量，也没有任何监控措施，致使采用问卷调查方式存在极大的造假空间，使公众参与的有效性大打折扣，甚至纯粹流于走过场。

⁸²刘向晖. 上海磁悬浮第三次公示风波[J]. 中国新闻周刊, 2008(4).

⁸³21条具体规定为：除国家规定需要保密的情形外，对环境可能造成重大影响、应当编制环境影响报告书的建设项目，建设单位应当在报批建设项目环境影响报告书前，举行论证会、听证会，或者采取其他形式，征求有关单位、专家和公众的意见。

2007 年, 颇引争议的北京六里屯垃圾焚烧发电项目的公众参与就是典型案例。该项目在进行环评过程中一共发放了 100 份调查表。项目环评报告称, 在收回的 85 份调查问卷中, 51% 的被调查者同意垃圾焚烧加综合处理项目; 71% 的被调查者同意该垃圾焚烧项目。⁸⁴对于众多居民来说, 区区 85 份调查问卷的结果不具有代表性和广泛性。而实际情况是该项目遭到了众多居民的强烈反对, 环保总局对该项目做出了如下行政复议决定: 项目在进一步论证前应予以缓建, 并全面公开论证过程, 扩大征求公众意见范围。

(4) 公众权利缺乏司法保障和救济。在美国, 如果在程序上, 行政机构做出某个决定没有完全、确切地对各种环境因素影响评价加以考虑和权衡, 那么法院有责任撤销决定。公众可在违反环评制度的行政行为可能对环境产生不良影响从而对他造成某种损害时, 向法院起诉, 得到司法救济。这从司法上使公众参与得到国家强制力的保障。在我国, 如果建设单位或环评审批机关违反《环评法》, 公众有什么权利和途径进行救济, 《环评法》和《暂行办法》均未做出规定,⁸⁵没有权利的公众参与最终演变为走过场, 使公众参与环境影响评价的机制不能起到真正的作用。

⁸⁴ 央视国际. 北京六里屯垃圾焚烧场: 专家质疑环评报告. <http://news.cctv.com/society/20070416/102000.shtml>

⁸⁵ 谷德近. 美俄环境影响评价制度比较. <http://article.chinalawinfo.com>.

（五）分级审批的缺陷

《环评法》第23条所列的三种建设项目⁸⁶，其环评报告书由国务院环境保护行政主管部门负责审批；除此以外的建设项目，环评文件的审批权则由各省、自治区、直辖市人民政府作出规定。出于地方性的短期利益，各地政府就有可能因片面地追求经济利益而牺牲长期的生态利益。而对可能给相邻地区带来的环境危害，比如在与其他地区接壤的边界处建立垃圾填埋场，地方政府可能会采取漠不关己的态度。如此一来，一些违背整体生态利益的经济项目就有可能因为地方审批机关的自由裁量权而得到准许，使全国一盘棋的环境影响评价的审批标准无法得到正确贯彻执行。《建设项目环境影响评价文件分级审批规定》所规定的分级审批模式，虽然是出于中央政府简政放权的良好愿望，但结果更加助长了地方审批部门滥用职权的可能性。如果缺乏相应的监督和控制机制，很有可能产生地方保护和滋生腐败。

3.2.2.5 改善环评制度的建议

（一）明确规定环评的启动时间

对环评的启动时间作出具体要求，是环评制度实现预防功能的重要措施，如此可以防范建设单位“先施工，

⁸⁶三种建设项目包括：1) 核设施、绝密工程等特殊性质的建设项目；2) 跨省、自治区、直辖市行政区域的建设项目；3) 由国务院审批的或者由国务院授权有关部门审批的建设项目。

后补课（环评）”的歪风。倘若在建设项目已完成设计甚至投入施工之后，再从论证项目合法、合理性的角度去进行环评，环评制度便失去了预防、减少有害环境影响的功能，而变成为了促进开发而实施的修补性制度。因此，我国环评立法应明确规定，要求建设单位必须在对项目进行可行性研究的项目初审阶段就开始进行环评，从而将环境危害消灭在萌芽状态。

（二）加大处罚力度

纠正错误行为，惩罚力度必须明显高于错误的修补成本；二次机会也会助长错误行为者的侥幸心理。相应地，我国立法应该增加“对于未经环评擅自开工建设项目，且造成环境污染或破坏的，要求恢复原状”的规定；对违法项目按照其项目大小及对环境影响的程度等因素，灵活确定处罚金额，大胆突破既定的罚款上限，并应明确追究相关人员行政及刑事责任。同时，为杜绝二次机会的弊端，应在各项环境立法中取消限期补办手续的规定。

（三）加强环评的公众参与机制

公众参与是环境影响评价的核心制度，也是公民社会的核心体现。我国立法应进一步健全和完善信息公开制度和公众参与机制，促进环境决策的民主化进程。为切实贯彻公众参与的原则，笔者建议采取如下措施：1）确保公众在项目的初审阶段便介入环评，并将公众参与

机制贯彻于环评过程的各个阶段，包括环评报告的制定和审批过程；2) 完善环境信息公开制度，采取积极有效的措施向公众，特别是那些直接受项目影响的利益相关方公开与环评有关的各种信息，准许公众索取或浏览各类环评会议纪要以及环评报告。信息的传播需要时间，因此公开的期限不应少于30日。公开方式上，可以借鉴美国的做法，确保信息在某一固定的主流媒体上公开。公开的内容应确保全面而准确，而且要通俗易懂，包括与规划及项目相关的所有环境信息，在提供环评报告正本的同时，简本以及审批信息也应公诸于众。3) 不仅要明确公众参与听证的权利和程序，而且要规定公众具有申请启动听证会的权利。对于听证会的主持，应采取回避原则，以避免偏见和不当利益的左右。参与人要具有足够的代表性，既要包括利益相关的公众，也要纳入一定比例的中立代表、包括专家学者。4) 对发放调查表的样本量、座谈会、听证会的最低人数以及参与比例要规定底限标准，以确保意见的代表性。5) 对违反信息公开制度的规划部门、建设单位、环保部门，应分门别类地按照具体的环节，规定明确的法律责任。6) 确保司法制度的配合，明确公民提起环境诉讼的权利，如果建设项目没有实施公众参与，公众可以向法院寻求救济。

（四）增加替代方案

推行环境影响评价制度的目的不是与规划和建设项目形成对立，而是要在尽可能能力保规划和建设项目得以

实现的同时，力求减少其对环境产生的不利影响。因此，环评工作的重心在于平衡经济发展和环境保护之间的矛盾，从中找出最优的项目方案。而对方案进行优选的前提是必须有一个以上的方案可供选择，由此便不难理解项目替代方案的必要性。所以，我国立法中应根据环境影响评价制度的基本目标，明确规定环境影响评价报告的内容必须包括替代方案。

（五）建立环评报告备案制度

应借鉴美国的做法，建立环评报告的备案制度以克服分级审批的缺陷，具体做法是要求地方环评审批部门将所有审批通过的环评报告和专家评审意见交由环保部备案，以此加强对地方环评审批部门的监督，预防环评腐败的滋生。

3.2.3 “三同时”制度

3.2.3.1 “三同时”制度基本内容及其发展历程

“三同时”是“同时设计、同时施工、同时投产使用”的简称，“三同时”制度是指任何建设项目（新建、改建、扩建），技术改造项目，区域开发项目或自然资源开发项目，其环境污染防治设施或预防生态破坏的设施，必须与主体工程保持“三同时”的法律制度。“三同时”制度的实质在于把好设计、施工和投产使用关。只有做到同时设计和同时施工，才能为同时投产使用创造条件，

进而确保建成后的项目排放的污染物符合国家或地方的排放标准。

“三同时”制度是中国独创的一项环境政策，诞生于 1973 年召开的全国第一次环境保护会议上，当时国务院发布了《关于保护和改善环境的若干规定（试行）》，对新建、改建和扩建项目提出了“三同时”的要求。1979 年颁布的《环境保护法》（试行），从法律上确认了这一制度。国务院于 1981 年发布《关于在国民经济调整时期加强环境保护工作的决定》，将“三同时”的适应范围，扩大至挖潜、革新和改造的项目。1984 年国务院发布《关于环境保护工作的决定》，将“三同时”的适用范围进一步扩大，要求一切可能对环境造成污染或破坏的工程建设项目或自然开发项目都必须执行“三同时”制度。1986 年颁布的《建设项目环境保护管理办法》，对建设项目的“三同时”制度做出了更加具体的规定。同时，“三同时”制度也相继被写入多个环境保护相关的法律中，具体所在条款见表 3-4。1998 年，国务院颁布《建设项目环境保护管理条例》，对这一制度的具体执行作出了详细规定。至此，“三同时”制度已经逐步成熟和完善。

表 3-4 设置“三同时”制度条款的环境保护法律

法律法规名称	所在条款
环境保护法	第 26 条
固体废物污染环境防	第 13 条，第 61 条

治法	
水污染防治法	第 13 条, 第 14 条第 2 款, 第 47 条, 第 48 条
环境噪声污染防治法	第 14 条, 第 48 条
大气污染防治法	第 11 条, 第 30 条
海洋环境保护法	第 44 条, 第 48 条
水土保持法	第 19 条第 3 款

3.2.3.2 “三同时”制度的政策目标

通过贯彻“以新带老”、“总量控制”的原则, 带动老污染源的治理, 实现“增产减污”的目标。⁸⁷

3.2.3.3 “三同时”制度执行效果

(一) 政策执行率

从表 3-5 可以看出, 1996 年以来, “三同时”执行率除 1996 年外都超过了 90%, 最高的执行率已达 99%, 可以认为“三同时”制度的执行成果是显著的。

表 3-5 “三同时”制度执行情况统计表

年份	“三同时”执行率(%)
1996	89.0
1997	95.0
1998	95.3

⁸⁷包存宽. 政策可持续发展评价[M]. 北京: 科学出版社, 2009. p.236

1999	98.0
2000	95.0
2001	97.4
2002	97.4
2003	98.9
2004	99.3
2005	99.1
2006	91.3
2007	96.95
2008	98.0
2009	92.9
2010	98.0

数据来源：历年《全国环境统计公报》，中华人民共和国环境保护部网站：www.mep.gov.cn。

注：自 2011 年起，“三同时”执行率没有在《全国环境统计公报》中出现。

（二）主要污染物排放的控制

从以上数据可以看出，“三同时”执行率很高，说明污染治理设施得到了及时建设和安装。但是，由于受污染治理设施的分布及相关设施不配套等问题的制约，污染治理设施运转率不高，甚至还有排污单位擅自闲置或拆除设施的行为发生。因此，“十五”期间我国主要污染物排放总量不减少反而增加，详见表 3-6。显然，希望通

过“三同时”来实现的“以新带老”“总量控制”和增产减污“的目标未能实现。

年份	工业二氧化硫排放总量	工业废水排放总量
1995	1405	2218943
1996	1364	2058881
1997	1363	1883296
1998	1593	2006331
1999	1460	1973036
2000	1615	1942405
2001	1567	2026282
2002	1562	2071885
2003	1792	2122527
2004	1891	2211425
2005	2168	2431121
2006	2235	2401946
2007	2140	2466493
2008	1991	2416511
2009	1866	2343857
2010	1864	2375000
2011	2017	2309000
2012	1912	2216000

数据来源：历年《中国统计年鉴》，中国统计出版社。历年《全国环境统计公报》，中华人民共和国环境保护部网站：
www.mep.gov.cn。

3.2.3.4 “三同时”制度的设计缺陷

（一）末端分散治理模式

“三同时”制度执行的重点在于项目配套环境污染治理设施的设计、施工和建成投产，当环境污染治理设施建成投产并经验收合格后，“三同时”制度对该项目的

约束力即告结束，并隐含承认该项目的生产过程是符合环境保护有关规定的，企业无需再行申报超标排污登记，若属于国家补贴行业，还可以据此认领相关补贴，变相鼓励先产生污染，后治理污染，体现了典型的以计划经济为基础的污染末端分散治理的政策模式。

分散治理污染物引发以下问题：污染治理设施林立，造成不必要的重建、闲置，难以形成规模；分散治理污染物难以实现废物的综合利用；企业将污染治理当作额外负担，当环境监察部门的力量不足、力度不够时，为了节约成本，企业便会关停环境保护设施；分散的污染治理设施使监督执法成本增高。

（二）不能控制污染物总量

“三同时”合格验收的依据是污染物浓度是否达标排放，对执行“三同时”的大型项目来说，其达标排放的污染物总量可能远远超过其他超标排放污染物的小型企业所排放的污染物总量，因此大型排污企业对环境的破坏远远大于小型企业，前者却因达标排放而获得奖励，而后者要受到处罚。所以，“三同时”即不能控制局部地区的污染物排放总量，而且还会显失公平。

（三） 不能保证验收合格的环境保护设施的

正常运行率

《环境保护法》和多数环境保护单行法都规定了法律责任以保证环境保护设施的正常运行，比如《环境保护法》第 37 条、《水污染防治法》第 73 条、《大气污染防治法》第 46 条第 3 款、《环境噪声污染防治法》第 51 条、《固体废物污染环境防治法》第 68 条和《海洋环境保护法》第 78 条对不正常运行（包括不正常使用、擅自拆除或闲置）环境污染治理设施的违法行为都规定了罚则⁸⁸。从上述法律的罚则设定可以看出，对不正常运行环境保护设施的罚款最高金额为 10 万元，大部分法律只规定了罚款，并未规定具体数额。这些问题给环境执法机构留下了自由裁量权，容易诱发腐败。另外，即使是 10 万元罚款，对排污企业尤其对一些大型企业实在是太轻了；况且，环境监督执法不力是常态，以至于一些企业明目张胆地不运行环境保护设施。

表 3-6 上海市 2003 年-2006 年环境违法企业违法事项统计表

公布时间	违法事 项总数	违反建设项目环 境管理规定		不正常运营环境 保护设施	
		总数	所 占 比 例%	总数	所 占 比 例%
2003-06-05	1004	265	26.4	111	11.1

⁸⁸参见各相关法律的具体规定

2004-06-05	1892	566	29.9	698	36.9
2005-06-05	1616	697	43.1	573	35.5
2005-12-31	731	276	37.7	115	15.7
2006-06-03	504	213	42.3	49	9.7
合计	5807	2017	34.7	1546	26.6

数据来源：包存宽等，《政策可持续发展评价》，第 238 页。

从表 3-7 中数据可以看出，2003 年 6 月至 2006 年 6 月，上海市分五批公布了环境违法企业名单，在公布的违法事项中，违反建设项目环境管理规定和不正常运营环境保护设施两项之和超过了 60%。处于经济发达地区的上海尚且如此，欠发达地区的状况就可想而知了。再看污水处理设施的运行情况，2003 年全国平均污水处理设施利用率 61.19%，小城市污水处理设施利用率不足 50%。⁸⁹即使重点污染源，其污染治理设施运转情况也不乐观，2009 年 25%的重点污染源存在污染治理设施不正常运转问题。⁹⁰

3.2.3.5 完善“三同时”制度的设想

污染物浓度达标排放作为“三同时”合格验收的依据是“三同时”制度的核心，现阶段不可能有改变，针对“三同时”制度不能保障其验收合格的环境保护设施

⁸⁹中国水网. 中国城市水业市场研究报告之三：城市水业统计分析. 2005 年.

⁹⁰《中国环境年鉴》编辑委员会. 中国环境年鉴[M]. 北京:中国环境年鉴社, 2010, p.325

的正常运行率，唯有增加对不正常运行环境保护设施的企业惩罚力度，使违法停运环境保护设施的违法成本高于守法成本。改变现行法律设置处罚上限的做法，对违规企业实行动态处罚。基本模式为设置单位处罚阈值高于单位运行成本，不管本次现场检查是否合格，计时均从上一次检查时间开始，检查合格时处罚金额为零，若不合格，处罚金额将超过计时期间的运行成本，两次检查间隔时间越长，正常运行的激励作用便越明显，有效地节约了监管成本。

3.2.4 排污许可证制度

3.2.4.1 排污许可证制度基本内容及其发展历程

排污许可证制度以改善环境质量为目标，以污染物总量控制为基础，规定排污者的排污量，是政府向排污者核发的“排污权”证明文件。总量控制管理的“量”，必须要通过许可证这个载体体现出来。只有通过排污许可证，才能把控制单个排污者的排污量与控制排污总量挂起钩来。排污许可证从本质上就是为维持环境系统的良性循环而对人类排污行为进行限制和管理的一种制度安排，其目的是保证污染物排放量限定在环境可容纳的范围之内。

1988年3月，国家环保局发布了《水污染物排放许可证管理暂行办法》。1989年7月，国家环保局发布的《水污染防治法实施细则》规定，对向水体排放污染物

的企业、事业单位,实行排污许可证管理。⁹¹国务院于 2000 年 3 月修订《水污染防治法实施细则》,要求地方环境保护部门依据总量控制实施方案,在其辖区发放水污染物排放许可证。⁹²同时,全国人大常委会于 2000 年 4 月修订《大气污染防治法》,要求对总量控制区内排放主要大气污染物的企业、事业单位实行排污许可证管理。⁹³至此,我国开始建立主要以污染物排放总量控制为目标的排污许可证制度。

3.2.4.2 排污许可证制度的政策目标

我国现行排污许可证制度的目标是促进“达标排放”和污染物排放总量控制,提高排污削减的确定性。

3.2.4.3 排污许可证制度的执行效果

我国排污许可证制度的执行情况不佳,发证企业占污染申报企业的比例一直很低,最高为36.7%(表3-8),对于污染物排放总量控制和改善我国的环境质量并未起到特别突出的作用。

⁹¹参见《水污染防治法实施细则》原文。

⁹²参见《水污染防治法实施细则》原文。

⁹³参见《大气污染防治法》原文。

表 3-7 我国排污许可证实施情况

年份	排污申报企业数	许可证发放企业数量	发证企业占申报企业比例 (%)
1994	77272	12247	15.8
1995	67381	12869	19.1
1996	220425	42412	19.2
1997	271152	47163	17.4
1998	276329	49178	17.8
1999	280338	74164	26.5
2000	199049	71027	35.7
2001*	433352	101942	23.5
2002	471209	132795	28.2
2003	519962	155515	29.9
2004	517474	170252	32.9
2005	507659	176733	34.8
2006	523472	191980	36.7
2007	229569	148320	28.7
2008	516963	166628	32.2
2009	517000	55936	10.8

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

*注：2001 年之前的数据指水污染物排放许可证发放情况，2001 年之后的数据指水污染物和大气污染物排放许可证的发放情况。2010 年以后，《中国环境年鉴》中只统计危险废物经营许可证发放

数量。

3.2.4.4 排污许可证制度的设计缺陷

排污许可证制度本身的设计缺陷是导致该制度执行状况不佳的主要原因之一，主要体现在以下几个方面：

（一）许可证发放范围窄、许可证种类少

对排放噪声和固体废物的企业，国家未实行排污许可证制度。《大气污染防治法》规定在酸雨控制区和二氧化硫控制区执行排污许可证制度，其他区域未做规定。⁹⁴这种限于特定区域、针对特定污染物发放排污许可证的做法，无法把全国的污染物纳入统一的严格控制之下，其作用显然是非常有限的。

（二）处罚不力

以水污染物排放许可证制度为例，《水污染防治法实施细则》第44条规定，对不按照排污许可证或者临时排污许可证的规定排放污染物的单位，处以5万元以下的罚款；对于情节严重的违法单位，可以吊销其排污许可证或者临时排污许可证。⁹⁵反观美国的《清洁水法》对违反国家污染物排放清除系统（NPDES）许可证的行为，联邦环保局有权暂停、吊销、修改、终止排放许可证。⁹⁶

⁹⁴杨洪刚,中国环境政策工具的实施效果及其选择研究[D]. 复旦大学博士论文,2009年,p.90

⁹⁵参见《水污染防治法实施细则》全文.

⁹⁶李志英,中美水污染物排放许可证制度比较分析[J]. 生态文明与环境资源法 - 2009年全国环境资源法学研讨会(年会)论文集.

与之配套的行政、民事及刑事的制裁包括：对于违反许可证规定的排污者，联邦环保局可发布行政守法令或处以每天 10-12.5 万美元的罚款；对于违反许可证和行政守法令的，法院可以发布强制令，并处以每天 2.5 万美元以下的罚款。对于责任人的刑事制裁主要有罚金和监禁，如属于过失违法排污，罚金为每天 0.25-2.5 万美元，外加 1 年以下的监禁；如属于故意违法，罚金则为每天 0.5-5 万美元，外加 3 年以下的监禁；对故意违法并使他人处于死亡或严重人身伤害的排污者，罚金最高为 25 万美元，外加 15 年以下的监禁。如属于机构犯罪，罚金最高为 1 百万美元；⁹⁷对在申请和执行排污许可证中故意弄虚作假、破坏、篡改有关内容的，罚金为 1 万美元，外加 2 年以下的监禁或并处。与美国相比，我国对违反水污染物排放许可证制度者的制裁过轻，在实际操作过程中，企业即使超过了许可证规定的额度排污，环保部门也无法采取关停等措施，甚至罚款都难，只有把正式许可证换成临时许可证而已。这样“软”的制度，企业怎么会重视呢？⁹⁸

（三）排污许可证制度的法律依据存在问题

《环境保护法》未对排污许可证制度做出规定，仅

⁹⁷李志英.中美水污染物排放许可证制度比较分析[J]. 生态文明与环境资源法 - 2009 年全国环境资源法学研讨会 (年会) 论文集.

⁹⁸夏光等. 六省市排污许可证制度实施情况调研报告[J]. 环境保护, 2005 年第 6 期.

仅在第 27 条规定了对排放污染物的单位实行申报登记制度。虽然《水污染防治法实施细则》、《行政许可法》、《水污染防治法》以及《大气污染防治法》对排污许可证制度都作了相应的规定，⁹⁹但这些法律、法规做出的都是原则性规定，并未对发证主体、许可条件、发证程序和法律责任做出详细规定。比如，《大气污染防治法》及《水污染防治法》都规定：排污许可的具体办法、实施步骤、条件和程序由国务院具体规定。但国务院一直未出台配套的规定，国家环保总局已于 2008 年 1 月 14 日公布了《排污许可证管理条例》的征求意见稿，该条例却迟迟没有出台。

3.2.4.5 改善排污许可证制度的建议

尽早颁布《排污许可证管理条例》，完善配套的有关规定，使排污许可证的实施有法律保障；扩大排污许可证的适用对象和范围，应将排放水污染物、大气污染物、工业固体废物以及危险废物的单位和产生噪声污染单位都纳入排污许可制度的管理范围；借鉴美国的经验，强化对违反排污许可证制度的制裁，提高违法成本。完善配套制度，强化环保部门的“处罚权”，像工商部门有权吊销营业执照一样，赋予环保部门处罚违法企业的权力，不仅包括吊销企业排污许可证的权力，还包括责令违法企业停止生产的权力。

⁹⁹参见相关法律法规的具体规定。

3.2.5 限期治理制度

3.2.5.1 限期治理制度基本内容及其发展历程

限期治理制度是指对现已存在的危害环境的污染源和污染严重的区域环境,依法限定其在一定期限内治理并达到规定要求的一系列措施。¹⁰⁰限期治理制度始于1973年,当时,在第一次全国环境保护会议上,国务院发布了《关于保护和改善环境的若干规定(试行草案)》,要求各级政府“对现有污染,迅速做出治理规划,分期分批加以解决”。¹⁰¹之后,1975年的《国务院关于迅速解决白洋淀污染问题的批复》和1978年的《关于风景区污染治理意见的报告》分别对白洋淀周边的污染源和桂林风景区的污染源的限期治理做出了规定。1978年,国家经委、国家计委和国务院环境保护领导小组联合发文,要求全国167个重点排污单位的277个污染源实行限期治理,标志着在全国范围内实行限期治理制度。¹⁰²作为环境法律制度,1979年颁布实施的《环境保护法(试行)》、1982年的《海洋环境保护法》、1984年的《水污染防治法》、1987年的《大气污染防治法》和1989年的《环境噪声污染防治条例》等,都对限期治理制度作了相应的规定。之后,1989年颁布的《环境保护法》对限期治理

¹⁰⁰吕忠梅等. 环境资源法学[M]. 北京: 科学出版社, 2004年. p.158

¹⁰¹刘超. 存废之间:限期治理制度的绩效考察[J]. 云南大学学报法学版, 2008年3月, 第21卷第2期.

¹⁰²段伟. 限期治理制度法律缺陷及其完善[D]. 安大学硕士论文, 2007年.

制度做了进一步的充实和完善。¹⁰³至此,限期治理制度作为一项环境法律制度得以正式确立。1989年以后颁布的一些环境法律法规也对限期治理制度做了相应的规定。

3.2.5.2 限期治理制度的政策目标

限制治理制度是指政府采取强制性的手段,责令排污者在规定的期限内履行环境责任,达到规定的治理效果,旨在鞭策污染严重的企事业单位在较短的时间内集中整治污染源。限制治理制度的总目标是要求排放的污染物在规定的时间内达到国家或者地方规定的污染物排放标准,考虑到现实情况,它针对具体的污染源设定了不同的目标:1)对于行业的限期治理,一般采用分期分批治理的原则,逐步做到所有的污染源都达标排放;2)对于区域环境的限期治理,最终达到符合该地区的环境质量标准。

3.2.5.3 限期治理制度的执行效果

(一) 限期治理制度执行状况

关停并转迁措施的实行是在企业限期治理失效后采取的末端行为,应将关停并转迁视为限期治理制度的一

¹⁰³ 该法的具体规定如下:1)限期治理的对象是位于自然保护区、风景名胜区、和其他需要特别保护的区域内的污染物超标排放的工业生产设施,以及对环境造成严重污染的企事业单位。2)限期治理的决定权为县级以上人民政府。3)对逾期未完成治理任务的单位,除按相关规定加收超标排污费,可以根据所造成的危害处以罚款,或责令其关停并转迁。

部分。从表 3-9 看出, 2000 年限期治理项目数量和关停并转迁企业数量以及限期治理投资突然增加, 可能是为了完成“九五”期间的环境治理目标。2001 年时“十五”的第一年, 3 项指标都有回落, 之后限期治理项目数和关停并转迁企业数各有涨落, 但总体是上升的。从 2002 年开始, 用于完成限期治理项目的投资额逐年增加。2009 年出现了大幅回落。

表 3-8 限期治理和关停并转迁的实施情况

年份	完成限期治理项目 数(项)	完成限期治理项目 投资额(亿元)	关停并转迁企 业数(个)
1996	5717	42.4	--
1996	15286	106	--
1998	17013	70.3	--
1999	24907	138.5	9175
2000	43349	317.5	19498
2001	15867	106.7	6574
2002	24668	101.8	8184
2003	27608	122.9	11499
2004	22649	146.4	13348
2005	22126	178.4	10777
2006	20587	237.9	10030
2007	24113	326.4	25733
2008	25899	399.8	22488

2009	6209	87.7	4528
------	------	------	------

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

注：2010 年起，《中国环境年鉴》中不再统计限期治理和关停并转相关的数据。

（二）限期治理制度失效的表现

以关闭“十五小”¹⁰⁴为例，为了治理淮河流域的水污染，关闭了大量的“十五小”，截止到 1997 年 5 月 31 日，全国关闭了 64083 家“十五小”企业，其中包括 5933 家小造纸企业。到 2000 年底时淮河干流水质达到了三类标准。然而，2001 年 5 月淮河水利委员会水资源保护局进行了一次全面的检查，发现大量的“十五小”重新活跃起来，检查组抽查了 8 个监测点，COD 污染指数全部超标，淮河干流达到超五类水质的断面占 61.3%。淮河流域 2004 年爆发的大规模污染事件暴露了令人失望的事实：10 年治污的努力又化为泡影。再看全国造纸废水排放情况，表 3-10 显示，1997 年造纸废水排放量并没有减少，而且持续上升，到 2000 年时达到第一个最高排放量，2001 年虽有稍微回落，但之后总体还是处于上升趋势，而且造纸废水占全国废水排放量的比例一直徘徊在 15%左右，2010 年时又增加到 18.6%，说明关闭小造纸并没有起到

¹⁰⁴ “十五小”是指从事如下行业生产的小企业：1、小造纸；2、小制革；3、小染料；4、小土焦；5、小土硫磺；6、小电镀；、小漂染；8、小农药；9、小选金；10、小炼油；11、小炼铅；12、小石棉；13、小放射；14、小炼汞；15、小炼砷。

抑制废水排放的作用，因而也未达到缓解水污染的目的。

表 3-9 1995-2012 年造纸及纸制品业废水排放量及其占

全国工业废水排放总量的比重

年份	造纸及纸制品业废水排放量（亿吨）	全国工业废水排放总量（亿吨）	造纸及纸制品业废水排放量所占比重
1995	23.9	372.9	6.4%
1996	21.2	205.9	10.3
1997	27.5	188.3	14.6%
1998	31.5	200.6	15.7%
1999	30.0	197.3	15.2%
2000	35.3	194.2	18.2%
2001	31.0	202.6	15.3
2002	31.9	207.2	15.4%
2003	31.8	212.3	15.0
2004	31.9	221.1	14.4%
2005	36.7	243.1	15.1%
2006	37.4	240.2	15.6%
2007	42.5	246.7	17.2%
2008	40.8	241.7	16.9%
2009	39.3	234.4	16.8%
2010	39.4	211.9	18.6%
2011	38.2	230.9	16.5%

2012	34.3	221.6	15.5%
------	------	-------	-------

数据来源：2010 年之前的数据, 来自历年《中国统计年鉴》，中国统计出版社。2011 年和 2012 年的数据来自《环境统计年报》，环境保护部网站：www.mep.gov.cn。

至于小造纸企业的数量，从表 3-11 可以看出，伴随着小造纸企业的关闭，全国小型造纸企业数不是下降，反而逐年上升，说明减少小造纸厂数量的政策目标也没有实现。

表 3-10 2002-2010 年全国造纸企业数

时间	年收入超过 500 万元企业数	小型企业
2002	2587	1917
2003	2776	2134
2004	3009	2444
2005	3342	2762
2006	3388	2992
2007	3465	3061
2008	3494	3081
2009	3686	3261
2010	3724	3302

数据来源：《中国造纸工业年度报告》（2002-2010 年），中国造纸协会网站：www.chinappi.org。

*2011 年国家统计局调整规模以上工业企业划分标准，由年主营业务收入 500 万元及以上提高到 2000 万元及以上。因此，2011 年以后

的数据不具有可比性。

3.2.5.4 限期治理制度的设计缺陷

（一）限期治理的适用对象不易界定

根据《环境保护法》的规定，限期治理的对象对象是“超标排污”的生产设施和“对环境造成严重污染”的企事业单位。对超标排污的设施，容易鉴别，因此，执行起来比较容易掌握；而对于“严重污染”，相关法律并未作明确的规定。国家环保局曾经在《关于对经限期治理逾期未完成治理任务的单位进行处罚问题的复函》（环法（1996）696号）中对“严重污染”做过专门解释。该函提出了判断严重污染环境的企事业单位的四项基本指标。¹⁰⁵除了第一项指标较为明确可供操作外，其他三项指标仍含有大量的主观任意性因素。¹⁰⁶由于各地区的环境功能和环境容量不同；对人体和环境造成的危害、居民对污染的反映都没有规定统一的衡量标准，在上述前提下，只有当地执法者有权裁决一个企业是否属“严重污染”企业，具有很强的主观色彩，同样的污染企业可能因为处于不同行政区域，或执法者的认知不同而受到不

¹⁰⁵该函提出的“关于企事业单位严重污染环境的判断依据”的四项基本指标为：“环保部门在判断过程中，应以排污单位排放污染物的超标情况作为主要依据，同时还应综合考虑排污单位所在区域的环境功能及其容量、排污单位排放污染物的特性及其对人体健康和环境造成的危害、排污周围居民对污染的反映及其他有关情况。”

¹⁰⁶段伟. 限期治理制度法律权限及其完善[D]. 安徽大学硕士论文, 2007 年, p.7.

同的处理。¹⁰⁷同时,也可能导致一个地区内部及地区之间的执法标准不统一,时严时宽,不利于公平执法和企业的公平竞争,容易造成治理对象的遗漏。

(二) 对限期治理决定权限的规定不统一

我国现行环境相关法律对限期治理决定权的主体有多种不同的规定。《环境保护法》将限期治理的决定权赋予给了各级人民政府。¹⁰⁸而各单行法却有着不同的规定,如《环境噪声污染防治法》规定县级以上人民政府可以授权其环境保护行政主管部门行使对小型企业事业单位的限期治理决定权,其他类型企事业单位则由各级人民政府责令限期治理。¹⁰⁹《大气污染防治法》要求由国务院规定限期治理的决定权和违反限期治理要求的行政处罚。¹¹⁰《固体废物污染环境防治法》和《水污染防治法》都规定县级以上人民政府环境保护行政主管部门负责行使限期治理的决定权。¹¹¹¹¹²在地方性法规中,对限期治理决定权也各有不同的规定。

限期治理制度在决定权规定上的混乱直接影响了其执行效果,表现为:1)各地对限期治理决定权的不同规

¹⁰⁷李挚萍,关于完善限期治理制度的若干法律探讨[J],环境保护,1999年,第4期.

¹⁰⁸参见《环境保护法》全文.

¹⁰⁹参见《环境噪声污染防治法》全文.

¹¹⁰参见《大气污染防治法》全文.

¹¹¹参见《固体废物污染环境防治法》全文.

¹¹²参见《水污染防治法》全文.

定会导致同一个企业在不同地区面临着截然不同的环境法律约束,容易产生负面的影响。2)不同污染源的限期治理决定权属不同,给环境执法带来了困难、同时增加了执法成本和社会成本。3)地方政府根据企业事业单位的行政隶属关系划分决定权限,而根据《环境保护法》第16条规定,地方政府对辖区内的环境质量负责。这样一来,如果对省属以上排污单位限期治理,市和区都无权决定,必须报省政府批准,使得各市人民政府无法对本辖区环境质量负责,同时,实行市、县长环境保护目标责任制也将难以落实。¹¹³而且,一旦省政府决定不进行限期治理,市、县级政府则毫无对策,下级政府只好为上级政府所属企业的严重污染环境行为买单,容易引起上下级政府的纠纷。¹¹⁴

(三) 限期治理程序上的缺陷

按现行法律规定,从决定对污染企业实施“限期治理”到“责令关停并转迁”,一般要经过非常复杂且周期较长的程序和环节。而对于限期治理的期限,目前,除1996年8月国务院发布的《国务院关于环境保护若干问题的决定》规定,“期限可视不同情况定为1-3年”。2008年修订的《水污染防治法》规定限期治理的期限最长不超过一年,其他相关法律并未作出明确的规定。另外,

¹¹³宋殿棠. 限期治理制度几个问题探析[J]. 环境保护科学, 1992年第3期.

¹¹⁴李挚萍. 我国环境基本制度的总体评价和未来走向[J]. 现代法学, 1998年第1期.

排污单位是边生产边治理，或是在保持一定生产规模的情况下进行治理？还是在完全停产的情况下进行治理？¹¹⁵对此，现行法律并未做出规定。致使污染企业面对限期治理的决定时总能找出各种借口拒绝履行或拖延治理时间。同时，由于对排污者在限期治理期间的违法排污没有明确的惩罚措施，从而出现了未被限期治理的排污者“偷排”，被限期治理的排污者却“明排”的怪状！对于此种环境违法行为，环保部门除了按规定征收超标排污费外，别无他法。结果是，当履行完所有复杂的法定程序，污染者接受应有的处罚时，已经造成了不可逆转的环境污染或破坏。

3.2.5.5 完善限期治理制度的建议

（一）限期治理的决定权归属于环境保护

行政主管部门

环境保护行政主管部门是代表政府行使环境监督管理权的职能部门，对环境保护拥有统一的监督管理权。作为一项重要环境管理措施的限期治理，应属于环境保护行政主管部门的监督管理职责范围。¹¹⁶因而，限期治理决定权应由环境保护行政主管部门行使。地方政府代替环保部门行使管理权，不仅削弱了环保部门的权威，妨

¹¹⁵李永生. 限期治理法律制度若干法律问题研究[J]. 环境科学研究, 2005 年第 5 期.

¹¹⁶李永生. 限期治理法律制度若干法律问题研究[J]. 环境科学研究, 2005 年第 5 期.

碍了环保部门正常行使环境监督管理职能,¹¹⁷而且为滋生地方保护提供了便利条件。

（二）明确限期治理的前提条件

污染物排放标准是国家强制性标准,违反了强制性标准就是违法,对违反污染物排放标准者要处以罚款,甚至追究刑事责任。¹¹⁸因此,超标排污不应作为限期治理的前提条件,可以考虑将“不能稳定达标排放污染物”作为限期治理的前提条件。另外,由于特定区域的环境容量有限,即使一定区域内每个污染源都能达标排放,该区域的环境污染仍可能加剧,环境质量仍有可能进一步恶化。为促进区域环境质量的改善,国家已经推行了污染物排放总量控制制度。因此,应规定排放污染物超过总量控制指标为限期治理的另一个前提条件。即对分配了排污总量削减任务的排污单位,如果超过总量控制指标排放污染物,就应责令其限期治理。

（三）明确污染治理期限

由于被限期治理的排污者已经造成了环境污染,应责令其尽快治理,建议治理期限不应超过1年。

（四）明确法律责任

明确限期治理期间排污者所应承担的法律责任,应

¹¹⁷李永生. 限期治理法律制度若干法律问题研究[J]. 环境科学研究, 2005 年第 5 期.

¹¹⁸李挚萍. 关于完善限期治理制度的若干法律探讨[J]. 环境保护, 1999 年, 第 4 期.

规定限期治理与行政处罚一并实施，并加大处罚力度，强制排污者履行限期治理的决定。对拒绝履行限期治理任务的，应明确规定由有权执法机关直接决定其停业或关闭，并同时追究责任人的行政甚至刑事责任。

3.3 基于市场的环境经济政策的质量对政策执行效果的影响

在环境经济政策中，应用最广的是排污收费制度，本节只对排污收费制度进行分析。

3.3.1 排污收费制度

3.3.1.1 排污收费制度的基本内容及其发展历程

排污收费制度，是指向环境排放污染物或超过规定的标准排放污染物的排污者，依照国家法律和有关规定按标准收缴费用的制度。排污收费制度起源于德国，1904年德国的鲁尔工业区最早实行排污收费制度，1976年9月德国制定的《废物收费法》对排污收费进行了专门的规定。世界经济合作与发展组织（OECD）于1972年提出了“污染者付费原则”，简称PPP原则。之后，OECD成员国及其他一些国家和地区在PPP原则指导下相继实行了排污收费或污染征税制度。1978年，国务院环境保护小组在《环境保护工作汇报要点》中，第一次提出了在我国实行“排放污染物收费制度”的设想。1979年颁布的《环境保护法（试行）》第18条规定，对

超标排放的污染物根据其数量和浓度收取排污费¹¹⁹，在法律上确定了我国的排污收费制度。1979年9月，征收排污费的试点工作率先在苏州市开展，截止1981年底，全国27个省、自治区、直辖市相继开展了排污费征收试点工作。1982年，在总结27个省、市排污费征收试点经验的基础上，国务院颁布了《征收排污费暂行办法》，对排污费征收的目的、范围、标准、排污费使用与管理等做出了具体规定，这标志着我国排污收费制度的正式建立。

1984年颁布的《水污染防治法》规定，凡向水体排放污染物的，超标或不超标都要收费。1988年7月，国务院颁布《污染源治理专项基金有偿使用暂行办法》，其间，《超标污水排污费征收标准》、《关于征收污水排污费的通知》、《超标环境噪声收费标准》等相继出台，排污收费制度在全国全面展开。1996年，国务院发布的《关于环境保护若干问题的决定》中提出，需按照“排污费高于污染治理成本”的原则。提高现行排污收费标准，促进排污单位积极治理污染；对征收的排污费要严格实行“收支两条线的管理制度”等。伴随经济发展与生态环境保护矛盾的加剧，1996年修订的《水污染防治法》和2000年修订的《大气污染防治法》都规定了国家实施污染物排放的总量控制制度。同时，国家财政体制

¹¹⁹原文如下：超过国家规定的排放污染物，要按照排放污染物的数量和浓度，根据规定收取排污费。

发生了变化,《违反行政事业性收费和罚没收入收支两条线管理规定行政处分暂行规定》(国务院第281号令)和《关于进一步落实“收支两条线”规定的通知》(审行发[1999]69号)明确要求行政事业性收费和罚没收入实行“收支两条线”管理。排污费属于行政事业性收费的范畴,对排污费的管理必须符合“收支两条线”的管理模式。为了配合总量控制制度、“收支两条线”制度、公共财政制度的实施,在《征收排污费暂行办法》的基础上,国务院于2003年1月颁布《排污费征收使用管理条例》(简称《条例》),同时颁布了《排污费征收标准管理办法》、《排污费资金收缴使用管理办法》、《关于环保部门实行“收支两条线”管理后经费安排的实施办法》、《经费实施办法》等配套行政规章。《条例》和配套规章组成了我国现行的排污收费政策体系。现行排污收费制度发生了如下变革:由超标排放收费转变为按污染物的种类、数量实行排污收费与超标收费并存;从污染物的浓度控制转变为浓度控制和总量控制相结合;排污费实行收支两条线管理,取消返还企业和用于环保部门经费,纳入财政,全额用于污染治理。

3.3.1.2 排污收费制度的目标

《条例》的目标是加强对排污费征收、使用的管理。¹²⁰

《排污费资金收缴使用管理办法》的目标是加强和规范

¹²⁰参见《排污费征收使用管理条例》原文。

排污费资金的收缴、使用和管理,提高排污费资金使用效益,促进污染防治,改善环境质量。¹²¹《排污费征收标准管理办法》的目标是规范排污费征收标准的管理。¹²²所以在排污收费制度的目标中,主要强调的是排污收费的资金筹集功能,而向排污者提供持续的经济激励以促进污染防治,减排污染物的功能强调不够。

3.3.1.3 排污收费制度的执行效果

(一) 筹集资金的效果

从图 3-1 可以看出,收费额逐年增加,排污费筹集资金作用较为明显。

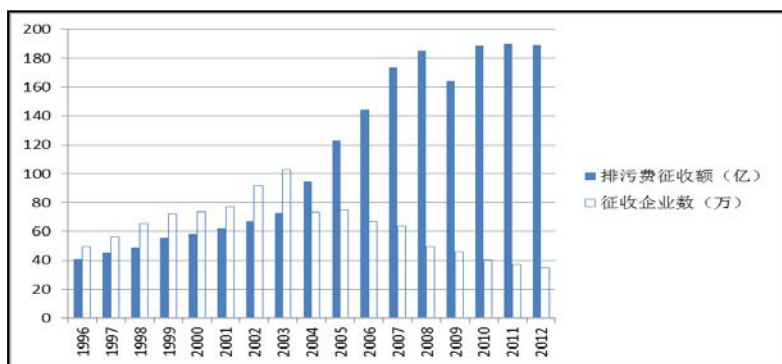


图 3-1 1996-2012 年全国排污费征收总额和征收企业数

数据来源: 历年《全国环境统计公报》, 环境保护部网站:
www.mep.gov.cn。

¹²¹参见《排污费资金收缴使用管理办法》原文。

¹²²参见《排污费征收标准管理办法》原文。

（二）对企业的刺激

从图 3-1 可以看出,2003 年征收企业数达到最高点,之后逐年减少,可能是由于《条例》对排放固体废物、危险废物和噪声的单位征收超标排污费的规定对排污企业起到的刺激作用,部分超标企业转向治理。征收企业数减少而排污费征收额却逐年增加可能是有些企业宁愿交超标排污费也不愿治理,说明对于超标排污企业罚款的惩罚作用没有体现出来。

（三）为治理污染提供经济支持

1982-1988 年间用作污染治理补助资金的排污费达 51.3 亿元,占全国同期污染治理费用的 15%。¹²³ 笔者根据 1993-2011 年《中国环境年鉴》和《中国统计年鉴》公布的数据(2007 年的数据缺失,2011 年起,中国统计年鉴不再统计排污费补助)计算获得 1992-2010 年用作污染治理补助资金的排污费占同期全国污染治理总投资的比重,发现 1992 年其为 19.2%,之后逐年减少,2010 年时已经减少至 1.2%,详见图 3-2。由此可见,排污费征收额虽然逐年上升,但排污费在我国工业污染治理过程中所发挥的作用却越来越小。因而,为污染治理提供经济支持的作用也就没有体现出来。

¹²³ 《中国环境年鉴》编辑委员会.中国环境年鉴[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990, p.169.

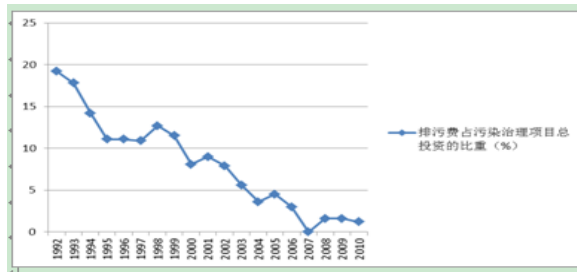


图 3-2 1992-2010 年排污费补助占污染治理项目总投资的比重

数据来源：1999 年之前的数据来自中国环境年鉴中“各地区排污费收入和使用情况”；2000 年开始，数据来自中国统计年鉴中“工业污染治理投资来源”；2005 年之前称为排污费补助称为“环保专项资金”；2006 年开始称为“排污费补助”；2011 年起，中国统计年鉴不再统计排污费补助。

（四）控制污染物排放

从 1996 年-2012 年全国工业废水、二氧化硫排放总量基本情况（详见图 3-3、图 3-4）可以看出，对工业废水、二氧化硫排放量控制效果不明显。而且，排污收费制度改革（2003 年）后的排放量增长趋势还要大于原有增长趋势。

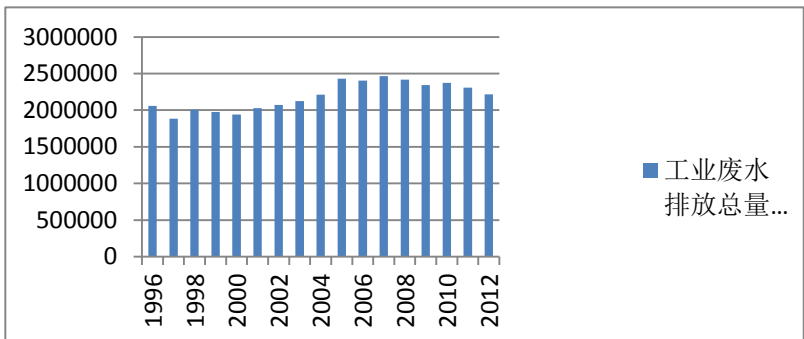


图 3-2 1996-2012 年全国工业废水排放总量

数据来源：历年《全国环境统计公报》，环境保护部网站：
www.mep.gov.cn。

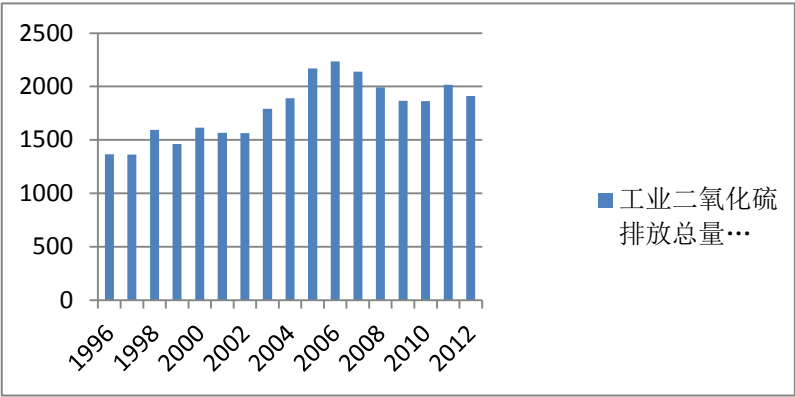


图 3-3 1996-2012 全国工业二氧化硫排放总量

数据来源：历年《全国环境统计公报》，环境保护部网站：
www.mep.gov.cn。

3.3.1.4 排污收费制度设计缺陷

正是由于排污收费制度本身设计上的缺陷，使得排污收费制度的实施效果往往难以实现预期的政策目标。排污收费制度的缺陷主要有以下几个方面：

（一）污染防治目标不明确

排污收费制度作为一种环境经济手段，理论上讲具有两个基本的政策设计功能：其一是通过确定实现一定环境目标的污染物价格，向排污者提供持续的经济刺激以促使它们采取措施治理污染，减少污染物的排放；其二，通过收费筹集资金为污染控制提供经济支持。其第

二个功能是通过将排污收费所得的收入专款专用于污染控制活动而实现的。排污收费制度是一把双刃剑,它能在对污染形成负向激励的同时,对治理污染形成正向的激励,安德森认为这才是庇古环境税解决办法的真谛所在。¹²⁴而在排污收费政策体系的政策目标中,正如“现行排污收费政策目标”一节所述,主要强调的是排污收费的资金筹集功能,而向排污者提供持续的经济激励以促进污染防治,减排污染物的功能强调不够,也就是说排污收费制度的污染防治目标不明确。根据政策科学,污染防治目标的不明确,必然导致政策的污染物减排效果不明显,具体体现就是废水、废气(以二氧化硫为例)排放总量逐年增加。废水、废气排放总量分别于2007年和2006年达到高峰,之后有所减少,但减幅并不大。

(二) 收费标准低

根据国家环境保护局 1992 年对全国 3618 个企业进行的调查测算,企业应缴纳的污水排污费平均只占企业总产值的 0.28%,企业总成本的 0.46%;¹²⁵对于纺织、造纸、食品、化工、机械等污水排放量较大的行业,污水排污费对其总成本的影响只在 0.3%-0.9%之间。¹²⁶

新排污收费制度虽然调整了收费标准,但依然偏低,

¹²⁴邹骥. 环境经济一体化政策研究[M]. 北京:北京出版社, 2000. 6

¹²⁵杨洪刚. 中国环境政策工具的实施效果及其选择研究[D]. 复旦大学博士论文, 2009 年, p.105.

¹²⁶杨洪刚. 中国环境政策工具的实施效果及其选择研究[D]. 复旦大学博士论文, 2009 年, p.116

明显偏离市场最优水平。杨金田、王金南在《中国排污收费制度改革与设计》中对废水的收费标准设计了四个方案，并预测了排污费对行业的影响值。我国现行的排污收费标准0.70元/kgCOD是方案四标准1.4元/kgCOD的一半。按照杨金田、王金南的分析，处理污水中化学需氧量(COD)的成本为1.4元/kg，而0.7元/kgCOD的排污费标准只是处理成本的50%，所以作为理性经济人的企业宁愿缴纳排污费，而不投入资金处理污水。特定行业的污染治理，COD的平均削减成本与COD的处理量成反比，具体如表3-12所示。由表3-12可知，对应0.7元/kg的COD削减规模为3124kg/日，所以那些COD日排放量在3124kg以下的排污单位，则宁愿交纳排污费而不愿治理。对应的在COD收费标准为0.70元/kg时，全国COD的削减率仅为15.6%（见表3-13），而且鉴于选择的企业样本大部分为大中型企业，很少考虑大量的小型企业（尤其是小型乡镇企业），实际的全国工业COD削减率还会降低。可以说0.70元/kgCOD的收费标准对企业减排污水几乎没有刺激作用。污水排放总量逐年增加（详见图3-3）也就在所难免。至于二氧化硫，排污费收费标准为0.6元/kg，而火电厂烟气脱硫平均治理成本为4-6元/kg。¹²⁷0.6元/kg的收费标准是平均治理成本的10%-15%，对企业减排的刺激比废水更小。因此，

¹²⁷李杰等. 我国排污收费制度的缺陷及对策探析[J]. 中国物价, 2009.10.

二氧化硫的排放总量同样逐年增加（详见图 3-4）。综上所述，由于排污收费标准太低，排污费没有起到对企业的刺激作用，大部分企业宁愿缴纳排污费也不愿治理污染，使得征收排污费制度对控制污染物排放的效果并不明显。

表 3-11 污染物COD削减量与达标治理成本¹²⁸

治理成本 (元/kg)	2.0 0	1.9 0	1.4 0	1.2 0	1.0 6	1.0 0	0.9 0	0.8 0	0.7 0	0.6 0
削减量 (kg/日)	57	67	215	392	632	791	118 7	186 8	312 4	565 5

表 3-12 不同收费标准下的COD平均削减率¹²⁹

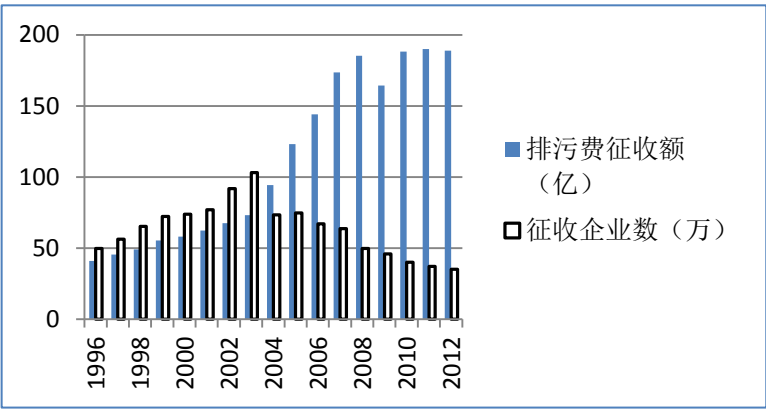
收费标准 (元/kgCOD)	2.0 0	1.9 0	1.4 0	1.2 0	1.0 6	1.0 0	0.9 0	0.8 0	0.7 0
COD削减率 (%)	66. 1	65. 6	59. 9	54. 4	47. 9	44. 0	35. 2	21. 7	15. 6

¹²⁸杨金田, 王金南. 中国排污收费制度改革与设计[M]. 北京: 中国环境出版社, 1998, p. 174.

¹²⁹杨金田, 王金南. 中国排污收费制度改革与设计[M]. 北京: 中国环境出版社, 1998, p. 175.

（三）排污收费范围过窄

《条例》第二条规定，“排污者向城市污水集中处理设施排放污水、缴纳污水处理费用的，不再缴纳排污费。”¹³⁰目前，城市污水处理厂向排污者收取的污水处理费一般是合并到水费中一起征收的，实际是按污水排放量收费，而且收费金额普遍偏低，此项规定对超标向城市污水处理厂排放污水的单位缺乏约束。《排污费征收标准管理办法》第三条规定，对城市污水集中处理设施达到国家或地方排放标准排放的水，不征收污水排污费。¹³¹此项规定缺乏调动城市污水集中处理运营单位在实现达标排放后，进一步削减污染物排放水平的积极性的作用。致使我国城市居民排放的生活化学需氧量（COD）逐年增加，已大大超过工业化学需氧量（COD）的排放量（图3-5）。



¹³⁰ 参见《排污费征收使用管理条例》原文。

¹³¹ 参见《排污费征收标准管理办法》原文。

图 3-5 1996-2012 年全国工业和生活 COD 排放量

数据来源：历年《全国环境统计公报》，环境保护部网站：

www.mep.gov.cn。

（四）处罚力度不够

违反排污收费制度的排污者受到的处罚是缴纳应缴数额 1 倍以上 3 倍以下的罚款。在目前企业的污染治理费远远高于其应缴纳的排污费的情况下，该罚款额对企业不具有震慑力。原因很简单，企业的目标是追求利润最大化，经过成本-收益核算后，企业宁愿缴纳排污费或罚款而不购买或运行环境污染治理设施。

同时，1-3 倍的罚款赋予执法人员范围很大的自由裁量权，容易引发处罚不公正和腐败等。

另外，《条例》第二十四条规定：对下级环保部门没有征收或少征收排污费的行为，上级环保部门责令其限期改正，或者直接责令排污者补缴排污费。¹³²这就意味着，环保部门即使被查出未遵照《条例》的规定征收排污费，只需改正即可，而不用承担法律代价，缺乏相应的责任追究机制。

（五）执行成本高

在排污费具体征收过程中，每一次征收，必须要通过申报、现场监测、核定，再依照国家标准逐一测算，

¹³² 参见《排污费征收使用管理条例》原文。

每一个环节都需要很大的工作量，¹³³花费大量的人力、物力、财力。而且，收费金额的计算依据的是对所要征收的污染源的监测数据，而要保证监测数据的准确、可靠，就必须拥有先进的技术和设备，而基层环保部门尤其经济欠发当地区的县级环保部门根本就没有环境监测机构，即使设有环境监测机构，也不一定能买得起昂贵的监测设备，大多只能放弃监测，而采用协商收费。

（六）配套措施不完善

排污费改革之后，排污费的管理与使用对环境执法机构的资金来源产生了很大的影响，受影响最大的是县级环境执法机构。长期以来环境保护行政部门的资金主要来源于预算外资金。排污费是预算外资金的主要组成部分。《条例》的实施标志着排污费与环境管理部门财政脱钩，过去20%排污费用作环境保护行政主管部门自身能力建设的制度宣告结束。由于绝大多数环境监察机构为地方政府环境行政主管部门下的委托机构，其本身不具备行政主体资格，没有独立财政预算，其资金主要来源于环境行政主管部门的总预算。而在原来“收费养人”的排污收费制度下，环境执法机构尤其县级执法机构超编较为普遍。《条例》实施后，各级政府并没有采取相应的措施重新确定县级环境执法机构的编制，而县级环境执法机构的工作任务又非常繁重，减少人员又可

¹³³刘白. 试论现行排污收费制度的缺陷及改革[J]. 环境保护, 2007 年 17 期.

能无法完成繁重的环境执法任务,因此,在县级财政比较困难的地区,挪用排污费的现象非常普遍。根据陆新元等的研究,2004年被调查的85个执法机构中,20%多的县级执法机构的经费依然靠排污费或其他资金来源,没有财政预算拨款。¹³⁴2010年1月25日,中央电视台焦点访谈节目-排污费竟成“人头费”曝光了河南省平顶山市的六个区县环保局挪用排污费1000多万,用于工作人员的工资。焦点访谈记者对其中的叶县环保局进行的调查发现,叶县环保局编制是70个,实有人员达143人,超编人数超过了100%。¹³⁵而环保局的人员工资一直未纳入县财政预算,县财政将80%的排污费全部拨给县环保局,这笔用于环保局养人的钱在财政局的账目上显示的却是环保投入。挪用的排污费直接挤占了企业的污染治理资金,导致企业的污染处理资金普遍不足,没有资金的支持,企业便没有动力进行污染治理,排污费为企业污染治理提供资金支持的政策目标也就无法实现。

3.3.1.5 完善排污收费制度的建议

(一) 提高收费标准

排污收费制度的核心问题是收费标准问题,对污染物排放控制能力弱的根本原因在于收费标准低于处理成

¹³⁴陆新元等.中国环境行政执法能力现状调查与问题分析[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

¹³⁵排污费竟成“人头费”.

<http://news.cntv.cn/program/jiaodianfangtan/20100401/106067.shtml>.

本，企业宁愿缴排污费而不愿意治理污染。应全面提高排污收费标准，并且高于污染治理成本。根据研究，排污收费每上升 1 个百分点，就会使每亿元工业GDP 排放的污染物水平下降至少 0.4 个百分点。¹³⁶所以提高收费标准将有利于污染物的减排。国务院节能减排综合性工作方案也明确提出了提高二氧化硫收费，由目前的 0.63 元/公斤分 3 年逐步提高到 1.26 元/公斤。不同区域由于环境容量不同、经济发展水平不同、污染物排放量不同，因而允许的排放量也不同，针对不同的减排任务，不同区域应该实现不同的收费标准。目前一些地区已经尝试以高于国家标准征收排污费，譬如河北省保定市，污水 COD 排污费征收标准：自 2008 年 7 月 1 日起，由 0.7 元/污染当量提高到 1.1 元/污染当量。自 2009 年 7 月 1 日起，提高到 1.4 元/污染当量。二氧化硫排污费征收标准：自 2008 年 7 月 1 日起，由 0.6 元/污染当量提高到 0.96 元/污染当量；自 2009 年 7 月 1 日起，提高到 1.2 元/污染当量。

（二）扩大征收范围

鉴于生活 COD 逐年增高并已超过工业 COD 的严峻形势，应考虑对城市污水集中处理设施征收污水排污费。

¹³⁶李永友和沈坤荣.我国污染控制政策的减排效果 - 基于省际工业污染数据的实证分析[J]. 管理世界 (月刊), 2008 年第 7 期.

（三）改事业编制为公务员编制

环境监测和环境监察机构是执行排污收费制度必备的组织机构，但监测和监察机构为事业编制，而且编制偏少，在经济欠发达地区人员工资和事业费难以保障，阻碍了监督、监测和环境执法的有效开展。建议把环境监测和环境监察机构纳入公务员编制，根据环境保护的任务重新核拨编制并解决经费保障问题。

（四）加大处罚力度

对未按规定缴纳排污费的未超标排污企业，罚款应提高到不低于企业的污染治理费；对超标排污并造成污染事故的排污企业应处以重罚，应视其污染损失大小和企业规模，处罚金额应不低于其污染造成的直接经济损失的金额。

对挤占挪用者、不按标准收费者、腐败收费者、造成环保资金流失者依法追究行政责任、甚至刑事责任。

（五）加大资金投入

国家应投入一定的资金加强基层环境监测机构的建设，使其成为排污费征收的强有力的技术支持。

第4章 环境政策执行资源分析

无论政策制定得多么具体，如果负责执行政策的机构和人员缺乏必要的，充足的用于政策执行的资源，那么，执行的结果也不可能达到预期的政策目标。因此，政策资源成为政策有效执行的基本条件。爱德华（Edwards）认为4种类型的行政资源会影响政策的执行，它们分别是：a）执行机构员工人数和能力水平；b）相关知识和通过检测获知遵守信息的渠道；c）奖励良好行为或惩处不良行为的权利；d）办公设施，包括办公室、供给和技术等。¹³⁷基于此分类，我们可以将环境政策执行资源归纳为以下几类：权威资源、人力资源、财力和物力资源以及信息资源。

4.1 权威资源

权威是保障政策执行的一种特别重要的资源。负责

¹³⁷ Adil Najam, Learning from the Literature on Policy Implementation: A Synthesis Perspective[R]. Working Paper, 1995.

政策执行的机构和人员应拥有足够的权威，没有权威，就不可能政令畅通、相互配合，就无法实现政策目标。

4.1.1 国务院环境保护行政主管部门责权不匹配

我国实行“统一监督管理与部门分工负责相结合”的环境管理模式，即环境保护行政主管部门（统管部门）对环境保护工作实施统一监督管理，其他行政主管部门（分管部门）对与其相关的环境污染防治实施监督管理。

《环境保护法》对该模式做了原则性规定，但没有相应的配套法规来进一步解释或说明该模式的内涵和外延，也没有在职能权限上体现环境保护部门统一监督管理地位的具体法律规定。由于统管部门与分管部门之间没有行政隶属关系，彼此间法律地位是平等的，而且，法律也没有赋予环境保护部门协调相关部门的行政权限，使环境保护部门在行使统一监督管理的职能时常常遭遇尴尬局面。该局面可以形象地被描述为“环保一个部门解决不了，而对其它部门又指挥不了。”虽然2008年环境保护总局升格为环境保护部，但其职能并未有实质性的变化，权力范围依然是污染防治为主。环境保护部有责无权的局面没有太大改变。

4.1.2 地方环境保护行政主管部门权威性有限

由于地方环保行政主管部门隶属于地方政府，基层环保执法部门（环境监察）经费由当地政府提供，而不

是由国家统一拨款，地方环保局长由当地政府任命，因此，地方环保行政部门受制于地方政府也成为必然，因而呈现出地方环保局长“立得住的管不住，管得住的立不住”¹³⁸的怪现象。一些基层环保执法人员甚至有三个“不敢查”：开发区不敢查，重点保护企业不敢查，领导不点头的不敢查。¹³⁹还有两个不查：领导不批示的不查，媒体不曝光的不查。¹⁴⁰由于受制于地方政府，环保行政主管部门“权力小”，环保权威十分有限。主要体现在环保部门的执法权限只局限于罚款，对限期治理只有建议权，而没有决定权，决定权属于地方政府，而在地方保护主义严重的地区，当地政府出于发展经济的考虑一般很少采纳环保部门限期治理的建议，对此，环保部门也无能为力。从而助长了地方保护主义。

4.1.3 环境监察机构缺少应有的法律地位

环境监察机构在职能上虽是国家的环境执法部门，但格局上绝大多数是事业单位（仅有部分纳入参照公务员体制管理），没有直接的法定执法权，《行政许可法》的实施，事业单位执法只能通过委托进行，极易受到阻挠和造成行政诉讼。在多数环境污染事故现场，环保部门一般都被挡在事故处置指挥部大门之外，有些地方连

¹³⁸刘效仁.环境监管怎么才能一竿子插到底? 中国环境报第2版, 2009.1.2.

¹³⁹刘毅. 环境执法,为何困难重重? 人民日报, 2005年1月13日.

¹⁴⁰刘效仁.环境监管怎么才能一竿子插到底? 中国环境报第2版, 2009.1.2.

事故现场也不准环保部门的人进。由于环境执法手段欠缺,基层环境执法人员自嘲“公安靠手铐,工商靠执照,交警靠驾照,环保只能说说叫叫”。

4.2 人力、财力和物力资源

国家层面上,2003年出台的《中央机构编制委员会办公室关于环保总局调整机构编制的批复》赋予环境监察局7项主要职能¹⁴¹,环境监察局的经费和人员等执法资源却非常有限。除办公室外,其内设职能部门只有四个,分别是排污收费管理处、监察稽查处、区域监察处和行政执法处罚处。以2004年为例,中国环境监察局的工作人员只有36名,预算经费为440万元人民币,仅占当年环境保护总局总预算经费的0.62%,与发达国家相差甚远。例如,美国执法与守法办公室的工作人员有3000多名,预算经费达7.13亿美元。¹⁴²有限的执法资源严重影响了上述职责的履行,地方尤其是基层机构的执法资源则更为匮乏。

¹⁴¹ 环境监察局的7项职能包括:1)拟定和组织实施环境监察、排污收费等政策、法规和规章;2)指导和协调解决各地方、各部门以及跨地区、跨流域的重大环境问题;3)组织建立重大环境污染事故和生态破坏事件的应急预案,并负责调查处理工作;4)突发性事件中有关环境的应急处理;5)环境保护行政稽查;受理环境事件公众举报;6)组织开展全国环保执法检查活动;7)指导全国环境监察队伍建设。

¹⁴² 陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

4.2.1 人员配备

我国的环境行政执法主要由环境监测和监察两个部门协同完成，前者负责取证，后者负责执行，前者是后者的技术支持。近几年来，监察机构的数目和人员配备情况有了显著的改善。如表 4-1 所示，至 2009 年底，全国各级环境监察机构的数目达到了 3068 家，比 1997 年增加了 43.2%；同期全国已有各级环境监察人员 60896 人，比 1997 年增加了 197.8%。

表 4-1 1997-2012 年全国环境监察机构个数及人数

年份	环境监察机构个数				环境监察人数				
	省	地 级 市	县	总数	国 家	省	地 级	县	总数
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	17312
1997	26	352	1764	2142	-	-	-	-	20449
1998	26	338	1781	2145	-	-	-		23659
1999	27	339	2032	2398	-	353	5571	22115	28039
2000	31	353	2168	2552	-	487	5972	24769	31228
2001	29	371	2167	2567	-	499	-	-	37934
2002	31	395	2266	2693	27	529	7302	34020	41878
2003	33	400	2361	2795	37	623	7583	36007	44250
2004	32	403	2363	2800	36	633	8164	38356	47189
2005	33	407	2413	2854	41	727	8704	40568	50040

2006	32	404	2366	2803	45	772	9169	42859	52845
2007	33	357	2563	2954	41	820	8610	47956	57427
2008	34	344	2658	3037	41	929	8773	49734	59477
2009	35	352	2668	3068	204	976	9070	50556	60806
2010	35	354	2658	3047	415	1078	9180	51795	62468
2011	-	-	-	3121	-	-	-	-	64426
2012	-	-	-	2898	-	-	-	-	61146

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

*2012年的监察机构个数和人数都有所下降，可能是将原来的环境监察人员分出一部分集中从事应急工作的缘故。

从表 4-1 中可以看出，县级环境监察机构和人数增幅最大。县级环境监察机构的现状是人员严重超编，根据陆新元等 2005 年所做的调查，县级环境监察机构的编制平均为 27 人，而实际人数平均为 35 人。¹⁴³ 超编人数占实际人数的 22.9%。根据表 4-1，2005-2009 年县级环境监察机构人员增幅为 24.6%，可以推测，目前县级环境监察机构人员超编现象更为严重。笔者家乡的县级环保局超编人数占实际人数的比重就高达 33.3%。人员超编的严重后果就是人员经费会挤占执法资金，导致环境执法资金的不足。环境监测站数目虽然也有所增加，但增幅不大，详见表 4-2。按全国有 2858 个县级行政区¹⁴⁴ 计算，

¹⁴³陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究, 2006 年第 19 卷增刊.

¹⁴⁴数据来自维基百科 <http://zh.wikipedia.org/zh>

2010 年县级监测站增加到 2211 个, 还有 647 个县没有设立环境监测站, 即 22.6% 的县没有设立环境监测站的。在本研究调查的 274 个县中, 17.6% 的县还没有设立环境监测站 (见表 9-2)。无论就人数还是素质而言, 当前的执法人员远远不能适应日趋繁重的环境行政执法任务, 由此构成了执法成效的瓶颈。乡镇企业数量众多、布局分散、平均规模小的局面, 更使县、乡级环境执法人员常年处于超负荷状态, 加之没有环境监测站的协助, 环保现场监管的质量和效率均会受到严重影响。以排污费征收为例, 如果没有监测站, 企业的排污状况就难以掌握, 排污量及超标排污情况无法得到精确计算, 计量收费也就失去了依据。唯一的方法只有依靠协议收费, 而协议收费则必然会导致腐败或职权滥用。

表 4-2 1997-2012 年全国环境监测站个数及人数

年份	环境监测站个数				环境监测人数				
	省	地级市	县	总数	国家	省	地级市	县	总数
1996	48	393	1714	2155	-	-	-	-	36586
1997	38	394	-	2138	-	-	-	-	36773
1998	38	361	1713	2112	-	-	-	-	37467
1999	41	361	1800	2203	95	2793	13560	23657	40105
2000	40	363	1864	2268	97	2784	13980	23813	40674

2001	38	391	1799	2229	98	2741	15456	25334	43629
2002	40	401	1914	2356	100	2684	16000	27731	46515
2003	39	392	1873	2305	94	2763	15914	27042	45813
2004	39	399	1850	2289	100	2770	15934	27045	45849
2005	39	400	1849	2289	98	2787	16376	27723	46984
2006	39	396	1886	2322	108	2825	16143	28613	47689
2007	39	347	2012	2399	104	2871	14944	31416	49335
2008	38	337	2116	2492	132	3042	15281	33298	51753
2009	39	337	2158	2534	135	3046	15371	34342	52894
2010	36	339	2211	2586	154	2990	15697	35857	54698
2011	-	-	-	2703	-	-	-	-	56226
2012	-	-	-	2742	-	-	-	-	56640

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

4.2.2 人员能力

由环境保护的性质所决定，环境执法是一项十分复杂而艰巨的工作。除了掌握各种法律知识，环境执法人员不仅需要大量的专业知识（比如门类众多的技术规范 and 操作规程以及工艺设备参数），而且需要具备良好的沟通能力和组织协调能力，以便能够妥善处理错综复杂的社会关系。他们还必须具备良好的心理素质，以便自如地应对随时到来的各种社会压力。以排污费征收为例，如果环境监察人员缺少监测常识和能力，在现场执法中就很难判断企业是否超标排放，就会出现超标排污费征

收额为零或协议收费的现象；如果他们缺乏足够的协调能力和良好的心理素质，就可能落入各种利益关系的陷阱中不能自拔，成为污染源的帮凶。

在污染监管领域有一个法则，如果一个企业有300个隐患，它就有可能发生30起突发事件；如果发生了30起突发事件，就有可能造成3起重特大事件。¹⁴⁵如果环境执法人员不能及时发现企业的隐患，就很可能引发重大环境污染事故。因此，环境监察部门的监管能力对预防污染事故的发生起到至关重要的作用。

对照《国家环境保护总局关于进一步加强环境监理工作若干意见的通知》中的标准划分等级，陆新元等对执法人员学历构成进行了调研，结果显示了基层环境执法人员的能力偏低的客观现状：省、市级环境执法机构的建设水平平均值分别达到1级和2级标准；而县级平均处于3级标准。¹⁴⁶

四川省广元市的处境是当前基层环境执法人员能力不足的很好写照：“5.12”大地震后，国家加大了对地震灾区环境监管能力的投入，投资额高达1610万元，有很多设备都是国外最新的产品，需要有较高专业知识和外语水平的人员才能操作，但是最近10年内，当地的监测

¹⁴⁵《实现“十一五”环境目标政策机制》课题组.中国污染减排：战略与政策[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2008, p.250-252

¹⁴⁶陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究, 2006年第19卷增刊.

站都没有进过一名专业技术人员。为了完成上级下达的各项任务，环保部门只好从当地大学聘用大学生负责操作这些精密的仪器。¹⁴⁷

4.2.3 财力资源

县级环境执法机构由于人员超编，其人员支出会超出财政拨款，排污收费制度改革之前，大部分县级环境执法机构的经费来源于预算外收入（主要是排污费），排污收费实施收支两条线以后，基层环保部门特别是县级环保部门的经费更加困难，如广西防城港市防城区环境监测事业单位人员经费中的基本工资、津贴等财政只拨给86%，其他财政只拨给60%，公用经费每人每年600元，没有专项经费。钦州浦北县行政人员经费财政只拨给65%，监察、监测事业单位人员经费财政只拨给40%。¹⁴⁸陆新元等通过研究执行监察机构的预算资金状况发现，在2000年至2004年期间，地方各级环境执法机构的平均预算资金均有不同程度的增加。到2004年，省、市、县级环境执法机构的财政预算资金分别为183.8万元、236.5万元、64.8万元。在2003年的基础上，省市两级财政预算都增加了50%以上，而县级仅增加了1.5%。而根据表4-1，2000-2004年县级环境执法机构的人员增加了13.6%，因

¹⁴⁷基层环保如何跟污染掰手腕难对纳税大户说“不”。www.hebei.com.cn, 2009年9月23日。

¹⁴⁸陈红枫. 污染管制与交易成本[D]. 博士论文，中国人民大学. p.159

此，县级环境执法机构的财政预算资金与人员绝对不匹配。有些地方财政未按照《排污费征收使用管理条例》的要求将保证环境执法机构的支出列入财政预算，给环境执法机构的经费造成了紧张局面；另一些地方的财政部门则依据“排污费”的数额决定环保机构的预算。因此，2003年之后，全国各级环保机构的预算外资金（包括专项资金）出现了明显的分化。省、市两级执法机构实际支配的资金总额均呈增长趋势。2004年，省、市、县级执法机构平均实际支配资金分别为220.7万元、466.1万元、185.1万元；与2003年相比，省、市两级涨幅分别为74.4%和190.7%，而县级机构降幅却达25.1%。其中预算外资金的影响比较大，省市两级预算外资金对实际可用资金的贡献率分别为23.7%和67.8%；由于预算外资金减少，县级对整个可用资金下降的贡献率达到了106.2%。省市县三级执法支出占总支出的比例分别为18.4%、17.5%和14.8%。¹⁴⁹不难看出，执法支出明显不足，被其他费用挤占的现象相当严重。上述数据同时表明，县级环保机构的资金保障严重不足。执法资金明显受到本级财政的约束，因而执法机构的执法独立性受到严重的制约，执法受到干预的现象也时常出现。

¹⁴⁹陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究, 2006年第19卷增刊.

4.2.4 物力资源

环境执法的物力资源主要是指包括交通工具、取证设备以及通讯设备在内的用于环境监督检查的仪器、设备的拥有量。执法设备不足,在全国范围内都是一个突出的问题。由于体制原因,目前一些地区的环保执法经费还没有被纳入财政拨款的范围,执法的部门不要说那些动辄上百万元的精密分析仪器,就连执法的车辆都没有,很多基层环保执法人员都是骑自行车赶往污染事故现场。

陆新元等于2004年的调查发现,在人均执法车辆数目上,省级执法机构为0.21,市级为0.20,县级仅为0.08。¹⁵⁰到2005年底,西部地区仍有200多个环境执法机构没有执法车辆。¹⁵¹2003年全国环境执法机构仪器设备购置经费共计1.3亿元,而按照与“十一五”目标的差额测算,每年至少需投入2.7亿元购置仪器设备,¹⁵²说明2003年的仪器购置经费只达到“十一五”目标的48%。2006年和2007年国家环保总局协调财政部,组织安排了0.6亿元环保专项资金,到2010年国家环境监测与监察预算数才增为2.12亿元,比2009年执行数增加0.44亿元,增长

¹⁵⁰陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

¹⁵¹张力军.认真实施“三大体系”建设项目切实有效提高环境执法与污染排查能力. www.envsc.cn.

¹⁵²陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究,2006年第19卷增刊.

26.2%，但主要是基本建设支出增加，而不是用于执法机构仪器设备的购置。根据本研究所做的问卷调查，目前县级环境执法机构平均8.96个工作人员拥有一辆执法交通工具，相当于人均执法车辆为0.11（见表9-3），与0.08相比没有太大的改善。而且，仍未达到《全国环境监察标准化建设标准》（中西部地区）规定的三级标准。¹⁵³由此可以看出，环境执法机构的仪器设备等物力资源仍然不能保障。

4.3 信息资源

4.3.1 环境信息的作用

环境政策的执行过程可以被看作是环境政策信息的流转过程，包括政策执行主体与政策对象之间的信息传递，也包括政策制定者与政策执行主体之间的信息传递，还包括政策执行内部与外部（尤其是公众）的信息交流。环境政策执行主体将政策信息传递给政策对象，政策对象接受政策信息，形成政策认同，并最终改变自身行为；环境政策执行主体通过政策对象的执行信息对环境政策执行过程实施监督和控制，并将政策执行结果传递给政策制定者，政策制定者据此对环境政策进行评估并进而对环境政策进行调整；公众知悉环境信息才能监督企业

¹⁵³该标准规定的三级标准是 6 个工作人员拥有一辆执法车辆，此为最低标准。

遵守环境法、监督政府环境执法行为。因此,充足的信息资源、畅通的信息传播渠道、完全的信息产出是环境政策有效执行的重要保证。

4.3.2 环境信息不对称

环境政策执行过程中,政策执行主体和政策对象都会基于各自的目的封锁对自己不利的信息,从而导致信息不对称。

4.3.2.1 政策执行主体与政策对象之间的信息不对称

企业(政策对象)排放的污染物导致环境的污染和破坏,政府的环境保护政策大都是针对企业的排污行为展开的。在一定意义上讲,与执法机构相比,企业更了解自己的生产过程及技术、排污状况。治理污染在静态上只会增加经营成本,企业作为“经济人”不会主动采取环境保护措施,而且,为了逃避执法机构的监管,会隐瞒污染信息,或者上报虚假的环境信息。这样,执法机构很难获得准确的排污企业的污染信息。2004 年国家环境保护总局组织 5 个调查组分赴有关省进行暗查,共检查了 124 家排污单位,结果显示:全都超标排放,95%的企业治理设施形同虚设,50%的企业编造虚假数据。¹⁵⁴环境执法部门要想处罚污染行为,必须要获取相关的信息,

¹⁵⁴ 吴晓青. 大力推进污染源自动监控工作全面提高环境执法效能-在全国污染源自动监控工作现场会上的讲话. 2005.11.29.

<http://www.zhb.gov.cn/epi-sepa/zdjk/wenzhang/tongbao2.htm>

尤其是污染物排放信息。但是，获取上述信息需要大量的人力、物力、财力，加上环境问题的特殊性，即需要专业技术人员、各种先进设备进行现场监测后才能进行环境执法举证。致使环境执法成本上升，同时，也给环境执法带来很大障碍。

4.3.2.2 政策执行主体之间的信息不对称

政策执行主体之间也存在环境信息不对称的问题，诸如上级与下级之间、部门与部门之间，乃至部门内部虚报、瞒报或封锁环境信息，对统一的环境决策和管理构成障碍。例如，根据履行各自职能和实施管理的需要，至少有环境保护部、水利部、农业部以及建设部在收集和使用水环境质量信息。由于不同的部门管理目标和职责权限不尽相同，而且不同部门收集的环境质量信息服务于本身的管理目标，经常出现环境信息的混乱和责任纠纷。2004年水利部和国家环境保护总局关于淮河流域水污染治理状况的分歧就是一例。

按照污染防治的各项行政程序，环保部门内部的不同部门分管不同的政策工具并掌握着与其分管的政策工具相关联的环境信息，比如：

- 1) 污染物排放总量控制司/处掌握着与污染物排放总量、排污许可证、排污权交易相关的信息、环境统计信息、污染源普查信息；
- 2) 污染防治司/处掌握着危险废物处置的相关信息；

- 3) 规划财务司/处掌握着环保专项资金管理的信息;
- 4) 环境影响评价司/处掌握着建设项目的环境影响评价信息和三同时验收信息;
- 5) 环境监察局掌握着排污申报、排污收费、环境纠纷处理、污染事故、其他执法信息等;
- 6) 环境监测司/处掌握着污染源监测数据、环境质量数据;
- 7) 科技标准司/处掌握着重点企业清洁生产审核信息。

由于部门之间的信息传递不畅,会使上述原本相互关联的政策工具无法前呼后应。比如,建设项目环境影响评价和三同时验收的信息若不能及时传递给环境监察局,将会直接影响环境监察局排污费的征收工作。而这种问题在环境监察局的环境执法中经常遇到。

国家环保总局组织开发了系列业务软件,由于应用系统建设各自独立,缺乏统一的管理和技术规范,出现了多套污染源信息不能有效整合也无法共享的现象,未能成为供各级环境管理与决策人员充分利用的信息资源。虽然“十一五”期间国家对数据共享、应用整合投入了资金,但这些资金全部被用于国家一级的能力建设,而省级以下的地方机构则缺乏相应的投入,致使地方环保部门难以扭转重复获取和多头管理信息的局面。

相对于中央政府,地方政府对辖区的情况更加熟悉,具有信息优势。我国目前的官方环境信息都是基于各级

地方政府上报的数据，当这些信息与地方有比较密切的利益关系时，信息失真现象时有发生。比如，按照官方数据，2005年全国环评制度执行率为99.5%，可当年环境保护总局通报的环评报告未经批准就开工的大型项目就有30个，而未经环评直接开工的小型项目时有曝光；再就是当发生污染事故时，地方政府不及时和全部把污染事故的真相上报国家，致使中央政府面对突发环境事件时难以迅速作出准确判断，2005年的松花江污染事件就是典型的例子；或者在上报诸如重点污染源污染物排放情况等各种环境统计数据时，常常为应付各种考核、实现各种达标，提供不同的数据，比如，长期以来，环保部门在信息收集上有排污申报登记、排污费征收、环境统计三个渠道，这三个渠道的数据都源自企业，但却有着不同的报送目的，地方和企业会根据目的不同调整数据，导致三套数据互相矛盾。环境信息失真现象在全国范围内比较普遍地存在，严重影响了对政策执行效果的评估，增加了中央政府获取信息的成本，同时也有可能因为错误的信息输入而导致决策的失误。淮河流域水污染排放总量控制制度执行过程中官方数据的相互矛盾就是一个典型例子。

污染物排放总量控制制度是 20 世纪 90年代后期提出并建立的。以水污染物排放总量控制为例，1996年修订的《水污染防治法》提出了水污染物排放总量控制

制度和排污许可证制度。¹⁵⁵ 现行的排污总量控制指标采用的是“目标总量”，即根据环境质量控制目标来确定一定时期内的污染物排放总量，以此作为排污总量。

为了控制淮河流域水污染排放总量，《淮河流域水污染防治“九五”计划》要求，到2000年，流域主要污染物COD入河总量由1993年的150.14万吨削减到36.80万吨。河南、安徽、山东、江苏四省分别削减到12.74、7.7、9.89和6.47万吨。根据2001年国家环保总局提交的《关于淮河流域水污染防治工作情况报告》，除安徽省差4.72万吨削减任务没有完成以外，其他三省均完成了削减任务，而全流域也实现了既定的削减目标。2001年《中国环境年鉴》对四省2000年的COD入河量的统计也表明安徽省超过既定目标4.72万吨，其他三省均实现目标，但是全流域统计入河总量又比国家环保总局报告的总量高出3.2万吨。见表4-3。

如果按照《中国环境年鉴》的数据来评估，则全流域COD入河总量为40万吨，超出规划目标3.2万吨；至于各省的情况，除安徽省超出4.72万吨以外，其余三省均达到规划目标。而在《淮河流域水污染防治“十五”计划》中，2000年的COD入河量，除了安徽省的基准数据

¹⁵⁵ 《水污染防治法》第16条规定：“省级以上人民政府对实现水污染物达标排放仍不能达到国家规定的水环境质量标准的水体，可以实施重点污染物排放的总量控制制度，并对有排污量削减任务的企业实施该重点污染物排放量的核定制度。具体办法由国务院规定。”

与《中国环境年鉴》及“九五”期末考核汇报数据保持一致以外，其他三省的COD入河量都大幅提高。其中，河南省和山东省的COD总量提高了一倍左右，江苏省则从5.88万吨跃升为30.4万吨，竟然提高了五倍！“九五”期末对总量控制指标完成情况的考核就是对沿淮四省执行污染物排放总量控制制度效果的鉴定，事关各地政府行政首长的政绩和升迁，地方政府知晓中央政府没有有效的途径核实地方政府上报的数据，于是就会编造数据谎称削减任务已经完成。结果，给中央政府的错觉是淮河流域水污染治理已经达到预期目标，造成“九五”污染物排放总量削减的欠账。而在为“十五”规划确定新的总量控制目标基准时，如果2000年的基准定的低，就意味着“十五”期间的实际削减总量要大大增加（因为“九五”的欠账），因此，有些地方政府便又人为的抬高2000年基准COD入河量，导致“十五”规划中2000年基准COD入河量远远高于上报的“九五”总量目标完成数据。

表 4-3 2000 年淮河流域各省 COD 排放统计数据对比(COD 单位：万吨)

数据来源	区域 项目	流域总量	河 南 省	安 徽 省	山 东 省	江 苏 省
	基 准 年	150.14	38.04	37.76	47.76	26.38

污染防治规划及“九五”计划》	1993 年 COD排放量					
《淮河流域水污染防治规划及“九五”计划》	2000 年 COD规划 目标入河 量	36.80	12.74	7.7	9.89	6.47
国家环保总局 《关于淮河流域水污染防治工作情况报告/国务院办公厅转发/国办发[2001]46号	2000 年 COD削减 任务完成 情况	到2000年底全流域 COD入河 量为36.8 万吨	完 成 削 减 任 务	尚 有 4.72 万 吨 削 减 任 务 没 有 完 成	完 成 削 减 任 务	完 成 削 减 任 务
2001年《中国环境统计年鉴》第178页/淮河流域水污染防治工作	2000 年 COD入河 量	40（离确定目标还有3.2万吨差距）	12.68	12.42	9.0	5.88
《淮河流域水污染防治“十五”计划	基 准 年 200 年 COD入河 量	81.2	22.0	12.4	16.4	30.4

资料来源：整理自陈红枫博士论文《污染管制与交易成本》第

110页。

4.3.2.3

公众和政府之间、公众和企业之间的信息不对称

政府环境执法信息公开可以降低公众获得环境信息的成本，从而推动公众在环境保护领域对政府行为的监督。虽然环境信息公开已经成为政府推行的一项工作内容，但环境信息公开程度并不高，据统计，只有56.4%的环境执法机构发布环境信息。¹⁵⁶另外，政府的“政治净支持最大化”目标可能使得政府过分担心某些信息会在公众中引起骚乱，影响社会稳定，甚至引发对执政党的不满，因此，政府大部分时间报喜不报忧，自然之友上海小组向上海市环保局申请环境信息公开的结果就是很好的案例，自然之友上海小组曾于2008年向上海市环保局申请公开上海市饮用水保护区水质监测报告，上海市环保局就以“公开将引起公众恐慌”等理由拒绝公开该报告；¹⁵⁷2010年2月底向上海市环保局申请，要求获取“2008年和2009年上海市发生重大、特大环境污染事故或者事件企业名单”的信息。上海市环保局答复是“经审查，您要求的政府信息，本机关未制作或未获取，该政府信息不存在”。¹⁵⁸

¹⁵⁶¹⁵⁶陆新元等.中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J].环境科学研究, 2006年第19卷增刊.

¹⁵⁷黄小毛.如何推动政府信息公开.

<http://www.pubchn.com/articles/86824.htm>

¹⁵⁸上善若水.向上海市环保局申请,要求获取“2008年和2009年上海市发

环境状况信息和污染信息作为基础信息，影响到公众的行为决策。我国从上个世纪 90年代初开始编发《中国环境状况公报》。继 2000年6月4日开始在全国性媒体上公开发布重点城市空气质量日报后，又陆续开始发布全国 7 大流域（长江、黄河、珠江、淮河、松花江、海河、辽河）和 3 个重点湖泊（太湖、滇池、巢湖）水质月报以及海水浴场水质报告。关于大气和水环境质量的信息主要来自大城市（例如国家重点城市）、重点流域（例如三河三湖）和沿海发达地区，并且主要是集中在有限的几种污染物（例如 COD、氨氮和二氧化硫）。在中小城市、中西部地区和农村地区，环境质量信息的获取和管理能力还十分薄弱。关于土壤环境质量和生态环境系统状况的信息则无处知晓。在不知情的状况下，公众对政府的行为也就无从监督。

因为企业全面控制了自身的信息，在预期督查力度不存在或不高的情况下，企业会选择隐藏对自身不利的环境信息，以逃避政府的惩罚和公众的监督。另外一个动因是企业要设法维护自身的企业形象，避免不良口碑对产品销售的影响。

4.3.3 克服环境信息不对称的举措

1) 建立健全污染源档案。为了减弱政府与企业之间

生重大、特大环境污染事故或者事件企业名单”的信息。

<http://shanghaiwater.blogbus.com/logs/60717234.html>

的环境信息不对称，政府有必要掌握全国污染源基本信息，建立健全各类重点污染源档案和各级污染源信息数据库。为此，我国于 2007 年 12 月 31 开始，进行了第一次全国污染源普查，普查工作历时两年，于 2010 年 2 月 6 日环保部、国家统计局和农业部联合发布《第一次全国污染源普查公报》，向全社会公布了普查结果。但公报中的数据都是各省污染源的总数，相信环保部能够与各省共享污染源的详细信息。

2) 加强地方数据共享和应用整合的能力。由于国家的数据都是由各地报送的数据汇总而成，要想改变目前排污收费数据、环境统计数据、排污申报数据三套数据不一致的状况，只有从地方抓起，敦促省级以下的地方政府加大数据共享和应用整合的资金投入，使地方环保部门重复获取和多头管理环境信息的状况得以改善，从而降低国家层面的信息获取成本。

3) 强化环境信息公开的监督机制。根据《清洁生产促进法》，国家环保总局2003年9月发布了《关于企业环境信息公开的公告》，要求各省、自治区、直辖市环保部门应按照《清洁生产促进法》的规定，在当地主要媒体上定期公布超标准排污企业或污染物排放量超过总量控制制度规定限额的企业名单；国家环保总局“关于发布《环境保护行政主管部门政府信息公开管理办法》的通知”对环境信息公开提出了具体要求；而且《政府信息公开条例》和《环境信息公开办法（试行）》于2008年5月1日

相继实施。但从自然之友上海小组向上海市环保局申请环境信息公开的结果可以看出，光有法律文件还是不够的，还必须建立一个强有力的监督机制。在缺乏监督机制的情况下，地方政府有可能与当地企业达成利益同盟，包括个别官员从中寻租，主动帮助企业隐瞒不利的环境信息，包庇企业的不良环境行为。

4.4 本章小结

权威是保障政策执行的一种重要资源，环保部门在经济社会发展中责任重大，任务艰巨。虽然环保部门在环境保护工作中负有统一监督管理的职能，由于现行体制的制约，环保部门却没有被赋予相应的权力，难以有效地履行规定的职责。要想改变环保部门有责无权的状况，深化体制改革是唯一的出路。

目前，虽然县级环境执法机构人员编制超标现象普遍，但其人员数量和素质仍然无力承担日趋艰巨的执法任务，因此应该适当扩大县级执法机构的预算和编制；排污费纳入财政之后，县级机构的执法资金受到了本级政府财政的约束，执法独立性难以保证，导致当地政府干预环境执法的现象层出不穷。县级执法设备保障薄弱是全国普遍存在的突出问题。总之，在三级环境执法机构中，县级执法机构在人、财、物上应得到更可靠的保障。

在环境政策执行过程中存在着严重的环境信息不对

称，表现为环境数据失真、不同口径的环境数据相互矛盾以及环境信息公开度不高。环境数据失真和不同口径的环境数据相互矛盾严重影响了中央政府的环境决策；环境信息公开程度不高致使公众很难获得与其相关的环境信息，没有知情权的公众监督也就成了摆设。为了遏制环境信息不对称，应建立污染源档案并向全社会公开，使污染源处在政府和公众的监督之中；国家应加大对地方数据共享和应用整合系统建设的资金投入，扭转地方环保部门重复获取和多头管理环境信息的局面，增强官方环境信息的可信度；加强环境信息公开的监督机制，使政府和企业的环境信息公开落到实处。

第5章 中国环境管理体制对环境政策执行的影响

5.1 中国的国家机构

权力可以定义为主体调动资源和支配行为的能力。按照职能划分，现代国家主体的权力通常由立法权、司法权和行政权三种组成。这些权力的行使均以特定的组织形式（机构设置）和强制力（军队、警察、监狱等）为保障。《中华人民共和国宪法》规定，我国的权力机关包括：全国人民代表大会、国务院、人民法院和人民检察院。全国人民代表大会是最高国家权力机关，由民主选举产生，行使国家的立法权。国务院，即中央人民政府，是最高国家行政机关。国务院负责部署和领导各部和各委员会的任务和职责。人民法院是国家的审判机关，人民检察院是国家的法律监督机关。国家行政机关、审判机关、检察机关都由人民代表大会产生，并接受其监督。

中国共产党领导的多党合作和政治协商制度，是中

国的一项基本政治制度。长期以来，我国城市和农村一直实行二元经济模式和行政管理体制。在中央垂直领导的模式下，全国一方面依次设省、直辖市、自治区（同一级别）、特别行政区（一国两制）、县、市、市辖区、乡、镇、村。另一方面，国家按照行业和社会功能设立部（委员会）、司（局）、处、科等级别，行使垂直化的行政管理职能。国务院直属的部委代表中央政府，而省、直辖市、自治区（同一级别）、特别行政区（一国两制）、县、市、市辖区、乡、镇、村的权力机关代表地方政府，地方各级人民政府实行省长、市长、县长、区长、乡长、镇长、村主任负责制。由此便形成了中国行政管理体制的另一特色，即“井”字型的“条条块块”模式。“条条”指各个系统从上至下的垂直管理关系，也称“线”；“块块”则针对的是“属地”的横向管理关系，也称“块”；如某级地方政府在其辖区内管理各项工作。前者属“职能管辖”，后者属“地域管辖”。

在环境政策执行过程中，立法机关、行政机关和司法机关各发挥不同的作用。原则上讲，立法机关制定法律并监督执行，行政机关负责具体执行，司法机关负责处理有关环境问题的民事、行政和刑事诉讼，保障环境政策执行过程中的公正性。值得注意的是，中国并不接受三权分立的权力结构，国务院及各部委、省、直辖市、自治区人民政府、省会市人民政府和经国务院批准的较大市人民政府等各级行政机关被赋予了很高程度的立法

权，通常以条例和规章的形式出现。各级环境保护行政主管部门行使行政许可、行政立法行政处罚、行政复议和信访工作。

5.2 环境管理体制的内涵

环境管理体制是我国行政管理体制的主要组成部分，主要包括：环保组织机构、环保职责配置、政府及其相关部门间的运行机制。环保组织机构是指环保行政管理机构的具体设置；环保职责配置指各级环境行政管理机构的职责和权限的划分；职能运行机制指政府及其相关部门（机构）间的职能运行方式以及各部门（机构）之间就环境保护相关事宜进行协调的方式等，主要包括综合决策机制、协调机制和监督机制。只有环境行政管理机构的设置合理、各机构之间的职权分工科学、环境行政职权的运行机制畅通、高效，整个环境管理体制才算科学合理。¹⁵⁹

5.3 我国环境管理体制的机构设置

我国环境管理体制的基本模式是“国务院统一领导、环保部门统一监管、各部门分工负责、地方政府分级负责”，该模式由1989年12月26日实施的《环境保护法》

¹⁵⁹杨朝霞. 论我国环境行政管理体制的弊端与改革[J]. 昆明理工大学学报, 2007年9月刊

规定。¹⁶⁰在以后陆续制定的每一部环境与资源保护法律中,对环境管理体制都有不同程度的规定。由于环保部门的设置是伴随着“三废”治理开始的,虽然国家环境保护总局已升格为环保部,但其职责依然是以环境污染防治为主,生态环境和自然资源的保护由国务院其他部门负责。

综观我国环境管理体制的有关规定可以看出,在横向层面,国务院环境保护行政主管部门即环保部、各级地方政府所属的环境保护行政主管部门是统一监督管理部门,依照有关法律规定行使环境污染防治或者自然资源保护监督管理权的其他有关部门是分级分部门管理的主体(简称为分管部门)。环境污染防治方面的分管部门包括国家海洋行政主管部门、渔政渔港监督、港务监督、各级公安、铁道、交通管理部门以及军队环境保护部门;¹⁶¹县级以上人民政府所属的农业、林业、土地、水利、矿产、土地行政主管部门则属于自然资源利用保护

¹⁶⁰ 《环境保护法》规定:“国务院环境保护行政主管部门,对全国环境保护工作实施统一监督管理;县级以上地方人民政府环境保护行政主管部门,对本辖区的环境保护工作实施统一监督管理;国家海洋行政主管部门、港务监督、渔政渔港监督、军队环境保护部门和各级公安、交通、铁道、民航管理部门,依照有关法律的规定对环境污染防治实施监督管理;县级以上人民政府的土地、矿产、林业、农业、水利行政主管部门,依照有关法律的规定对资源的保护实施监督管理;跨行政区的环境污染和环境破坏的防治工作,由有关地方人民政府协商解决,或者由上级人民政府协调解决,做出决定;地方各级人民政府,应当对本辖区的环境质量负责,采取措施改善环境质量。”

¹⁶¹ 参见《环境保护法》的相关规定。

方面的分管部门。¹⁶²因此,大量与环保有关的职能分散于环保部门之外的十余个部门。统一监督管理部门与分管部门之间不存在行政上的隶属关系,在行政执法上都代表国家行使行政执法权,其地位是平等的,只有分工的不同,不存在领导与被领导、监督与被监督的关系。虽然管理的对象和范围有差异,但都属于环境管理机构,其性质和目标是一样的。在纵向结构上,中国的环境保护行政部门由中央、省(自治区、直辖市)、市、县四级构成,而地方环境保护行政部门与同级地方政府的隶属关系在《地方各级人民代表大会和地方各级人民政府组织法》中做出了规定。¹⁶³同时,根据《环境保护法》的规定,地方政府对辖区内环境质量负责。在这一体制下,由地方政府通过计划、组织、调节和监督,协调社会再生产各环节之间、辖区内各部门之间经济发展与环境保护的关系;而且,上一级环保部门与下级环境部门不是隶属关系,只是业务指导关系。地方环保部门的官员任免、经费划拨、设备购买等,都由地方政府统一负责。1999年将环境保护领导干部调整为双重管理体制,以地方为主,地方在任免环保局班子成员之前要征求上级环

¹⁶²参见《环境保护法》的相关规定。

¹⁶³该法第66条规定,“省、自治区、直辖市人民政府的各工作部门受人民政府统一领导,并且依照法律或者行政法规的规定受国务院主管部门的业务指导或者领导。自治州、县、自治县、市、市辖区的人民政府的各工作部门受人民政府统一领导,并且依照法律或者行政法规的规定受上级人民政府主管部门的业务指导或领导。”

保部门的意见。关于中国环境管理机构设置，详见图5-1。

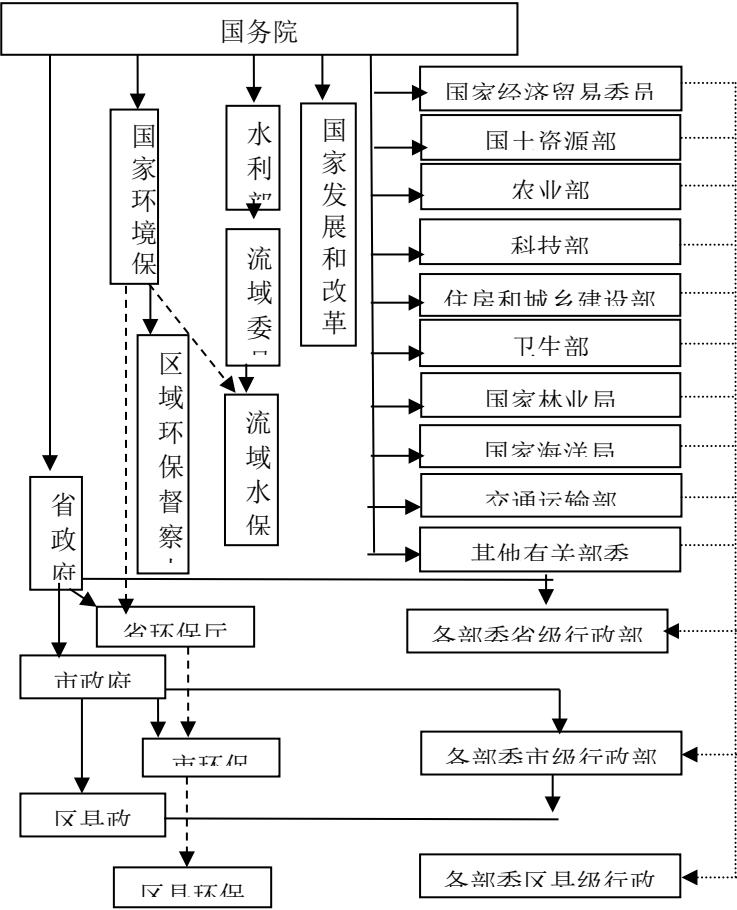


图 5-1 中国环境管理体制

注：图中虚线表示没有隶属关系，只是业务指导关系。目前部分省以下环保部门实施了垂直管理。

5.4 环境管理职能划分对环境政策

执行的影响

5.4.1 横向职责分散

环保职能在部门间配置过于分散。以水环境管理为例,根据2002年实施的《水法》、2008年修订的《水污染防治法》和2008年各部门确定的“三定”方案,水利部、环保部、住房和城乡建设部、农业部、交通运输部、卫生部、国家海洋局和流域管理机构都承担着保护水环境的职责,形成了所谓“多龙治水”的局面。

职责分散所带来的问题包括:一会造成资源和力量的分散,环境管理成本的增加,管理效率的低下;二是容易造成各自为政的局面。比如对于在三峡库区进行网箱养鱼的问题,环保部门认定网箱养鱼会造成水体污染,但渔政部门却认为是生态渔业,值得大力推广。于是,就出现了“环保部门这边叫停网箱养鱼,而渔政部门却在那边大力推广”的奇怪现象;¹⁶⁴三是在部门利益的驱动下,加之缺乏相互协调和制约的机制,容易产生各部门争权夺利、相互掣肘的利益矛盾和冲突。¹⁶⁵

¹⁶⁴何笑.我国水环境规制的结构冲突与协调研究[J].江西财经大学学报,2009年第3期.

¹⁶⁵何笑.社会性规制的协调机制研究[D].江西财经大学博士论文,2009年,p.97

5.4.2 横向职责划分不科学

以水环境管理为例，在水资源和水环境分割管理的模式下，水利行政主管部门主要负责水资源的开发利用，即负责量的管理；环境保护行政部门主要负责水污染防治，即负责质的管理。而水要能够成为水资源，必须同时具有足够的数量和可用的质量。只有质量没有足够数量的水难以形成资源，只有水量而不能达到一定质量要求的水，只能是废水。因此，水资源的开发利用和水污染防治有着密不可分的联系，也就是说水资源管理必然是水量与水质相结合的管理。但是，这种双重管理体制的弊端是：管水质的不顾及水量，管利用的不管顾及保护，不能有效地兼顾水资源的生态价值和经济价值。容易造成水资源的保护与利用相互脱节与对立，要么开发利用过度，导致水环境的破坏；要么过分强调水环境保护，制约了水资源的开发和利用。比如，根据职责划分，水利部负责编制水功能区划，环保部负责编制水环境功能区划，理论上讲，两个部门应一起协商完成功能区划的编制，但流域水污染防治规划与流域水资源保护规划如何衔接和协调的问题没有明确的规定，导致两个部门都从自己的利益角度编制并发布各自的功能区划，结果是两个部门做了很多重复性工作，而且有可能导致同一个水体出现两个保护目标的问题。一旦出现了保护目标的不一致，是水环境功能区划保护目标跟着水功能区划保护目标走，还是水功能区划保护目标跟着水环境

功能区划保护目标走，两者就会互不相让，水利部和环保部的矛盾和冲突就没停止过。

5.4.3 横向职责交叉、重叠

现行环境管理体制是由过去的部门分工管理逐步演变而来的，原先的环境管理职能分散在各部门，在环境管理体制的演变过程中对新机构的授权关注比较多，却忽略了对原有机机构相关职能的撤销，导致环境管理机构重复设置、部门之间责权交叉太多。从行政管理理论上分析，职责交叉在管理上具有相当的客观性。如果处理不当，职责交叉就可能成为互相扯皮、互相推诿的消极因素。

1) 监测职能的重叠。环保部门、水利部门、农业部门、海洋局都建立了自己的环境监测网。¹⁶⁶而且，各部门都建立了各自的监测数据上报制度，同时编制各类环境监测报告，报送中央政府或各级政府的相关部门，并在媒体上公开发布。由于缺乏统一的监督管理，各部门在监测断面布设、监测内容、技术规范、评价标准等方面存在较大差异，发布的环境监测报告，不仅在监测区域上有重复，内容上有交叉，而且监测评价结果往往存在很大分歧。以淮河为例，2000 年底，水利部淮河委员会提供给新华社“新华视点”记者的信息是，2000 年 1 至

¹⁶⁶王灿发. 论我国环境管理体制立法存在的问题及其完善途径[J]. 政法论坛 (中国政法大学学报), 2003, 21 (4): 54-56.

11 月的数据显示,流域豫皖苏鲁四省交界处劣 V 类水的比例达 53%,这类水连工业用水的资格都没有,基本丧失了使用功能;达到干、支流治污规划目标的比例仅为 34%。而国家环境保护总局所属的中国环境监测总站的监测数据则表明,2000 年淮河干流的 COD 浓度符合 III 类水质要求,主要支流的 COD 浓度符合 IV 类水质要求,淮河基本实现了国务院提出的 2000 年达标目标。两组不同的数据导致对淮河污染治理效果的两种截然不同的判断。国家为治理淮河投资了过百亿元,但治理效果却并不理想,个中原因值得深思。

有鉴于此,2008 年的机构改革,明确了水环境信息由环境保护部发布,水利部发布水文水资源信息中涉及水环境质量的内容应与环境保护部协商一致。

2) 保护职能的重叠。在生态保护与自然资源保护方面职责重叠严重,如环境保护部与国家林业局都有监督检查各类型自然保护区的环境保护工作的职能;环境保护部门与国家建设部门都有负责对国家风景名胜区保护监督的职能。

5.4.4 纵向实行分级管理,助长了地方保护主义

纵向上实行分级管理,地方环保部门实行双重领导、以地方为主的管理体制。这一机制在一定程度上加强了上级环保部门对下级环保部门的领导力度,有助于推动地方政府落实辖区内环境保护的责任。但在实践中,由

于地方政府对环保部门领导的任命只是征求上级环保部门的意见，而不是征得同意，上级环保部门对下一级环保部门没有实际的控制权力。使得这个程序流于形式，形同虚设，¹⁶⁷根本起不到监督地方政府的作用。

由于地方环保行政主管部门隶属于地方政府，基层环境执法机构的经费由当地政府提供，而且地方环保局长由当地政府任命，地方环保部门必须在当地政府的统一领导下进行工作。而上级环保部门与下级环保部门只有业务指导关系，上级环保部门下达的指示很容易被经济发展部门或地方政府官员所忽视。当一个地方环境保护与眼前经济利益发生矛盾时，环保部门往往受制于地方政府，难以独立执法以保护环境。

5.5 环境管理运行机制对环境政策

执行的影响

5.5.1 综合决策机制

所谓环境与发展综合决策，就是在决策中，正确处理环境与发展关系，贯彻可持续发展战略，把经济规律和生态规律结合起来，对经济发展、社会发展和环境保护统筹规划，合理安排，全面考虑，实现最佳的经济

¹⁶⁷张玉军. 环境管理体制的经济学研究[D]. 中国人民大学博士论文, 2007年, p.107

效益、社会效应和环境效益。¹⁶⁸综合决策机制要求环保部门与经济管理部门在制定、执行有关决策时进行广泛的合作,并采取协调一致的行动。

环境污染和破坏产生的直接原因是在经济和社会发展的重大问题上没有充分考虑环境影响,使得经济发展和环境资源的承受力失调。实践表明,环境保护只有参与到国家综合决策中来,才能变被动的末端治理为主动的源头预防,避免走先污染后治理的弯路。这就决定了环境与发展综合决策在本质上是双向的、客观的,它不仅要求把环境保护的考虑纳入经济和社会发展决策之中,同时也要求在环境保护决策之中充分考虑经济和社会发展的现实需要和客观条件。在这个意义上,必须将一定的国家管理权限进行合理分配,为经济与社会发展部门(或机构)配置一定的环境决策权;为环境保护监管部门配置一定的综合决策监管权,要求它们对各决策部门履行环境决策权,对实施综合决策的情况进行监管。环境保护部成立之前,由于环保部门不是国务院组成部门,导致环境保护参与综合决策的力度不足,使得环保工作只能停留在污染治理的初级水平,无法实现通过产业结构调整、经济增长方式转变解决环境恶化的根源问题。例如,建设项目环境影响评价是环保总局参与综合决策的主要手段之一,目的是在源头控制污染;但对一些有

¹⁶⁸ 蔡守秋, 莫神星. 我国环境与发展综合决策探讨[J]. 北京行政学院学报, 2003 年第 6 期.

争议的项目，即使环保总局不审批通过环境影响评价报告，其它级别更高、权力更大的部门（如发改委）也会批准项目上马，比如怒江水电项目等。2008 年环保总局升格为环境保护部，理论上讲，环境保护部具备了全面参与国家综合决策的条件，但现实并非如此。2009 年 6 月 11 日，因云南华电鲁地拉水电有限公司、华能龙开口水电有限公司未经环评审批，擅自在金沙江中游建设华电鲁地拉水电站和华能龙开口水电站，并已开始截流，严重违反了国家环境管理有关法规。环境保护部对上述两公司开出了历史上最严厉的环评罚单，暂停审批两家企业除新能源及污染防治项目之外的建设项目。虽然这是历史上最严厉的环评罚单，但环境保护部的罚单并未阻止两个工程的建设进度。环保部对于两大巨头的叫停使其处于很尴尬的境地，也意味着综合决策机制并未因环境保护部的成立而有所改善，实现温家宝总理提出的“从环境保护滞后于经济发展转变为环境保护与经济发展同步”也绝非一朝一夕之事。我们期望环保部门地位的提高不仅仅停留在名称的改变上，也期盼着环境保护能真正参与到国家的综合决策中来。

5.5.2 协调机制

我国环境管理体制呈现一种横向的各部门并立的所谓“统一管理与分部门管理相结合”的模式。在此体制下，部门间的协调与合作是环境政策得以有效执行的基

本保障。从环境保护管理体制的发展过程来看,我国环境保护管理的协调机构从一开始的国务院环境保护领导小组,到后来的国务院环境保护委员会,再到现在的国务院环境保护部际联席会议制度,经历了从无到有,也经历了从分散到合并,权力从大到小的过程。

1998年国家环保局升为国家环境保护总局后,为了加强部门间环境保护相关事宜的协调,建立了国务院环境保护部际联席会议制度,承担起环境保护的部际协调职能。环境保护部际联席会议秘书处设在国家环境保护总局,由国家环境保护总局局长担任负责人,其他相关部门主管环保工作的副职担任会议的成员。

环境保护部级联席会议的主要职责包括:在国务院授权范围内,研究重大环境政策并向国务院提出建议;协调解决国务院授权的重大环境问题;确定年度环境保护工作重点并协调落实;指导、督促、检查国务院授权的各项工作。¹⁶⁹从上述职责可以看出,我国环境保护部级联席会议制度主要工作内容是形成环境保护政策建议并监督执行。但是,部际联席会议制度的周期长,而且只对重大环境相关事项进行监督检查,不针对具体的矛盾进行协调。而法律并没有赋予作为联席会议牵头部门的国家环境保护总局(现已升格为环保部)协调的职能,再加上当时国家环境保护总局不是政府组成部门,地位

¹⁶⁹张鹏. 国家环境保护总局的协调职能分析[J]. 环境法制与建设和谐社会—2007年全国环境资源法研讨会(2007年8.12-15.兰州)论文集.

低，虽然升为环保部后权利得到了加强，但与其他政府部门是平级关系，使得国家环境保护总局（环保部）在面对具体个案时，从制度上缺乏微观协调能力。¹⁷⁰多年的运行实践已经证明，环境保护部际联席会议的实际协调能力并不尽人如意，难以有效发挥作用。

2005 年国务院发布的《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》又明确提出，要健全环境保护协调机制、充分发挥全国环境保护部际联席会议的作用。¹⁷¹但没有规定具体措施。虽然 2008 年国家环保总局已升格为环境保护部，成为政府组成部门，但其职责并没有太大变化，是否会促动环境保护部际联席会议的协调能力，还要有待于实践的检验。

另外，由于环境保护法律和资源保护法律由不同的主管部门分别起草，然后报送全国人大常委会审议通过，各部门在立法时缺乏综合平衡，而且立法时间有先有后，导致不同法律对有关部门的环境保护职责的规定不协调。因此，环保部门与经济发展管理部门相对独立，各负其责，“往往是铁路警察各管一段”。比如，在执行《环境影响评价法》的过程中，环保部门的环境影响评价与国家发展改革委员会、国土部门、工商税务之间的协调和联动关系一直没有很好地建立起来，突出表现是：在工

¹⁷⁰张鹏. 国家环境保护总局的协调职能分析[J]. 环境法制与建设和谐社会—2007 年全国环境资源法研讨会（2007 年 8.12-15. 兰州）论文集.

¹⁷¹详见《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》.

商部门的《企业登记前置许可目录》中无环保审批前置内容；国家发展改革委员会和国土部门在项目核准时并不总是将环境影响评价文件作为必要条件。造成“环保部门难统一，部门分工难协调”的局面。

在处理跨行政区环境问题时，我国同样缺乏完善的协调机制。许多环境问题具有跨区域和跨流域的特点，一个地区的环境问题往往会对其他地区造成危害。环境的不可分割性客观上要求环境保护领域不应按照行政区域而实行块块式的管理。然而，我国的环境管理恰恰是基于国家的行政区划设置而进行分割管理的。¹⁷²长期以来，我国区域之间一直缺乏合作的传统。由于地区之间的合作缺乏制度依据，也缺乏有效的议事程序和争端解决办法，这就导致在解决跨区域环境问题上困难重重。虽然

《环境保护法》规定由相关地方政府负责协调跨行政区环境污染问题。¹⁷³但怎么协商？协调的权限如何？协调的程序是什么？如果协商失败怎么办？对上述问题，法律并没有做出明确的规定。因此，在处理跨界污染时，往往是公说公有理，婆说婆有理。而且，由于缺乏权威的协调机构的参与，跨区污染问题很难处理到位。以流域水环境管理为例，水利部派出了流域管理机构，其职责之

¹⁷²杨朝霞. 论我国环境行政管理体制的弊端与改革[J]. 昆明理工大学学报, 2007 年 9 月刊

¹⁷³《环境保护法》第 15 条规定“跨行政区的环境污染和环境破坏的防治工作，由有关地方人民政府协商解决，或者由上级人民政府协调解决，作出决定。”

一是负责调处省际间水事纠纷。环境保护部也派出了区域环境保护督查中心，负责督查、承办跨省区域和流域重大环境纠纷的协调处理；负责受理跨省区域和流域环境污染与生态破坏案件的来访投诉及协调工作。¹⁷⁴这两个机构都是部委直属事业单位，地位平等，有可能在各自的职责范围内对跨行政区的水资源和水污染纠纷起到一定的协调作用，但不能协调水资源管理与水污染防治之间的矛盾，还有可能因为职责不清或交叉而激化流域水资源管理和水环境保护之间的矛盾。

环境管理体制协调机制会直接影响环境执法的协调。环境执法由各级环境保护行政主管部门内设的执法机构来履行，因为行政级别的限制，环境执法机构在与其他行政或司法部门进行协调时会更加困难，主要表现是：环境执法机构移交给本级政府决定处罚的案件不能得到及时、有效的处理；提请法院强制执行的案件久而不决。中国至今也还没有建立起一个经常性的执法协调机构，最常用的执法协调形式是由政府统一组织、相关行政机构参与的环境“联合执法行动”。2003年开始，国务院组织相关部委，如由国家环境保护总局、监察部、司法部、国家发展和改革委员会、国家工商行政管理总局、国家安全生产监督管理总局等部门¹⁷⁵共同参加的“整治违法排污企业保障群众健康环保执法专项行动”（环保专项行动）

¹⁷⁴参见《总局环境保护督查中心组建方案》。

¹⁷⁵后来又加入了住房和城乡建设部、电监会。

就是一种在国家层面上建立,进而带动地方政府的协调机制。这种联合执法取得了一定的环境效益和社会影响,比如,2008年的环保执法专项行动检查企业70多万家次,立案查处1.5万家环境违法企业,挂牌督办3500余件,追究地方政府及相关部门行政责任人100余名。这种“运动”式执法在一定程度上能给违法行为以沉重打击,解决一些执法难题,但是其并不是一种长效机制,在联合执法结束之后该协调机制也随之消失。一旦专项行动结束,环境保护往往又变为环保部门的单打独斗。

国外的许多环保实践已经证明,高级别、跨部门的环境管理协调机构对环境政策的有效执行起到至关重要的作用。比如美国国家环境质量委员会(CEQ),既是环境保护事务的管理机构,又是总统的咨询与协调机构,职责是帮助总统协调行政机关间有关环境影响评价的意见分歧。¹⁷⁶美国国家环境质量委员会在美国的环境保护中承担了非常重要的协调工作。

5.5.3 监督机制

作为具有13亿人口的大国,中国地区间经济发展不平衡,城乡差距很大,地区间地理环境相差很大,不同地区污染程度不同,工业布局不同,排污者的环境意识不同,导致中国的环境污染问题非常复杂;虽然我国的

¹⁷⁶张戈跃. 美国环境管理体制的启示[J]. 长沙大学学报, 2009年7月第23卷第4期.

现行法律规定地方政府对辖区的环境质量负责，而地方政府的首要任务是增加地方财政和就业率，因此环境法律法规、政策的执行状况差别很大。执法是依法实现环境政策目标的手段，是保证环境政策顺利执行的关键。只有建立完善的执法监督机制，才能保障国家环境政策在全国的统一执行。目前我国的监督机制包括现场监督执法和环境执法监督，而且是一种多重监督机制。具体分为：行政监督、人大监督、司法监督和社会监督四重监督机制；我国的现状是行政监督为主、人大监督为辅、司法监督和社会监督较弱。

5.5.3.1 行政监督

1) 地方环保部门的监督

现场监督执法主要是环境监察部门对企业的守法状况的监督检查。由于机构设置不健全，基层（特别是县级）环境监察机构对当地企业的现场监督执法力度远远不够，导致农村地区环境质量逐年下降。

在环境执法监督方面，虽然各地政府设置有纪检组织，但纪检组织的主要任务是党风廉政建设和反腐败，而不是对环境执法过程实施专业的指导和监督。行政复议是行政机关内部自我审视、自我约束、自行纠错的重要手段和法律监督制度。基层政府和环保部门环境行政复议能力相对偏低，环境行政复议的监督作用还没有充分有效发挥。比如，除省、市一级环保部门设置法制机

构或专职人员负责行政复议工作外，绝大多数县级环保部门没有设置专门的法制机构或专职人员，这就难以正常开展对日常环境行政执法活动的指导与监督，造成了基层环境执法监督工作的一大漏洞。环保总局环境监察局和美国环保协会于2007年共同完成了《中国环境监察执法报告》，报告组在100多家被调查的企业中做了这样一个问卷——如果被处以罚款、限期治理等，认为环保部门的处罚不合理，企业会采取以下的哪些措施：与环保部门协商、政府协调、行政复议、行政诉讼、拒不执行。结果，“与环保部门协商”、“政府协调”被企业认为是优先考虑的措施。¹⁷⁷该报告从一个侧面说明，行政复议在基层还没有很好地起到执法监督的作用。虽然部分地方环保部门实行了行政许可与验收分离、调查与处罚分开、罚缴分离和排污收费“收支两条线”监督制度。多数地方环保部门尚未实行“查处分离”制度，即由同一执法机构的同一办案人员既负责案件的调查工作又负责作出或提出处罚决定。这种无监督制约的执法行为，难以保证处罚决定的合法、公证性。目前，有些地方环保部门正在逐步采取行政处罚的集体讨论决定制度、调查取证与处罚决定分开制度、罚款决定与罚款收缴分离制度、备案制度、行政处罚统计制度等以完善内部监督机制。

¹⁷⁷转引自我国基层环保执法面临窘境执法被动常难到位，黑龙江省清洁发展机制网，www.hljcdm.gov.cn

2) 国家层面的监督

为了加强对全国环境保护工作统一监督管理，国家环境保护总局环境监察局于2003年正式成立。环境监察局与执法和执法监督有关的职责包括：监督环境保护方针、政策、规划、法律、行政法规、部门规章、标准的执行；负责环境执法后督察和挂牌督办工作；组织开展全国环境保护执法检查活动；组织开展环境执法稽查；组织国家审批的建设项目“三同时”监督检查工作。从上述与执法监督相关的职责可以看出，所谓的“后督察和挂牌督办”是对违法行为的督察，并不是正常的执法监督；所谓的“执法检查、执法稽查”只是仪式性的活动，并不是对地方政府的执行行为进行全过程监督；在这种活动过程中，地方政府会采取各种有效的手段将地方的“秘密”隐藏在背后，上级看到的大部分是表面文章。实践证明，中央政府对全国环境保护工作监管效果不佳。为了加强对全国环境保护工作实施统一监督管理，抑制地方政府在环境重大事件与法规落实中频频出现的地方保护主义与不作为，国家环境保护总局分别于2002年、2005年在华东、华南、西北、西南、东北地区设立了区域环境保护督查中心，根据2006年7月8日国家环保总局印发的《总局环境保护督查中心组建方案》，区域环境保护督查中心具有9项职责。¹⁷⁸

¹⁷⁸区域环境保护督查中心具有以下9项职责：(1) 监督地方对国家环境政策、法规、标准执行情况；(2) 承办重大环境污染与生态破坏案件的查办工作；

2008年,环境保护部又设立了华北环境保护督查中心,目前已基本形成了“国家监察”的环境监管体制。从区域环境保护督查中心职责规定可以看出,环境保护督查中心不是代替地方政府去监管,而是重点解决跨流域、跨省界的重大环境纠纷,参与重、特大突发环境事件应急响应与处理的监督工作,在职责上与地方政府并不矛盾,也不重叠,目的是要增强国家对跨省区域和流域重大环境纠纷的协调处理能力以及重、特大突发环境事件的应急响应与处理能力。从已开展的工作来看,各督查中心也确实起到了应有的作用。至于环境保护督查中心是否能代表环保部在地方履行环境监查职能,是否有权权威性和超脱地方利益之外的独立性,可以在不受地方干预的情况下,监督地方对国家环境政策、法规、标准执行情况,笔者认为,从目前督察中心的地位来讲,上述职能可能会大打折扣。原因是,虽然《总局环境保护督查中心组建方案》中明确规定区域督查中心是“执法派出机构”,但其真实身份却是“参照公务员管理的事业单位”,没有独立的执法资格,而是由环保部环监局采取“一事一委托”的方式来开展工作。而且,区域

(3) 承办跨省区域和流域重大环境纠纷的协调处理工作; (4) 参与重、特大突发环境事件应急响应与处理的监督工作; (5) 查办或参与环境执法稽查工作; (6) 督查重点污染源和国家审批建设项目“三同时”执行情况; (7) 督查国家级自然保护区(风景名胜区、森林公园)、国家重要生态功能保护区环境执法情况; (8) 负责跨省区域和流域环境污染与生态破坏案件的来访投诉受理和协调工作; (9) 承担总局交办的其他工作。

环境保护督查中心没有被赋予获得督查所需的环境信息的权力，包括没有对企业的采样权，没有要求地方政府或环保部门提供相关环境信息的权力。在实际开展工作时，遇到地方政府和企业刁难的情形，“督查”作用便难以发挥。

5.5.3.2 人大的监督

按照我国宪法规定，人民代表大会具有立法、决定、任免、监督四项职能。2007年1月1日起施行的《中华人民共和国各级人大常委会监督法》（《监督法》）对人大行使监督权的方式作出了严格的规定，要求各级人民代表大会常务委员会每年选择若干关系改革发展稳定大局和群众切身利益、社会普遍关注的重大问题，有计划地对有关法律、法规实施情况组织执法检查。常务委员会的执法检查报告及审议意见，人民政府、人民法院或者人民检察院对其研究处理情况的报告，向本级人民代表大会代表通报并向社会公布。

为了加强环境执法监督，1993年成立了全国人民代表大会环境保护委员会（一年后改称“环境与资源保护委员会”，简称环资委）。环资委的成立，不仅是国家权利机构对环境保护事务的管理有了一个具体承办机构，更重要的是表明了国家对环境保护的一种新姿态。之后，地方各级人民代表大会也纷纷成立了类似机构，就环保问题提出了很多议案、提案（详见表5-1）。立法监督机关对环境保护的干预和管理范围扩大到了各个层次，对

地方政府的不利于环境的决策行为起到了一定的制约作用。

表 5-1 1993-2012 年人大环保建议数和政协提案数

年份	人大环保建议数、提案数总和
1993	8964
1994	8525
1995	7242
1996	6177
1997	6590
1998	9637
1999	10686
2000	11467
2001	10577
2002	11665
2003	11791
2004	12532
2005	12343
2006	10295
2007	11992
2008	13271
2009	11341
2010	11889
2011	12974
2012	19467

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

然而，在中国现行政治体制下，共产党是唯一的执政党，人大及其常委会必须接受党的领导。对于重大决策，党政不分的局面一直未能得到根本扭转，许多工作都是“党委决定，政府办理”，或者党委、政府共同决定，联合行文。这样，作为接受党委领导，监督政府工作的人大及其常委会在行使监督权时就会陷入两难的境地。实践中，如果党委或者某个党委领导人决定的事项出现了错误，人大给予纠正是非常困难的。再有，党的组织部门而不是人大常委会控制着政府官员的任免权力，如近年来各地发生的多起社会影响较大的个别党政主要领导违法违纪事件，人大对所任命的干部的所谓事后监督也只是等到上级或同级党委、纪委的批复后才进行程序性的撤职，说明人大对同级政府组织中的行政一把手的监督机制处于失控状态，对地方保护主义也只能望而兴叹。实践中，对同级政府环境政策执行的监督只能泛泛略过，使监督体现不出应有的力度和实效。

5.5.3.3 司法监督

我国《宪法》规定，人民法院作为审判机关、人民检察院作为法律监督机关，分别独立行使司法权和检察权，不受行政机关、社会团体和个人的干涉。显然，此种独立权力原则同样适用于对环境行政执法机关的监督以及对涉及环境问题的诉讼案例。

司法监督包括非诉讼式监督和诉讼式监督。非诉讼式监督主要是指法院对行政机关申请其强制执行的具体行政行为在执行前进行审查,予以监督。诉讼式监督是指根据行政相对人的起诉,对行政机关作出的具体行政行为是否合法予以审查并作出裁判而进行的监督。环境行政诉讼是诉讼式监督的一个主要形式,是指公民、法人或其他组织认为环保行政机关或者依法行使环境保护监督管理权的有关部门,以及环境保护行政机关工作人员,在环境保护行政管理过程中的具体行政行为侵犯了其合法权益而依法向人民法院起诉和人民法院依法审理的活动。适用于《行政诉讼法》。目前,这两种监督形式都没在环境政策执行过程中发挥其应有的作用。

非诉讼式监督不利于及时制止环境违法行为。根据《环境保护法》和《行政复议法》的有关规定¹⁷⁹,如果排污者接到环保部门的行政处罚通知,超过十五天未起诉,超过六十日未申请复议,又不履行处罚决定时,作出处罚决定的环境保护行政主管部门就可以申请人民法院强制执行。也就是说,环境保护行政主管部门对排污者作

¹⁷⁹ 《环境保护法》第40条规定:当事人对行政处罚决定不服的,可以在接到处罚通知之日起十五日内,向作出处罚决定的机关的上一级机关申请复议;对复议决定不服的,可以在接到复议决定之日起十五日内,向人民法院起诉。当事人也可以在接到处罚通知之日起十五日内,直接向人民法院起诉。当事人逾期不申请复议、也不向人民法院起诉、又不履行处罚决定的,由作出处罚决定的机关申请人民法院强制执行。《行政复议法》第9条规定,公民、法人或者其他组织认为具体行政行为侵犯其合法权益的,可以自知道该具体行政行为之日起六十日内提起行政复议申请。

出行政处罚后至少要等60天才能申请法院强制执行。而对处于复议申请或诉讼期间的环境违法行为，法律并未有强制性制止的规定。排污者如果在提出申请行政复议或向法院起诉期间继续违法排污，环境保护行政主管部门也不能采取任何有效措施阻止环境污染范围的进一步扩大。以南通市为例，每年申请人民法院强制执行的环境相关的案件占30%以上，在这些申请法院强制执行的案件中，个案执行完毕平均需要78天的时间，有的甚至会 longer，等到执行期限时，有的违法者已经不知去向或者其排污行为已引起了严重后果。¹⁸⁰

环境行政诉讼没有成为监督环境行政行为的有力手段。陆新元等对8个省（广东、海南、湖北、湖南、吉林、辽宁、江苏、山西）、4个直辖市（北京、上海、天津、重庆）和4个地级市（武汉、西安、郑州、马鞍山）的162家企业和85个环境执法机构进行了问卷调查。对企业的调查问题是：企业在受到环保部门的6种不同类型的处罚（警告、行政处分、罚款、限期治理、吊销许可证或其他具有许可性质的证书、责令停业或关闭）后，如果认为处罚不合理，企业可能采取的应对方式是什么？问卷列出了5种应对方式，分别是与环保部门协商、由政府协调、行政复议、行政诉讼、拒不执行，要求企业将不同应对方式进行排序。排序为 1 表示是最优先的选择，以

¹⁸⁰杨展里，葛勇德. 以南通为例分析中国地方环境执政能力建设的问题与对策[J]. 环境科学研究，2006年第19卷，增刊。

此类推。对排序值求平均数，调查得到的排序结果见表5-2。调查结果显示，受处罚企业认为环保部门处罚不合理后，不但不优先考虑提起环保行政诉讼，环保行政复议也被摆在次要的位置。事实上，企业在执法受到处罚后诉诸法律的很少，陆新元所调查的85家环境监察机构2004年共查处44378起环境违法案件，提起诉讼的只有48起，占总违法案件的比重仅为0.11%，执法机构胜诉36起，占诉讼案件的比重为75%。¹⁸¹

表 5-2 企业受到处罚后的不同对策选择排序

处罚形式	与环保部门协商	由政府协调	行政复议	行政诉讼	拒不执行
警告	1. 070707	2. 290698	2. 821429	3. 946667	4. 740741
罚款	1. 206186	2. 471264	2. 639535	3. 670886	4. 764706
行政处分	1. 205882	2. 279412	2. 666667	3. 813559	4. 615385
限期治理	1. 170732	2. 269231	2. 676056	3. 870968	4. 586957
吊销许可证或者其他具有许	1. 469697	2. 144928	2. 606557	3. 678571	4. 682927

¹⁸¹陆新元等.中国环境行政执法能力现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究, 2006 年第 19 卷, 增刊.

可性质的证书					
责令停业、关闭	1. 634921	2. 028986	2. 824561	3. 627119	4. 511628

数据来源：陆新元等.中国环境行政执法能力现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究，2006年第19卷增刊。

环境民事诉讼和环境行政诉讼不能保护环境公益。在我国的三种诉讼形式，即民事诉讼、行政诉讼和刑事诉讼中，除了刑事诉讼由检察机关代表国家对危害国家、社会公共利益的行为提起诉讼外，民事和行政诉讼均未做出对公益诉讼的相关规定，甚至限制了公益诉讼的提起。比如，根据《民事诉讼法》第 108 条规定，原告必须是与本案有直接利害关系的公民、法人和其他组织。¹⁸²

“直接利害关系”强调的是原告必须是被侵害的实体性权利人，¹⁸³而且该权利只属于原告。而诸如清洁的空气、清洁的水源等许多环境因素在传统民法意义上是共有的，原告无权基于对环境公益的维护对污染者提起诉讼。¹⁸⁴根据《行政诉讼法》第 2 条规定，公民、法人或其他组织认为行政机关的行政行为侵犯其合法权益是，有权向法

¹⁸²参见《民事诉讼法》原文。

¹⁸³都颖丽.我国环境公益诉讼制度研究[D]. 吉林大学硕士论文，2007 年，p.22.

¹⁸⁴都颖丽.我国环境公益诉讼制度研究[D]. 吉林大学硕士论文，2007 年，p.22.

院提起诉讼。¹⁸⁵依据此规定,只有遭受行政行为侵害的公民、法人或其他组织才具备起诉行政行为的资格。因此,《民事诉讼法》和《行政诉讼法》的相关规定不利于环境公益的保护,从而局限了司法对环境保护的监督作用。实践中,以公民个人名义或以环保团体名义提起的环境公益诉讼屡诉屡败,挫伤了社会力量监督环境执法的积极性,也弱化了司法机关在环境政策执行过程中的监督作用。

5.5.3.4 社会监督

由于环保部门在资源、权限方面均处于弱势地位,环境执法难一直困扰着中国的环境保护事业,没有社会各界的支持,环保部门的孤军奋战很难实现环境保护的目标,环保部门需要舆论和行动方面的有力支持。另一方面,缺乏监督的环境执法很容易产生执法不公或腐败。因此,社会力量,包括公众、非政府组织和新闻媒体对污染企业和环境行政主管部门的监督尤为必要。

公众监督可以采取来信、来访和举报、媒体投诉、行政申诉、司法诉讼等方式,还可以通过各级人民代表大会、各级政治协商会议、各级地方基层政权组织(如居民和村民委员会)等表达与环境保护相关的意见。对于群众来信、来访和举报,国家环境保护总局颁布的《环境信访办法》规定了公众的如下权利:对违反环境保护

¹⁸⁵参见《行政诉讼法》原文。

法律、法规和侵害公民、法人或者其他组织合法环境权益的行为有权检举和揭发；对环境保护工作有权提出意见、建议和要求。目前，群众来信、来访是公众监督的主要方式，历年群众来信、来访数见表 5-3。

表 5-3 1990-2012 年群众来信、来访数量

年份	群众来信数量（封）	来访批次（批）
1990	60099	--
1991	55775	55584
1992	55340	39969
1993	53752	44455
1994	59499	47839
1995	58678	50972
1996	67268	47714
1997	106210	29677
1998	147630	40151
1999	230346	38246
2000	247741	62059
2001	367402	80329
2002	435020	90746
2003	525988	85028
2004	595852	86414
2005	608245	88237
2006	616122	71287

2007	123457	43909
2008	705127	43962
2009	696134	42170
2010	—	—
2011	201631	53505
2012	107120	53505

数据来源：历年《中国环境年鉴》，中国环境年鉴社。

除了来信、来访，举报电话是另一种公众监督的途径。自 2001 年 8 月长春市开通了全国第一部举报电话后，截止到 2009 年 6 月全国已经有 70% 的市、县以上的环保部门陆续开通了 12369 环保举报热线。群众利用此电话举报的比例从占环保信访案件的 40% 上升到 80%。¹⁸⁶另外，各地也进行有奖举报活动，比如从 2006 年开始，每年北京市环保局和北京人民广播电台新闻广播共同举办一次“有奖举报”活动，截止到 2009 年，环保有奖举报活动已收到两万多件举报，发放奖金 37 万余元，为提高环保执法效率、制止污染发挥了积极作用。

公众监督环境保护还存在很多问题。主要包括：1) 公众的环境知情权无法得到保障。环境知情权是公众监督权的重要保障，在政策执行过程中，如果公众的知情权被剥夺，就丧失了监督的前提。要保障公众对环境行

¹⁸⁶搜狐新闻. 全国 70% 市县以上环保部门已开通 12369 环保热线. <http://news.sohu.com/20090605/n264351782.shtml>

政机关和污染企业的知情权，就必须实行环境信息公开。虽然相关法律对企业和环境行政机关的信息公开都做了相关规定，但环境信息公开程度并不高。2005年3月，国家环保总局环境监察局与美国环保协会共同开展了中国环境监察执法效能研究项目，以期通过调查分析环境执法机构的能力建设现状，项目选取了12个省、直辖市和4个地级市的部分执法机构、企业进行了问卷调查和座谈。结果发现，环境执法机构的环境信息公开率不高，激励公众参与举报的力度不强，只有56.4%的机构发布环境信息。¹⁸⁷2) 公众的检举往往得不到保护，反而会受到各种形式的打击，地方的监督举报者遭打击报复的事件时有发生。3) 公众的环境权益得不到保障。按照我国现行环境相关法律、法规，环境污染纠纷中的受害方，既可以向环境保护行政主管部门申请调解，也可以向法院提起诉讼。而现实中，环境污染受害者大都选择逐级、反复向环境保护行政主管部门投诉，而不是去法院提起诉讼，原因是起诉到法院的受害者往往遭遇证据不足、不予受理的结局。即使法院受理了，在地方保护主义的压力下，民众胜诉的可能性也微乎其微。他们只得选择上访，指望上级环保部门能强制污染企业进行赔偿。“陈法庆告杭州市余杭区环保局行政不作为案”就是典型案

¹⁸⁷陆新元等. 中国环境行政执法能力现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究, 2006年第19卷增刊.

例。¹⁸⁸

环保民间组织的作用。众多以维护环境公益为宗旨的环保民间组织日趋活跃,比较著名的环保民间组织有中国环境科学协会、中国野生动物保护协会、中国可持续发展研究会、中华环保基金会、自然之友等。这些环保民间组织在环境保护工作中发挥了积极作用,对其所在地区牺牲环境而换取经济发展或损害公民环境权益的行为加强了监督的力度。譬如,重庆市于2002年决定在其主城区建造30万千瓦燃煤发电厂,遭到了市民的强烈反对。重庆市绿色环保联合会召集市民一起进行研讨,认为该发电厂将会造成重庆市主城区的空气污染,建议政府停止建设该项目。2003年底,重庆市政府决定停建该项目。同时,环保民间组织在维护社会和公众的环境权益方面发挥了积极作用,比如,1999年11月开始,中国政法大学污染受害者法律帮助中心开通了免费的法律咨询热线,为众多污染受害者提供了法律帮助。2005年,该中心支持的“福建省屏南县1721位农民诉福建省(屏南)榕屏化工有限公司环境污染侵权案”胜诉,为当地的农民挽回68万余元的经济损失。¹⁸⁹

¹⁸⁸杭州农民陈法庆于2002年6月向余杭区人民法院状告余杭区环保局行政不作为。其理由是,环保局没有处理制造粉尘、噪音的石矿,属于行政不作为。同年8月,余杭区人民法院审理后认定,余杭区环保局接到陈法庆的举报、投诉后,对存在噪声和粉尘污染的石矿进行了查处,履行了法定职责,因而驳回了陈法庆的诉讼请求。该案例改编自中国公益法网上刊登的“环境保护系列案件”,网址: www.dfpilaw.org

¹⁸⁹国家环保总局. 中国环保民间组织现状调查报告[J]. 学会, 2007年第3期.

环保民间组织的发展存在如下问题：一是环保民间组织多数由政府部门发起组建，占49.9%，而民间自发组成的环保民间组织尚欠发育，只占7.2%。¹⁹⁰这种情况会无形中影响对政府的监督力度。二是经费没有保障。经统计，76.1%的环保民间组织没有固定的经费来源，2004年，基本没有筹到经费的环保民间组织占22.5%，81.5%筹集的经费仅在5万元以下。¹⁹¹上述问题直接影响了环保民间组织监督作用的发挥。

舆论监督是运用新闻媒介帮助公众了解政府事务、公共事务和一切涉及公众利益的活动，公众借助舆论力量促使政府部门依法行政、促使有关方面认真执行法律。¹⁹²新闻舆论监督具有公开性、及时性、广泛性和公正性等特点，是一种重要的监督途径，新闻舆论监督因其公开性而产生的广泛影响力，使得政策执行中出现的非法行为能很快引起上一级政府的重视，促使问题迅速得以解决，比通过正常的渠道解决具有更高的效率。新闻媒体的监督力量越来越显示出其强大作用，记者们也被称为“无冕之王”，新闻媒体作为“第四种权力”地位可见一斑。¹⁹³新闻媒介的积极功能尤为突出地体现在以舆论

¹⁹⁰ 国家环保总局. 中国环保民间组织现状调查报告[J]. 学会, 2007年第3期.

¹⁹¹ 国家环保总局. 中国环保民间组织现状调查报告[J]. 学会, 2007年第3期.

¹⁹² 吴涛. 中华环保世纪行的形成机制与运作方式[J]. 福建环境, 2001年4月第18卷第2期.

¹⁹³ 陈堂发. 新闻舆论监督的重点：政策执行. 黑龙江新闻网-新闻传播. www.hljnews.cn, 2009.01.15.

批评的有效形式，使好的政策得以切实执行，让政策结果尽可能达到预期的政策目标。

在中国的环境保护历程中，新闻媒体一直是重要的推动力。各级媒体大量成功的新闻舆论监督个案证明，很多政策执行的问题虽然在媒体报道之前已长期存在，但政策系统内部设置的监督机构没有及时制止。只有在新闻媒体的强大压力下，一些违规的项目和企业才不得不进行整改；同时新闻媒体对地方保护主义的曝光也不时给地方政府敲响警钟。

一个典型案例是 2005 年 8 月，中央电视台《焦点访谈》栏目播出的《万能的排污费》。该栏目曝光了湖北省南漳县环保局违规使用排污费的问题，据报道，南漳县环保局除了让宾馆、医院以抵账的形式缴纳排污费，还用排污费冲抵自来水公司的水费，租房子的房费，盖房子用的建材费。更有甚者，让水泥厂用水泥来抵排污费。同时还报道，南漳县环保局收取的排污费每年大概 100 万元左右，除上缴中央和省里 25% 以外，其余部分由县财政局全部返还给了南漳县环保局，而县环保局用把他们全部作为了办公经费。¹⁹⁴节目的播出引起曾培炎副总理高度重视，并就此问题做出批示，“排污费的征收和使用必须严格实行收支两条线。环保部门所需日常经费，请环保局会商有关部门和地方予以保障”。为认真贯彻

¹⁹⁴详细报道参见 <http://news.sina.com.cn/c/2005-08-23/22587575505.shtml>.

落实曾培炎副总理的批示精神，摸清排污费收支两条线改革的进展情况，2005年10月，国家环保总局发布《关于调查统计排污费征收与使用以及环保机构人员和经费等有关情况的通知》（环办函[2005]643号），对各省、自治区、直辖市、计划单列市环保行政与事业机构、人员和经费情况、中央环保专项资金进展情况、排污费征收和使用情况等进行调研。该节目促进了排污费收支两条线改革的落实。

越来越多的新闻媒介注重开发监督的功能，专门设立读者来稿、观众热线等形式多样的栏目，曝光生活中公众的亲身遭遇的或耳闻目睹的事件，反映民情，以督促政府有关部门解决问题。但在我国的舆论监督中还存在一些问题：1）舆论监督立法滞后。我国在新闻领域的立法相对滞后，对该领域的种种行为和问题尚缺乏明确的法律规定。使得舆论监督缺乏法律依据，同时，使得一些记者在进行舆论监督时遭受打击报复，导致监督主体不能实施有效地舆论监督。2）管理体制不畅，新闻媒介缺乏应有的独立性。我国目前的舆论监督是党和政府领导和管理职能的一种延伸和补充。舆论监督的实施必须接受党和政府的领导。其优势之一是有行政力量作为其强大的后盾，促成问题解决的力度极大；之二是能为行政决策“帮忙”，而不是“添乱”。但其劣势也非常明显，一是实施舆论监督的人处处受制于人，舆论监督机制不能正常发挥作用；二是难于对上实施监督。

对一般性问题监督的多，对领导干部的监督则很少。致使舆论监督只停留在较低的层次，而且监督力度明显不足。在管理体制上的具体表现为：其一，各级政府及其各部门都比较注重自身的利益，对自己不利的事情，总是想方设法遮掩。地方保护主义、部门保护主义极大地阻碍了舆论监督的实施。其二，搞不正之风、违法乱纪的人最怕自己的行为被新闻媒介曝光。作为被批评者的上级，有的抱着“家丑不可外扬”的心理，对新闻媒介的公开批评有抵触情绪；有的则因为与被批评者有千丝万缕的联系，千方百计阻挠新闻媒介公布事实真相。其三，地方党委、政府或其相关职能部门掌握着处理权，他们往往采取拖、推、挡的方法，使舆论监督只开花、不结果。其常用的逃避舆论监督的手段包括：1)“压制”，利用权力对舆论进行压制，致使新闻媒介由于慑于领导权威，而不敢报道；2)“疏通”，让不利于自己的报道胎死腹中；3)“拖延”，对新闻媒介曝光的事件采取拖延战术，大事化小，小事化了，最后不了了之；4)“应付”，表面上给舆论一个“说法”，而实际上有名无实。¹⁹⁵

5.6 完善环境管理体制的建议

5.6.1 科学划分各部门的职能

应本着“国家监察、地方监管、单位负责”的基本

¹⁹⁵王传宏. 舆论监督的法治化, www.mparllc.edu.cn.

原则，建立高效的环境管理机构。在横向管理上，为了加强统一监督管理，避免资源管理部门和环境管理部门之间职能交叉、互相扯皮的现象，应将资源管理部门的环保职能分离出来，归环境管理部门统一监管。在纵向管理上，合理划分中央和地方的环境事权。明确中央政府与地方政府的环境职责，环境保护部应根据其职责范围调整管理权限，而且要注重发挥地方政府的主动性和能动性。由于许多环境问题是跨行政区域的问题，地方政府不可能对辖区的环境质量完全负起责任；另外，地方环境保护行政主管部门从属于地方政府导致环境政策难以执行到位。基于以上问题，可设立两套垂直管理的体系，一是国家级环境保护的垂直管理系统，二是省以下的地方环境保护垂直系统。就国家的环境保护来说，应借鉴美国的经验，采取中央、大区到城市这样三个层次的垂直管理。就省来说，应该实行省、市、县三个层次的垂直管理。自20世纪90年代初，江苏、山东、辽宁等地就开始尝试实行设区城市的环境垂直管理体制。这一体制经过多年的发展，显示出其科学合理和制度安排的优越性，已逐渐被其他省份接受及推行，目前全国已有 100 多个城市实行了这一体制，陕西则在全省范围内实行了这一体制。¹⁹⁶应将这一体制推广到省级层面上。如果近期不能实行垂直管理，建议改革环保系统人事任命

¹⁹⁶张玉军. 环境管理体制的经济学研究[D]. 中国人民大学博士论文, 2007年, p.78

制度，中央以下的环境保护行政主管部门第一把手的人事任命由地方政府提名，上级环保部门进行审批，必要时上级环保部门可直接任命下一级的环保局长。

5.6.2 完善环境与发展综合决策机制

为了保障国家的环境安全，必须把环境与发展综合决策放在首要位置，应通过建立并实施一套完善的程序和制度，使环境保护能够参与对环境具有重大影响的经济和社会发展的决策过程，并提出相应的环境保护对策和建议，使环保部门长期而持续地成为决策部门的环境事务参谋。比如，各级政府应建立重大决策的环境影响评价制度、决策科学咨询制度、决策的部门会审制度、决策的公众参与制度、决策的监督与责任追究制度等综合决策制度。

5.6.3 完善环境管理协调机制

5.6.3.1 成立跨部门的环境管理协调机构

由于环境问题的综合性和复杂性，要想提高环境管理的成效，必须设置高级别的、跨部门的环境管理协调机构。应该借鉴国外的经验，在国家层面上设置国务院环境保护委员会，主要负责协调解决如下问题：部门间、地区间、行业间与环境保护相关的各种利益关系；经济发展主管部门的短期目标与国家环境保护的长期目标之间的矛盾和冲突；影响环境政策的最终制定和执行但超出了环境行政主管部门职权范围的问题；确保制定环境

保护与经济发展相协调的环境政策，促进社会和经济的可持续发展；确保制定部门和行业规划时，充分考虑规划的环境影响。¹⁹⁷

5.6.3.2 成立跨区域的环境管理协调机构

由于很多环境问题，如流域水污染、海洋环境污染、酸雨污染、生物多样性等，具有跨越地域空间的特性，不受行政辖区界限的限制，根本的解决途径是设置跨区域管理协调机构，并赋予其明确的职权和责任。目前，区域环境保护督查中心的职责主要是督察、协调地方政府环境管理的行为。应在此基础上，进一步提高区域环境保护督查中心的地位、扩大其职能范围。具体来讲，应明确区域环境保护督查中心与地方环境行政主管部门之间的关系，确保在出现流域性、区域性重大环境问题时，地方环境行政主管部门能接受督察中心的指导和安排，使督查中心能够真正发挥区域协调管理的作用。

5.6.4 完善司法监督和社会监督

5.6.4.1 建立环境保护公益诉讼制度

环保公益诉讼制度旨在通过司法途径维护公共环境利益。当行政机关、企事业单位或个人出于故意或疏忽，致使公共环境利益遭受侵害或有侵害威胁时，任何公民或团体均被赋予权利向法院提起诉讼。它包括环境行政

¹⁹⁷ 中国环境与发展国际合作委员会等. 中国环境与发展：世纪挑战与战略抉择[M]. 北京：中国环境科学出版社，2007，p.349

公益诉讼和环境民事公益诉讼，前者针对的是行政机关或其他公共权力机构，后者针对的是企事业单位、非政府组织或个人。

自 2007 年底以来，贵州、江苏、云南分别成立了专门的环境保护审判庭，受理环境公益诉讼案件。2009 年，贵州和江苏分别受理了环境公益诉讼案件。但是，环境公益诉讼还处于小范围、个别案件的试点阶段，国家法律并没有正式确认这一制度。近年来，我国广大公众的法律观念与环保意识已经大幅度提高，由公众和环保团体提起的环境公益诉讼案件日益增多。而遗憾的是，由于缺少完善的环境公益诉讼制度保障，此类案件屡诉屡败。为了保护公众的环境权益，加强对环境执法机关和污染企业的监督，建立完善的环境公益诉讼制度已属势在必行。鉴于现行的三大诉讼法，即《行政诉讼法》、《刑事诉讼法》和《民事诉讼法》，均未涉及公益诉讼的相关规定，笔者建议可以考虑两种方式正式启动环境公益诉讼制度：一是在三大诉讼法中增补有关公益诉讼的条款，二是另行制定环境公益诉讼条例，乃至设立专门的环境法庭。

1) 原告的资格

我国的诉讼法对原告的起诉资格设定了严格的限制，致使许多环境公益案件由于原告不具备起诉资格而被法院“依法”拒之门外。因此，建立环境公益诉讼制度必须适当放宽起诉资格，即在环境公共利益受到损害或威

胁时，允许没有直接利害关系人（包括公民、法人、其他组织及国家机关）向人民法院提起诉讼。

2) 被告的范围

被告不能仅限于危害环境的直接肇事者，而应包括台前和幕后的任何责任主体。据此，笔者将我国环境公益诉讼的被告划分成三种类型：第一类是个人、民间团体、企事业单位等污染源，第二类是负有保护环境职责的行政管理机关，第三类则是环境保护行政机关以外的其他具有环境保护义务的各级政府及其所属的行政机关。之所以将环境行政机关与各级政府及其所属行政机关区分开来，是因为二者虽然都可能因作为失当或不作为而导致对环境的危害或威胁，但前者的行为直接表现在环境执法过程之中，而后者的行为看似更加隐蔽，但其错误的行为对环境所导致的危害却往往更加严重。例如，政府高层领导班子无视环境危害、架空环境行政机关的实际职能，而对于重大建设项目上马的决策，往往构成了环境案件背后最大的幕后黑手。

3) 举证责任的合理配置

传统民事诉讼法的举证责任由原告承担。而在环境民事诉讼中，认定环境损害具有很强的技术性。大多数原告无法掌握这些技术知识，也很难获取全面的信息。如果雇佣律师和技术专家进行调查举证，他们也无力承担庞大的费用开支。因此，在环境民事诉讼的主体之间，

原告属于弱势的一方。按照公平正义的法律原则，环境诉讼应参照消费者权益诉讼的精神，采用举证责任倒置。原告只需指证施害者有污染行为或污染隐患并能提供初步的证据，法院就应该受理其诉讼请求。至于污染事实是否确实存在，污染行为与实际损害是否具有因果关系，应由被告一方提出反证。若反证不能成立，则指控成立，法院便依法裁定被告的责任和处罚。另外，由于环境民事诉讼的公益性质，法院不应向原告收取诉讼费用。即使诉讼案件不能成立，此类诉讼也不应采纳民事诉讼的“恢复原状”原则，原告应免于赔偿被告被拖入诉讼所发生的费用。进一步设想，为了鼓励地方法院受理此类案件的积极性，国家可以考虑专门的环境诉讼基金。

5.6.4.2 完善社会监督

环境保护任务繁重，仅仅依靠政府的力量是远远不够的，环保部门一方面要提高自身的监管能力并加大监督执法力度，同时也要发展和利用社会的力量。除了鼓励个人监督环境保护外，应大力扶持环保民间组织，政府对环保民间组织在公共资源配置方面应给予政策支持和优惠，为环保民间组织创造有利的物质条件和发展空间。同时，政府在转变职能中，应将部分环境公共服务职能转由环保民间组织实施。尽快出台《新闻法》，明确规定新闻媒体的权利、职责范围，规范新闻舆论监督行为，确保民意的正常传达，保证监督渠道的畅通。

5.7 本章小结

环境管理体制的形成与转变与我国总体经济和政治体制改革以及对外开放的过程几乎是同步进行的。在计划经济体制下，环境保护被视为单纯由政府承担的社会公益事业。随着经济建设步伐的加速以及对外开放的深入，我国环境问题愈发严峻。为此，我国在环境保护立法领域取得了长足进展，但在环境保护政策的执行领域依然存在诸多亟需解决的问题。其中，突出的表现在于对行政手段的依赖过重，而对司法手段的利用率过低；包括非政府组织在内的社会公众参与渠道过窄；企业自觉执行环境政策的动力不足。环境管理体制的完善是一项系统工程，不能完全依靠行政手段，而需要在正视国内外客观形势的基础上，对相关部门的职责进一步进行科学化的分工，协调好各部门的关系，尤其需要充分发挥司法监督的作用，建立环境公益诉讼制度，并同时拓宽公众监督的渠道。

第6章 中国现行财政体制对环境政策执行的影响

自新中国成立以来，随着政治和经济发展重心的转移和调整，我国财政体制经历了数次重大改革，如何调整中央的地方政府的预算和收支体制构成了财政体制改革的主旋律。环境政策所指向的目标具有普遍的公共性，因此政府的公共财政政策既是制定环境政策的依据，也是实施环境政策的保障。

6.1 地方财权导致的环境政策执行困境

纵观我国历次的财政体制改革，除个别历史阶段之外，地方财权阶段性的加强构成了一条主线。国务院于1957年发布的《关于改进财政管理体制的规定》扩大了地方的收支权，次年的《关于改进税收管理体制的规定》允许省、自治区和直辖市根据实际情况制定税收办法，开始征收地区性的税收。自此，地方政府掌控的预算外资金开始大幅上升。1957年-1960年的三年间，预算外资金的数额涨了几乎4倍。从1957年的26.33亿元涨至

1960 年的 111.78 亿元。¹⁹⁸ 地方政府凭借手中掌控的资金,急速扩大基本建设规模。一时间,计划外项目遍地开花,1958 年,全国的基本建设投资额高达 267 亿元,比 1957 年增加了 97%,相当于“一五”期间基本建设投资额的一半左右。¹⁹⁹

20 世纪 70 年代初,中央再一次推行财税分权,下放企业的管理权和财政收支权,结果发现,其激发地方政府积极性的初衷并没有得到充分体现,随着而来的是由地方政府主导的毫无节制的固定资产投资。由于中央缺乏有效的宏观调控和环境保护措施,分权体制一方面导致了大量的盲目建设和重复建设,另一方面也引发了全面的资源浪费和环境破坏。特别突出的是,地方政府的主要财源来自所谓的“五小工业”²⁰⁰,而这些“五小工业”恰恰构成了主要的环境污染源。至 1976 年,在相当程度上,中国经济已裂变为一批各自为政、自成门户的封闭体系。²⁰¹

改革开放之初,“放权让利”的财政体制改革是在承认地方既得利益的前提下,由中央与地方政府多番协

¹⁹⁸数据来源于庞明川.中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进[J].财经问题研究,2004 年 12 月.

¹⁹⁹庞明川.中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进[J].财经问题研究,2004 年 12 月.

²⁰⁰指地县级地方政府举办的“小钢铁、小机械、小化肥、小煤窑、小水泥”等五类工业项目.

²⁰¹庞明川.中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进[J].财经问题研究,2004 年 12 月.

商的结果。这一系列改革进一步壮大了地方政府的经济实力，也唤醒了地方政府的自我利益意识。1980年开始实行的“分灶吃饭”，是中央向地方让步和妥协的结果。当时的情况是，作为主要纳税人的国营企业大都归属地方政府，因此，地方政府对所辖企业实质上拥有了某种产权。²⁰²这样的利益纽带绑定了地方政府与辖内企业的关系，不论是加大财政收入还是缩减支出，中央都必须与各地政府协商。在放权让利的财政改革过程中，各级政府及其所辖企业掌控的资金，包括预算内和预算外收入，占国民收入的比重得到了稳步扩增。然而，在局部利益的驱动下，地方政府在执行环境政策的过程中，时常做出与国家全局利益相悖的决定。在缺乏公众监督和全局责任感的地方政府眼中，辖内的企业成了地方政府的摇钱树、衣食父母，甚至有些企业家变成了某些地方官员的“钱包”，于是有动力庇护排污企业，乃至干扰正常的环境执法。

1994年实行的分税制意在由中央向地方政府下放征税权，后者在制定地方预算和税收计划方面掌握了更大的独立性。分税制保留了企业所得税按行政隶属关系划分的原有格局，加之当时中央对生产建设项目投资权也未做出明确的规定，各级政府仍然可以投资一般营利性项目。一些地方政府为了提高地税收入，盲目地新建或

²⁰² 庞明川. 中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进[J]. 财经问题研究, 2004年12月

扩建项目，既而导致了经济轮番过热的怪圈。

在财政体制改革进程中，特别是实行分税制以后，地方政府获得了经济发展的自主权和主动权，作为一个独立的地区利益主体的角色日益凸显。这种利益主体的地位不仅体现在地方政府掌握的权力和承担的责任上，而且可以从实际经济生活中地方政府几乎包罗万象的作用中找到佐证。²⁰³由于“经济人”的特性得到释放，地方政府在经济决策中追求局部利益而无视全局利益的现象也日趋加剧。

6.2 现行财政体制催生地方保护主义

就执政目标而言，中央政府不仅要在国民经济增长和大众福利之间做出平衡，同时还要考虑中央政权的稳定，国家税收的增加。中央政府的决策动机在于通盘兼顾整体利益，而变为独立的利益主体的地方政府为了捞取和加强自身对经济要素的管理权和处置权，则将目光锁定于本地区的经济发展，因而难免偏重于短期的和局部的利益，而容忍甚至包庇企业给当地以及周边地区带来的环境污染和破坏。

回顾中国财政体制改革和市场经济发展的历程，国民经济生活中出现了两类主体：一类是地方政府，另一类是工商企业。通过行政性分权，地方政府从中央手中

²⁰³张紧跟. 浅论协调地方政府间横向关系[J]. 云南行政学院学报, 2003, (2).

接管了大部分国有经济的控制权，故而大幅提高了发展地方经济的主动性和迫切性；通过经济性分权，推动经济增长的主体又由地方政府让位于各类的营利性企业。地方政府一方面成为了转轨时期推动区域经济增长的引擎，另一方面也扮演了作为独立的经济利益主体的诸侯角色。中国的行政体制依然保持条块分割的一元化管理模式，地方政府的权力由中央政府授予，行政首长由上级政府任命。在业务上，地方政府的职能部门接受上级政府职能部门的统一领导；在行政上，干部的考核与任免由上级组织部门统一执行。地方政府一方面担任中央政府的行政代理人，另一方面又担任地方利益的经济代理人，如此双重且时常彼此矛盾的代理角色，决定了地方政府的两大收益板块，即政治利益和经济利益；而在这两大利益板块当中，又分别蕴含了集体和个人的双重利益，由此形成了一个耐人寻味的利益矩阵，如表 6-1 所示：

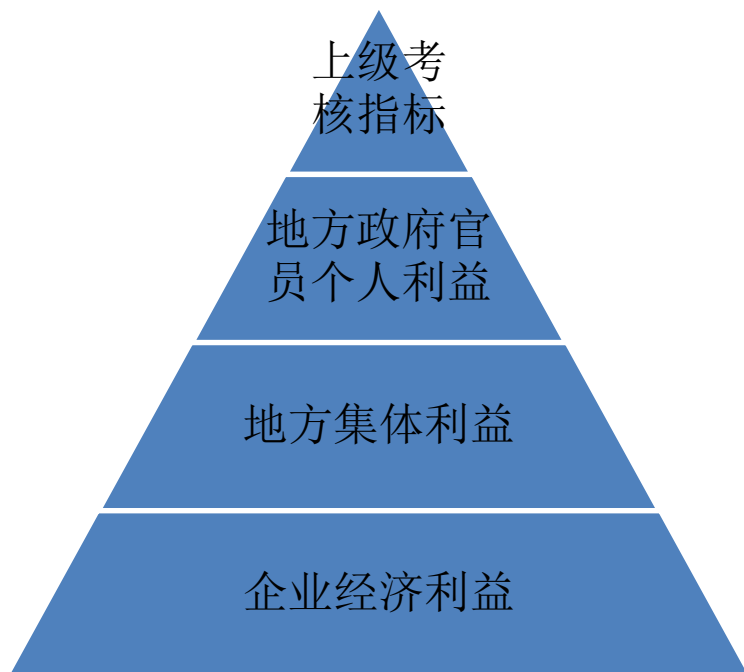
表 6-1 地方政府的利益矩阵 204

	集体利益	个人利益
政治利益	辖区及本部门的政治利益、政绩、形象工程	个人的政治前途、职务晋升等
经济利益	辖区和本部门的经济利益	灰色收入、寻租与腐败等

²⁰⁴改编自庞明川,中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进[J]. 财经问题研究, 2004 年 12 月.

从政治利益角度看，地方行政首长的任命和考察权在上级人大、政府和党委，其中的两个重要考核指标是就业率和财政税收状况。毋庸置疑，只有发展经济才能提高就业率和财政税收。既然经济发展状况构成了地方行政首长的重要考核指标，GDP 的增量便直接关系到地方行政首长的政治前途。从理论上讲，经济、社会和环境三者和谐共进是可持续发展的核心内容；站在宏观政治原则的高度，它也应该是各级政府执政的宗旨所在。然而，在当前的财政和行政体制之下，行政首长若想在其任期内（一般为 5 年）建立如此的发展模式，那几乎是异想天开的幻想，因为这种发展模式不仅见效周期较长，而且会在一段时间内降低就业率，减少地方财税收入，这是一些急功近利的上级领导所不愿看到的，因而对地方行政首长的政治前途来说是极为不利的。对他们来说，放弃环境与经济协调发展的模式，走以环境资源利益换取经济增长的道路也就不足为怪了。另外，行政首长要想取得优良的政绩，必须要得到该辖区内广大公务员的支持与配合，要想做到这一点，提高本辖区公务员的集体经济利益，包括工资、奖金与福利，是必不可少的。公务员阶层收入依赖于当地财政税收，而财政税收是以企业效益为前提的。在我国目前的经济技术基础普遍低下的条件下，企业进行污染治理必须兴建污染治理设施，从而加大企业的运行成本，短期内降低企业的

经济效益，因此企业主必然会或明或暗地抵制可持续发展的号召。如此，便形成了一条默契的利益阶梯，如图6-1所示：



既然追求GDP增量构成了地方政府工作的主要目标，那么最便捷的作法便是“取长补短”：以牺牲长远的环境与资源利益来换取短期的经济收益，把外部的不经济性以环境资源欠帐的方式留给下一届政府。其惯常的表现是，在任期内着力招商引资，降低环保准入门槛，基础建设和工业项目重复叠加。比如，2002年6月，国务院有关部门针对陕西、甘肃等省出现的重复建设问题进行了调查，发现，虽然河西走廊地区已有酿酒企业48家，

但武威市和张掖市仍然计划上马 9 家白酒小企业。在西安市的 97 家小造纸企业中, 35 家未经三同时验收或未达到污染排放标准便擅自开工生产, 已造成严重的污染。²⁰⁵而地方政府对此却讳莫如深, 或将引进的效益高的重污染企业挂牌保护起来。既然行政首长的态度如此, 那么处于其领导之下的地方环境行政执法机构一般也只能看其脸色行事了, 因此, 即使中央制定了环境保护的相关政策, 由于“上有政策, 下有对策”而无法得到贯彻。

从经济利益角度看, 投资活动必然会给地方带来一定的实惠, 加快地方经济的发展, 同时为主管部门和地方政府提高政绩。此外, 无论在政府的直接投资还是在其监管下的企业投资活动中, 地方官员也找到了个人的寻租空间, 这也构成了政府官员腐败的重要原因。长期形成的行政体制与行政区划在许多官员心目中造成了一种相对封闭的思维定式, 使其以地方诸侯自居。加之上级政府的业绩考核指标体系过于简单, 偏重于一个地区和部门的经济增长率和财政收支, 地方政府的决策者在地区间相互攀比, 形成条块分割, 地区封锁, 既而进一步强化了地方保护主义倾向。

²⁰⁵ 闫相国, “政绩工程”及其治理[J], 理论探索, 2005 年 04 期。

6.3 现行财政体制的弊端

现行分税制初步规范了中央与省级政府之间的财政分配关系, 扩大了中央的税收, 却存在着如下弊端:

(一) 财权与事权不匹配

我国县级财政普遍处于一种财权和事权不相匹配的状态, 表现在经济层面上就是收不抵支。1994 年开始的分税制改革进一步廓清了中央政府与地方政府间的财政支出关系²⁰⁶, 并写进了《预算法》。自此, 中央政府正式摆脱了向地方政府提供资金的责任, 地方政府的职能从单纯的提供公共服务向提供公共服务兼为公共服务融资的转变。²⁰⁷财权层层向上集中, 表现为中央政府的财政收入占全国财政收入的比重明显增加, 从 1993 年的 22.0% 增加为 1994 年的 55.7%, 之后便保持在 50.0% 左右, 1994 年至 2012 年间中央政府收入占全国财政收入的比重的平均值为 52.1%; 地方政府的财政收入在整个财政收入中所占比重却有明显的下降, 从 1993 年的 78.0% 下降到 1994 年的 44.3%, 之后有所增加, 1997 年

²⁰⁶中央财政支出主要包括: 中央统管的基本建设投资, 中央直属国有企业的技术改造和新产品试制费、地质勘探费等, 国防费, 武警经费, 外交和援外支出, 中央级行政管理费和文化、教育、卫生等各项事业费支出, 以及应由中央负担的国内外债务的还本付息支出。地方财政支出主要包括: 地方统筹的基本建设投资, 地方国有企业的技术改造和新产品试制经费, 支农支出, 城市维护和建设经费, 地方文化、教育、卫生等各项事业费和行政管理费, 价格补贴支出以及其他支出。

²⁰⁷郑奕. 公共财政体制演变中的中央和地方财政关系研究[D]. 重庆大学硕士论文, 2007 年, p.23

增加到 51.1%，接下来大部分年份保持在 50.0%以下，直到 2011 年和 2012 年才有所回升，1994 年至 2012 年地方政府财政收入占全国财政收入的比重的平均值为 47.9%，详见表 6-2。另一方面，中央财政支出占整个财政支出的比重在改革的前几年徘徊在 30%左右，从 2002 年开始逐年下降，从 2002 年的 30.7%下降到 2012 年的 14.9%；地方政府财政支出占整个财政支出的比重在改革的前几年徘徊在 70.0%左右，从 2002 年开始逐年上升，从 2003 年的 69.7%上升到 2012 年的 85.1%，详见表 6-3。从表 6-3 可以算出，1994 年至 2012 年间地方政府财政支出占整个财政支出比重的平均值为 74.2%。这就意味着，地方政府用 47.9%财政收入，为社会提供了 74.2%的公共服务。显而易见，地方政府的财权和事权难以匹配。地方政府本应对辖区的环境质量负责，而环境保护需要相应资金的支持，因此，地方政府往往以缺乏资金为由，减少对环境保护的投入，地方政府的环境保护目标难于实现也就不足为奇。环境保护事权划分是环境保护财权划分的前提，也是建立国家环境财政体系的基础。应当按照“一级政府、一级事权、一级财权、一级权益”的原则科学界定中央与地方的环境事权。政府环境事权的管辖范围应当与环境问题的影响范围相对应。

表 6-2 1993-2012 年中央和地方财政收入比重

年份	中央财政收入 占总收入比重	地方财政收入 占总收入比重
1993	22.0	78.0
1994	55.7	44.3
1995	52.2	47.8
1996	49.4	50.6
1997	48.9	51.1
1998	49.5	50.5
1999	51.1	48.9
2000	52.2	47.8
2001	52.4	47.6
2002	55.0	45.0
2003	54.6	45.4
2004	54.9	45.1
2005	52.3	47.7
2006	52.8	47.2
2007	54.1	45.9
2008	53.3	46.7
2009	52.4	47.6
2010	51.1	48.9
2011	49.4	50.6
2012	47.9	52.1

数据来源：根据历年《中国统计年鉴》中国国家财政收支总额计算所得。

表 6-3 1993-2012 年中央和地方财政支出比重

年份	中央财政支出占 总支出比重	地方财政支出 占总支出比重
1993	28.3	71.7
1994	30.3	69.7
1995	29.2	70.8
1996	27.1	72.9
1997	27.4	72.6
1998	28.9	71.1
1999	31.5	68.5
2000	34.7	65.3
2001	30.5	69.5
2002	30.7	69.3
2003	30.1	69.9
2004	27.7	72.3
2005	25.9	74.1
2006	24.7	75.3
2007	23.0	77.0
2008	21.3	78.7
2009	20.0	80.0
2010	17.8	82.2
2011	15.1	84.9
2012	14.9	85.1

数据来源：根据历年《中国统计年鉴》中国国家财政收支总额计算所得。

（二）税权和收入划分不合理

在中央与地方政府的税权划分上，我国现行的税收立法偏向于中央高度集中，地方政府基本不具备立法权。相形之下，多数发达国家的地方政府具有明确的税收立法权。因此，地方政府便丧失了增减财政收入的自主权，地方财政收入的增长便受到制约。分税制把企业所得税、增值税、营业税、城建税、个人所得税等收入稳定、数额较大的地方税都设为共享税，这就使地方在与中央进行分成时处于被动的局面。属于基层政府的地方税种大多是收入不稳、税源分散、难于征管、缺乏弹性的小税种。直接的后果是为了保护地方税源，地方政府对利高税大的重污染企业，总是网开一面加以保护，出现了形形色色的“重点保护企业”，削弱了环境政策在地方的执行力度。

（三）现行转移支付制度导致地区间财政失衡

分税制后，中央为了弥补地方财政收支缺口设计了财政转移支付制度，以实现财政的相对均衡以及区域间基本公共服务的均等化。现行的财政转移支付制度包括三种方式，分别是税收返还、财力性转移支付和专项转移支付；财力性转移支付包括一般性转移支付、民族地区转移支付、县乡财政奖补资金、调整工资转移支付、

农村税费改革转移支付等。一般性转移支付自 1995 年开始实施,最早被称之为过渡期转移支付。一般性转移支付的资金用于对存在财政收支缺口的地区按一定系数给予补助,中央政府根据人口总数、GDP 等客观因素,按照统一的公式确定某地区的支付金额。一般性转移支付资金由地方统筹安排,不需地方财政配套,目的是弥补财政实力薄弱地区的财力缺口,均衡地区间财力差距,从而实现地区间基本公共服务能力的均等化。²⁰⁸2008 年开始增加了均衡性转移支付,其功能等同于以前的一般性转移支付,而一般性转移支付代表财力性转移支付。按照分税制方案的设计思路,中央从财力增量中拿走大头之后,便具备了加大转移支付力度的条件,从国民经济发展的总体战略出发实现财政收入的二次配置。中央政府理应合理调节区域差异,将财力支持的重心向欠发达地区倾斜,以缓解这些地区的财政压力,但实际结果并非如此。1994 年至 1999 年间各省的人均财力差距逐步扩大,2000 年以后才开始缩小。²⁰⁹原因是为了照顾地方政府的既得利益而设定的税收返还数额偏高,具有均衡性作用的一般性转移支付规模过小。2000 年中央对地方税收返还占中央对地方补助的 48.6%。2003-2005 年间税收返还数额分别占中央对地方补助的 47%、40%和

²⁰⁸参见 2007 年 6 月 27 日国务院颁布的《国务院关于规范财政转移支付情况的报告》。

²⁰⁹张路雄. 县乡财政困难形成的历史过程和体制因素. www.dajunzk.com.

36%。²¹⁰而在分税制改革开始的前几年中,一般性转移支付数额却很少,1995年至1998年间一般性转移支付金额分别为20.71亿元、34.65亿元、50.21亿元和60.54亿元。1995年一般性转移支付金额仅占中央转移支付总额的0.83%,2001年增加为2.29%。由于2002年所得税收入分享改革建立了一般性转移支付稳定增长机制,2005年的一般性转移支付增加到1121亿元,占中央转移支付总额的9.8%。²¹¹但此时税收返还的比重仍然是一般性转移支付的将近4倍之多。由于税收返还遵守收入来源地原则,并且按照地方既得利益的基数法进行分配,因此,经济总量增长速度越快的地区,税收返还越多,加大了地区间的收入差距。以2003年为例,东部地区在全部税收返还数量中占50%以上,其中增值税和消费税的返还占52.6%,所得税基数返还占70.82%,实施了财力性转移支付以后,西部地区的人均财力仅相当于东部地区的48.3%。²¹²虽然税收返还规模处于下降态势,但所占比重一直偏高,直至2010年均衡性转移支付金额才刚超过税收返还见表6-4。2011年、2012年,税收返还所占比重进一步减小,而均衡性转移支付进一步增加,逐渐达到均衡性转移支付的均等化效果。另外,从表6-4可以看出,专项转移支付规模大,而且占返还和转移支付

²¹⁰张路雄,县乡财政困难形成的历史过程和体制因素.www.dajunzk.com.

²¹¹张路雄,县乡财政困难形成的历史过程和体制因素.www.dajunzk.com.

²¹²迟福林,以基本公共服务均等化为重点的中央与地方关系.中国经济时报,2006.12.4.

总额的比重逐年增加，2012 年稍有回落。专项转移支付都要求地方政府配套资金，这给经济不发达地区造成极大的困难，许多基层政府根本无钱配套，因此不具有均等化的功能。而且，专项补助的核定存在很大的随意性，因此，无论是在财政均衡、合理再分配、缩小各地公共服务差异，还是在资源配置等方面，都很难以达到令人满意的效果。由于缺乏监督机制，省、市政府截留甚至克扣县乡的“税收返还”的现象屡见不鲜，于是进一步加剧了贫困县乡的财政困难，拉大了基层政府间的财政失衡，使贫困地区无力承受环境保护的投入。改革现行转移支付制度显得非常必要。

表 6-4 2006-2012 年税收返还和转移支付占中央对地方
返还及补助总额的比重 (%)

年份	税收返还	一般性转移支付(2008 年开 始称为均衡性转移支付)	专项转移支付
2006	30.1	11.7	33.7
2007	22.8	13.8	39.6
2008	18.6	15.3	43.3
2009	17.1	13.7	43.3
2010	15.4	16.9	39.3
2011	13.6	17.7	39.9
2012	11.5	19.0	38.5

数据来源：根据历年《中央和地方预算执行情况与预算草案的报告》、《国务院关于规范财政转移支付情况的报告》、《2009 年中央对地方税收返还和转移支付预算表》计算所得。

6.4 现行县级财政体制对环境政策执行的影响

6.4.1 县级财政现状

分税制改革在促进了经济持续发展的同时，充实并稳固了中央政府的财政收入。我国县级财政普遍处于一种财权和事权不相匹配的状态，表现在经济层面上就是收不抵支。这种状况在内陆和偏远地区尤为普遍而严峻，2003 年，甘肃省 86 个县（区）中，自给率在 50%以下的县有 73 个，70 个财政赤字县；陕西省 107 个县（区）中，自给率 50%以下的县有 81 个，76 个属于财政赤字县。²¹³根据财政困难程度上的差别，宋童文等²¹⁴将全国县级财政形象地分为“吃饭”财政、“要饭”财政和“穷困潦倒”财政三种类型。笔者将各自的特征归纳如下（表 6-5）：

表 6-5 三种类型的县级财政

	类型	特征
第一种	“吃饭”型财政	财政自给程度较高，政府机关能正常运转，可用于经济建设和发展社会事业的财力则十分有限。
第二种	“要饭”型财政	财政收入增长不稳定，自给率在在

²¹³宋童文，邱旭东.关于缓解县级财政困难的思考[J]. 财政政法资讯，2008 年第 1 期.

²¹⁴宋童文，邱旭东.关于缓解县级财政困难的思考[J]. 财政政法资讯，2008 年第 1 期.

		30%~40%之间；财政支出增长较快；难以保障工资及时足额发放和政府机关的正常运转；无力支持地方社会事业的发展。
第三种	“穷困潦倒”型 财政	分税制前后没有财政积累；缺乏骨干企业，财政收入缺乏稳定来源；自给率在 20%以下，属于贫困县、亚贫县，政府依靠借债度日，工资没有保障；支持经济建设和社会事业的发展无从谈起。

根据财政部的统计，2004 年初，全国 2010 个县及县级市中，791 个属于财政困难县。为缓解县乡财政困难，财政部于 2005 年 出台了“三奖一补”政策，至 2006 年底，791 个财政困难县减少到 27 个，县乡财政绝对困难局面得到了改善，但县乡财政相对困难问题并未解决。据李文彬的调查，2005 年全国县级财政收支占当年地方财政支出的比例分别为 27.9%和 29.3%，2006 年则分别为 36%和 38.3%。²¹⁵说明县级财政入不敷出的状态并未得到改善。而且迄今为止，在一些地区内部，各县财政之间的财政收入状况和自给率的差异也呈现进一步扩大的趋势。表 6-6 给出了 2009 年安徽各县的财政状况，从中可以看出，各县的自给率差别很大。

²¹⁵李文斌.农民工子女义务教育财政供给机制研究[J]. 教育发展研究, 2010 年 09 期.

表 6-6 2009 年度安徽各县财政自给率

县/县级市	财政收入（亿元）	财政支出（亿元）	自给率
宁国	15.20	14.850	102.4%
广德	9.61	13.01	73.9%
郎溪	5.21	8.02	65.0%
绩溪	3.80	6.32	60.1%
旌德	1.85	4.49	41.2%
霍邱	9.00	23.50	38.3%
蒙城	5.80	16.10	36.0%
寿县	2.90	16.70	17.4%

数据来源：徽网，

<http://www.anhui365.net/read.php?tid=1324004.html>

6.4.2 县级财政对环境政策执行的影响

县级财政是国家财政的基础，我国近 1/4 的财政收入和近 1/3 的财政支出都是通过县级财政来实现的。与此同时，财政收入也是基层政府履行各项公共职能的根本保障。显而易见，环境保护和治理作为公共事业的核心组成部分，必然会受制于基层政府拮据的财政状况。就当前中国的产业结构而言，第二产业在多数地区仍然占据主导地位。加之技术革新缓慢，这些支柱产业在高产出的同时，一直无法摆脱随之而来的高污染和高耗能困境。作为追求地方利益最大化的基层政府，特别是在财政举步维艰的情况下，要求其关闭那些污染严重但税源贡献较大的企业，或者拒绝引入和批准此类企业在当

地落户，客观上存在很大的难度；而且，那些入不敷出的县级政府，客观上也不可能拿出足够的财政资金投入环境治理项目。因此，县级财政的窘境制约了地方的环境保护和治理，加剧了当地的环境破坏。相比之下，那些位于经济发达地区且财政充裕的基层政府，由于面临的财政收入压力较小，对污染企业的税源依赖程度便相应弱化，故而能够更多地从全局和长远的角度关心当地的可持续发展问题，能够调配更多的资源用于环境治理。以下三个案例对比说明了不同类型的基层财政对环境保护的影响：²¹⁶

6.4.2.1 河南省卫辉案例

卫辉作为一个历史悠久的县级市，位于河南省与晋、冀、鲁三省的结合部，地处中原腹地，西依太行山，南临黄河道，横跨，海河流域和黄河流域。

1) 水污染现状

该地区各主要河流和地下水遭受生活污水和工业废水的严重污染。长期的引黄灌溉导致了大面积的泥沙淤积，而且存在着地下水超采等问题。卫辉的水污染直接影响了淮河流域、黄河流域的水环境质量，并且威胁到了计划穿过该区域的南水北调工程中部通道项目。

2) 招商引资的环保准入门槛比较低

2005 年，卫辉的财政收入仅为 8,734 万元，支出为

²¹⁶改编自郭璞等. 县级财政体制与环境保护[J]. 环境保护, 2008.6.

3, 5045 万元, 是典型的国家级贫困县。其财政收入尚不能支付政府机关工作人员的工资, 根本没有能力顾及环境保护。调研显示, 为了增加地方财政收入, 卫辉大力强化招商引资和项目建设, 同时也引入了多家污染较严重的企业。2006 年, 新开工项目 72 个, 总投资达 11.68 亿元, 其中, 总投资均达数亿元的矿井和水泥熟料生产线等重点项目的投产, 快速拉动了资源税的增加。仅 2007 年的前四个月, 该市资源税收入便高达 1, 272 万元, 位居所有税种的首位, 增幅达 223.7%; 基本形成了以纺织、建材、机械化工以及农副产品深加工等 4 个支柱产业和现代纸品、异型水箱两个特色产业为主体的工业格局; 全市工业增加值的 77% 来自于上述 4 个支柱产业。

3) 环境保护依赖外部资金

为了改善卫辉的环境状况, “十一五”期间, 河南省政府启动了“海河流域水污染治理利用亚行贷款项目”, 帮助卫辉建造供水站和污水处理厂。卫辉污水处理厂的总投资为 1 亿元, 其中亚洲开发银行的贷款为 5, 326 万元, 占总投资的 53.3%; 国债资金为 1, 800 万元; 国内银行贷款为 1, 696 万元; 省财政补助 200 万元; 企业自筹 268 万元, 仅占总投资的 2.7%。从以上资金的分配比例可以看出, 对于卫辉这样的贫困县, 环境保护的投入绝对依赖国内外金融组织贷款和上级财政补助。

6.4.2.2 江苏省吴江案例

吴江市东邻上海, 南连浙江, 北依苏州, 地处以上

海为龙头的长三角的腹地。该市面积 1176 平方公里,2008 年末全市户籍总人口为 795,254 人,辖 9 个镇和 2 个省级经济开发区。从环境保护的角度来看,吴江地处江南水网枢纽地带,横跨太浦河,连接苏州河,西濒太湖,素有上海清水走廊之称。其特殊的地理位置决定了该市的环境保护具有重要的意义。

1) 高耗能、高污染产业是支柱产业

吴江市具有雄厚的经济实力,位居全国百强县的前列。以 2005 年为例,地区生产总值达 403.2 亿元,全市人均生产总值为 51,700 元(相当于 6460 美元),全年完成地方一般预算收入 24.93 亿元。纺织、电子信息和电线电缆是地方经济的 3 大支柱产业,其中以丝绸为主的纺织业为传统产业,占其工业总量的 40% 以上。众所周知,纺织业是典型的高能耗、高污染行业,也就是说,该市的经济发展是高耗能、高污染的纺织业换来的。以吴江市纺织重镇盛泽为例,其 2005 年的用水量为 5144.54 万吨,占吴江市用水总量的 49.13%;废水排放量为 4739.77 万吨,是吴江市废水排放总量的 65.97%。显然,吴江市面临着非常突出的经济发展与环境保护的矛盾。

2) 环保投入充足,环境治理效果良好

首先,制定优惠政策引导产业优化升级,改变产业结构不尽合理的状况。市政府用 513 万元以贴息的方式支持盛泽地区印染行业的技术改造,该政策的实施激发了

企业技术改造的积极性。此外，加大环保基础设施建设的投资。2006 年，吴江市的环保资金投入占 GDP 的 2.22%，其中，投资 7 亿元、日供水能力 40 万吨的区域供水一期工程建成并投入使用，供水管网覆盖至全市。同时，市政府投入 900 多万元建成了连续自动监测系统，实现了对全市水、气等环境质量的实时在线监测。

2008 年，吴江市对环境保护的总投入达 20 亿元，建成 16 个涉及大气污染和水污染防治以及固体废物处置的重点工程项目，新建 6 个城镇生活污水处理厂，完成 11 个除磷脱氮改造项目，²¹⁷2008 年，仅盛泽镇就有 7 家污水处理公司，日处理能力达 20 万吨，²¹⁸位居全国第一。为了保障用水安全，该市努力抓好蓝藻防控工作，推进备用水源地规划建设。另外，该市全年共疏浚整治农村河道 176.8 公里。巨额的投入收到了明显的成效，该市环境质量综合指数达到 96.9 分，²¹⁹其生态市的创建通过国家级考核验收，并相继获得国家环保模范城市称号。

6.4.2.3 三江源案例

三江源地区位于我国青藏高原的腹地、青海省南部，为长江、黄河和澜沧江的源头汇水区，故而得名。他覆盖四个藏族自治州的 16 个县和格尔木市的唐古拉乡，人

²¹⁷千年古城正“青春” - 来自江苏省吴江市的报告. www.stdaily.com. 2009.03.08

²¹⁸吴江的水环境保护政策，实在是有点魄力. www.xici.net/d66142885.htm

²¹⁹千年古城正“青春” - 来自江苏省吴江市的报告. www.stdaily.com. 2009.03.08

口 55.6 万人, 90%以上为藏族。该地区幅员辽阔, 总面积为 30.25 万平方公里, 相当于青海省的 43%。三江源曾经被称为生态和生命的“净土”。但近几十年来, 由于许多自然和人为的因素, 该地区生态环境正在明显恶化。

1) 自然保护区的建设限制了发展

为了建设三江源自然保护区, 当地政府采取了关停重污染企业、停止开采沙金、限制或禁止虫草等野生中草药的采挖及加工等一系列措施。这些措施在一定程度上缓解了环境的恶化, 但却限制了当地经济的发展和财政收入的增长。2001 年自然保护区建立后, 青海省政府要求停止开采砂金, 当年砂金开采收入就减少 1,625 万元。2001 年和 2002 年完成地方一般预算收入共计 18,924 万元(未扣除一次性增收因素), 比预计实现的收入减少 4,701 万元。扣除一次性增收因素(2002 年农村税费改革后清缴以前年度农牧民税欠税), 这两年共减收 7,664 万元, 其中砂金开采减收 6,125 万元, 限制或禁止虫草等野生中草药的采挖或加工、关停重污染企业等造成的减收共计 1,539 万元。

2) 需要生态补偿

保护三江源的生态环境意味着对地方政府的财力消耗, 若缺乏上级财政资金的支持, 保护三江源的各项措施将很难持续有效地贯彻下去。保护三江源自然保护区具有很强的正外部性, 上级政府应以财政转移支付的形式给予补偿, 以保证其保护措施的有效实施。

以上三个案例的分析说明,一个地区的经济发展的程度和财政状况,特别是财政状况,直接影响该地区政府环境保护的态度和行为。越是经济发达地区,财政状况越好,环境问题越容易受到关注,当地政府就越容易抵制来自污染企业的税源诱惑,环保措施越容易得到执行。而在经济越欠发达地区,状况则恰恰相反。更为严重的是,污染企业并不是静态的,一些在经济发达地区被关停的污染企业会到不发达地区寻找新的生存空间,由此进一步加剧了欠发达地区的环境污染,形成了恶性循环。政府应充分利用公共财政的收入再分配功能,通过转移支付方式协调宏观财税政策和环境经济政策,保证因为保护了全民环境资源而放弃了经济总量和发展速度的地区以及团体和个人的利益,进而从实质上提高环境资源的配置效率,同时提高其公平性,起到通过保护环境资源的过程,缩小收入差距,改善社会福利的作用。同时,政府应当给予贫困地区以适当的环境保护资金倾斜,以遏制贫困地区环境状况的进一步恶化。

6.5 环境保护投资策略影响环境污染治理的成效

政府环境保护支出比例偏小。2006年,环境保护支出科目才被正式纳入国家财政预算,但从2006年度政府财政预算安排来看,财政预算支出明显向教育、农业、公共卫生、就业和社会保障等经济社会发展的薄弱环节倾斜;向困难群体和地区倾斜;向转变经济增长方式和

科技创新倾斜。其中，教育投入增加 15%，总额达 4546 亿元；农业投入，由 2004 年的 2626 亿元增加至 3397 亿元；医疗卫生绝对增长量达到了 100 多亿元；社会保障支出比上一年增长 500 亿，增至 4181 亿元。而环境保护尚无年度预算资金安排，更谈不上向环境保护倾斜。2007 年开始，环境保护有了年度预算，但 2007-2012 年中央政府对环境保护的投入依然没有倾斜，环保支出占中央财政支出的比重仅仅在 0.2%-0.5%之间，详见表 6-7。地方政府的环保投入比例虽然高于中央政府，也只维持在 2.5%-3.2%之间，如表 6-8。

表 6-7 2007-2012 年中央政府环境保护支出（单位：亿元）

年份	中央财政支出	环保支出	环保支出占中央财政支出的比重 (%)
2007	11442.06	34.59	0.3
2008	13344.17	66.21	0.5
2009	15255.79	37.91	0.2
2010	15989.73	69.48	0.4
2011	16514.11	74.19	0.5
2012*	18764.63	63.65	0.3

数据来源：历年《中国统计年鉴》，中国统计出版社。

*2012 年开始，环境保护支出改为环保节能支出。

表 6-8 2007-2012 年地方政府环境保护支出（单位：亿元）

年份	地方财政支出	环保支出	环保支出占地方 财政支出的比重 (%)
2007	38339.29	961.23	2.5
2008	49248.50	1385.00	2.8
2009	61044.14	1896.13	3.1
2010	73884.43	2372.50	3.2
2011	92733.68	2566.79	2.8
2012*	107188.34	2899.81	2.7

数据来源：历年《中国统计年鉴》，中国统计出版社。

*2012 年开始，环境保护支出改为节能环保支出。

环保投资结构不合理。从历年环保投资总量来看，环保投资总量在逐年增加，且占同期 GDP 的比重也呈稳步上升态势，详见表 6-9。但有效的污染治理投资不足。以 2001-2012 年全国环保投资状况为例，城市环境基础设施投资量持续增加，除 2007 年和 2008 年外，城市环境基础设施建设投资额占当年环保总投资的比重都在 50% 以上；而对环境改善影响较大的工业污染源治理投资增量不稳，2004 年以后持续下降，且占当年环保总投资的比重一直较低，一直在 20% 以下，2012 年更是下降到 0.06%，见表 6-10。

表 6-9 历年全国环保投资总量及占同期 GDP 的比例*

年份	环 保 投 资 总 量 (亿元, 当年价)	占同期 GDP 的比例(%)
“六五”期间(1981-1985)	170	0.5
“七五”期间(1986-1990)	476.42	0.69
“八五”期间(1991-1995)	1306.57	0.73
“九五”期间(1995-2000)	3516.4	0.89
“十五”期间(2001-2005)	8393.9	1.32
“ 十 一 五 ” 期 间 (2006-2009)	14970.9	1.36

* “六五”至“九五”期间数据来源于：吴舜泽等. 中国环境保护投资失真问题分析与建议[J]. 中国人口资源与环境, 2007 年, 第 3 期.

“十五”期间和“十一五”期间数据根据历年《全国环境统计公报》和《中国统计年鉴》整理。

表 6-10 2001-2012 年全国环境污染治理投资情况*

年 份	全 国 环 境 污 染 治 理 投 资		城 市 环 境 基 础 设 施 建 设 投 资		建 设 项 目 “ 三 同 时 ”	工 业 污 染 源 治 理 投 资		
	总 额 (亿 元)	占 当 年 的 GD	总 额 (亿元)	占 污 染 治 理	环 保 投 资 (亿 元)	总 额 (亿 元)	占 污 染 治 理	占 当 年 的 GD

		P 比 重%		投 资 比 重%			投 资 的 重%	P 比 重 %
200 1	1106. 6	1. 1 5	595. 7	53. 8	336. 4	174. 5	15. 8	0. 1 8
200 2	1363. 4	1. 3 3	785. 3	57. 6	389. 7	188. 4	13. 8	0. 1 8
200 3	1627. 3	1. 3 9	1072. 0	65. 9	333. 5	221. 8	13. 6	0. 1 9
200 4	1908. 6	1. 4	1140. 0	59. 7	460. 0	308. 1	27. 0	0. 2 3
200 5	2388. 0	1. 3 1	1289. 7	54. 0	640. 1	458. 2	19. 2	0. 2 5
200 6	2567. 8	1. 2 3	1314. 9	51. 2	767. 2	485. 7	18. 9	0. 2 3
200 7	3387. 6	1. 3 6	1467. 8	43. 3	1919. 8	552. 4	16. 3	0. 2 2
200 8	4490. 3	1. 4 9	1801. 0	40. 1	2146. 7	542. 6	12. 1	0. 1 8
200 9	4525. 2	1. 3 5	2512. 0	55. 5	1570. 7	442. 5	9. 7 8	0. 1 3
201	6654.	1. 6	4224.	63.	2033	397	5. 9	0. 0

0	2	7	2	4			7	1
201	6026.	1. 2	3469.	57.	2112.	444.	7. 3	0. 0
1	2	7	4	6	4	4	7	9
201	8253.	1. 5	5062.	61.	2690.	500.	0. 0	0. 1
2	6	9	7	3	4	5	6	0

*注：此表根据历年《全国环境统计公报》和《中国统计年鉴》整理

世界银行 1997 年的一项研究显示，发达国家的经验表明，一个国家在其经济高速发展时期，当环保投入持续稳定达到国民生产总值的 1%-1.5%时，才能有效的控制住污染；达到 3%才能使环境质量得到明显改善。²²⁰根据我国的实际，城市基础设施建设和建设项目“三同时”环保投资属于环保投资，工业污染源污染治理投资属于环保投入，根据表 6-10，从 2001 年至 2012 年，全国环保投资逐年增加的情况下，环保投入没有大幅增加，环保投入占当年GDP的比重却在下降，2010 年降到 0.01%，与发达国家环保投入的水平相差甚大；同时，“十一五”期间环保投入占当年GDP的逐年减少，直接地后果是“十一五”的前 3 年环境污染没有得到根本遏制，环境质量没有得到根本好转。“十五”期间，区域重点污染源治理项目、重点流域污染治理项目、“两控

²²⁰罗云毅.我国近期可持续发展投资趋势判断. 论文之家

[http: //www.papershome.com](http://www.papershome.com).2009 年 12 月 03 日.

区”计划的 256 个污染治理项目、列入国家环境保护“十五”规划的 2130 项污染治理工程都因为资金不足而导致完成率不足 100%。²²¹

有专家形象地称中国的环保投资“虚火”太盛，值得政策制定者深思。环境法规、政策的执行必须有足够的资金支持，否则执行只是空喊而已。应以污染治理为核心，缩小城市环境基础设施建设投资口径，提高环保资金的使用效率。

6.6 本章小结

中国财政体制改革和市场经济发展的历程，培育了两种类型的经济主体：通过行政性分权，大部分国有经济的控制权逐步由中央转入地方政府手中，充分发挥了地方政府在经济发展中的主动性；通过经济性分权，推动经济增长的主体由地方政府转入各类营利性企业手中。这种改革战略，形成了转轨时期地方政府推动经济增长的主体格局，因此造就了地方政府独立的经济利益。由于“经济人”的特性得到释放，地方政府在经济决策中追求局部利益而无视全局利益的现象也日趋加剧。另外，现行地方行政首长政绩考核指标体系中就业率和财政税收状况是两个重要的考核指标。而只有发展经济才能提高就业率和财政税收，既然经济发展状况构成了地方行

²²¹ 参见《环保总局通报“十五”环境质量状况和国家环境保护“十五”计划完成情况》。

政首长的重要考核指标，GDP 的增量便直接关系到地方行政首长的政治前途。既然追求 GDP 增量构成了地方政府工作的主要目标，那么最便捷的作法便是“取长补短”：以牺牲长远的环境与资源利益来换取短期的经济收益，把外部不经济性以环境资源欠帐的方式留给下一届政府。其惯常的表现是，在任期内着力招商引资，降低环保准入门槛，基础建设和工业项目重复叠加。表 6-10 所显示的中国城市环境基础设施投资偏高而工业污染源治理投入偏低正是地方政府重视基础建设以彰显政绩的佐证。

现行分税制初步规范了中央与省级政府之间的财政分配关系，扩大了中央的财政收入，同时也显现了弊端，具体包括：1) 地方政府财政普遍处于一种财权和事权不相匹配的状态。地方政府的财政收入在整个财政收入中所占比重明显的下降，从 1993 年的 78.0% 下降到 1994 年的 44.3%，之后，大部分年份保持在 50.0% 以下，1994 年至 2009 年地方政府财政收入占全国财政收入的比重的平均值为 47.5%。另一方面，地方政府财政支出占整个财政支出却逐年上升，从 70% 左右上升到 2009 年的 80.0%，1994-2009 年间地方政府财政支出占整个财政支出比重的平均值为 72.3%。意味着地方政府用 47.5% 财政收入，为社会提供了 72.3% 的公共服务。显而易见，地方政府的事权大于其财权。因此，地方政府缺乏动力从事具有公共服务特性的环境保护。2) 现行转移支付制度导致地区间财政失衡。旨在弥补地方财政收支缺口以实现财政相

对均衡及区域间基本公共服务的均等化的一般性转移支付所占比重偏小, 需要地方政府配套资金的专项转移支付所占比重却逐年增加, 给经济不发达地区造成极大的困难, 许多基层政府根本无钱配套, 大部分专项转移支付流向发达地区。税收返还规模虽然稍有下降, 但由于税收返还遵守收入来源地原则, 并且按照地方既得利益的基数法进行分配, 因此, 经济总量增长速度越快的地区, 税收返还越多, 加大了地区间的收入差距, 加剧了贫困地区的困难, 使贫困地区难于承受环境保护的投入。改革转移支付制度显得非常必要。3) 税权和收入划分不合理, 收入稳定、数额较大的税种为共享税, 属于基层政府的地方税种则大多是收入不稳、税源分散、难于征管、缺乏弹性的小税种, 基层政府缺少主体税种。因此, 为了保护地方税源, 地方政府对财税贡献大户的重污染企业, 总是网开一面加以保护, 出现了形形色色的“重点保护企业”, 削弱了环境政策在地方的执行力度。

如上所述, 现行财政体制加剧了贫困地区尤其是县乡政府的财政困难。财政收入是基层政府运营的基本保障, 因此基层政府的财政状况必然会影响到政府的公共行为, 包括环境保护和治理行为。以江苏省吴江市、河南省卫辉市为案例, 分析不同县级财政状况对环境保护和治理行为的影响, 发现: 在经济发达地区, 财政状况越好, 环境问题越容易受到关注, 当地政府就越容易抵制来自污染企业的税源诱惑, 环保措施越容易得到执行;

而在经济越欠发达地区，状况则恰恰相反。因此，在经济发达地区被关停的污染企业会到不发达地区寻找新的生存空间，由此进一步加剧了欠发达地区的环境污染，形成了恶性循环。政府应当给予贫困地区以适当的环境保护资金倾斜，以遏制贫困地区环境状况的进一步恶化。三江源自然保护区的案例说明，中央政府应充分利用公共财政的收入再分配功能，按照“谁保护，谁受益；谁破坏，谁赔偿；谁受益，谁补偿”的原则，在三江源地区实施生态补偿机制，保证因为保护了全民环境资源而放弃了经济总量和发展速度的地区以及团体和个人的利益，进而从实质上提高环境资源的配置效率，同时提高其公平性，起到通过保护环境资源的过程，缩小收入差距，改善社会福利的作用。

虽然 2006 年环境保护支出科目已被正式纳入国家财政预算，中央财政对环境保护的投入依然没有倾斜，中央和地方政府的环保支出比例偏小。中国环保投资结构也欠合理。表现为：中国环保投资主要集中在城市环境基础设施建设，而对环境改善影响较大的工业污染治理投入（环保投入）严重不足，导致环境污染治理效果不佳，环境质量改善的政策目标无法实现。应缩小城市环境基础设施投资建设，提高环保资金的使用效率。

第7章 地方政府行为分析

中国改革以来的高速经济增长，在很大程度上是靠地方政府追求GDP及其带来的财政收入推动的，环境政策的要求是否与地方政府的动机激励相容，是其能否有效的关键。本章分析作为政策执行主体的地方政府的行是如何影响环境政策执行的。在环境政策执行过程中，存在着地方政府与中央政府之间的博弈、地方政府之间的博弈和竞争、地方政府与企业的博弈。本章分析前两个博弈，第8章将具体分析最后一个博弈。

7.1 地方政府与中央政府之间的博弈

我国实行的是中央集权的政治体制，在现行的国家政治体制中，大政方针（包括环境政策）和国民经济的宏观规划由中央政府来制定，然后由各级地方政府根据各地自身的情况定出各自的目标，并将它们的目标交给自己的更下一级地方政府去实施。地方政府掌握政策执行的真实信息，也就是说政策执行过程中存在着信息不对称，委托-代理理论就是信息不对称情况下的博弈结果，本节运用委托-代理理论分析地方政府与中央政府之间

的博弈。

7.1.1 环境政策执行过程中的委托-代理关系

根据社会契约理论，人类曾经生活在一种没有法律和政府的自然状态中，并且由于这种自然状态缺少一个公正的、强有力的裁判者而相互为敌。于是人们便通过相互订立契约，把部分自然权力让给社会，从而产生了国家，公共权力就是公民委托国家行使的公民的权利。

《宪法》第二条规定，国家的一切权力属于人民，全国人民代表大会和地方各级人民代表大会是人民行使国家权力的机关。²²²中国实行的人民代表大会制度，是具有中国特色的社会主义代议民主共和制的政体²²³。人民通过普选，将国家权力委托给所选出的代表，代表们组成各级人民代表大会去统一行使国家的权利。人民代表大会通过选举将人民的权利委托给政府。

在代议制民主政治模式中，在得到了全体人民赋予的管理国家的权力后，政府就应该遵照全体人民的意志和愿望来管理国家的具体事务，以得到全体人民的普遍支持。政府管理国家（或区域）的具体事务体现为生产或提供如下公共物品：行政管理和决策、公共安全、科学与技术、基础教育、文化与体育、公共卫生、基本生

²²²参见《宪法》原文。

²²³胡诗军. 基于委托代理理论的公共政策有效执行的制度分析[D]. 湖南大学硕士论文, 2008 年.

活保障、基础设施、环境保护、信息服务（包括气象预报）等等。在我国，管理国家的具体事务，由中央政府和各级地方政府共同承担。而政府的行为和意图是靠具体的人来完成的，我们把政府的所有组成成员统称为公职人员。即在人民与公职人员之间有一种隐含的契约，在这种契约下，人民通过层层委托-代理将公共权力委托给政府的公职人员，以实现人民的利益；与此同时，人民也以纳税的形式赋予公职人员一定的报酬。

具体到环境保护领域，政府通过执行国家制定的环境保护相关法律法规、政策，达到保护环境的目的。因此，环境保护相关法律法规、政策的执行过程中，人民与国家之间的关系也是委托-代理关系。

在环境保护领域存在着多重委托-代理关系，包括横向的委托-代理关系链和纵向的委托-代理关系链。横向的委托-代理链如下：

人民（初始委托人）通过间接选举把参与环境保护的权力委托给全国人大及其常委会（代理人），人民代表大会代表公众行使立法权，制定环境保护的相关法律、政策；全国人大及其常委会（委托人）通过选举等形式把执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给国务院（中央政府）、最高人民检察院、最高人民法院以及中央军委（代理人）；国务院（委托人）把执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给环境保护部等相关的部、委和局（代理人）；这些相关的部门（委托人）将执行

环境保护相关的法律、政策的权力委托给具体的公职人员（终极代理人）。

人民（初始委托人）通过间接选举等形式把参与环境保护的权力委托给省、自治区、直辖市人大及其常委会（代理人），省、自治区、直辖市人大及其常委会（委托人）通过选举等形式把执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给省、自治区、直辖市政府、法院以及检察院（代理人）；政府（委托人）将执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给环境保护行政主管部门（具体的公职人员）（终极代理人）。

人民（初始委托人）通过间接选举的形式把参与环境保护的权力委托给自治州、市、县以及自治县等人大及其常委会（代理人），自治州、市、县以及自治县等人大及其常委会（委托人）通过选举等形式把执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给省、自治区、直辖市政府、法院以及检察院（代理人）；政府（委托人）将执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给环境保护行政主管部门（具体的公职人员）（终极代理人）。

由于中国实行中央统一集权，地方政府的权力由中央政府授予，接受中央政府的统一领导，整个政府实行层级控制，因此，按照国务院、省或自治区或直辖市政府、自治州或市政府、县政府的次序，自上而下形成多级纵向的委托-代理关系链。各级政府把执行环境保护相关的法律、政策的权力委托给各级环境保护行政主管部门

门，各级环境保护行政主管部门的公职人员（终极代理人）具体执行环境保护相关的法律、政策。关于环境政策执行过程中的委托-代理关系，见图7-1。

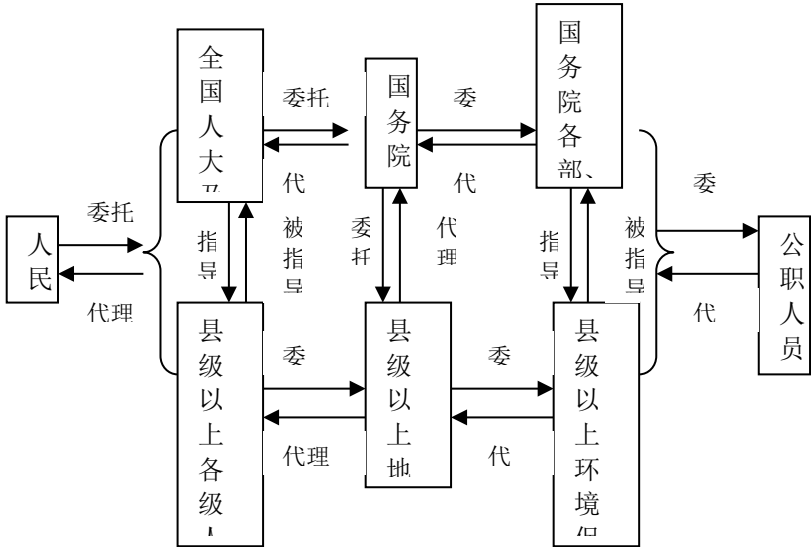


图 7-1 环境保护领域的委托-代理关系

7.1.2 环境政策执行过程中的委托-代理问题

只要有委托-代理关系存在，委托-代理问题就会不可避免。环境政策执行过程中同样会出现委托-代理问题。具体表现如下：

7.1.2.1 环境目标责任制执行中的逆向选择和道德风险

在我国，各级政府是辖区环境质量的责任者。第3次全国环境保护会议，将环境目标责任制确立为八项环

境保护制度之一。随后,在1989年12月正式颁布的《环境保护法》第16条规定:地方各级人民政府对本辖区的环境质量负责,并应采取措施改善环境质量。²²⁴1996年8月发布的《国务院关于环境保护若干问题的决定》决定实行环境质量行政领导负责制,并规定将辖区环境质量作为考核政府主要领导人工作的重要内容。²²⁵2005年12月发布的《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》对环境目标责任制做出了详细规定。²²⁶2008年6月1日起实施的《水污染防治法》决定国家实行水环境保护目标责任制和考评制度。²²⁷

环境目标责任制是以签订责任书的形式,具体规定

²²⁴参见《环境保护法》原文。

²²⁵《国务院关于环境保护若干问题的决定》在第1项中强调,“明确目标,实行环境质量行政领导负责制”。并规定:地方各级人民政府及其主要领导人要依法履行环境保护职责,并将辖区环境质量作为考核政府主要领导人工作的重要内容。

²²⁶《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》重申:地方人民政府主要领导和有关部门主要负责人是本行政区域和本系统环境保护的第一责任人,政府和部门都要有一位领导分管环保工作,确保认识到位、责任到位、措施到位、投入到位。地方人民政府要定期听取汇报,研究部署环保工作,制订并组织实施环保规划,检查落实情况,及时解决问题,确保实现环境目标。各级人民政府要向同级人大、政协报告或通报环保工作,并接受监督。坚持和完善地方各级人民政府环境目标责任制,对环境保护主要任务和指标实行年度目标管理,定期进行考核,并公布考核结果。评优创先活动要实行环保一票否决。对环保工作作出突出贡献的单位和个人应给予表彰和奖励。

²²⁷《水污染防治法》第4条规定:“县级以上人民政府应当将水环境保护工作纳入国民经济和社会发展规划。县级以上地方人民政府应当采取防治水污染的对策和措施,对本行政区域的水环境质量负责。”第5条规定:“国家实行水环境保护目标责任制和考核评价制度,将水环境保护目标完成情况作为对地方人民政府及其负责人考核评价的内容。”

省长、市长、县长在任期内的环境目标和任务，并作为其政绩考核内容之一，根据完成的情况给予奖惩。由于信息不对称，下级政府比上一级政府更了解其辖区的环境状况，因此，当签署环境目标责任书时，下级政府就可能隐瞒其辖区的真实状况、避重就轻，发生“逆向选择”，签署有利于自己而不利于环境保护的目标责任书，减少自己在环境保护中的责任和义务。而当环境目标责任书签订之后，下级政府接受上级政府的检查及考核时，地方政府有可能出现“道德风险”，即地方政府并不采取积极的污染防治措施，而是利用自己的信息优势，在统计数字上做手脚，蒙骗上级、应付考核；或耍弄障眼法，倒闭企业“充数”淘汰。

具体事例比比皆是，如在2006年环保专项行动中，六盘水市政府的表现就是典型的“逆向选择”。²²⁸而吉林省永吉经济开发区管委会的表现则是典型的“道德风险”。²²⁹

²²⁸原国家环保总局在贵州检查贵阳、安顺、六盘水、黔南和铜仁等5个地、州、市的15家企业、2个饮用水源保护区、2个工业园区的环境保护情况时，在六盘水市政府的工作汇报会上，当地政府主要领导公开否认该市存在煤化工企业、否认饮水安全存在隐患，经调查，督查组发现煤化工是六盘水市重点发展产业，目前有焦化行业32项，这些企业的污染防治工作存在严重问题。

²²⁹在吉林省的永吉经济开发区，督查组为了详细了解永吉经济开发区内企业的环评情况，要求永吉经济开发区管委会提供所有落户企业的环评手续，当督查组问到其中一家企业为何没有环评审批手续时，开发区管委会的一位负责人说：“该企业进行了环评，有相关手续，我去找找。”十几分钟后，这位负责人把该企业环评批复文件交给督查组，令人惊讶的是，文件上的批复时间是2004年，两年多时间过去了，上面印章的印油居然还没干，

7.1.2.2 上有政策、下有对策

利益冲突是产生政策执行的委托代理问题的根源所在。由于生态环境的公共物品特性,政府,特别是地方政府为了追求本地区的经济利益,可能以破坏生态环境为代价来获得GDP的增长。不管是“上有政策,下有对策”,还是抵制环境政策不执行,都是政策执行部门从自身的利益出发,对涉及自身利益的环境政策做出调整,最终使环境政策在执行中走样。我国环境保护政策执行过程中,“上有政策,下有对策”的主要表现形式之一就是各地制定的有悖于国家环境法律、法规 and 政策的“土政策”、“土规定”。仅2004年,国家环境保护总局在与监察部、司法部等六部委开展的整治违法排污企业、保障群众健康的专项行动中,就清理出基层政府制定的一些地方保护的土政策208件。“土政策”主要表现为:

1) **违反环境保护现场执法的规定** 以实行“挂牌保护”、“封闭式管理”、“企业宁静日”等名义,或者以要求环保部门预先报告或限制环保部门执法次数等方式,阻碍环境执法人员进行现场执法检查。²³⁰比如,仅湖北省咸宁市就出台三项土政策。²³¹

用手蹭一下,手指还能被染上红色。²²⁹

²³⁰李德超.击碎环保土政策[J].记者观察(下半月),2007年08期.

²³¹一是《咸宁高新技术产业开发区工业园招商引资优惠政策》规定:“园区实行封闭式管理,执法部门不得随意入园检查;确需进行的,须经工业园管委会同意;”二是《关于加快市区经济发展的决定》规定推行代理制、协理制和企业生产宁静日,营造引进企业与政府职能部门的隔离带;每月

2006年,山西省忻州市因所辖区、县出台“土政策、土规定”与环保法规不符,被列为国家环境保护总局的四大督办案件“首案”。在某县人民政府文件中有明确的通知:执法单位到“封闭保护”企业进行检查管理验收须经县长批准,到“定费管理”企业须经分管县长批准。如有上级单位进行专项检查,可由县对口单位提前通报县政府,县政府通知收费局,再由收费局通知相关企业,方可进行检查。²³²甘肃省徽县血铅超标事件和湖南省岳阳饮用水水源砷污染事件则是两个典型的因当地政府“挂牌保护”而导致严重污染的案例。²³³

1-25日除重大刑事案件及安全方面的原因外,其他时间任何部门未经同意,不得进入企业检查收费;三是《咸宁市人民政府关于进一步鼓励投资的若干政策规定》规定任何单位不得“擅自”到企业收费;未经市政府领导的批准,任何单位不得到投资企业检查。

²³²山西新闻网.忻州“土政策”不买环保账。

<http://www.daynews.com.cn/mag6/20060301/ca563087.htm>

²³³2006年9月6日,湖南省岳阳县环保局在对新墙河地表水进行例行检查时,发现砷含量超标。9月8日,岳阳市环境监测中心的数据显示:水体砷超标10倍。岳阳县城10万余居民及下游沿线的6个乡镇群众的饮水安全受到严重威胁。9月9日,当地环保部门锁定的污染肇事发源地为桃林铅锌矿。9月10日,国家环保总局派出工作组赶赴涉嫌肇事企业进行实地调查,发现新墙河河床底泥中有存积多年的砷污染物。他们初步认定,这起污染事件不是一起突发性环境事件,是由涉嫌企业常态化性排放所致,性质恶劣。事实上,桃林铅锌矿始建于1957年,是“一五”计划中156个重点项目之一,2002年因资源枯竭破产。2003年桃林铅锌矿完成破产之后,来自外地的3位个体老板租赁了该矿厂房设备,分别办起了硫酸厂、氧化锌厂、化工厂等3家企业,而砷污染源就来自桃林铅锌矿原硫酸厂改建的岳阳浩源化工有限责任公司(下称“浩源公司”)和桃矿化工有限责任公司违反国家法律法规,超标排放的高浓度含砷废水。而湖南临湘市委、市政府居然在2005年4月下发文件,对包括两家肇事企业在内的部分企业实行“挂牌重点保护”。两个被保护的企业自2004年开始生产后,一直就没有进行环评审批,也没有任何污染治理设施,废水未经任何处理,将超过国家标准

2) **违反排污费征收使用管理规定** 擅自改变排污费的征收主体,擅自减免排污费数额、或是采取协议收费、定额收费等形式降低排污费收费标准。²³⁴湖北省几个市的做法就很典型。²³⁵

3) **违反环境影响评价法** 擅自降低环保准入标准和条件,下放环评审批权限。为了招商引资,加快地方经济的发展,尽快展现当地政府官员的政绩,各地政府纷纷兴建工业园区并出台招商引资的优惠政策,招商引资政策的某些规定明显与国家的环境保护法律、法规和政策背道而驰,表现为:降低环保准入标准吸引客商入园;对已经入园的企业实行所谓“封闭式管理”,以阻挠环

1000 多倍的高浓度含砷废水直接排入新墙河。直到 2006 年 5 月,企业才由当地环保部门发给了一张临时排污证。而轰动全国导致 368 人铅中毒的甘肃徽县血铅超标事件,经监察部和环保总局组成联合调查组调查发现,事故的“元凶”——徽县有色金属冶炼公司,自 1996 建成到 2004 年间长期超标排污。同时查明陇南地区环保局在项目审批“三同时”验收方面存在问题,而徽县政府还对企业实行挂牌保护。

²³⁴武汉市环境保护局。“土政策”不买环保账。

<http://www.whepb.gov.cn/publish/whhb/2008-10/21/1>

²³⁵比如,《咸宁高新技术产业开发区工业园招商引资优惠政策》规定企业涉及到国家和明文规定必须交纳的费用,一律按标准下限收取,由工业园区管委会统一代收,属市以下行政事业性收费一律免除。《赤壁市投资优惠政策》规定,凡国家政策规定的各种行政收费,需上缴国家、省、市的,严格控制在国家规定的最低标准以内,上交本级部分在国家规定的最低标准内再减免 40%收取。2007 年湖北省环保专项行动检查组到咸宁市检查咸安区成美建材有限公司时发现,环保局核定该厂的排污费为 30 多万元,但是受“土政策”保护,当地政府在会议纪要中规定所有规费(包括环保)为“1 元/吨水泥”,由国资局与企业签订优惠条件合同,还进行公证,该企业实际缴纳排污费只有 5.5 万。检查组还发现,咸宁市有的地方成立了实行集中收费的“收费中心”等收费管理机构,明确规定不准环保部门依法征收企业排污费,致使排污费征收数额与环保部门的核定数额不符,有些“重点保护企业”的排污费甚至长年拖欠。

保部门入园进行环境执法检查。使工业园成为“针扎不进、水泼不进”的环保死角。²³⁶比如,2005年3月1日起实施的《芜湖经济技术开发区条例》第十条第七项规定,

“开发区管理委员会行使下列职权:依据芜湖市环境保护总体规划,编报开发区环境保护规划,经批准后组织实施。根据权限审批进区项目的环境影响评价和环保设施方案,核发《环保施工许可证》、《环保设施验收证》、

《排放污染物许可证》,并负责环保执行防治污染及其他公害设施与主体工程同时设计、同时施工、同时投产使用的监督管理。”很明显,除了“编报开发区环境保护规划,经批准后组织实施”外,其他职责应属于当地环境保护行政主管部门。

2007年,国家环境保护总局对海河、淮河、黄河、长江及重点湖泊进行了一次专项检查,抽查了11个省、自治区的126个工业园,其中110个存在越权审批、违规审批、降低环境影响评价等级和未经“三同时”验收等环境违法问题,占抽查总数的87.3%。²³⁷

监察部、国家环境保护总局于2006年2月20日联合发布了《环境保护违法违纪行为处分暂行规定》(以下简称《暂行规定》),规定了一系列行政机关及其工作人员应受处分的行为,包括:拒不执行国家有关环境保护法律法规及政策以及制定与国家环境保护法律法规及政策相

²³⁶李德超. 击碎环保土政策[J]. 记者观察(下半月), 2007年08期.

²³⁷李德超. 击碎环保土政策[J]. 记者观察(下半月), 2007年08期.

抵触的规定的行为；为被检查单位通风报信或者包庇、纵容环境保护违法违纪行为的行为，不按照法定条件或者违反法定程序审核、审批建设项目环境影响评价文件的行为，违法批准减缴、免缴、缓缴排污费的行为。

“土政策”的盛行虽然增加了部分地区的财政收入，也导致环境污染事件此起彼伏，生态环境日益恶化，公众的健康受到越来越大的危害。2007年4月13日，监察部和环境保护总局联合发布了《关于进一步清理违反国家环境保护法律法规的错误做法和规范性文件的通知》（简称《通知》），要求各级环保部门和监察机关对地方规范性文件中违反国家环保法律法规规定的内容进行全面清理。²³⁸

尽管有了《暂行规定》和《通知》，但每年的重大环境污染事故并未因此减少，而因环境污染事故被问责的人员屈指可数。这就不难解释为什么土政策，尤其在欠发达地区的土政策，依然非常盛行。

²³⁸ 《通知》强调，对清理出的违反国家环保法律法规的规范性文件，以“谁发布谁纠正”为原则，由监察机关、环保部门提请或督促原发布机构正式行文予以纠正。主要内容违反国家环保法律法规规定的文件，应予废止；个别条款违反国家环保法律法规规定的文件，应予修订。公布纠正的行文范围应与原文件发布范围相同；对包括政府网站网页在内的有关宣传材料也应作出相应处理。《通知》要求，地方各级监察机关、环保部门要加强监督检查，对存在问题且拒不纠正的，监察机关要按照《暂行规定》追究相关人员责任，并责令限期纠正。清理工作结束后，仍继续实行或出台违反国家环保法律法规的错误做法和规范性文件的，监察机关应直接追究有关人员责任。对发现的典型案件，监察部和环保总局将组织立案调查。

7.1.3 环境政策执行过程中委托-代理问题的成因

7.1.3.1 目标函数不一致

政府所要实现的目标是多重的：一是经济目标，即力图提高资源配置效率，拉动国内需求以加速经济增长，实现财政收入的最大化。二是政治目标，即实现政治支持最大化。政府期望新的社会政策能够赢得广泛的政治支持，保持权力中心在政治力量对比中始终处于支配地位，有效地排斥对权力中心的执政地位产生潜在或现实威胁的反对力量，提高权力中心在公众中的声望。三是社会目标，即改善人们的生存和生活环境，实现人与自然的和谐发展。其中，经济目标遵循的是效率优先原则，它要求提高资源配置效率；政治与社会目标则基本不受效率优先原则的约束，而主要受政治、军事、社会、历史和意识形态等因素的约束。显然，经济目标与政治目标、社会目标之间存在着冲突。由于中央政府面对整个社会群体，其行为目标更倾向于社会公共福利最大化，因此中央政府必须兼顾上述三个目标。但作为代理人的地方政府具有理性“经济人”的特性，虽然作为公共利益的代表应以维护当地的公共利益为首要职责，但其在维护公共利益的过程中也会谋取本部门或地区利益的最大化。在利益最大化的追求过程中，地方政府就会依据自己的利益对中央政府所制定的政策做出自己的理解和判断，从而违背中央政府的利益。作为代理人的地方政

府有着多元化的目标，包括经济增长、就业、社会稳定等经济政治目标和生态环境治理等公共服务目标。在决定政府行为的综合目标体系中，并非所有的目标都具有同等的重要性。从放权让利和财政包干的改革开始，地方政府逐渐变成了独立的利益主体。对自身独立利益的追求是地方政府的首要目标，地方政府有较强的动机通过对本地资源的开发发展所辖区的经济，当众多发展目标发生冲突的时候，由于人力、物力及财力资源的稀缺性，它们更多地被用于解决与国计民生相关的、或与某些部门领导政绩相关的近期目标，作为远期目标的生态环境保护往往被忽视，因而很有可能偏离中央政府的委托目标。

7.1.3.2 信息不对称

如前所述，环境政策执行过程中，按国务院、省或自治区或直辖市政府、计划单列市、自治州或市政府、县政府的次序，自上而下形成了多级纵向的委托-代理关系链。这种层层委托、分级代理，从委托人到最终代理人之间代理链很长。在这种较长的委托-代理链中，地方政府掌握政策执行的真实信息，而且在很大程度上地方政府掌握和控制着信息传递渠道，中央政府要想获取真实的信息，就要花费高额的信息收集成本，通常情况下是不现实的。中央政府只能通过听取下级回报的方式获取信息，这样就为地方政府编造虚假数据欺骗上级政府提供了空间，地方政府往往在确保自身效用最大化的前

提下,隐瞒对自己不利的信息,夸大对自己有利的信息。从而导致从中央政府到基层政府,信息真实度递减,掌握真实信息的难度递增。很多环境污染事件发生后由于地方企业、监管部门没有按照国家的法律法规如实迅速报告,有意掩盖事实真相,令一些原本可以控制的污染事件有可能演变成环境灾难。比如 2005 年发生的松花江水污染事件,究其原因,就是因为最初地方政府瞒报情况误导了各级指挥机关。从某种意义上讲,中央政府对政策的实际执行情况处于一种“无知”的状况,不能了解或不能真实地了解掌握政策的实际执行效果。由于中央政府获取信息并对地方政府实施监督的成本太高以至于中央政府无法对地方政府进行有效地监控,而地方政府拥有的自主行动权,很容易诱发地方政府的机会主义行为。这就是为什么基层政府“土政策”盛行的原因所在,也是县、乡镇企业污染事故频繁发生的根源之一。

7.1.3.3 缺乏自由退出机制

经济领域中的委托-代理合约是建立在自由选择的基础上的,委托-代理双方都可以选择退出。而环境政策执行过程中的委托-代理关系属于行政委托-代理,合约的建立是隐含的,行政代理权的取得是由国家的政治职能所赋予的,在环境政策执行过程中因为缺乏市场条件下的竞争机制,代理人处于垄断地位,对于执行效率的追求相对较弱。同时,委托人对于代理人的非选择性,使委托人的退出威胁不可信,对代理人的约束也只是软

约束。因此，在多层级的行政委托-代理关系中，上游代理人缺乏对中游和下游代理人的监督积极性。政府权力的合法性来源就是民众的委托，民众与政府契约的订立是在自由选择的基础上的，政府行为就是要满足民众的需要。在民主制度国家，通常是通过自下而上的途径来选择政府官员，民众有权选择满足要求的政府官员，民众的态度会影响政府官员的升迁。我国的各级党政领导的选拔实行的是“领导提名，代表举手”的任命制，不是由辖区的居民选举产生，主要是自上而下地决定政府官员人选。这种自上而下的公共选择的形式往往导致地方政府只对上级负责，除非酿成重大的群体事件，公众的个人意见对官员的升迁没有实质性的作用。加之，各级地方政府均对群众越级上访采取了严密且严厉的围追堵截措施。这样一来，公众仅仅是个有名无实的委托人。而且，现行的户籍制度以及其它流动性限制使得居民的退出成本变得相对高昂，导致辖区居民“退出失灵”。各级地方人大作为辖区民众的代表，在公共选择中处于非主导地位，不能对同级政府构成有效的监督和约束。这就使得代理人无形之中拥有较大的权力，绝对的权力则为代理人偏离委托人的目标函数创造了条件，代理人败德行为的产生也成为必然。

既然委托-代理问题无法避免，就不能依靠大作表面文章来解决问题，而是要通过完善制度设计，推行激励与约束机制，来降低代理问题所产生的危害。

7.1.4 激励机制的设计

委托-代理理论的核心之一就是委托人应如何设计合理的激励机制,给代理人提供激励和动力,使其按委托人的预期目标努力工作,在为代理人实现自身效用最大化创造条件的同时,实现委托人的效用最大化。²³⁹委托人只有两种方式可供选择:一是让代理人分享一定的利益以满足其需要;二是采用一定的措施或手段限制其需要,约束其行为。在大多数情况下,必须双管齐下,才能收到良好的成效。在私人委托-代理关系中,委托人设计最优契约激励,一般以代理人业绩考核为依据,激励通常采取货币报酬的形式。而要确保激励方案的有效性,需要具备如下三个条件:1)委托人要拥有激励的货币报酬,使其能够对代理人的产出实施奖励;2)委托人的目标应明确,即代理人应做什么,以便确定代理人的产出目标;3)代理人的产出应可评价,即代理人的业绩是可观察和证实的,以便委托人能计量代理人产出的多少和好坏。²⁴⁰这三个条件的满足程度与激励机制的有效性呈正比关系,而与代理成本呈反比。私人委托-代理关系大都能具备这三个条件,而对于行政委托代理关系来说,问题则比较明显。具体表现如下:

激励资源受财政的约束。在私人委托代理关系中,

²³⁹易宪容. 动力、代理与激励[J]. 齐鲁学刊, 1994 年第 1 期.

²⁴⁰熊毅. 政治委托代理中地方政府经济行为有效性分析[J]. 贵州财经学院学报, 2006 年第 6 期.

只要代理人能为委托人创造利润, 委托人就不会因为财富有限而不兑现对代理人的货币激励, 而在行政委托代理关系中则有不同的情况。一是政府部门的财政预算必须要得到中央的批准, 用于奖励官员的支出更要受到财政预算的严格限制;²⁴¹二是由于公共产权由政府所有, 公共产权的不可分割性要求除政府或国家整体外, 任何个体都不能享有剩余索取权, 以上两个原因决定了用于官员的货币报酬激励非常有限, 因此对官员普遍采用非货币报酬奖励, 大多是政治奖励。导致了官员行为的政治目的, 决定了官员的行为标准是以晋升为标准。

行政委托的多目标性。很简单, 私人委托人的目标就是利润最大化, 因而代理人的目标也比较单一。相比之下, 行政代理人的目标则是多重的。行政代理具有多层级性, 上级政府、公众(人民)是地方政府的委托人, 这就决定了行政委托的多目标性, 代理人要兼顾经济目标、社会目标(社会稳定、充分就业和环境保护等)和政治目标, 我国是发展中国家, 发展经济一直是国家的首要任务, 中央政府对地方政府的考核必然是经济目标为主。另外, 社会目标和政治目标较为抽象, 譬如, 各地区所处的环境状况有差异, 很难用统一的标准衡量地方政府环境质量改善程度, 而且环境保护的效果短期内显现不出来。

²⁴¹熊毅. 政治委托代理中地方政府经济行为有效性分析[J]. 贵州财经学院学报, 2006年第6期..

基于上述原因，中央政府对地方政府官员的激励往往是以政治晋升这种隐形的激励形式为主，而对地方政府的业绩考核指标中，GDP增长率、税收增长量和就业率等是决定性指标，而污染物排放状况、环境质量的改善不作为考核指标。虽然《水污染防治法》规定，水环境保护工作将纳入政府最重要的规划——国民经济与社会发展规划，县级以上地方政府要对本辖区的水环境质量负责。并规定将水环境保护目标完成情况作为对地方政府及其负责人考核评价的内容。²⁴²部分省市也开展了对领导干部环境政绩考核的工作，比如，广东省于2003年发布了《广东省环境保护责任考核试行办法》、《广东省环境保护责任考核指标体系》及实施细则。然而，考核是一种事后考核，干部换届后对环保问题不再负责任。在官本位的中国，地方政府也会对自身的绩效进行选择性的显示，在完成上级政府考核指标的过程中采取机会主义行为，过度关注那些易于评估的任务指标，其后果是地方政府官员在任期内片面追求经济发展，甚至为了经济发展而不惜牺牲环境资源，尤其在那些地方财政收入依赖污染型企业的欠发达地区。

下面，我们用模型来分析目前环境政策执行过程中中央政府的监督约束和激励机制如何影响地方政府的行为。

²⁴² 详见《水污染防治法》原文。

7.1.5 用多任务委托-代理模型分析地方政府的行为

我国财政分权体制的形成,使中央政府与地方政府之间的关系由以前的行政与财政统一纵向集权控制,转变为在基本行政规范与地方政府主要官员任免方面继续实行纵向集权控制,而在财政收入和支出管理方面实行逐级分权管理。现行体制下,上下级政府间是“多任务委托-代理关系”。下级政府面对的是上级政府交给的多任务委托合同,内容包括促进经济增长、扩大就业、保护环境、保持社会稳定、发展公共教育等。霍姆斯特姆和米尔格罗姆(Holmstrom & Milgrom, 1991)证明,当代理人从事多项工作时,从简单的委托-代理模型得出的结论是不适用的,从而建立了多任务委托-代理模型。²⁴³

7.1.5.1 多任务委托-代理模型的运用

下面,将运用霍姆斯特姆和米尔格罗姆的多任务委托-代理模型,分析中央政府和地方政府的委托-代理关系,模型中中央政府是委托人,地方政府是代理人。²⁴⁴

为分析问题方便起见,假定地方政府行政首长(统称官员)的行为可以完全代表其所辖政府的行为。虽然这一假定不是很全面,但基本符合中国的现状。原因是

²⁴³Holmstrom and Milgrom. Multi-Task Principal-Agent Analyses: Incentive Contracts, Asset Ownership and Job Design [J]. Journal of Law, Economics and Organization 1991, 7: 24-52.

²⁴⁴本节以下讨论主要参考了张维迎. 博弈论与信息经济学[M]. 上海: 上海人民出版社, 2007, p.280-284

政府行为是一个抽象概念，其行为是通过一个个具体的官员个体行为表现出来的。另外，我国地方政府实行行政首长负责制，行政首长的利益与其所辖政府的利益是一致的。

同时，假定地方政府从事的任务为两项：一项是发展辖区经济，一项是保护环境。用 $a = (a_1, a_2)$ 表示地方政府的工作努力向量，其中 a_1 是在发展辖区经济上付出的努力， a_2 是在保护环境上付出的努力；用 $B(a_1, a_2)$ 表示努力的期望收益，用 $C(a_1, a_2)$ 表示努力的成本（地方政府直接承受的），并设 $B(a_1, a_2)$ 是严格递增的凹函数， $C(a_1, a_2)$ 是严格递增的凸函数。

地方政府的努力选择决定如下一个可观测的信息向量 X ，并且

$$X = \mu(a_1, a_2) + \varepsilon$$

假定 μ 是从 R_+^2 映射到 R^k 的凹函数，其中 R 表示实数域， R^k 是 k 维欧氏空间 ($k \geq 0$)， k 是可观测信息的数量。这样，两个努力变量 a_1 和 a_2 决定了 k 个可观测信息，其中 $k=2$ 。 ε 是服从正态分布的随机向量，均值为 0，协方差矩阵为 Σ' 。此时， X 就是服从均值为 $\mu(a_1, a_2)$ ，协方差矩阵为 Σ 的正态分布。

当 $k=2$ 时， X 变为：

$$X = \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \end{bmatrix}$$

$$x_1 = \mu_1(a_1) + \varepsilon_1$$

$$x_2 = \mu_2(a_2) + \varepsilon_2$$

$$\mu = \begin{bmatrix} u_1 \\ u_2 \end{bmatrix}$$

此时不同的努力变量产生了不同的信息。如果 ε_1 与 ε_2 相关, 则不同的信息仍然是相关的。这种情形下, x_1 就反映了 a_1 , x_2 反映了 a_2 。那么, x_1 可以理解为观测到的“经济效益产出”, x_2 就是观测到的“环境效益产出”。

由于中央政府在全国范围内实施政策, 面对的是全国的地方政府, 可以认为中央政府是风险中性的, 地方政府则是风险规避的。²⁴⁵ 并进一步假设地方政府具有不变的绝对风险规避的效用函数, 即 $u(w) = -e^{-\rho w}$ 其中 ρ ($\rho > 0$) 是绝对风险规避度量, w 是实际货币收入, 地方政府努力成本 $C(a_1, a_2)$ 是用货币等价物来测定的; 同时, 为简化起见, 中央政府对地方政府的激励(地方政府的期望收入)为 $S(X)$, 假定其为线性函数 $S(X) = \alpha + \beta^T X$, 其中 α 是固定收入, $\beta^T = (\beta_1, \dots, \beta_k)$, β 是中央政府对地方政府的激励系数, T 表示向量的转置。由于地方政府的收入 $S(X)$ 是随机变量, 我们计算他的确定性等价收入。

现在定义 $w = S(X) - C(a_1, a_2)$ 的确定性等价收入为满足 $u(CE) = Eu(w)$ 的 CE , 其中 u 为地方政府的效用函数, E 表示数学期望。因为地方政府的效用函数为

²⁴⁵江孝感, 王伟. 中央与地方政府事权关系的委托-代理模型分析[J]. 数量经济技术经济研究, 2004 年 第 4 期.

$u(w) = -e^{-\rho w}$, 由此便产生了
 $-\exp[-\rho CE] = \int [-\exp(-\rho w) f(w) dw]$, 其中 $f(w)$ 是 S 的
 密度函数。

故而:

$$\begin{aligned}
 -\exp[-\rho CE] &= -\int \exp\{-\rho[S(X) - C(a_1, a_2)]\} f(w) dw \\
 &= -\int \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T X - C(a_1, a_2)]\} f(w) dw \\
 &= -\int \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T (\mu(a_1, a_2) + \varepsilon) - C(a_1, a_2)]\} f(\varepsilon) d\varepsilon \\
 &= -\int \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T \mu(a_1, a_2) - C(a_1, a_2) + \beta^T \varepsilon]\} f(\varepsilon) d\varepsilon \\
 &= -\int \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T \mu(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)]\} \exp[-\rho \beta^T \varepsilon] f(\varepsilon) d\varepsilon
 \end{aligned}$$

因为 $f(\varepsilon) = A \exp\left(-\frac{\varepsilon^T \Sigma^{-1} \varepsilon}{2}\right)$, 其中 $A = (2\pi)^{\frac{k}{2}} |\Sigma|^{-\frac{1}{2}}$ 为

常数。

故而:

$$\begin{aligned}
 -\exp[-\rho CE] &= -A \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)]\} \\
 &\quad \cdot \int \exp\left[-\rho \beta^T \varepsilon - \frac{\varepsilon^T \Sigma^{-1} \varepsilon}{2}\right] d\varepsilon \\
 &= -A \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)]\} \\
 &\quad \cdot \int \exp\left[-\rho \beta^T \varepsilon - \frac{\varepsilon^T \Sigma^{-1} \varepsilon}{2} - \frac{\rho^2 \beta^T \Sigma \beta}{2} + \frac{\rho^2 \beta^T \Sigma \beta}{2}\right] d\varepsilon \\
 &= -A \exp\{-\rho[\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)]\} \exp\left(\frac{\rho^2 \beta^T \Sigma \beta}{2}\right) \\
 &\quad \cdot \int \exp\left[-\frac{(\varepsilon + \rho \Sigma \beta)^T \Sigma^{-1} (\varepsilon + \rho \Sigma \beta)}{2}\right] d\varepsilon \\
 &= -\exp\left\{-\rho[\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)] - \frac{\rho^2 \beta^T \Sigma \beta}{2}\right\} \\
 &\quad \cdot (2\pi)^{-\frac{k}{2}} |\Sigma|^{-\frac{1}{2}} \int \exp\left[-\frac{\tilde{\varepsilon}^T \Sigma^{-1} \tilde{\varepsilon}}{2}\right] d\tilde{\varepsilon}
 \end{aligned}$$

其中 $\tilde{\varepsilon} = \varepsilon + \rho \Sigma \beta$ ，根据分布函数的归一化性质，有

$$(2\pi)^{-\frac{k}{2}} |\Sigma|^{-\frac{1}{2}} \int \exp \left[-\frac{\tilde{\varepsilon}^T \Sigma^{-1} \tilde{\varepsilon}}{2} \right] d\tilde{\varepsilon} = 1.$$

于是：

$$-\exp[-\rho CE] = -\exp \left\{ -\rho [\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)] - \frac{\rho \beta^T \Sigma \beta}{2} \right\}$$

$$\text{即 } CE = \alpha + \beta^T \mu(a_1, a_2) - \frac{\rho \beta^T \Sigma \beta}{2} - C(a_1, a_2)$$

其中 $\alpha + \beta^T \mu(a)$ 是中央政府对地方政府的激励（地方政府的期望收入）， ρ 为绝对风险规避度， $\beta^T \Sigma \beta$ 是地方政府的收入方差。根据上式， $\frac{1}{2} \rho \beta^T \Sigma \beta$ 就是中央政府的风险成本。

中央政府的期望收益是：

$$B(a_1, a_2) - E[S(X)] = B(a_1, a_2) - \alpha - \beta^T \mu(a_1, a_2) \quad (1)$$

固定收入 α 由地方政府的保留支付 $\bar{u}$ 决定（参与约束）。

由于中央政府是风险中性的，故其期望收益就是其确定性等价收入。地方政府的激励相容约束为：

$$(a_1, a_2) \in \arg \max CE$$

它等价于

$$(a_1, a_2) \in \arg \max CE[\beta^T u(a_1, a_2) - C(a_1, a_2)] \quad (2)$$

参与约束为：

$$CE = \alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - \frac{\rho \beta^T \Sigma \beta}{2} - C(a_1, a_2) \geq \bar{u} \quad (3)$$

中央政府的问题是选择 β 使其确定性等价收入在参与约束和激励相容约束下达到最大化。显然，在最大化

中央政府确定性等价收入情况下, 参与约束 (3) 必为等式, 于是有

$$\beta^T u(a_1, a_2) = \bar{u} - \alpha + \frac{\rho \beta^T \Sigma \beta}{2} + C(a_1, a_2)$$

代入式 (1), 中央政府的确定性等价收入为

$$B(a_1, a_2) - \frac{\rho \beta^T \Sigma \beta}{2} - C(a_1, a_2)$$

这样, 中央政府的问题就变成如何选择 β 使总的确定性等价收入最大化:

$$\begin{aligned} \text{TCE} &= [B(a_1, a_2) - \alpha - \beta^T u(a_1, a_2)] + [\alpha + \beta^T u(a_1, a_2) - \frac{1}{2} \rho \beta^T \Sigma \beta - C(a_1, a_2)] \\ &= B(a_1, a_2) - \frac{1}{2} \rho \beta^T \Sigma \beta - C(a_1, a_2) \end{aligned}$$

下面, 为了得到具体的结果, 我们再进一步假定 $u(a_1, a_2) = (a_1, a_2)^T$, 观测变量就为 $x_i = a_i + \varepsilon_i$, $i = 1, 2$ 。不妨设有 $a_i \gg 0$, $i = 1, 2$, 则激励相容约束 (等式 (2)) 变为

$$\beta_i = \frac{\partial C(a_1, a_2)}{\partial a_i} = C_i(a_1, a_2), \quad i = 1, 2 \quad (4)$$

式 (4) 决定了努力函数 $a_i = a_i(\beta)$ 。

在式 (4) 两端对 a_i 求导, 得:

$$\frac{\partial \beta}{\partial a} = [C_{ij}] \quad (5)$$

在式(4)两端对 β 求导, 得

$$[\delta_{ij}] = [C_{ij}] \frac{\partial a}{\partial \beta} \quad (6)$$

$$\text{其中 } \delta_{ij} = \begin{cases} 1 & i \neq j \\ 0 & i = j \end{cases} \quad i=1,2$$

故

$$\frac{\partial a}{\partial \beta} = [C_{ij}]^{-1} \quad (6)$$

这里有

$$\frac{\partial B}{\partial a} = \begin{bmatrix} \frac{\partial B_1}{\partial a_1} & \frac{\partial B}{\partial a_2} \\ \frac{\partial B_2}{\partial a_1} & \frac{\partial B_2}{\partial a_2} \end{bmatrix}, \quad [C_{ij}] = \begin{bmatrix} C_{11} & C_{12} \\ C_{21} & C_{22} \end{bmatrix}$$

$$C_{ij} = \frac{\partial C_i}{\partial a_j}, \quad i=1,2$$

中央政府最大化总的确定性等价收入 TCE 的一阶条件为:

$$\left(\frac{\partial B}{\partial a} \right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} - \rho^2 \beta^T \Sigma - \left(\frac{\partial C}{\partial a} \right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} = 0.$$

由激励相容约束(4)有 $\left(\frac{\partial C}{\partial a} \right) = \beta$ 。

故而

$$\begin{aligned}
\left(\frac{\partial B}{\partial a}\right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} - \rho \beta^T \Sigma - \beta^T \frac{\partial a}{\partial \beta} &= 0, \\
\beta^T &= \left(\frac{\partial \beta}{\partial a}\right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} \left[\rho \Sigma + \frac{\partial a}{\partial \beta} \right]^{-1} \\
&= \left(\frac{\partial \beta}{\partial a}\right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} \left[\left(\rho \Sigma + \left(\frac{\partial a}{\partial \beta}\right)^{-1} + I \right) \frac{\partial a}{\partial \beta} \right]^{-1} \\
&= \left(\frac{\partial \beta}{\partial a}\right)^T \frac{\partial a}{\partial \beta} \left(\frac{\partial a}{\partial \beta}\right)^{-1} \left[I + \rho \Sigma \left(\frac{\partial a}{\partial \beta}\right)^{-1} \right]^{-1}, \\
&= \left(\frac{\partial \beta}{\partial a}\right)^T \left[I + \rho \Sigma \left(\frac{\partial a}{\partial \beta}\right)^{-1} \right]^{-1}
\end{aligned}$$

其中 I 为单位矩阵, 由式 (6), 有

$$\beta^T = \left(\frac{\partial B}{\partial a}\right)^T [I + \rho \Sigma(C_{ij})]^{-1}.$$

故而:

$$\beta = [I + \rho(C_{ij})\Sigma]^{-1} B' \quad (7)$$

$$\text{其中, } B' = \frac{\partial B}{\partial a}$$

在我们的假定下, 式(7)是最大化的充分必要条件。

当 a 和 X 都是一维变量时, 式 (7) 变为

$$\beta = \frac{B'}{1 + \rho \frac{\partial^2 C}{\partial a^2} \sigma^2},$$

令 $C = ba^2/2$, $B = a$, 则 $B' = 1$, $\frac{\partial^2 C}{\partial a^2} = b$, 则

$$\beta = \frac{1}{1 + \rho b \sigma^2}$$

作为一个特例, 如果随机向量 ε 是独立分布的 (即 Σ 是对角矩阵), 两种努力的成本函数是独立的 (即 $C_{ij} = 0$, $i \neq j$) 时, 式 (7) 变为:

$$\beta_i = \frac{B_i}{1 + \rho C_{ii} \sigma_i^2}, \quad B_i = \frac{\partial B}{\partial a_i}, \quad i = 1, 2$$

此时, 如果 $B_i = B_i(a_i)$, $i = 1, 2$, 即每一种工作的努力不影响其它工作努力程度的生产率, 以最优的 β 是相互独立的, 因为地方政府在给定工作上的最优努力独立于在其它工作上的努力程度。注意到此时 β_i 是绝对风险规避度 ρ 、边际成本的变化率 C_{ii} 和方差 σ_i^2 的减函数。

7.1.5.2 模型分析与结论

现实中, 地方政府的努力成本在不同工作中存在相互依存性, 因此, C_{ij} 当 $i \neq j$ 时是不为零的。

由于各地区所处的环境状况有差异, 很难用统一的标准衡量地方政府环境质量改善程度, 而且环境保护的效果短期内显现不出来, 因此, 假定 a_2 是不可测度的, 那么, 唯一的信息变量是:

$$x_1 = a_1 + \varepsilon$$

假定 $a \gg 0$, 则由式 (7) 得

$$\begin{aligned}
\beta_1 &= [I + \rho[C_{ij}]\Sigma]^{-1}B' \\
&= \left[I + \rho \begin{pmatrix} C_{11} & C_{12} \\ C_{21} & C_{22} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \sigma_1^2 & \sigma_{12} \\ \sigma_{21} & \sigma_2^2 \end{pmatrix} \right]^{-1} B' \\
&= \left[I + \rho \begin{pmatrix} C_{11}\sigma_1^2 + C_{12}\sigma_{21} & C_{11}\sigma_{12} + C_{12}\sigma_2^2 \\ C_{21}\sigma_1^2 + C_{22}\sigma_{21} & C_{21}\sigma_{12} + C_{22}\sigma_2^2 \end{pmatrix} \right]^{-1} B' \\
&= \left[I + \rho \begin{pmatrix} C_{11}\sigma_1^2 & C_{12}\sigma_2^2 \\ C_{21}\sigma_1^2 & C_{22}\sigma_2^2 \end{pmatrix} \right]^{-1} B' \\
&= \begin{bmatrix} 1 + \rho C_{11}\sigma_1^2 & \rho C_{12}\sigma_2^2 \\ \rho C_{21}\sigma_1^2 & 1 + \rho C_{22}\sigma_2^2 \end{bmatrix}^{-1} B' \\
&= D^{-1}B'
\end{aligned}$$

$$\text{其中, } D = \begin{bmatrix} 1 + \rho C_{11}\sigma_1^2 & \rho C_{12}\sigma_2^2 \\ \rho C_{21}\sigma_1^2 & 1 + \rho C_{22}\sigma_2^2 \end{bmatrix}.$$

下面计算 D^{-1} , 根据基本的代数知识, 我们有 $D^{-1} = \frac{D^*}{\det D}$, 其中矩阵 D^* 中第 i 行 j 列上的元素是 D 中第 j 行 i 列元素的代数余子式, $\det D$ 为 D 的行列式。

$$\begin{aligned}
\text{故 } D^* &= \begin{bmatrix} 1 + \rho C_{22}\sigma_2^2 & -\rho C_{12}\sigma_2^2 \\ -\rho C_{21}\sigma_1^2 & 1 + \rho C_{11}\sigma_1^2 \end{bmatrix} \\
\det D &= (1 + \rho C_{11}\sigma_1^2)(1 + \rho C_{22}\sigma_2^2) - \rho^2 C_{12}^2 \sigma_1^2 \sigma_2^2 \\
&\quad \left(\begin{array}{cc} \text{利} & \text{用} \end{array} \quad C_{12} = C_{21} \right) \\
&= 1 + \rho C_{22}\sigma_2^2 + \rho C_{11}\sigma_1^2 + \rho^2 C_{11}C_{22}\sigma_1^2 \sigma_2^2 - \rho^2 C_{12}^2 \sigma_1^2 \sigma_2^2 \\
&= 1 + \rho[C_{11}\sigma_1^2 + C_{22}\sigma_2^2] + \rho^2[C_{11}C_{22} - C_{12}^2]\sigma_1^2 \sigma_2^2 \\
&= d
\end{aligned}$$

$$\text{所以 } D^* = \begin{bmatrix} \frac{1 + \rho C_{22} \sigma_2^2}{d} & \frac{-\rho C_{12} \sigma_2^2}{d} \\ \frac{-\rho C_{21} \sigma_1^2}{d} & \frac{1 + \rho C_{11} \sigma_1^2}{d} \end{bmatrix}$$

令 $\sigma_2^2 \rightarrow +\infty$, 则

$$D^* = \begin{bmatrix} \frac{\rho C_{22}}{\rho C_{22} + \rho^2 (C_{11} C_{22} - C_{12}^2) \sigma_1^2} & \frac{-\rho C_{12}}{\rho C_{22} + \rho^2 (C_{11} C_{22} - C_{12}^2) \sigma_1^2} \\ 0 & 0 \end{bmatrix}$$

得到:

$$\beta_1 = \frac{B_1 - B_2 C_{12} / C_{22}}{1 + \rho \sigma_1^2 (C_{11} - C_{12}^2 / C_{22})} \quad (8)$$

当 $C_{12} < 0$ 时, $|C_{12}|$ 愈大, β_1 就愈大。如果设 C_{ij} 为常数, 则 β_1 增大时, a_1 和 a_2 都可能增大, 这说明当地方政府发展经济和保护环境在成本上是互补时, 对发展经济的激励就应该加强。相反, 若 $C_{12} > 0$, 即两种活动在成本上是替代的时, 如果设 C_{ij} 为常数, 则当 β_1 增大时, 可能使 a_1 增大而 a_2 减小。此时, 对发展经济的激励就应该弱化, 因为较高的 β_1 将诱使地方政府把过多的精力花在发展经济上而忽视环境保护。

现实情况是 $C_{12} > 0$, 其原因是地方政府的时间、精力及财政资金等资源是稀缺的, 地方政府在多任务上的资源分配就存在着此消彼涨的效应, 一种工作越努力, 则另一种工作的边际成本就愈高。此时, 中央政府(委托人)有两种办法可以激励地方政府增加在任何给定活动上的努力水平: 直接奖励该种活动, 或者减少该活动

的机会成本（即弱化对其它活动的激励）。也就是说要么奖励地方政府环境保护工作，要么弱化对地方政府发展经济的激励。上面我们假定 a_2 不可度量，直接奖励环境保护比较困难，故激励地方政府在环境保护方面花精力的唯一办法就是减少 β_1 ，即弱化对经济发展的激励。

上述模型结论对改革我国现行的地方官员政绩考核制度具有理论指导意义。在中国现行的政府官员政绩考核体系中，中央政府对地方政府的考核指标中经济发展指标（如GDP增长率）是决定性指标，也就是说，中央政府对地方政府的激励偏重于经济发展的产出。根据以上的模型分析，现行的政绩考核体系必然导致地方政府为了获得政治晋升而片面地追求GDP的增长，忽视环境保护，这无疑使得环境保护政策难以得到有效的执行。改革现行的官员政绩考核制度，是环境政策有效执行的根本保障之一。中国共产党十八大报告已明确将生态文明纳入经济社会发展评价体系，至于如何将生态文明要求与领导干部考核相联系，还未出台具体措施。

7.2 地方政府之间的博弈

政治集权体制下，地方政府实行行政首长负责制，使行政首长的利益与地方政府的利益息息相关。以GDP为主要指标的官员考核机制和中央对地方行政首长的直接任免机制必然带来地方政府之间为了获取最大政治收益而展开经济利益的争夺。同时，财政分权为地方政府

发展本地经济和促进市场化提供了激励，激励着地方政府为财税和利润而竞争。换言之，政治集权和财政分权都激励着地方政府之间展开经济利益的争夺，导致地方政府间竞争关系的产生。地方政府竞争本质上就是各地政府为在政绩考核中获得优势地位而以提高本地区GDP为目标的竞争。

7.2.1 地方政府间财政竞争

投资、消费和净出口被称为拉动经济增长的三驾马车。长期以来，在拉动经济的三驾马车中，投资的作用一直最为突出。也就是说我国经济发展一直是投资推动型的，资本是推动地区经济发展的重要支柱。因此，地方政府间财政竞争，便以吸引投资为主。一些地方政府把各级政府部门招商引资的成绩登报公布，排列名次，给各部门造成巨大压力。而另一些地方则级级下任务、层层压指标，甚至连民政、教育、卫生、公安、检察院等日常工作和招商引资根本不搭界的部门也无一例外地下达招商引资指标。更有甚者，把招商引资金额与干部的收入直接挂钩，哪一级政府、哪个单位没完成，就被视为全年工作不合格，使“招商竞赛”进一步加剧。

7.2.2 地方财政竞争导致环境治理投资不足

在市场经济条件下，供给公共物品是地方政府的重要职责。为了在招商引资中获胜，各地政府往往把资源

用于提供与招商引资有关的生产性公共物品，如基础设施，而忽视与居民生活休息相关的生活性公共物品，包括环境公共品。傅勇、张晏用1994-2004年的我国省级面板数据，通过计量模型进行实证研究发现，中国地方政府公共支出结构存在着“重基本建设、轻人力资本投资和公共服务”的明显扭曲。²⁴⁶张恒龙等利用1995-2004年间的数 据，通过计量模型计量检验证实，我国各地区吸引的外商直接投资占全国的份额，与卫生服务水平、公共服务水平呈负相关，却与基础设施水平呈正相关。验证了地方政府为了吸引外商直接投资，把有限的财政资源用于有利于改善投资环境的基础设施建设中，从而减少了公共服务支出。²⁴⁷公共服务支出的下降使非生产性公共品的提供低于最优值，从而导致了整个社会福利的损失。

从福利角度来看，地方政府竞争导致其公共支出结构效率的损失，而具有明显外部性的环境污染治理往往首当其冲地成为被牺牲的一项公共服务。从历年全国环保投资状况可以看出，中国环保投资主要集中在城市环境基础设施建设，所占比例多年来相当于当年环保总投资的50%以上，虽然2007年、2008年有所下降，而2009

²⁴⁶傅勇，张晏. 中国式分权与财政支出结构偏向：为增长而竞争的代价[J]. 管理世界，2007年 第3期

²⁴⁷张恒龙等. 财政竞争对地方公共支出结构的影响-以中国的招商引资竞争为例[J]. 经济社会体制比较（双月刊），2006年 第6期.

年又快速升高；而对环境改善影响较大的工业污染治理投资所占比重一直较小，多年来一直在 20% 以下（详见表 6-10）。

7.2.3 环境管制的“趋劣竞争”

地方政府严格执行环境政策（加强环境监管）具有显著的正外部性，而放松环境监管具有负外部性。地方政府在选择是否严格执行环境政策时，具有类似于公用地两难处境中博弈者的博弈策略。两难处境中的每个人的博弈策略是不合作，也就是放松环境监管，就会出现所谓的“趋劣竞争”（Race to the Bottom-RTB）。企业，尤其是生产型企业，在选址时不仅考量税收优惠、基础设施以及公共服务水平等，而且更关注企业生产经营过程本身。企业在生产过程中产生污染物，而削减污染物排放意味着生产成本的增加。在总投资不变的情况下，这势必会影响其竞争优势和规模扩张。因此，污染型企业趋于向环境管制宽松的区域迁移。国外相关文献称此为追求“污染天堂”（pollution havens）现象。

在中国，地方政府之间的“趋劣竞争”表现在招商引资中和对驻留企业的监管过程中。为了在招商引资竞争中获胜，对于那些地理位置、自然禀赋、基础设施相近的地方政府，基于对进一步改善投资环境会付出巨大代价的考虑，这些地方政府很自然地就竞相选择了提供各种各样的优惠政策这种最方便似乎也是最有效的竞争

方式。具体到环境政策,表现为降低环境准入标准并放松对企业的环保审批、承诺在企业生产过程中实施所谓的“零检查”等。工业企业上缴的税是地方政府税收收入的主要来源,为了保证税收收入,地方政府对一些驻留的产值大、利税高、但污染重的工业企业采取放松监管的策略,很多地方都竞相推出“挂牌保护的企业”。与此同时,地方政府放松环境监管的行为会引发周边地区的连锁反应,导致其他地方竞相放松环境管制,呈现“趋劣竞争”的态势。“趋劣竞争”现象在媒体上经常被曝光。

学术上,杨海生等利用 1998~2005 年省际面板数据对我国地方政府间环境竞争进行了实证研究。结果表明,在执行环境政策的过程中,省级地方政府之间存在着明显的相互攀比式竞争,即周边省份环保投入增加,本地区的投入也会增加;反之,如果周边省份放松环境监管,本地区环境监管也会减弱。²⁴⁸该研究表明,地方政府是将环境政策作为争夺以资本和劳动力为主的流动性生产要素的一种辅助手段,以实现辖区经济利益的最大化,而不是用其解决辖区的环境问题,改善环境质量。另外,有些学者认为环境规制强度会对外商直接投资(FDI)的流入量产生影响。黄惠萍和田盛兰²⁴⁹、刘健民和陈果²⁵⁰对

²⁴⁸杨海生等. 地方政府竞争与环境政策-来自中国省份数据的证据[J]. 南方经济, 2008 年 第 6 期.

²⁴⁹黄惠萍, 田盛兰. 基于区域分析的环境规制对 FDI 影响的实证研究[J]. 特

我国东中西部的情况进行了实证研究,发现环境规制的严厉程度会对FDI的流入量产生显著的负面影响。陈刚等以 1994 - 2006 年省级面板数据,通过计量模型系统考察了FDI与环境规制的关系,认为经济分权下的地方政府为追求其目标函数的最大化,将有动机以放松环境管制为手段来吸引更多外资的流入。²⁵¹

7.2.4 流域环境治理的“囚徒困境”

根据公共选择理论,地方政府的行政首长也是追求利益最大化的“经济人”,因此,行政首长所辖的地方政府在环境政策执行过程中都会按照“成本—收益”的原则追求效用或利益的最大。以流域水污染治理为例,上游的污染治理及水土保持等行为具有正外部性,下游政府很容易出现“搭便车”行为。上游污染排放造成流域水环境污染的行为则具有负外部性。在现行体制下,无论是保护良好的水环境,还是治理污染的水流域、恢复流域生态环境,所需要的资金大部分要由地方政府来承担,很容易导致成本—收益的不平衡。当缺乏有效的激励机制时,作为理性“经济人”的上、下游地方政府博弈策略是不合作,即不治理污染。

区经济, 2008 年 第 1 期.

²⁵⁰刘健民, 陈果.环境管制对 FDI 区位分布影响的实证分析[J].中国软科学, 2008 (1) .

²⁵¹陈刚. FDI 竞争、环境规制与污染避难所——对中国式分权的反思[J]. 世界经济研究, 2009 年 第 6 期.

7.2.5 地方政府间的博弈分析

7.2.5.1 模型的假定

对博弈模型做如下假定：1) 博弈中的地方政府都是理性的，其行为目标便是追求自身利益的最大化；2) 博弈双方选择的策略为治理辖区内的环境污染（执行环境政策）或者不治理（不执行环境政策）；3) u^A 表示地方政府A的收益， u^B 表示地方政府B的收益，且收益包括经济效益、环境效益和社会效益。4) 每个博弈主体有两种策略： e 和 f ，其中 e 表示治理污染（或执行环境政策）， f 表示不治理污染（不执行环境政策）。5) 为简单起见，假定政府A和政府B相邻且处于同一流域。

7.2.5.2 模型的建立

地方政府执行某项环境政策的前提是能首先给自己带来收益，博弈双方都知道对手和自己可能的策略选择，以及各种策略下双方的收益状况；如果某一地方政府执行某项环境政策的行为给其他地方政府创造了正的外部效应，那么它执行政策的积极性肯定会下降。因此，地方政府之间是一个完全信息的博弈。具体博弈模型见图7-2。

		地方政府 B	
		治理（执行）	不治理（不执行）
地方政府 A	治理（执行）	$u_{e,e}^A, u_{e,e}^B$	$u_{e,f}^A, u_{e,f}^B$

	不治理（不执行）	$u_{f,e}^A, u_{f,e}^B$	$u_{f,f}^A, u_{f,f}^B$

图 7-2 地方政府关于治理污染或执行环境政策的博弈模型

7.2.5.3 模型分析及结论

1) “趋劣竞争”的博弈分析。经济分权和以GDP为主的政绩考核机制下，地方政府的首要目标是发展所辖区的经济，所以 u 主要与经济收益挂钩。上述模型中，地方政府A和B的决策有4种组合：（执行，执行）、（执行，不执行）、（不执行，执行）、（不执行，不执行）。显然，如果A、B两政府采取合作的态度，即选择策略（执行，执行），则双方均能保持良好的外部环境，收益为 $(u_{e,e}^A, u_{e,e}^B)$ ，达到帕累托最优状态。而现实是，博弈双方会从各自理性的角度出发，选择对自己最有利的优势策略。如果政府A严格执行环境政策，而政府B不严格执行环境政策，则政府A所辖的企业生产成本上升，在投入资金不变的情况下，企业产量会降低；另外，企业会向外迁移，使该区域的经济发展水平下降，这样会使区域A的收益下降（ $u_{e,e}^A > u_{e,f}^A$ ），而区域政府B的经济发展水平未受影响，同时政府B分享了政府A带来的环境收益，因此B的收益上升（ $u_{e,e}^B < u_{e,f}^B$ ），从而得出“不执行”是A的占优策略。同理，由于 $u_{e,e}^B > u_{f,e}^B$ ， $u_{e,e}^A < u_{f,e}^A$ ，B的占优策略也是“不执行”，虽然 $u_{e,e}^A > u_{f,f}^A$ 、 $u_{e,e}^B > u_{f,f}^B$ ，博弈均衡结果仍为（不执行，不执行），陷入环境政策

执行的“囚徒困境”。环境政策的“趋劣竞争”就是本博弈模型的均衡解的体现。

(2) 流域污染治理的博弈分析。同样, 政府A和B的决策有4种组合(治理, 治理)、(治理, 不治理)、(不治理, 治理)、(不治理, 不治理)。如果政府A进行污染治理, 而政府B不治理污染, 由于污染治理需要资金的投入, 政府A的经济收益就会下降; 而政府B在分享政府A带来的环境收益的同时经济收益未受影响, 政府B还有可能将本来应投入到环境治理的资金用于基础设施建设以提升投资环境, 企业有可能向政府B所辖区迁移, 这样又促进了政府B所辖区经济的发展, 因此政府B因不治理污染使博弈收益 $u_{e,f}^B$ 大大提高。如果缺乏对污染治理的激励, 政府A的占有策略是不治理。同理, A和B的博弈均衡结果为(不治理, 不治理), 陷入流域污染治理的“囚徒困境”。

7.2.6 走出“囚徒困境”

7.2.6.1 完善政绩考核机制

我国实施的是以经济增长指标为主的政绩考核机制, 地方行政首长的政治升迁与当地经济增长绩效挂钩, 而不是依据当地居民的选票。另外, 根据蒂布特模型(Tiebout Model), 人们在某一区域工作和居住, 会因为政府服务与税收组合符合自己效用最大化而接受当地政府的管辖。当居民不满意这一地方政府提供的公共物

品的质量和数量时,居民就会采取“用脚投票”的方式,离开这一区域而选择公共物品的质量和数量符合其偏好的区域来居住。²⁵²居民“用脚投票”的退出机制迫使地方政府改善公共品提供效率和提高公共服务质量。而根据户籍管理制度的规定,教育医疗等重要公共品均系于户籍,使得居民的迁徙成本高昂。因此,蒂布特模型在中国并不适用,致使“用脚投票”机制失灵。地方政府本应是一个多任务的组织,除了经济增长之外,它还要为居民提供各种非生产性的公共服务,包括教育、医疗、环境保护及其他社会保障项目。现行政绩考核机制以及“用脚投票”机制的失灵诱发地方政府获取短期利益以求政绩,而忽视甚至牺牲公共服务,尤其是辖区的环境质量。导致博弈收益 u 主要与经济效益挂钩,而环境效益和社会效益的权重过小。因此,在政绩考核指标中加大环境绩效和辖区居民意见的权重有助于改变博弈收益的组成比例,促使博弈双方走出“囚徒困境”。

7.2.6.2 建立奖惩机制

出现“囚徒困境”的另一个重要原因是对逃避执行环境政策(或不治理环境污染)的行为缺乏惩处,而对执行环境政策(或治理环境污染)行为又缺乏激励,因此建立奖惩机制才能引导地方政府从“囚徒困境”走向

²⁵² Tiebout.A Pure Theory of Local Expenditures[J]. Journal of Political Economy, 1956, (64) 416—424

相互合作。下面，笔者试图通过博弈模型说明奖惩机制的作用：

1) 奖励机制就是奖励合作者（执行或治理），将奖励因子 a （ a 大于1）引入博弈模型，在双方原有的合作收益的基础上乘以一个大于1 的奖励因子 a 以提高“合作”行为的收益，当 a 足够大时，合作收益大于或等于非合作（不执行或不治理）收益，此时博弈双方就可以突破“囚徒困境”转而进行合作。具体见图7-3。目前，部分地区实施的生态补偿机制就是有效的激励机制，应在全国范围内推广。

		地方政府 B	
		治理（执行）	不治理（不执行）
地方政府 A	治理（执行）	$u_{e,e}^A \times a, u_{e,e}^B \times a$	$u_{e,f}^A \times a, u_{e,f}^B$
	不治理（不执行）	$u_{f,e}^A, u_{f,e}^B \times a$	$u_{f,f}^A, u_{f,f}^B$

图 7-3 奖励机制对博弈模型的影响（ $a>1$ ）

2) 惩处机制就是惩处非合作者（不执行或不治理），将惩处因子 b （ b 小于1）引入博弈模型，在双方原有非合作收益的基础上乘以一个小于1的惩处因子 b 以减少非合作行为的收益，当 b 足够小时，非合作行为的收益减至等于甚至小于合作行为的收益，迫使非合作行为转向合作行为，从而走出“囚徒困境”（见图7-4）。该模型的政策含义就是加大对不合作行为的处罚力度就能避免环境

治理或环境政策执行过程中的“囚徒困境”。鉴于目前地方政府环境责任弱化的现状，中央政府应以法律的形式强化地方政府的环境责任，并加强对环境不作为的地方政府的责任追究机制。

地方政府 B			
	治理（执行）	不治理（不执行）	
地 方 政 府 A	治 理 （ 执 行）	$u_{e,e}^A, u_{e,e}^B$	$u_{e,f}^A, u_{e,f}^B \times b$
	不 治 理（不 执行）	$u_{f,e}^A \times b, u_{f,e}^B$	$u_{f,f}^A \times b, u_{f,f}^B \times b$

图 7-4 惩处机制对博弈模型的影响（ $b<1$ ）

7.3 本章小结

本章第一部分运用委托-代理理论分析了地方政府与中央政府之间的博弈，通过多任务委托-代理模型分析地方政府在环境政策执行过程中的行为，模型分析得到如下结果：现行的中央政府以经济发展指标为主的政绩考核制度偏重于对地方政府发展经济的激励，必然导致地方政府忽视辖区的环境保护，使得环境保护政策难以得到有效的执行。第二部分用博弈论分析了地方政府之间的博弈，通过分析博弈模型，得到如下结论：现行政绩考核制度以及“用脚投票”机制的失灵诱发地方政府获取短期利益以求政绩，而忽视甚至牺牲公共服务，尤其是保证辖区良好的环境质量。导致博弈收益主要与经济

效益挂钩，而环境效益和社会效益的权重过小。当缺乏奖惩机制时，地方政府之间在环境治理或执行环境政策的博弈中很容易陷入“囚徒困境”。通过在博弈模型中引入奖励因子和惩处因子，从理论上分析了建立奖惩机制有助于使地方政府走出博弈的“囚徒困境”而进行环境保护的合作。本章的政策含义包括：改革现行的官员政绩考核制度、加强对地方政府环境不作为的处罚、建立区域生态补偿机制是保证环境政策有效执行的重要举措。

第8章 环境政策执行过程中企业的行为分析

企业是在社会化大生产条件下，从事生产、流通与服务等经济活动的营利性组织。马克思在《关于费尔巴哈的提纲》中指出：“人的本质不是单个人所固有的抽象物，在其现实性上，它是一切社会关系的总和。”²⁵³而作为法人组织的企业，其本质更是如此，而且表现为内部和外部两重的社会关系。企业时刻面临各种社会因素的影响，并接受社会的评价与监督。这说明，企业与社会是一个辩证统一的关系：企业一方面必须依存于社会，另一方面反作用于社会，其经营活动和社会活动也对社会施加影响。

在现代市场经济体中，作为经济运行的微观主体，企业一方面是各种产品的主要生产者和供应者，另一方

²⁵³中共中央马克思恩格斯列宁斯大林著作编译局. 马克思恩格斯选集(第 1 卷)[M]. 北京:人民出版社, 1972 年 第 1 版, p.18

面也是各种自然资源的主要消耗者及污染物的排放者。面对不同的环境政策和利益相关者的影响，企业作为理性的趋利组织，会产生不同的价值取向和行为选择。换言之，环境政策的设计是否完善，政府的监管是否得当，利益相关者的反应是否足够强烈，直接决定了企业在环境执行领域的战略决策与行为表现。

8.1 企业的环境行为

企业行为是指，在特定的时间内和环境下，企业为实现利益最大化所做出的决策或者反应。具体来说，企业行为是围绕既定的利润目标展开的，企业所处的历史阶段及其运营所在的市场体制和宏观政策具有密切的联系。在主流经济学理论中，企业的目标函数可以表现为： $\text{Max } \pi = R - C = PQ - C$ ；其中， π 为企业的利润， R 为收益， C 为成本， P 为价格， Q 为产量。

企业的环境行为是指企业针对生态环境的一系列决策及其所产生的影响。企业的价值链通常涉及概念设计、研究开发、原料及部件采购、生产制造、市场营销及售后服务等环节，各个环境都可能会导致对生态环境的影响，而这些影响在受到宏观政策制约的同时，又会引致利益相关者做出针对性的反应。因此，企业在制定战略规划、决定资源配置、调整内部结构等方面，必须充分审视宏观政策的规制以及利益相关者对其环境行为的期望，并将这些因素纳入成本收益的决策之中。企业行为

之所以面临宏观政策的规制和利益相关者的关注和反应，原因在于其运营成本的外部性特征。成本的外部性，或称溢出效应，是指企业的市场行为可能导致对无辜的第三方的伤害，具体体现为企业成本和社会成本之间的差额。外部性伤害的对象可以是包括环境在内的公共品或具有明确产权的私有品，亦可以是人身的健康和安全。成本的外部性固然可以归咎于企业的趋利本质，然而另外一个重要原因则来自于不完善的产权制度，²⁵⁴因为，传统经济学认为，自愿性的交易不会产生成本的外部性，而这些必须以产权明晰和信息对称为前提。

从社会正义和环境保护的角度出发，一个理想的目标是维持企业成本的内部性。西德维克(Sidgwick, 1887)和马歇尔(Marshall, 1890)认为，在一个完全竞争的市场环境中，企业对于成本外部性具有自我修复功能，辅以基本的民法原则，企业的环境行为是可以进入良性循环的。然而，即使在市场经济的条件下，如果市场机制失灵，资源配置也可能产生低效，由此会产生商品的价格脱离边际生产成本的现象。

在如何减少和消除成本外部性的问题上，传统的方法是依靠民法以及侵权法原理，即由施害方负责修复或赔偿第三方所蒙受的损失。但是在许多情况下，具体的损失是无法用金钱计量的。而且，对于公共物品所产生

²⁵⁴ Derek, F. Channon. Blackwell Encyclopedic Dictionary of Strategic Management[M]. Blackwell Business Press, 1999.

的损害，由于产权不够明晰或者受害者过于分散以及损害的影响过于间接等原因，寻求社会正义变成了一个极其困难而漫长的过程。就各国的实践来看，最为普遍有效的方式是沿用犯罪与惩罚理论，由国家通过专门的立法和司法，并设立专门的监管机构，禁止或限制企业的外部性行为。第二种方法是强制性的成本内部化，即强令产生外部性的企业采取积极有效的措施，建立防止外部性的具体措施，例如按照规定的标准投资于污水处理设施。第三种方法是征收“庇古税”。庇古认为，经济当事人的私人成本与社会成本不一致导致市场配置资源失效，从而产生了私人最优导致社会非最优的现象。因此，纠正外部性的方案是政府通过征税（收费）或者补贴的形式来矫正经济当事人的私人成本。只要政府采取措施，促使私人成本和私人利益与相应的社会成本和社会利益达到相等，则资源配置就可以达到帕累托最优状态。第四种方法是运用科斯定理所倡导的市场机制，促成利益相关者之间的谈判和妥协。罗纳德·科斯（Coase, 1960）认为，在产权制度明确和交易费用为零的条件下，经济的外部性或曰非效率可以通过当事人之间的合作而得到纠正。第五种方法则是依靠企业的自律行为。二十世纪三十年代伊始的大萧条凸显了经济达尔文主义作为企业指导思想的弊端，资本垄断、劳资冲突、供求错位、环境恶化等种种尖锐的社会矛盾促使实业界和理论界开始认真反思企业应有的属性和功能，由此拉开了企业社会

责任的序幕。在概念上，企业的社会责任是指，在特定的历史时期和经营环境中，一个经济实体所应满足的经济的、法律的、伦理的社会期待，旨在促进经济、社会 and 环境的协调发展。有关企业社会责任的讨论基本围绕三个问题展开：一是企业是否具备承担社会责任的资格；二是企业究竟为谁承担社会责任，三是企业应该承担哪些类型的社会责任。围绕企业是否能够承担社会责任的辩论，引起了对企业是否是“唯利是图的经济人”这一经济学基本假定的拷问，其核心在于企业在本质上是否属于社会道德主体，即是否居于公司公民资格。亚当·斯密主张其社会责任应严格限定于“尽可能高效率地使用资源开展生产活动，并以消费者的需求及其愿意支付的价格出售产品和服务”。以芝加哥大学经济学家弥尔顿·弗里德曼（Milton Friedman）为首的一派从根本上反对企业社会责任的概念，尖锐地指责企业社会责任思想是一种“颠覆性的学说”，甚至会彻底动摇自由社会的根基。弗氏于1970年9月在《纽约时报》上发表了题为《企业的社会责任就是增加利润》²⁵⁵的文章，旗帜鲜明地提出，只有人才具有社会责任，而企业只是一个虚拟的人，因此是不能承担社会责任的。然而惠普公司的联合创始人²⁵⁵大卫·派克德（Dave Packard）早在1939年就曾意识到：“在我看来，许多人存在一个错误的观念，他们

²⁵⁵The New York Times Sunday Magazine, September 13, 1970.

认为一家公司的存在就是为了赚钱。这虽然是一个公司存在的重要结果，但我们必须更加深入地探究公司存在的真正原因。随着探究的深入，我们必然会得出这样的结论，即人们集结在一起，以一种叫做公司的团体形式去完成单一的个体无法企及的任务，那就是为社会做出贡献。这种说法听起来似乎陈腐不堪，但的确是公司的要义所在。”²⁵⁶

上述五种方法构成了对企业环境行为的压力和动力组合，企业会视压力的大小将之转变为环境成本的信息，并根据自身的特点，将一部分乃至全部认可为企业预算成本，做出相应的环境行为响应，使得原来由社会承担的环境外部负效应逐步为企业所认知和承担。²⁵⁷可以认为，企业环境行为是企业在实现自身经济目标的过程中，对国家环境保护相关政策、法律法规的要求而做出的因应行为。企业在生产经营中，引入环境管理的概念、标准并建立相应的治理机制，便构成了企业的具体环境行为。

8.2 企业环境管理的驱动力

企业环境行为是在内外部多重驱动力的作用之下围绕经营目标进行理性决策的结果。内部驱动力是指企业

²⁵⁶ Charles Handy. What's a Business for? [J]. Harvard Business Review, December 2002, p.54.

²⁵⁷ 张炳, 毕军等. 企业环境行为-环境政策研究的微观视角[J]. 中国人口、资源与环境, 2007, 2.

通过环境管理获得绩效改善，反过来绩效改善又进一步对环境管理产生积极影响的动力；企业外部的宏观环境可总体概括为三类：政策环境（来自政府的影响）、经济环境（来自供应链、竞争者、投资人等共同组成的市场的影响）、以及社会环境（其它利益相关方，包括社区、媒体、消费者、社会组织等），由此构成了企业实施环境管理的外部压力。

8.2.1 环境政策的驱动

传统的主流经济学认为，能用货币衡量、具有私有财产权、可以交换和转让的物质是稀缺的，因而是有价值的；而不用付费、可以自由取用的自然环境资源是无限的，无法直接用货币衡量，因此，不具有经济学意义上的价值。但伴随着经济发展与生态环境之间矛盾的日益激化，人们对自然环境有了新的认识：自然环境虽然属于公共物品的范畴，但同样具有稀缺性。但是鉴于环境作为公用品的特征，对环境资源的利用必然会产生某种负外部性。与此同时，由于环境的产权难以界定，对环境资源的使用便会陷入“囚徒困境”。环境问题主要是由于生产型企业对环境的污染而造成的，这已经是不争的事实；相应地，治理污染理应是履行企业社会责任的重要组成部分。由于企业具有“理性经济人”特征和“机会主义行为”特征，加上环境污染的负外部性，社会不可能在没有任何制度约束下依靠企业自觉自愿地治理污

染。因此，权力机关必须制定恰当的环境政策、法律法规并监督企业执行，以促使企业治理污染。

理性选择理论旨在解释个人有目的的行动与其可能达到的结果之间的工具性关系，其哲学基础可以追溯到约翰·穆勒（John Stuart Miller）创立的功利主义思想。该理论的核心内涵可以概括为：一个理性的人会权衡利害得失，做出对自己利益最大化或损害最小化的最优决策，换言之，即以最小代价取得最大收益。理性选择范式的基本理论假设包括：

1. 个人是自身最大利益的追求者；
2. 在特定情境中有不同的行为策略可供选择；
3. 当事人在理智上相信不同的选择会导致不同的结果；
4. 人在主观上对不同的选择结果有不同的偏好排列。

理性选择范式继承了古典经济学的“经济人”假设，即假定人在一切经济活动中的行为都是合乎理性的，即都以利己为动机，力图以最小的经济代价去追逐和获得自身最大的经济利益。企业作为典型的经济人，在完全掌握产品及投入价格的条件下，其理性选择便是追求利润的最大化。理性选择理论被广泛应用于犯罪心理学，对于企业来说，如果预期的惩罚低于遵守成本，则企业会持续违规，直至边际遵守成本与边际预期惩罚相等为

止。

根据理性选择理论以及贝克在理性犯罪理论中对该理论的延伸（Becker, 1968），只有在遵守成本高于预期的违规惩罚的情况下，追求利润最大化的企业才会遵守环境法规。然而，哈灵顿（Harrington, 1988）²⁵⁸发现了一个与之貌似相悖的“典型事实”，即企业在遵守环境法规方面的实际表现要高于该理论的预期。为此，他与20世纪70年代末和80年代初在美国开展了环境监控和执法的研究，从中总结了三个方面的现象：

- 1、对大多数企业来说，官方监察和执行惩罚的频率普遍很低；
- 2、即使企业的违规行为被发现，大多数州并没有严格按照违规行为的破坏程度来核定罚金或采取其他惩罚措施；然而，
- 3、抽样企业在大部分时间依然处于守法状态。

哈灵顿以上的三个论断似乎与理性选择理论和理性犯罪理论均存在冲突：既然企业属于典型的理性经济人，假如违规受到惩罚的几率很低，那么企业为什么要遵守法规呢？这一质疑被以后的经济学界称作“哈灵顿之谜（Harrington Paradox）”。他试图证明，如何惩罚设定了最高限度，执法者可以根据企业一贯的表现将其分成不同

²⁵⁸ Harrington, W..Enforcement Leverage when Penalties are Restricted[J]. Journal of Public Economics,1988, 37:29-53.

的类别，只要对那些近期违规较为严重的企业加大监控和惩治力度，便可以节约执法成本，提高效率。

换言之，如果违反环境政策将面临严厉的惩罚，企业的违反成本就会增加，企业逃避环境责任的可能性降低。Harrington（1988），Harford and Harrington（1991）和Harford（1991）将已有的所得税执法模型改编为“状态依赖”执法模型用于分析企业的行为。所以被称为是“状态依赖”的执法模型，是因为政府执法策略取决于企业原先的守法状况。研究的基本思路是根据企业的守法历史将其分为两个不同的组，在上次检查中守法的企业为第一组；违法的企业则为第二组。被列入第二组的企业将比第一组受到更高的监督概率，更严格的法规标准，或者更高的罚款。研究发现企业的守法比例与实际或预期的罚款直接相关，罚款金额越大，守法企业比率越高。²⁵⁹

8.2.2 市场驱动

生产能迎合市场需求的产品是企业生存的根本，因为市场需求决定了企业产品价值能否实现。随着社会环

²⁵⁹ 参见Harrington, W. Enforcement Leverage When Penalties Are Restricted[J]. Journal of Public Economics, 1988, 37: 29-53; Harford, J.D. and W. Harrington.1991. A Reconsideration of Enforcement Leverage when Penalties are Restricted J]. Journal of Public Economics, 1991, 45(3): 391-95; Harford, J.D. Measurement Error and State-Dependent Pollution Control Enforcement [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21: 67-81.

境保护意识的增强,消费者对所购产品本身及其生产过程的环境影响更为关注。在基本功能相同的情况下,消费者对环境友好的产品会产生更强的偏好。因此,企业通过关注环境管理,生产具有较好环境性能的差异化产品,相对于功能基本相同的产品而言可能会获得更高的市场优势。

随着企业国际化的进程,企业行为日益在全球范围内广泛渗透。为规范市场环境,维护本国利益,世界各国都会制定各种产品进口标准,其中包括环境标准。“绿色贸易壁垒”日益成为企业拓展国际及国内市场的新障碍。绿色贸易壁垒指的是通过颁布复杂、多样的环保法规及条例、严格的环保技术标准,建立严格的产品包装要求和繁琐的检验、认证和审批程序,或是课征环境进口税等方式对进口产品设置贸易障碍。²⁶⁰近年来,中国的出口贸易受到了国外“绿色贸易壁垒”的严重影响。比如,1998年9月,美国政府突然要求所有来自中国的木质包装和木质铺垫材料必须附有中国出入境检验检疫机关出具的证书,证明上述材料已经过热处理、熏蒸处理或防腐处理,违规货物禁止入境,致使我国1/3以上的对美出口受到影响。1999年,欧盟也仿效美国的做法,宣布对来自中国的木质包装采取紧急措施,实施新的检疫标准,以防止带有天牛虫的木质包装箱进入欧洲。据当

²⁶⁰ 夏友富. 技术性贸易壁垒体系与当代国际贸易[J]. 中国工业经济, 2001(5).

时的估算，仅欧盟的这一决定就至少影响中国70多亿美元的对欧出口贸易。2001年底，江苏申澄集团出口德国的一批针织服装，因为没有达到合同上约定的生态纺织品标准而被中间商处以16万美元的罚款²⁶¹。2002年，我国受国外技术壁垒或绿色壁垒影响的出口企业占71%、出口产品占39%，造成直接或间接损失约170亿美元，比2000年的66%的企业和25%的出口产品受限以及110亿元的损失要高出不少。²⁶²因此，面向国际市场的企业，由于受客户及进口国市场准入政策的环保要求的影响，往往率先接受环境认证，进行相对积极的环境治理。

8.2.3 社会力量的驱动

社会环境中的主体包括企业外部能够与企业发生直接或间接关系的公众个体、社区，NGO及各种社团或中介组织，新闻媒体等利益相关者。公司需要甄别与自身活动彼此关联和相互影响的个人或团体，将其利益（包括其需要和价值）纳入到公司的战略规划和日常运营决策之中。简言之，利益相关方指能够影响一个组织或被组织所影响的任何团体或个人。从广义上讲，它包括供应商、顾客、股东、雇员、社会团体、当地社区、政治组织、政府、媒体，乃至同行的竞争对手；而在更狭义

²⁶¹禾果玉。绿色贸易壁垒的案例。

http://club.china.com/data/thread/2714957/2706/73/58/4_1.html.

²⁶²商务部科技发展和技术贸易司。2002 年国外技术贸易壁垒对我国出口影响的调查报告。 <http://sousuo.mofcom.gov.cn/>, 2003 年 4 月。

的角度上，它只是指与公司存在交易关系的供应商、顾客、雇员和投资者。利益相关方的类别详见图8-1。

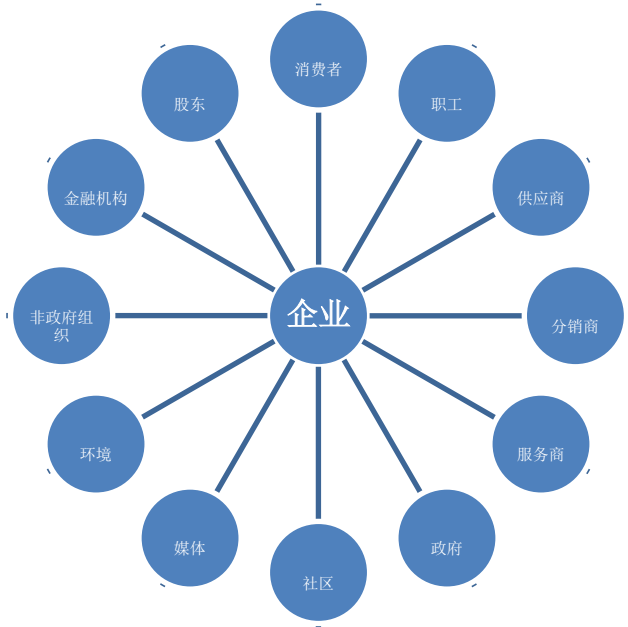


图 8-1 利益相关方的类别

在英文里，利益相关方（Stakeholder）是一个派生的组合词，目的是与股东（Stockholder）形成鲜明的对照。企业传统上的唯一职能是追求股东利益的最大化，其背后的股东理论认为，管理者与股东是一种信托关系，因此负有为股东利益服务的信义职分（fiduciary duty）；而利益相关方理论则主张，它意味着公司负有更宽泛的责任，其范围超出了传统经济理论的设定。

新泽西标准石油公司时任董事长弗兰克·亚伯莱姆

（Frank Abrams）于 1951 年的一次讲演中阐述了公司的目的：“管理的任务是在各种直接的利益团体的诉求之间保持一种公平而动态的均衡，包括股东、雇佣、客户和广大公众。”多数学者将此认定为企业最早对于利益相关方理念的应用（Sadler, 1993）。

一方面，公众作为最终消费者可以通过消费督促企业生产环境友好型产品；另一方面，公众作为社会制约力量，以个体或社团（如典型的非政府组织）等形式对企业发挥着监督作用。环境问题最终反映在以公众个体及群体为代表的社会相关方与企业及政府之间的互动关系上，任何环境问题的产生、发展演化及最终解决，都建立在公众有效参与的基础之上。从20世纪五六十年代的环境保护运动开始，社会及公众就成为推动环境保护的重要力量，到70年代末开始提出公众参与思想并付诸行动，再到1992年联合国环境与发展大会上正式明确公众参与的原则以来，各国都在环境管理中实施了一系列公众及社会力量参与的环境政策。

由于政府与企业所构成的“二元”结构是不稳定的，往往要么是“对立”，要么是“妥协”。作为第三种力量，公众参与环境管理可在自觉减少个人生活对环境造成负荷的同时，成为监督政府和社会的力量，形成环境管理的“三元结构”，并最终使环境管理逐步从“政府直控”向“社会制衡”转变。社会力量的参与在中国环境保护领域发挥了一定的作用。这些作用包括：新闻

媒体对污染行为的“曝光”，在一定程度上弥补了一些政府部门环境行政效率低下的缺陷；市民或社会团体、社会组织为维护自身的环境权益，通过直接制止（谈判、协商、直面的冲突）、环境信访、媒体投诉、司法诉讼、向各级人大、政协、基层政权组织（比如街道、镇及居委会）表达与环境相关的意见等多种形式，对环境污染和破坏行为起到了遏制的作用，同时对政府的环境行政发挥了监督和促进作用。

8.3 企业与地方政府间的博弈分析

一方面是追求利润最大化的企业，另一方面是追求公共利益最大化的环境政策执行者，如此便构成了个体理性与集体理性之间的冲突。与此同时，地方政府在环境政策执行过程中，也具有代理人的利益趋向，会做出某种利己却不利于贯彻执行环境政策的“理性”行为。特别是在中央与地方采取分税制之后，中央政府与地方政府之间的利益博弈日趋凸显，这种利益博弈在第7章已经进行了分析，而地方政府出于自身的局部利益，在环境政策的执行过程中同样存在着与企业的相互博弈。

8.3.1 模型假设

在地方政府监管企业执行环境政策的博弈中，假设其面临监管与不监管两种选择。 R_1 为执行环境政策带给企业的收益， C_1 为企业执行环境政策所需的成本， R_2 为

企业执行环境政策为政府带来的收益， K 为政府监管企业所需的成本， $C_2 = PX$ 为政府监管不执行环境政策的企业实施的处罚成本，其中： P 为企业因未执行环境政策的行为而接受处罚的概率 ($0 \leq P \leq 1$) (监管概率)， X 为政府对企业的罚款额。

8.3.2 模型的建立

假定地方政府与企业同时行动，而且彼此均了解对方的效用函数，此时为完全信息的静态博弈。假设地方政府选择监管的概率为 γ ，选择不监管的概率为 $1 - \gamma$ ；企业选择执行环境政策的概率为 θ ，选择不执行环境政策的概率为 $1 - \theta$ ，且 $0 \leq \gamma \leq 1, 0 \leq \theta \leq 1$ ，则其博弈矩阵呈现如下状态（图 8-2）：

		地方政府	
		监管 γ	不监管 $1 - \gamma$
企业	执行环境政策 θ	$(R_1 - C_1, R_2 - K)$	$(R_1 - C_1, R_2)$
	不执行环境政策 $1 - \theta$	$(-PX, PX - K)$	$(0, 0)$

图 8-2 企业执行环境政策与地方政府监管博弈矩阵

8.3.3 模型分析及结论

在这种博弈关系中，随着各参数值在效用函数中的变化，博弈双方会形成不同的均衡状态：

- (1) 当 $R_1 - C_1 \geq 0$ 时，说明企业执行环境政策的收

益大于成本,即使在地方政府不实施监管的情况下,企业的执行行为也存在正激励,因此其博弈的纳什均衡是(执行环境政策,不监管)。如果企业将更多的生态及社会效益纳入企业的价值标准,则 R_1 值就会增大,乃至超过 C_1 。这是一种理想的正和博弈状态,博弈双方处于合作状态。现实中,可以通过企业和地方政府的共同努力来达到此种状态。

从企业的角度,企业可以通过绿色技术创新,提高原材料的利用率,一方面节约了资源,另一方面降低了生产成本;或通过引入污染物循环利用技术,实现减少污染物减排,从而节约了污染治理成本。学者的研究证明,环境管制通过刺激企业的绿色技术创新,可以弥补污染治理的成本。²⁶³在中国的环境保护实践中,也有不少企业通过绿色创新获得经济效益和环境效益双赢的成功案例。海尔集团就是一例,1999年海尔的洗衣机和电冰

²⁶³Porter (1991)认为,恰当设计的环境规制可以激发被规制企业创新,产生效率收益,相对于不受规制的企业,可能会导致绝对竞争优势;相对于规制标准较低的国外竞争者而言,环境规制通过刺激创新可对本国企业的国际市场地位产生正面影。Jaffe等(1995)认为有远见的企业会看到未来与环境有关的需求不断增加,从而会乐意增加新设备投资以提高生产能力,从而提高国际竞争力。Dorfman等(1992)发现在新的环境标准下,Ciba-Geigy燃料厂重新利用了废水系统,结果带来了两项技术革新,并节约了大量费用。Lanjouw & Mody (1996)利用环境保护的支出与环境技术专利的数据检验了环境管制对环境技术专利数量的影响,研究发现美国、德国和日本的环境管制程度与环境技术专利数量之间具有正相关性,从而得出环境管制能带来企业的绿色创新,提高企业的国际竞争力。同时,Bhatanger & Cohen (1998)通过分析美国专利数量的变化,也发现了严厉的环境政策有利于企业的绿色创新。

箱在出口到欧盟、美国时遭遇了绿色贸易壁垒。海尔集团以此为契机，加强企业的环境管理，成为我国第一家获得ISO14001环境管理体系认证的企业；与此同时，按照欧洲的环保法规和技术要求开发的“绿色冰箱”，成为我国第一个通过环境标志认证的产品。之后，海尔集团积极创新，截至2005年上半年，海尔集团累计申请中国专利5469项，2005年底最畅销的产品是“环保双动力”洗衣机，其增幅在100多种新产品中居首位。该产品已经出口至10多个国家，在国际市场上的售价是普通洗衣机的4倍。由开发“环保双动力”洗衣机而探索出的自主创新模式，使海尔新产品的专利数在1年内就增加了70多个。2005年海尔集团利润率最高的产品就是专利数最多的洗衣机系列。²⁶⁴

站在政府的立场上，如果政府通过提高公共服务质量、对企业合理的补贴和奖励、营造公平的竞争环境等手段来降低企业执行环境政策的成本，直至企业在执行环境政策中取得净收益，则可以从根本上促使企业主动采取措施，走上环境友好型的发展道路。目前，政府对资源节约型和环境友好型企业（简称“两型”企业）创建过程中的扶持政策就是一种奖励措施，2010年4月8日公布的《工业和信息化部、财政部、科学技术部关于组织开展资源节约型和环境友好型企业创建工作的通知

²⁶⁴黄德春等. 环境规制与企业自主创新-基于波特假设的企业竞争优势构建[J]. 中国工业经济, 2006年3月 第3期.

(工信部联节[2010]165号)》确定了“两型”企业的创建方案并明确规定,国家对工作方案中提出的符合条件的清洁生产、节能环保和资源综合利用等重大技术改造项目、科技创新项目等给予优先支持;在国家制定产业结构调整、政府采购、进出口配额等具体政策时,对“两型”产业及其产品给予优先考虑。对属于政府采购范围的,经国家认定的节能环保、自主创新等“两型”企业的产品,在政府采购活动中予以扶持。

(2) 当 $R_1 - C_1 < 0$ 时,表明企业执行环境政策的收益低于相应的成本,则企业对政策的执行便存在负激励。这种情况下,企业与地方政府的行为选择取决于企业执行环境政策的损失 ($R_1 - C_1$)、罚款数额 (PX) 以及地方政府实施监管的成本 (K) 三者之间的比值。通常情况下,企业执行环境政策的损失、地方政府实施监管的成本是相对稳定的,而罚款数额则是变化的。假定前两个条件保持不变,则博弈过程中企业和地方政府的行为选择仅取决于地方政府对企业的罚款数额。当 $PX < K$ 时,即地方政府对企业不执行环境政策的行为进行罚款所得小于其监管成本,则纳什均衡为(不执行环境政策,不监管)。当 $PX > K$ 时,存在两种情况: 1) $-(R_1 - C_1) \leq PX$ 时,即罚款金额高于企业执行环境政策的净损失,这时纯战略纳什均衡不存在,但存在混合战略纳什均衡。即政府选择监管的概率为 γ^* ,企业执行环境政策的概率为 θ^* 。此时,双方的行为选择将取决于地方政府对企业罚

款数额的大小。罚款力度越大,企业受到的震慑就越大,逃避环境政策的可能性越小,政府也可以借助这种威慑力降低监管的概率。2) 当 $-(R_1 - C_1) > PX$ 时,即罚款数额低于企业执行环境政策的净损失,博弈的纳什均衡为(不执行环境政策,监管)。即,企业宁愿接受罚款而不执行环境政策。

下面求解混合战略纳什均衡,即当 $R_1 - C_1 < 0$ 且 $-(R_1 - C_1) \leq PX$ 时, θ^* 及 γ^* 的大小。如果分别以 $u(\gamma, 1 - \gamma)$ 和 $v(\theta, 1 - \theta)$ 表示图 8-2 中地方政府及企业的效用函数,则:

$$u(\gamma, 1 - \gamma) = \gamma[\theta(R_2 - K)] + (1 - \theta)(PX - K) + (1 - \gamma)[\theta R_2 + (1 - \theta) \times 0] \quad (1)$$

$$v(\theta, 1 - \theta) = \theta[\gamma(R_1 - C_1)] + (1 - \gamma)(R_1 - C_1) + (1 - \theta)[\gamma(-PX) + (1 - \gamma) \times 0] \quad (2)$$

对式(1)和(2)分别求偏导,地方政府和企业的最优一阶条件为:

$$\frac{\partial u}{\partial \gamma} = -\theta K + (1 - \theta)(PX - K) = 0 \quad (3)$$

$$\frac{\partial v}{\partial \theta} = (R_1 - C_1) + PX\gamma = 0 \quad (4)$$

求解式(3)和式(4),可得:

$$\theta^* = 1 - \frac{K}{PX}, \quad \gamma^* = -\frac{R_1 - C_1}{PX} \quad (5)$$

式(5)即为地方政府和企业博弈的混合战略纳什均衡解。

该均衡解的含义是,当 $\gamma^* \in (-\frac{R_1 - C_1}{PX}, 1]$ 时,企业的均衡

选择是执行环境政策;当 $\gamma^* \in [0, -\frac{R_1 - C_1}{PX})$ 时,不执行环

境政策是企业的均衡选择。当 $\theta^* \in (1 - \frac{K}{PX}, 1]$ 时,不监管

是政府的均衡选择;而当 $\theta^* \in [0, 1 - \frac{K}{PX})$ 时,监管是地方

政府的均衡选择。进一步,当 $\gamma = \gamma^* = -\frac{R_1 - C_1}{PX}$,

$\theta = \theta^* = 1 - \frac{K}{PX}$ 时,企业与地方政府双方达到博弈的均衡

(混合战略纳什均衡)。此时,混合战略纳什均衡与地方政府的监管成本 K 和监管概率 P 、企业执行环境政策所付出的成本 C_1 、企业不执行环境政策所承受的处罚金额 X 有关。地方政府对不执行环境政策的企业的处罚力度越大、地方政府的监管概率越高,企业执行环境政策的概率就越大;而地方政府的监管成本越大,企业执行环境政策的概率就越低。为促使企业主动执行环境政策,政府一方面要加大对违法企业的处罚力度,另一方面,要提高管理效率,包括提高监管概率 P 和降低监管成本

K。

我国的现状是，第一，如第三章所述，政府对违法排污企业的处罚金额偏低。第二，政府的监管概率也不高。下面的例子是可以说明上面的两个现状：浙江省温岭市3家纸品厂未经环保行政主管部门批准，分别擅自于1997年2月、1997年12月和1998年4月生产瓦楞纸，违反了环境保护法的有关规定。该市环保局分别于1999年6月28日、1999年9月13日对3家纸厂作出处罚，责令停止生产。这3家纸厂我行我素，拒不履行处罚，该市人民法院依据有关法规于2000年11月分别查封3家企业的生产设备。但当事人撕毁封条继续生产。2001年4月23日，该市人民法院对3家纸厂的当事人进行司法拘留15天，但3家纸厂仍置若罔闻，又继续生产。该市环保局于2001年6月又对3家纸厂的部分设备予以拆除，但是这3家厂又重新购买部分设备，继续生产。2001年11月该市环保局再次作出行政处罚，责令停止生产，各处罚款5万元。²⁶⁵企业和地方政府博弈的结果是虽然地方政府投入了一定的资源对企业进行监管，企业执行环境政策的概率仍然很小。第三，环境执法成本不降反而增加，原因是排污费实行收支两条线后，地方环境执法机构的经费明显减少；同时，排污收费制度改革后，《排污费征收使用管理条例》对排污费的征收程序、范围等作了新的规定，并开

²⁶⁵蒋亚娟. 环境法案例教程[M]. 厦门: 厦门大学出版社, 2006, p.168

始实施总量收费，增加了排污收费和监督执法的工作量和支出成本。因此，中国的现状是企业执行环境政策的概率一直很低。笔者认为，最佳的选择还是博弈双方进行合作。

(3) 博弈双方的“共谋”。在环境政策执行过程中，由于地方政府和企业利益相同，企业不执行环境政策和政府不监管的情形在中国的实践中属于一种较为普遍的困境，产生类似“囚徒困境”的结果。原因包括四个方面：其一，对于企业拒不执行环境政策的行为，地方政府往往面临罚金和税金之间利益最大化的选择问题，毕竟相对于有限而不确定的罚金收入，税金是地方政府的主要收入来源。其二，地方政府自身亦承担投资主体的功能；其三，在 GDP 挂帅的前提下，招商引资与留资一直被作为考核地方官员政绩的重要指标；其四，由于企业环境事故往往会成为激发公众事件的导火索，哪怕是表面的安定团结，也是地方政府维持和谐社会的首要任务。既然地方政府与企业有着共同的利益，因此二者很容易形成合谋以抵触环境政策的执行。地方政府对企业包庇甚至与企业合谋，压制受害群体，对中央政府阳奉阴违的现象，就不足为怪了。

面对这种局面，理论上讲，应由中央政府出面，对地方政府监管企业执行环境政策的活动实施再监督并对地方政府的失职进行惩处，使地方政府对企业不执行行为不监管的效用变小，假设此种情况下地方政府效用变

为 $-C_3(C_3 > 0)$ ，图 8.2 中的博弈矩阵被调整为如图 8-3 中的博弈矩阵。

		地方政府	
		监管 γ	不监管 $1-\gamma$
企业	执行环境政策 θ	(R_1-C_1, R_2-K)	(R_1-C_1, R_2)
	不执行环境政策 $1-\theta$	$(-PX, PX-K)$	$(0, -C_3)$

图 8-3 地方政府承担失职责任时企业执行环境政策与政府监管博弈矩阵

同理，博弈双方的混合战略纳什均衡解为：

$$\theta^{**} = 1 - \frac{K}{PX + C_3}, \gamma^{**} = -\frac{R_1 - C_1}{PX}; \tag{6}$$

即企业执行环境政策的概率为 θ^{**} ，政府实施监管的概率为 γ^{**} 。比较式(5)和(6)，可知 $\gamma^{**} = \gamma^*$ ， $\theta^{**} > \theta^*$ ，可以说明，假如中央政府加大对地方政府行为的监督，并引入处罚机制后，即使后者对企业执行环境政策实施监管的概率并没有增大($\gamma^{**} = \gamma^*$)，也能使企业执行环境政策的概率变大($\theta^{**} > \theta^*$)。因此，建立对地方政府监管行为的再监督机制，将有助于提高环境保护政策的总体执行效果。实践中，尽管环保部成立了环保区域督察中心，而实际的再监督效果依然差强人意。原因是对地方政府在环境保护中的不作为并没有严厉的惩罚机制，因此，对地方政府实施环境责任追究制度显得非常必要。

另外，中央政府的再监督需要耗费巨大的监督成本，在目前环境执法资金严重不足的情况，中央政府对地方

政府实施常规的再监督也不现实。中央政府可以发展和利用社会的力量，对企业和地方政府同时实施监督。

8.4 基于合作博弈的自愿性环境协议

从上述分析结果可以看出，不管是命令控制型环境政策还是经济激励性环境政策，在执行过程中，如果只采取处罚措施，政府和企业很容易陷入博弈的“囚徒困境”中，具体表现为企业和地方政府的“合谋”。最理想的状态应该是政府制定环境政策后，通过采取有效的激励措施促使企业主动治理污染，企业和地方政府之间的关系应是伙伴式的合作关系，从而降低地方政府的监管成本。自愿性环境协议（Voluntary Environmental Management, VEMs）便是这样一种制度创新。

8.4.1 自愿性环境协议的涵义与发展

（1）自愿性环境协议的涵义

自愿性环境协议是指企业和政府之间的一种非法定的协议，旨在促进企业改进其环境行为，从而改善环境质量或自然资源的有效利用。它有别于命令控制型和经济激励型环境管理手段，政府管理部门通过与企业进行谈判协商，确定企业的环境目标，共同签署非强制型的自愿式协议，然后由企业采取措施达到协议中确定的目标。自愿性协议的内容一般包括两个方面：一是企业承诺在一定时间内达到某一环境（或节能）目标；二是

政府给予企业以某种激励。自愿性环境协议是非强制性的环境管理手段，更强调企业行动以自愿为基础，如果企业不参与也不会受到惩罚。实施自愿性环境协议手段可以实现与命令控制型环境政策、经济激励型环境政策的互补作用。从博弈论的视角，自愿性环境协议属于合作博弈的范畴。从制度经济学的角度，自愿性环境协议通过引入政府和企业之间的技术与信息共享、谈判协商机制等方式，使制度的制定与实施过程中充分反映了政府与企业双方的要求，部分解决了由于信息不对称而导致的决策低效率问题，减少了政府和企业对抗关系而导致的较高的交易成本。

（2）自愿性环境协议的发展

日本是最早提出和实施VEAs的国家。1964年，一家公司和当地政府达成了一项环境保护协议以保持低水平排放污染物。到了20世纪90年代，自愿性环境协议在日本得到了迅速发展。到1998年，日本地方政府和商业部门已达成了3000多项自愿性环境协议。欧洲第一个自愿性环境协议可以追溯到1971年，但到20世纪80年代末，自愿性环境协议才得到广泛地应用。截止到1998年，欧盟国家中已有350多个自愿性环境协议存在。在美国，许多自愿性环境协议得到应用，大多数被美国环境保护局和能源部所采纳。几乎所有的自愿性环境协议都建立在20世纪90年代。目前，VEAs在世界范围内均得到了长足发展。

8.4.2 自愿性环境协议在中国的实践

8.4.2.1 节能自愿协议试点

(1) 山东省的试点

试点的启动。经过十几年的实践,本世纪初,自愿性环境协议的效果已经得到国际节能界的广泛关注与肯定。而此时,中国正处在经济转型时期,亟待探索推进节能的新政策、新模式。因此,借助美国能源基金会“中国可持续能源项目”的资助,在美国劳伦斯伯克利实验室的技术支持下,中国节能协会从1999年10月开始进行了大量的调研,探索如何结合国外的成功经验,立足中国国情,将自愿性协议这一政策模式引进中国。在一系列调研的基础上,中国节能协会将山东省钢铁行业的两家龙头企业莱芜钢铁集团有限公司和济南钢铁集团总公司选为自愿协议的试点企业。2003年4月,两家公司与山东省经贸委签订了节能自愿协议,承诺三年内节能100万吨标煤,比企业原来的目标多节能14.3万吨标煤。

试点的效果。2005年,济南钢铁集团总公司完成吨钢综合能耗降低9%,节能29.2万吨标准煤,节能率6.1%,二氧化碳减排17.52万吨、二氧化硫减排5256吨,实现节能效益16060万元;莱芜钢集团有限公司完成吨钢综合能耗降低5%,节能7万吨标准煤,节能率达1.13%,

二氧化碳减排 4.19 万吨，二氧化硫减排 1258 吨，实现节能效益 6000 万元。²⁶⁶

试点的推广。在莱钢、济钢开展节能自愿协议试点成功的基础上，山东省于 2005 年决定进行节能自愿协议的试点推广工作。选定济南、淄博、济宁三市中耗能大、节能基础好、管理规范、有代表性的 11 家重点用能企业作为第一批节能自愿协议推广试点项目。各市经贸委（或经委）分别与选定的企业签订节能自愿协议，协议的期限为 2005 年 3 月至 2006 年 2 月。济南市实现节能效益 1.54 亿元、淄博市实现节能效益 10300 万元、济宁市实现节能效益 4065 万元。2007 年山东省将节能自愿协议试点范围进一步扩大，选定烟台、潍坊、泰安、枣庄、东营、菏泽、滨州的 38 家企业作为第二批节能自愿协议推广试点项目，从 2007 年 1 月 1 日至 12 月 31 日开展节能自愿协议的试点工作。试点工作进展顺利，到 2007 年 6 月底共实现节能效益 28215 万元。²⁶⁷之后，山东省在全省范围内进行了节能自愿协议的试点工作。

（2）全国范围的试点

自 2003 年第一个节能自愿协议签订开始，节能自愿协议在我国呈现了较好的发展态势。在 2004 年底发布的

²⁶⁶中国节能协会. 山东节能协议试点及推广. 自愿协议简报, 第 15 期.
<http://www.cecaweb.org.cn/CN/dshwq.html>

²⁶⁷中国节能协会. 山东节能协议试点及推广. 自愿协议简报, 第 15 期.
<http://www.cecaweb.org.cn/CN/dshwq.html>

《节能中长期专项规划》中，国家发改委将“节能自愿协议”列为政府拟推行的节能新机制之一；“十一五”期间，节能自愿协议的试点工作已推广到了全国范围。

2007年，欧盟第二期亚洲环境支持项目（示范项目—在中国城市环境管理中试用自愿协议式方法）选取南京6家企业（扬子石油化工有限公司、华能国际电力股份有限公司南京电厂、中国水泥厂有限公司、上海梅山钢铁股份有限公司、南京钢铁联合（股份）有限公司、南京汽车集团有限公司）西安4家企业（青岛啤酒西安汉斯集团有限公司西安公司、陕西鼓风机（集团）有限公司、西安西郊热电厂、汉兴实业有限公司）以及克拉玛依市的3家企业（独山子石化公司、新疆油田公司、克拉玛依石化公司）作为VEAs的示范企业，尝试通过采用自愿协议式环境管理方法，挖掘企业潜力，实现企业年节能和减排3-5%的目标。

在选取的示范企业中，除南京市的上海梅山钢铁股份有限公司外，其余示范企业均完成了协议目标。说明，自愿协议式环境管理模式还是值得推广的一项环境政策手段。

假如没有利益驱动，作为理性“经济人”的企业不可能参与到自愿协议中来。在协议实施过程中，三个市政府都给予了示范企业一定的资金支持和荣誉奖励。所以，政府的激励是自愿性环境协议得以有效实施的基本保障。

8.5 本章小结

作为经济运行的微观主体，企业的环境行为主要表现在资源消耗和污染物排放两个方面。作为理性的“经济人”，企业在追求利润最大化的目标指引下，必然会根据环境政策和利益相关者的影响，调整自身的决策和行为取向。企业的趋利本质和产权不明是企业成本外部性的主要动因。影响企业环境行为的因素来自企业内部和外部两个方面。企业对于包括公民形象建设、政府奖励、技术革新等因素导致的收益的期待构成了环境行为的内部驱动力，而政策环境、经济环境以及社会环境，特别是利益相关者的反应，构成了企业环境行为的外部压力。理性犯罪理论证明，只有在遵守成本小于预期的违规惩罚的情况下，追求利润最大化的企业才会遵守环境政策。在环境政策执行过程中，企业和地方政府存在利益博弈关系，根据博弈模型的分析结果，理想的状态是在政府不监管的状态下，企业主动执行环境政策。此种理想状态，可以通过政府的补贴和奖励，以及企业的绿色技术创新而达到。通过分析混合战略纳什均衡的解可知，地方政府对企业的处罚力度越大、监管概率越大、监管成本越低，企业执行环境政策的可能性就越大。而我国的现实是上述3个条件都不具备，而且地方政府还存在与企业共谋的动机，因此加大对地方政府和企业的监督，并对地方政府的不作为进行严惩才有助于环境政策在地方的有效执行。鉴于中央政府的监督需要更高的成本支出，

依靠社会的力量，完善社会监督机制显得非常迫切。同时，还应进行制度创新，促使企业和政府由非合作博弈转向合作博弈，我国目前正在试点的自愿性环境协议正是这样的制度创新。因此，营造公开透明的市场环境，提高企业的责任意识，鼓励公众参与，发挥媒体的监督作用，采用奖惩结合、标本兼治的综合措施，将构成促进企业良好环境行为的低成本而长效的方式。

第9章 问卷调查

为了验证笔者的论点，本研究从 2011 年 4 月 1 日至 7 月 1 日进行了问卷调查。地方环保部门的环境监察人员始终处于我国环境政策执行的前沿，他们的感受和观点能够切实反映我国环境执法的现状以及存在的典型问题。有鉴于此，我们将地方环境监察人员作为调查对象，选取适量的样本展开问卷调查。笔者利用所在单位组织全国环境监察干部岗位培训班的机会，在培训班上分发问卷并要求调查对象集中填写。本次调查共收回问卷 416 份，其中有效问卷 411 份，有效率达到 98.8%。

9.1 问卷调查的内容

调查内容包括三部分：

第一部分旨在对环境政策的执行效果进行调查，其中选取了十项可以表征中国环境政策执行效果的指标，分别是：1) 中国环保法律体系的完善程度，2) 中央政府环境政策执行效果，3) 地方政府环境政策执行效果，4) 中国企业环境保护的效果，5) 现行的罚款额度对违法者的震慑作用，6) “统一监管与分部门管理相结合”

的管理体制的效果, 7) 中国环境司法的效果, 8) 公众参与环保的成效, 9) 媒体在环保中的作用, 和 10) 节能减排目标责任制的效果。问卷将表示效果的分值设为 1-7, 分别代表“极差”、“差”、“较差”、“不确定”、“较好”、“好”、和“极好”。

第二部分旨在针对影响环境政策执行效果的主要因素获取调查意见。问卷共选取了 37 个可能影响环境政策执行效果的因素, 分别是: 1) 国家环境立法完善程度, 2) 国家对环境保护的重视, 3) 中央或地方政府的决策, 4) 环保部门参与综合决策, 5) 环保职责分散于不同的政府部门, 6) 环保部门与相关部门之间的协调机制, 7) 环境行政执法体系的完善程度, 8) 国家环境执法监督机制, 9) 增强环境司法的保障力量, 10) 中央政府的资金投入, 11) 环境信息公开制度, 12) 环保部门的权威, 13) 环境执法人员的数量和能力, 14) 环境执法机构的技术保障, 15) 环境执法机构的经费保障, 16) 对守法企业的奖励力度, 17) 对违法企业的惩罚力度, 18) 企业管理层对环保的认识程度, 19) 企业内部的环保机制, 20) 企业所有制形式, 21) 地方政府官员政绩考核, 22) 主管机关对地方政府的问责制, 23) 地方政府的财政状况, 24) 地方(区域)产业布局, 25) 地方政府的资金投入, 26) 地方政府对税源的依赖程度, 27) 地方政府对环境执法的干预, 28) 同级地方政府之间的协调机制, 29) 环境宣传教育, 30) 非政府组织的作用, 31) 公众

的环保意识, 32) 公众环保维权的渠道, 33) 公众参与环境保护的动力机制, 34) 媒体的影响力, 35) 媒体报道的公正客观性, 36) 媒体报道的深度, 以及 37) 媒体的传播范围。影响程度的分值为 1-7, 分别代表“非常重要”、“重要”、“比较重要”、“不确定”、“比较不重要”、“不重要”、“非常不重要”。

之所以打破常规的 1-5 的分值模式, 目的在于试图发掘更加细微的意见分类, 以便增加分析的价值。

第三部分是调查对象个人和单位的基本信息, 包括性别、文化程度、职务、所在地区; 单位基本信息包括级别(省、市、县)、县级执法车辆拥有情况、县级环境监测站的建设情况。(关于问卷调查表的详细内容, 详见“附录”。)

9.2 问卷调查的目的

本问卷调查的目标意在获得如下信息: 1) 县级环境执法机构部分执法资源的现状; 2) 基层环境执法者对目前中国环境政策执行现状的看法; 3) 基层环境执法者对笔者识别的影响环境政策执行的关键因素的认同(或否定)程度。

9.3 调查结果求值及分析

问卷经过收集、归类和整理之后, 笔者运用统计产品与服务解决方案(SPSS)软件对调查数据进行了求值,

采用描述性统计分析方法取得百分比、平均值等。在调查数据得到量化之后，笔者做出了初步的统计分析。

9.3.1 调查对象的基本特征

从有效问卷对象的地域分布来看，除去 46 份问卷未填写所在省份外，所收集的问卷基本覆盖全国大部分省份及直辖市（见图 9-1）。其中，占全部问卷 88.1%的有效问卷在各省市的分布较为平均，具有高度的代表性。

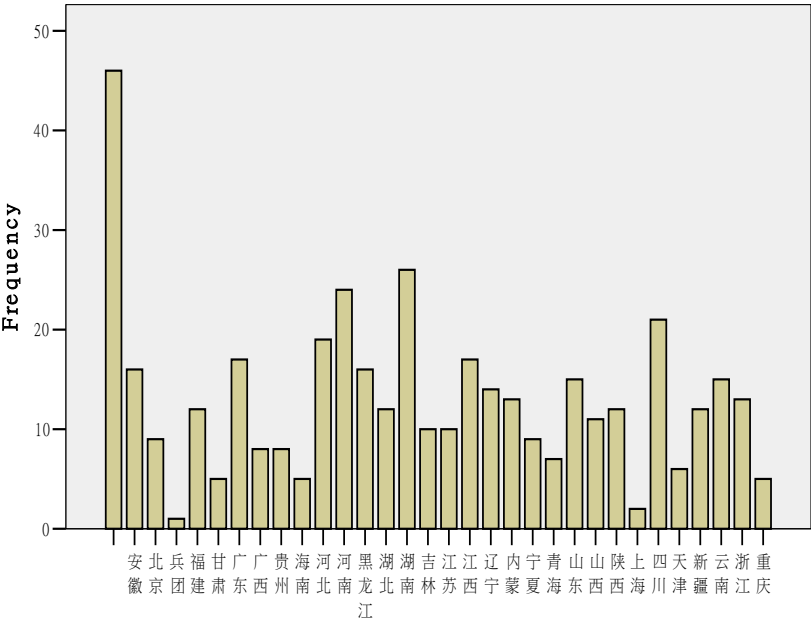


图 9-1 问卷地域分布情况

关于调查对象的学历情况，本科学历及本科以上学历占到总数的 58.9%(见表 9-1)，大专以下人数只占 2.2%，因此可以保证绝大多数调查对象能够充分理解问卷中的

问题。

表 9-1 调查对象学历分布情况

	频数	百分比	有效百分比	累计百分比
本科	229	55.7	56.8	56.8
大专	152	37.0	37.7	94.5
硕士研究生以上	13	3.2	3.2	97.8
大专以下	9	2.2	2.2	100.0
有效总数	403	98.1	100.0	
缺省值	8	1.9		
总数	411	100.0		

调查对象中，来自县级执法机构人数占 64.5%，来自（地）市级和省级执法机构的人数分别为 29%和 4.9%(1.7%的问卷在该信息上为缺省值)。可以看出，调查对象主要来自我国环境执法监察队伍的基层（见图 9-2），尤其有利于获取县级执法机构的基本信息。

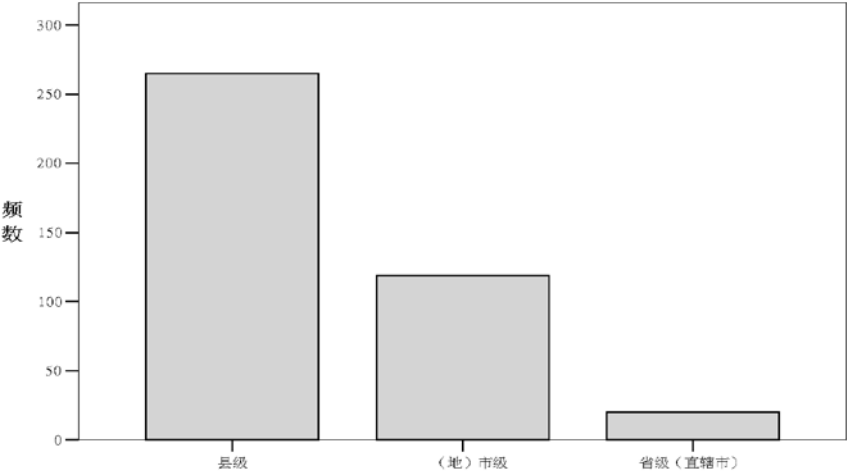


图 9-2 调查对象在各级执法机构中所占比例

关于县级的执法机关是否设立环境监测站的问题，根

据有效的 274 份问卷可以看出，82. 5%的县级执法机构建有环境监测站，而 17. 5%的尚未建立（见表 9-2）。

表 9-2 县级环境监测站的设立情况

		频数	百分比	有效百分比	累计百分比
有效值	否	4	11.5	17.5	17.5
	是	226	54.3	82.5	100.0
	总计	274	65.9	100.0	
缺省		142	34.1		
总计		416	100.0		

关于县级环境执法机构拥有执法车辆的情况，来自县级执法机构的 258 人回答了这一问题，调查结果是平均 8.96 人拥有一辆执法交通工具，也就是说，县级执法机构人均拥有的车辆数为 0.11 辆。然而，根据《全国环境监察标准化建设标准》的规定，三级标准（最低标准）应该是 6 人拥有一部执法车辆，这说明目前县级环境执法机构的执法车辆依然严重不足（见表 9-3）。

表 9-3 县级执法机构人均拥有车辆数

	样本量	最小值	最大值	平均值		标准差
	Statistic	Statistic	Statistic	Statistic	Std. Error	Statistic
平均几人拥有一辆执法交通工具	258	0	60	8.96	.406	6.527
Valid N (listwise)	258					

9.3.2 环境政策执行效果

从平均值和百分比两个不同的角度分析调查数据，

结果基本反映了中国环境保护的现状，与笔者的观点是吻合的。

(1) 平均值分析

将各项指标所得分值归总求得平均值，结果如表 9-4。平均值都分布在 4（不确定）与 5（较好）之间。“不确定”可以被解读为没把握、不抱希望或是较差的婉转说法。如果说普通大众会受媒体的影响，通过“选择性的倾听”，偏重于以“坏消息”来形成自己的观点，而相形之下，作为一线的执法人员，被调查者的判断则更为客观和理性。问卷的结果反映了一个不容忽视的现实：我国环境政策执行领域的一线人员的态度不够乐观，甚至对该现状能否在可预见的未来得到进一步改善抱有迷茫的看法。

表 9-4 环境政策执行效果调查结果平均值

	总数	最小值	最大值	均值	标准差
中国环境法律体系的完善程度	406	2	7	4.90	1.121
中央政府环境政策执行情况	412	1	7	4.96	1.080
地方政府环境政策执行情况	389	1	7	4.34	1.321
中国企业环境保护的效果	409	1	7	4.20	1.236
现行的罚款额度对违法者的震慑作用	398	1	7	4.03	1.466
“统一监管与分部门管理相结合”的环境管理体制的效果	411	1	7	4.34	1.395
环境保护部级联席会议的效果	400	1	7	4.72	1.244

司法机关在环保中的作用	411	1	7	4.08	1.430
公众参与环保的成效	401	1	7	4.65	1.219
媒体在环保中的作用	409	1	7	4.78	1.323
节能减排目标责任制的效果	400	1	7	4.80	1.225
Valid N (listwise)	361				

中央政府环境政策执行效果得分为 4.96，近似于较好，说明对中央政府在环境保护中的一系列措施比较肯定，但对全国环境质量状况并不乐观，中央政府还需要采取更为切实有效的措施进一步改善环境质量。这与中国的现状比较吻合。《2010 年中国环境状况公报》显示，全国地表水污染依然较重，地下水环境质量很不乐观。2010 年在全国 182 个城市选取 4110 个水质监测点进行了地下水水质监测，结果表明：水质为极差和较差的监测点共占 57.2%。²⁶⁸酸雨分布区域面积没有减少，酸雨控制措施仍需加强。

中国环境法律体系的完善程度得分为 4.9，趋于较好，表明中国环境法律体系比较完善，但仍有缺陷，比如，现行的罚款额度对环境违法者的震慑作用不大（平均值为 4.03，趋于不确定，分值最低）。该发现与本研究的第 3 章的论述相吻合。

节能减排目标责任制的效果分值为 4.80，说明节能减排目标责任制对节能减排目标的实现起到了一定的推动作用，但并未达到最佳效果。这样的结果比较符合以

²⁶⁸参见《2010 年中国环境状况公报》。

下现状：虽然在节能减排目标责任制的实施过程中实行的问责制，促进了各地政府节能减排指标的实现；同时，为了完成节能减排指标，一些地方采取了有悖科学发展观和节能减排宗旨的做法，比如拉闸限电，甚至拉掉民用电，扰乱了企业的正常经营和百姓的生活秩序。

媒体在环保中的作用分值为 4.78，公众参与环保的成效分值为 4.65。这两项属于社会监督的范畴，结果说明环境政策执行过程中，社会监督的作用得到了肯定，但其效果并不显著，仍有待于提高。

作为协调机制基本内容的环境保护部级联席会议，其效果分值为 4.72。说明这种形式的协调机制虽然值得肯定，但没有达到最佳效果。

平均值小于 4.5 时可以界定为“不确定”乃至“较差”。调查结果显示，地方政府和企业的环境政策执行中的表现差强人意（平均值分别为 4.34 和 4.20）；“统一监管与分部门管理相结合”的环境管理体制效果欠佳（平均值为 4.34）；司法机关在环境政策执行过程中未起到显著的作用（平均值为 4.08）。

（2）百分比分析

笔者按照调查对象选择不同分值的百分比来分析调查结果，剔除了最小值（极差），并将其他 6 个分值对应的百分比进行列表（见表 9-5）。结果发现，29.1%的调查对象认为现行的罚款额度对环境违法者的震慑作用较差，更值得重视的是，这是唯一一个选择较差的人数大于选

择较好人数的指标，而且选择不确定和较差的人员之和竟然高达了 41.9%，效果欠佳的指标（平均值小于 4.5）的共同特征是选择不确定的人数与选择较差人数的比例之和均在 40%左右，而且大于选择较好人数的比例；对于平均值大于 4.5 的指标，选择较好的人员的比例虽然过了 40%，但没有超过 50%。这说明，被调查者对目前中国环境政策执行效果并不乐观。

表 9-5 环境政策执行效果调查中被调查者选择各分值的百分比（%）

指标	极 好 (7)	好 (6)	较 好 (5)	不 确 定 (4)	较 差 (3)	差 (2)
1. 中国环境法律体系的完善程度	5.5	21.4	48.3	10.2	11.2	2.9
2. 中央政府环境政策执行效果	5.6	23.8	44.4	15.4	8.8	1.7
3. 地方政府环境政策执行效果	4.9	10.1	38.5	16.0	23.0	5.7
4. 中国企业环境保护的效果	3.4	8.1	34.6	19.7	28.7	3.7
5 现行的罚款额度对环境违法者的震慑作用	5.3	9.5	28.3	12.8	29.1	12.1
6. “统一监管与分部门管理相结合”的环境管理体制的效果	4.6	15.3	29.9	22.4	17.3	7.8
7. 中国环境司法的效果	3.4	12.7	26.3	21.9	21.4	10.7
8. 公众参与环保的成效	4.7	16.2	43.6	17.0	13.0	4.5
9. 媒体在环保中的作用	6.1	22.0	42.1	13.2	9.8	4.2
10. 节能减排目标责任制的效果	5.8	21.5	40.0	18.3	10.0	3.0

9.3.3 影响环境政策执行的因素

对各因素影响环境政策执行的程度进行评价，从所得的分值中求出平均值，然后按照平均值由大到小的顺序进行排列，所得结果如表 9-6 所示。

表 9-6 各因素对环境政策执行的影响程度的平均值

因素	对政策执行影响程度的平均值
国家对环境保护的重视	6.49
中央或地方政府的决策	6.44
环境执法机构的经费保障	6.44
中央政府的资金投入	6.40
环保部门的权威	6.40
环保部门参与综合决策	6.39
增强环境司法的保障力量	6.38
环境行政执法体系的完善程度	6.36
对违法企业的惩罚力度	6.36
国家环境立法完善程度	6.35
环境执法机构的技术（设备）保障	6.32
环境执法人员的数量和能力	6.31
地方政府官员政绩考核	6.28
主管机关对地方政府的问责制	6.23
企业管理层对环保的认识程度	6.17
国家环境执法监督机制	6.14

地方政府的资金投入	6. 10
环保部门与相关部门之间的协调机制	6. 09
媒体报道的公正客观性	6. 06
环境宣传教育	6. 05
地方政府的财政状况	5. 95
环境信息公开制度	5. 93
企业内部的环保机制	5. 92
公众的环保意识	5. 90
地方（区域）产业布局	5. 82
媒体的影响力	5. 79
媒体报道的深度	5. 73
媒体的传播范围	5. 73
公众环保维权的渠道	5. 69
公众参与环境保护的激励机制	5. 66
同级地方政府之间的协调机制	5. 66
地方政府对环境执法的干预	5. 62
对守法企业的奖励力度	5. 62
地方政府对税源的依赖性	5. 60
环保职责分散于不同的政府部门	5. 32
非政府组织的作用	5. 15
企业所有制形式	4. 83

从上表的选项和结果可以看出，国家对环境保护的重视得分最高（分值为 6. 49）。此处的“国家”特指中央

政府，该结果说明，在中国当前的集权体制下，中央政府的态度是环境政策得以有效执行的根本保障，只有中央政府高度重视了，环境政策才有可能得以顺利执行。比如，正是由于中央政府的高度重视以及所实行的严厉的问责制，才保证了“十一五”节能减排目标的实现。而本研究隐含的前提是，中央政府的行为目标是倾向于寻求社会公共福利最大化，也就是说，本研究是在中央政府重视环境保护的前提下展开的。该调查结果支持了本研究的观点。

(1) 环境政策质量对环境政策执行的影响

归类于环境政策质量的中央或地方政府的决策，得分处于第二高位（分值为 6.44）；对违法企业的处罚力度（分值为 6.36）、主管机关对地方政府的问责制（分值为 6.23）、地方政府官员政绩考核（6.28），其分值则介于“重要”和“非常重要”之间；对守法企业的奖励力度分值为 5.62，属于“重要”的因素。由此可见，环境立法质量（环境政策质量）构成了关键的因素。

(2) 政策执行资源对环境政策执行的影响

属于政策执行资源的环境执法机构的经费保障得分并列第二高位（分值为 6.44），说明环境执法机构，尤其基层环境执法机构的经费保障对其执法影响最大，这与基层环境执法机构普遍缺乏经费保障有极大的关系。环保部门的权威并列第三（分值为 6.40）。这一结果表明，

在政府决策和经费保障的前提下，环保部门的权威性构成了基层执法人员最为关注的问题。这与我们在第四章中所论证的观点是不谋而合的。对地方环保部门的“条块式”领导和管理制度致使地方环保人员必须在行业上级领导（环境保护部）和地方政府之间寻求微妙的平衡和生存空间，从而制约了他们在环境执法过程中的权威性。特别是地方政府“重经济，轻环境”的保护主义倾向，构成了掣肘环境执法的主要因素。另外其他类型的执法资源，如环境执法人员的数量和能力、环境执法机构的技术（设备）保障的平均值分别为 6.31 和 6.32，介于“重要”（分值为 6）和“非常重要”（分值为 7）之间，印证了执法资源是关键影响因素的论断。

（3）财政体制对环境政策执行的影响

中央政府的资金投入得分位居并列第三（分值为 6.40），这一点与中央政府环保资金的投入不足存在直接关系。地方政府的资金投入分值为 6.10，其他因素，如地方政府的财政状况（分值为 5.95）、地方政府对税源的依赖性（分值为 5.6），其分值接近 6（重要）。因此，财政体制是影响环境政策执行的第三重要因素。

（4）环境管理体制对政策执行的影响

环保部门参与综合决策的得分位居第四（分值 6.39）；增强环境司法的保障力量的得分位居第五（分值 6.38），环境执法体系的完善程度（分值 6.36）、国家环境执法监

督机制(分值 6.14)、环保部门与相关部门之间的协调机制(分值 6.09)、媒体的报道的公正客观性(分值 6.06)、地方政府对环境执法的干预(分值 5.65)是重要因素;与公众参与相关的因素分值接近与 6,属于重要因素;环保职责分散于不同的政府部门(分值 5.32)、非政府组织的作用(分值为 5.15)属于比较重要的因素。对于政府部门职责分散、彼此掣肘的问题,被调查者的反馈低于笔者的论断。究其原因,可能是作为基层的执法人员,被调查者业已对现行的部门设置和职责分工制度习以为常了,未能站在更加宏观的高度理解问卷设计的意图。另外,被调查者对非政府组织的作用的看法同样低于笔者的论断,原因很可能是非政府组织在基层的活跃度和作用并未得到有效的彰显和发挥。这同时也反映了非政府组织在我国的环境保护领域大多停留于舆论制造阶段,而就深入地方、介入具体环保项目的程度而言,其作用则亟待提高。非政府组织在环境执法中的影响必然会日益提高,这一趋势业已在西方发达国家和部分发展中国家得到了充分印证。

(5) 地方政府的行为

主管机关对地方政府的问责制(分值为 6.23)、地方政府官员政绩考核(6.28),其分值介于“重要”和“非常重要”之间;这两个因素通过影响地方政府的行为而对环境政策执行产生影响。

（6）企业的行为

企业所有制形式得分最低（4.83）。这说明，在被调查者心目中，不管是哪一类企业，国有的，民营的，还是外资的，都无一例外地以利益最大化为目的，不会主动执行环境政策，乃至设法规避环境执法人员的监督。这一点也推翻了大众的普遍印象，即具有私有性质的企业更具有外部性的冲动。然而，形成鲜明对比的是，企业的管理层对环保的认知程度得到了被调查者的高度重视（平均值为6.17），而且企业本身具有健全的环保机制，其得分也相对较高（平均值为5.92）。这说明，如果企业领导层高度重视，而且具有健全的环保机制，地方环保部门执行环境政策的阻力就会减弱。另外，加大对违法企业的处罚力度（分值为6.36）和加大对守法企业的奖励力度（分值为5.62）有利于促使企业守法。奖励企业比处罚企业分值低，这一点说明，被调查者对守法企业实施奖励的提议并没像笔者想象的那样热衷。在基层执法人员看来，限制企业消极的破坏行为要远胜于鼓励企业的积极建设行为。

9.4 本章小结

综上所述，本章的目的在于通过问卷调查的结果验证本研究的论点。我们采取了在不同的培训班上分发问卷并集中填写的方式实施本次调查。调查对象属于各级环境监察人员，其中64.5%来自县级环境执法机构，保证

了所获取的县级执法机构的基本信息具有代表性。笔者运用 SPSS 统计软件对调查所得数据进行分析,结果总结如下:

(1)县级执法机构平均 8.96 人拥有一部执法车辆,低于《全国环境监察标准化建设标准》所规定的最低标准,说明目前环境执法机构的执法车辆仍然严重不足;另有相当数量的县级政府仍然没有建立环境监测站,说明县级执法机构的设置和技术保障有待配套。

(2)通过对 10 项表征环境政策执行效果的指标进行评价,笔者发现各指标所得分值的平均数均处于“不确定”与“较好”之间,说明我国环境政策执行的总体状况处于一般水平,需要进一步改善。具体到各项指标,结果是:中国环境法律体系比较健全,节能减排目标责任制对实现节能减排目标起到了推动作用,但并未达到最佳效果;媒体的舆论监督和以非政府组织为代表的公众参与在环保中的作用得到了肯定,但两者的效果不够显著;地方政府和企业的环境政策执行过程中表现欠佳;“统一监管与分部门管理相结合”的环境管理体制未能得到基层环保执法人员的高度重视;司法机构在环境政策执行过程中未起到显著的作用;现行的罚款额度对环境违法者的震慑作用不大。分析调查对象选择不同分值的百分比,所得结果与通过分析平均值所得的结果相同。

(3)对选取的 37 个因素影响环境政策执行的程度进行评价,经过平均值分析,笔者发现,除了企业所有

制形式不是影响环境政策执行的重要因素外，其他因素都可以归类为关键的影响因素。

除了多头管理的职能设置和非政府组织的作用之外，其他调查结果与笔者在前面章节中的论述和观点是吻合的。

第10章 结论和政策建议

10.1 主要研究结论

本研究在梳理国内外公共政策执行文献的基础上，借鉴国外公共政策执行的研究成果，根据中国的实际，提炼出影响中国环境政策执行效果的主要因素，包括环境政策质量、政策执行资源、正式制度、政策执行主体和政策对象的行为、社会力量的监督。在理性“经济人”假设、机会主义假设和资源稀缺性假设的前提下，以制度分析、行为分析和利益分析为主线，运用博弈论、委托-代理理论、公共选择理论、外部性理论及公共物品理论，结合案例分析和问卷调查，逐一分析各因素对环境政策执行效果的影响，发现环境政策执行效果是上述因素共同作用的结果。具体表现在以下几个方面：

10.1.1 环境政策设计不完善

环境政策是环境政策执行的逻辑起点，环境政策的设计质量直接影响其执行的效果。笔者通过分析大量的统计数据和具体的法律规定，发现，我国环境立法的不

完善和几个主要的环境保护制度在设计层面的缺陷构成了我国环境政策执行乏力的主要原因。

10.1.1.1 环境立法不完善

政府环境责任不明确。现行环境立法重视行政相对人的环境责任，而轻视政府的环境责任。环境立法中规定的法律责任主要是针对行政相对人的违法行为，而对政府作为行政决策者及行政审批者没有履行环境职责则缺乏法律责任追究。由于现行法律法规对政府及其部门可能影响环境的决策行为缺少可操作性的约束性机制，地方政府履行环境责任的缺失形成了常态，进而严重制约了我国环保事业的发展。

法律法规之间缺乏协调和统一，具体表现为：1) “一事不再罚”的规定纵容了企业的违法。《行政处罚法》规定：“对当事人的同一个违法行为，不得给予两次以上罚款的行政处罚”。此规定不适用于对违法排污行为的处罚，因为违法排污行为具有连续性；3) 下位法不依照上位法的要求制定配套性法规。一些法律虽然提出了实体性要求，却没有配套的程序性规定，从而削弱了法律规定的操作性。

对违法排污者的经济处罚规定的不尽合理。首先，罚款规定上限。除2008年修订的《水污染防治法》对重大水污染事故的处罚外，我国环境法律对违法行为的处罚不论违法行为持续时间长短，均不能超越规定的上限额度。这种规定对不同违法程度、不同违法持续时间的

案件实施同一处罚标准,造成了处罚结果的不公。其次,处罚金额太低,致使企业的违法成本低于守法成本,从而降低了处罚对企业违法行为的威慑力。再者,未明确规定处罚自由裁量的依据,在规定了处罚的最高上限之后,法律并没有给出更详细的处罚原则,在上限范围内的惩罚金额主要由执法者主观断定。在监督机制不完善时,这样的规定很容易诱发执法者的腐败。

政府环境责任不明确、缺乏协调和统一、处罚规定不合理是环境制度共同的缺陷。除此之外,每一项环境保护制度还具备其特有的缺陷。

10.1.1.2 环境影响评价制度的缺陷

违法成本低,执法成本高。《环评法》规定,对未依法报批建设项目环境影响评价文件,擅自开工建设的,责令停止建设,限期补办环评手续;对逾期不补办手续者处以罚款。这一规定的漏洞是,似乎所有的未报批环境影响评价文件的单位都可以通过补办环评手续的方式弥补其过失,客观上“鼓励”企业未批先建,减轻了企业违法的风险,造成“先上车,后补票”的严重后果。对逾期不补办环评手续的处罚上限为二十万元,这对大多数建设项目缺乏足够的震慑力。

未明确规定环评的启动时间。《环评法》没有明确规定规划和项目环评的启动时间。实践中,环评基本上是在计划部门立项后,即在开发行为已基本被政府有关部门认可后才开始进行的。此时,工程选址、布局、产品

方案、规模、工艺路线等已基本确定。环评作为事前预防性手段的作用无从发挥，而只能发挥末端治理作用或使不法状态合法化，违背了环评制度污染防治的宗旨。

公众参与机制不健全。公众参与时机滞后、参与的阶段较少；信息公开渠道不畅；参与主体少、参与途径单一；公众权利缺乏司法保障和救济。

分级审批的缺陷。分级审批赋予地方环评报告审批部门很大的自由裁量权。如果缺乏相应的监督和控制机制，容易产生地方保护和滋生腐败。

10.1.1.3 “三同时”制度的缺陷

“三同时”合格验收的依据是污染物浓度是否达标排放，属于分散的末端治理模式，不能控制局部地区的污染物排放总量，对小型企业显失公平。由于法律对不正常运行环境保护设施的行为处罚偏轻，致使“三同时”验收合格的设备不一定能正常运行。

10.1.1.4 排污许可证制度的缺陷

排污许可证发放范围窄且种类少。管理对象大都为主要污染源，不能把全国的污染物纳入统一的严格控制之下，有违污染防治的原则，其作用非常有限。

10.1.1.5 限期治理制度的缺陷

第一，限期治理的对象是“超标排污”和“对环境造成严重污染”的单位，但对何谓“严重污染”则没有明确的定量标准；第二，对不同污染源限期治理的决定

权不同，不同地方（省）对同一污染源限期治理的决定权也不同，容易造成同一企业、同一种情况在不同地区会面临截然不同的处理；由于没有定量标准，很容易造成执法标准不统一，不利于公平执法和企业的公平竞争；也容易引发地方保护主义和腐败。第三，对污染企业决定“限期治理”直至“责令停业关闭”，一般要经过十分复杂且周期较长的程序和环节。除2008年修订的《水污染防治法》规定限期治理的期限最长不超过一年，其他相关法律并未作出明确规定。而且，对排污单位在限期治理期间能否继续生产，没有明确的规定。致使污染企业面对限期治理的决定时总能找出多种借口拒绝履行或者不当履行以拖延治理时间。结果是，当走完一系列繁复的法定程序，污染者受到处罚时，已经对环境造成了不可逆转的污染或破坏。

10.1.1.6 排污收费制度的缺陷

由于收费标准偏低，排污收费制度只起到了筹集资金的功能，没有起到抑制企业排污的作用；排污者只要达标排放，就是合法排污，这种末端控制模式导致全国主要污染物排放总量逐年增加；对达标排放的城镇污水集中处理设施不征收污水排污费的规定导致城市居民生活污水化学需氧量（COD）排放量大幅度增加，已远远超过工业化学需氧量（COD）的排放量；《排污费征收使用管理条例》的实施加剧了县级环境执法机构的资金困难。

10.1.2 政策执行资源匮乏

权威是保障政策执行的一种重要资源，环保部门在经济社会发展中责任重大，任务艰巨，虽然环保部门在环境保护工作中负有统一监督管理的职能，由于现行体制的原因，各级环保部门却没有被赋予相应的权力。统一监督管理部门与各分管部门之间没有行政上的隶属关系，其法律地位是平等的。同时，法律又没有赋予环保部门协调相关机构的行政权限，使得环境保护部门在行使统一监督管理的职能上大打折扣。而且地方环保部门隶属于同级政府，发展经济又是地方政府的首要目标，导致地方环保部门难以有效履行职责。

人力资源、财力资源和物力资源严重不足。基层繁重的环境执法任务致使基层环境执法机构人员严重超编，排污收费制度改革之前，大部分县级环境执法机构的经费来源于预算外收入（主要是排污费），排污收费实施收支两条线以后，由于预算外资金减少，超出财政拨款的人员工资只好挤占执法支出，严重影响了基层环境执法机构的正常执法。基层环境执法人员的能力不足、监测设备和执法设备的不足严重影响了执法效果。

在环境政策执行过程中存在着严重的环境信息不对称，表现为环境数据失真、不同口径的环境数据相互矛盾以及环境信息公开度不高。环境数据失真和不同口径的环境数据相互矛盾严重影响了对政策实行效果的评估，增加了中央政府获取信息的成本，也有可能因为

错误的信息输入而导致决策的失误。环境信息公开度不高致使公众参与无法有效开展。

10.1.3 现行环境管理体制的局限

横向环境保护职责分散且划分不合理导致：1) 资源和力量的分散，从而降低管理效率；2) 容易造成各自为政的局面；3) 在部门利益的驱动下，很容易产生各部门争权夺利、相互掣肘的利益矛盾和冲突。纵向实行分级管理，助长了地方保护主义。

环境污染和破坏产生的直接原因是在经济和社会发展的重大决策时没有充分考虑环境影响，致使经济发展和环境资源的承受力失调。环境保护只有参与到国家的综合决策之中，才能实现污染的源头预防，避免走先污染后治理的弯路。但目前中国的综合决策机制还不成熟。在“统一管理 with 分部门管理相结合”的环境管理体制下，部门间的协调与合作是环境政策得以有效执行的基本保障，但由于环保部门的权威不够，目前所呈现的是“环保部门难统一，部门分工难协调”的局面。区域之间更是缺乏合作的传统。执法监督主要以行政监督为主，人大监督、司法监督和社会监督比较乏力。

10.1.4 现行财政体制的局限

中国财政体制改革和市场经济发展的历程，造就了地方政府独立的经济利益。由于“经济人”的特性得到

释放, 地方政府在经济决策中追求局部利益而无视全局利益的现象也日趋加剧。另外, 现行地方行政首长政绩考核指标体系中 **GDP** 的增量是重要的考核指标之一。因而, 地方政府决策者的惯常表现就是: 在任期内着力招商引资, 降低环保准入门槛, 基础建设和工业项目重复叠加, 把对环境资源的欠帐留给下一届政府。这也正是中国环境基础设施投资偏高而工业污染源治理投入偏低的根本原因。同时, 也造成地方政府的决策者在地区间相互攀比, 既而进一步强化了地方保护主义倾向。

地方政府普遍处于一种财权和事权不相匹配的状态。地方政府的财政收入在整个财政收入中所占比重明显的下降, 而地方政府财政支出占整个财政支出却逐年上升, 因此, 地方政府缺乏动力从事具有公共服务特性的环境保护。

现行转移支付制度导致地区间财政失衡。旨在弥补地方财政收支缺口以实现财政相对均衡及区域间基本公共服务的均等化的一般性转移支付所占比重偏小, 需要地方政府配套资金的专项转移支付所占比重却逐年增加, 给经济不发达地区造成极大的困难, 许多基层政府根本无钱配套, 大部分专项转移支付流向发达地区。基于地方既得利益的税收返还规模虽然稍有下降, 但由于其遵守收入来源地原则, 因此, 经济总量增长速度越快的地区, 税收返还越多, 加大了地区间的收入差距, 加剧了贫困地区的困难, 使贫困地区难于承受环境保护的投入。

税权和收入划分不合理，收入稳定、数额较大的税种为共享税，属于基层政府的地方税种则大多是收入不稳、税源分散、难于征管、缺乏弹性的小税种，基层政府缺少主体税种。为了保护地方税源，地方政府对财税贡献大的重污染企业，总是网开一面加以保护，出现了形形色色的“重点保护企业”，削弱了环境政策在地方的执行力度。

虽然 2006 年环境保护支出科目已被正式纳入国家财政预算，中央财政和地方财政对环境保护的投入依然没有倾斜。中国环保投资总量严重不足，且环保投资结构也不尽合理。表现为：中国环保投资主要集中在城市环境基础设施建设，而对环境改善影响较大的工业污染治理投入（环保投入）所占比重一直较小。

10.1.5 财政分权和行政集权对地方政府执行环境政策缺乏激励

运用多任务委托-代理模型分析地方政府在环境政策执行过程中与中央政府的博弈行为，得到如下结论：中央政府有两种办法激励地方政府的环境保护工作：即对地方政府环境保护的直接奖励，或者弱化对发展经济的激励。而现实是：一方面，财政分权使地方政府成为独立的“经济人”，发展经济是其首要目标；另一方面，行政集权下官员提拔的依据是其政绩，而政绩考核的两个重要指标是就业率和财政税收状况，可以说，现行政

绩效考核制度变相地激励地方政府发展经济。根据上述模型结果，地方得到的是发展经济的激励，自然会忽视辖区的环境保护。财政分权不变的情况下，完善官员政绩考核制度是环境政策有效执行的根本保障。

10.1.6 奖惩机制的作用

通过博弈模型分析了在环境政策执行过程中地方政府之间以及地方政府和企业之间的博弈行为，结果如下：对不治理的行为实施处罚以及对治理的行为进行奖励或补偿均有利于地方政府（或企业）治理污染。从而论证了改善地方政府官员的政绩考核制度、对环境不作为的地方政府实行责任追究机制、实施生态补偿机制、加大对守法企业的奖励及加大对违法企业的处罚力度都能促进环境政策的有效执行。

10.1.7 实施自愿性环境协议的必要性

通过分析企业与地方政府之间博弈的混合战略纳什均衡解，得知：为促使企业主动执行环境政策，地方政府一方面要加大对违法企业的处罚力度，另一方面，要提高管理效率，包括提高监管概率和降低监管成本。而中国的现状是上述三个条件都不具备，最佳的选择还是博弈双方进行合作。自愿性环境协议便是基于合作博弈的制度创新。

10.1.8 加大社会监督的力量

通过分析企业与地方政府之间博弈的混合战略纳什均衡解,得知,建立对地方政府监管行为的监督机制,将有助于提高环境保护政策的执行效果。而中央政府的监督需要耗费巨大的监督成本,在目前环境执法资金严重不足的情况,中央政府对地方政府实施常规的监督也不现实。因此,中央政府可以发展和利用社会的力量,对企业和地方政府同时实施监督。

10.2 政策建议

为了保证环境政策的有效执行,笔者认为至少应在以下几个方面有所改善:

10.2.1 完善环境政策体系

(1) 提高环境政策质量

针对其设计缺陷分别对环境影响评价制度、排污许可证制度、限期治理制度、排污收费制度作相应的改进,建议废除“三同时”制度。同时,在一下几方面完善环境立法:

1) 强化政府的环境责任,完善责任追究机制

保证对不执行环境法律法规、政策而造成严重后果的、对因决策失误或行政干预等原因造成生态破坏和环境污染的,追究有关单位及其负责人的行政责任,甚至刑事责任。

2) 加强环境法律、法规之间的协调和统一

应对“一事不再罚”的原则做出具体规定,最好规定违法1天构成一个违法行为,使排污者无空子可钻,同时也让执法者有据可依。

3) 完善处罚规定

不应规定绝对的罚款上限。应借鉴美国的做法,规定每日罚款的上限额,并规定在上限范围内确定罚款数量的依据,使排污时间越长、排放污染物越多的企业受到的处罚越大。对于已造成环境污染的企业,应根据企业规模或造成污染的强度对罚款额度进行调整,调整原则是应该让污染者付出与其污染影响相当甚至更大的经济代价,从而提高企业违法的经济成本。同时也削弱了执法者的自由裁量权。

(2) 推行自愿性环境协议

通过实施自愿性环境协议,改变政府与企业的非合作状态,进而以较低的执行成本保证环境政策的有效执行。

10.2.2 改进环境管理体制

科学划分各部门的职能。应本着“国家监察、地方监管、单位负责”的基本原则,建立高效的环境管理机构。在横向管理上,为了加强环境管理部门的统一监督管理,应将资源管理部门的环保职能剥离出来,划归环

境管理部门统一监管。纵向上，合理划分中央政府和地方政府的环境事权，为实现环境财权和环境事权的匹配创造条件。明确中央政府与地方政府的环境职责，环境保护部应按照其职责范围调整管理权限，使政府环境事权的管辖范围与环境问题的影响范围相对应。鉴于环境问题是跨行政区域的问题，地方政府不可能对辖区的环境质量完全负起责任；另外，地方环境保护行政主管部门从属于同级地方政府是导致环境政策难以执行到位的根本原因。基于以上问题，可设立两套垂直管理的体系，一是国家级的环境保护垂直管理系统，二是省以下的地方环境保护垂直系统。如果近期不能实行垂直管理，建议改革环保系统人事任命制度，中央以下的环境保护行政主管部门第一把手的人事任命由地方政府提名，上级环保部门进行审批，必要时上级环保部门可直接任命下一级的环保局长，以摆脱地方环保部门受制于地方政府的局面。另外，扩大地方环境执法人员的编制，并由事业编制改为公务员编制。同时，还应完善现有的运行机制，包括：

（1）完善环境与发展综合决策机制。通过建立并实施一套程序和制度，使环境保护能够参与审议有关对环境具有重大影响的经济和社会发展的决策过程，并提出相应的环境保护对策建议。比如，各级政府应建立重大决策的环境影响评价制度、决策科学咨询制度、决策的部门会审制度、决策的公众参与制度、决策的监督与责

任追究制度等综合决策制度。

(2) 成立高级别的跨部门的环境管理协调机构,使其有能力协调解决部门间、行业间、地区间、企业与社会间有关环境保护的各种利益关系。成立跨区域的环境管理协调机构,应赋予区域环境保护督察中心对流域、区域环境进行管理的职能,使其能够真正发挥区域协调管理的作用。

(3) 完善监督机制。建立环境保护公益诉讼制度,保护公众的环境权益。完善社会监督,除了鼓励个人监督环境保护外,应大力扶持环保民间组织。同时,进一步完善信息公开制度。尽快出台《新闻法》,明确规定新闻媒体的权利、职责范围,规范新闻舆论监督行为,确保民意的正常传达,保证监督渠道的畅通。

10.2.3 改善现行财政体制

(1) 环境保护的财权和事权应匹配

环境保护事权划分是环境保护财权划分的前提,也是建立国家环境财政体系的基础。在科学界定了中央与地方的环境事权后,应将财力在政府间的分配与环境事权执行成本的分摊相结合。哪一级政府执行责任大,执行成本高,就应给哪一级的财力多。改变现行财政体制下环境事权与财权不匹配的局面。

(2) 增加一般性转移支付的规模

改变税收返还和专项转移支付比例过高的现状,适

当增加一般性转移支付的规模，尤其是均衡性转移支付规模，以实现财政的相对均衡以及区域间基本公共服务的均等化，改善目前地区间贫富差异过大的局面。

（3）加大环境保护资金投入

改善现有的环保投资模式，降低基础设施投资比例，增加工业污染治理投入；应当给予贫困地区以适当的环境保护资金倾斜，以遏制贫困地区环境状况的进一步恶化；加强基层环境执法机构的工作经费保障和能力建设的投入。

10.2.4 建立合理的激励机制

（1）完善地方政府官员政绩考核机制

在政绩考核指标中加大环境绩效和辖区居民意见的权重，促使地方政府转变态度，由重经济增长转向经济增长和环境保护并重。

（2）实施生态补偿机制

中央政府应充分利用公共财政的收入再分配功能，按照“谁保护，谁受益；谁破坏，谁赔偿；谁受益，谁补偿”的原则，实施区域生态补偿机制，保证因保护全民环境资产而放弃了经济总量和发展速度的地区以及团体和个人的利益，进而从实质上提高环境资源的配置效率，同时提高其公平性，起到通过保护环境资源的过程，缩小收入差距，改善社会福利的作用。

(3) 加大对守法企业的奖励

在目前对环境违法普遍处罚力度不大的情况下，加大对企业治理污染的补贴和奖励，是促进企业良好环境行为的低成本而长效的方式。

附录 关于环境政策执行情况的 调查问卷

第一部分：环境政策执行（环境执法）效果

（1-极差，2-差，3-较差，4-不确定，5-较好，6-好，7-极好）

	极 差	差	较 差	不 确 定	较 好	好	极 好
1. 中国环保法律体系的完善程度	1	2	3	4	5	6	7
2. 中央政府环境政策执行效果	1	2	3	4	5	6	7
3. 地方政府环境政策执行效果	1	2	3	4	5	6	7
4. 中国企业环境保护的效果	1	2	3	4	5	6	7
5. 现行的罚款额度对违法者的震慑作用	1	2	3	4	5	6	7
6. “统一监管与分部门管理相结合”的管理体制的效果	1	2	3	4	5	6	7
7. 中国环境司法的效果	1	2	3	4	5	6	7
8. 公众参与环保的成效	1	2	3	4	5	6	7
9. 媒体在环保中的作用	1	2	3	4	5	6	7

10. 节能减排目标责任制的效果	1	2	3	4	5	6	7
------------------	---	---	---	---	---	---	---

第二部分：环境政策执行（环境执法）的影响因素

（各个因素对环境政策执行或环境执法效果的影响程度：

1-非常不重要，

2-不重要，3-比较不重要，4-不确定，5-比较重要，6-重要，7-非常重要）

	非常不重要	不重要	比较不重要	不确定	比较重要	重要	非常重要
1. 国家环境立法完善程度	1	2	3	4	5	6	7
2. 国家对环境保护的重视	1	2	3	4	5	6	7
3. 中央或地方政府的决策	1	2	3	4	5	6	7
4. 环保部门参与综合决策	1	2	3	4	5	6	7
5. 环保职责分散于不同的政府部门	1	2	3	4	5	6	7
6. 环保部门与相关部门之间的协调机制	1	2	3	4	5	6	7

7. 环境行政执法体系的完善程度	1	2	3	4	5	6	7
8. 国家环境执法监督机制	1	2	3	4	5	6	7
9. 增强环境司法的保障力量	1	2	3	4	5	6	7
10. 中央政府的资金投入	1	2	3	4	5	6	7
11. 环境信息公开制度	1	2	3	4	5	6	7
12. 环保部门的权威	1	2	3	4	5	6	7
13. 环境执法人员数量和能力	1	2	3	4	5	6	7
14. 环境执法机构的技术（设备）保障	1	2	3	4	5	6	7
15. 环境执法机构的经费保障	1	2	3	4	5	6	7
16. 对守法企业的奖励力度	1	2	3	4	5	6	7
17. 对违法企业的惩罚力度	1	2	3	4	5	6	7
18. 企业管理层对环保的认识程度	1	2	3	4	5	6	7
19. 企业内部的环保机制	1	2	3	4	5	6	7

384 影响中国环境政策执行效果的因素分析

20. 企业所有制形式	1	2	3	4	5	6	7
21. 地方政府官员政绩考核	1	2	3	4	5	6	7
22. 主管机关对地方政府的问责制	1	2	3	4	5	6	7
23. 地方政府的财政状况	1	2	3	4	5	6	7
24. 地方政府的资金投入	1	2	3	4	5	6	7
25. 地方政府对税源的依赖程度	1	2	3	4	5	6	7
26. 地方政府对环境执法的干预	1	2	3	4	5	6	7
27. 同级地方政府之间的协调机制	1	2	3	4	5	6	7
28. 非政府组织的作用	1	2	3	4	5	6	7
29. 公众的环保意识	1	2	3	4	5	6	7
30. 公众环保维权的渠道	1	2	3	4	5	6	7
31. 公众参与环境保护的激励机制	1	2	3	4	5	6	7
32. 媒体的影响力	1	2	3	4	5	6	7
33. 媒体报道的公正客观性	1	2	3	4	5	6	7

34. 媒体报道的深度	1	2	3	4	5	6	7
35. 媒体的传播范围	1	2	3	4	5	6	7

第三部分：个人和单位基本信息

1. 您的性别是：（ ）

（1）男 （2）女

2. 您的文化程度是：（ ）

（1）其他 （2）大专

（3）本科 （4）硕士研究生及以上

3. 您所在的省份（ ）

4. 您的职务：（ ）

（1）科员

（2）科长

（3）正、副大队长（或相当级别）

（4）正、副支队长（或相当级别）

5. 如果您来自县级执法机构，您所在的县是否建立了环境监测站？（ ）

（1）是 （2）否

6. 您单位平均几个人使用一辆执法交通工具（辆/人）：
（ ）

（1）大于 1/6 （2）1/6

（3）小于 1/6 （4）大于 1/8

(5) $1/8$

(6) 小于 $1/8$

参考文献

英文文献:

1. Adil Najam. Learning from the Literature on Policy Implementation: A Synthesis Perspective [R]. Working Paper, 1995.
2. Amacher and Malik. Bargaining in Environmental Regulation and the Ideal Regulator[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 30: 233-253.
3. Anastasios Xepapadeas. Advanced Principles in Environmental Policy [M]. Cheltenham: Edward Elgar, 1997.
4. Arora, S. and S. Gangopadhyay. Toward a Theoretical Model of Voluntary Overcompliance [J]. Journal of Economic Behavior and Organization, 1995, 28: 289-309.
5. Bardach, Eugene. The Implementation Game [M]. Cambridge: MIT Press, 1977.
6. Becker, G.S. Crime and Punishment: An Economic Approach [J]. Journal of Political Economy, 1968, 76: 169-217.

7. Bucovetsky, S. Public Input Competition [J]. Journal of Public Economics, 2005, (89).
8. C. S. Russell, W. Harrington, and W. J. Vaughan. Enforcing Pollution Control Laws [M]. Washington, DC: Resources for the Future, 1986.
9. Catherine L Kling. On the Long-Run Efficiency of Auctioned VS Free Permits (J). Economies Letters, 2000, 69: 235-238.
10. Charles O. Jones. An Introduction to the Study of Public Policy (3rded) [M]. Monterey, California: Brooks/Coles Publishing Company.
11. Coase, R. H. The problem of Social cost[J]. Journal of Law and Economics, 1960.
12. Cumberland. Efficiency and equity in interregional environmental management [J]. Review of regional studies, 1981, (2).
13. Cunningham and Clinch. An Organizing Framework for the Implementation of Environmental Voluntary Approaches [J]. European Environment, 2004, 14: 30-39.
14. D. Yao. Strategic responses to automobile emissions control [J]. Journal of Environmental Economics and

- Management, 1988, 15: 419-438.
15. D.S. Van Meter and C. E. Van Hon. The Policy Implementation Process: A Conceptual Framework [J]. Administration and Society, Vol. 6, No. 4, Feb. 1975.
 16. Elmore, Richard. Backward Mapping: Implementation Research and Policy Decisions [J]. Political Science Quarterly, 1980, 94: 601-616.
 17. Eric W Welch, Akira Hibiki. Japanese voluntary environmental agreements: Bargaining power and reciprocity as contributors to effectiveness [J]. Policy Sciences, 2002, 35(4): 401
 18. Fuller, D. A. Compliance, Avoidance and Evasion: Emissions Control under Imperfect Enforcement in Steam-Electric Generation [J]. RAND Journal of Economics, 1987, 18: 124-137.
 19. Garrett Hardin. The Tragedy of the Commons [J]. Science, Vol. 162, No. 3859, 1968.
 20. George T. Abed and Hamid R. Davoodi. Corruption, Structural Reforms, and Economic Performance in the Transition Economies[R]. International Monetary Fund, IMF Working Paper WP/00/132, 2000.
 21. Gray and Deily. Compliance and Enforcement: Air

- Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry [J]. Journal of Environmental Economics and Management 1996, 31: 96-111
22. Gray and Deily. Enforcement of Pollution Regulations in a Declining Industry [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21: 260-274
23. Greg Lindsey. Managing Implementation of Environmental Programs: The Case of Erosion and Sedimentation Control [J]. Public Productivity & Management Review, Vol. 18, No. 3 (Spring, 1995).
24. Hanf, Kenneth. The Implementation of Regulatory Policy: Enforcement as Bargaining [J]. European Journal of Political Research, 1982, 10:159-172.
25. Harford, J.D. Firm Behavior under Imperfectly Enforceable Pollution Standards and Taxes [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1978, 5: 26-43.
26. Harford, J.D. Measurement Error and State-Dependent Pollution Control Enforcement [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21: 67-81.
27. Harford, J.D. Self-Reporting of Pollution and the Firm's

- Behavior Under Imperfectly Enforceable Regulations [J].
Journal of Environmental Economics and Management,
1987, 14: 293-303.
28. Harrison, K. Is Cooperation the Answer? Canadian
Environmental Enforcement in Comparative Context [J].
Journal of Policy Analysis and Management, 1995,
14(2): 221-244.
29. Heyes, A.G. Discharge Taxes When Regulatory
Jurisdiction is Incomplete: A Simple Application of the
Theory of the Second Best [J]. Scottish Journal of
Political Economy, 1994, 41(3): 278-285.
30. Heyes, A.G. Cutting Environmental Penalties to Protect
the Environment [J]. Journal of Public Economics, 1996,
60: 251-265.
31. Hjern, Benny and Hull, Chris . Implementation Research
as Empirical Constitutionalism [J]. European Journal of
Political Research, No.10, June, 1982.
32. Hjern, Benny and Porter, David. Implementation
Structures: A New Unit of Administrative Analysis [J].
Organization Studies, No. 2, 1981.
33. Holmstrom and Milgrom. Multi-Task Principal-Agent
Analyses: Incentive Contracts, Asset Ownership and Job

- Design [J]. Journal of Law, Economics and Organization, 1991, 7: 24-52.
34. Ingram, Helen. Policy Implementation through Bargaining: The Case of Federal Grants in Aid [J]. Public Policy, 1977, 25: 499-526.
35. Jeffrey L. Pressman and Aaron B. Wildavsky , Implementation (2nded). Berkeley : University of California Press, 1979.
36. Jensen, M. C.and Meckling, W. H..Theory of the Firm: Managerial Behavior, Agency Costa and Ownership Structure[J]. Journal of Financial Economics, Vol3, No.4, Oct, 1976.
37. Joel.Hellman and Daniel Kaufmann.Confronting the Challenge of State Capture in Transition Economies [J].Finace & Development, Sep, 2001.Vol. 39, No.3.
38. Karine Nyborg and Kjetil Telle. Firms' Compliance to Environmental Regulation: Is There Really a Paradox? [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 2006, 35: 1.
39. Keen, M.and Marchand, M. FiscalCompetition and the Pattern of Public Spending [J]. Journal of Public Economics, 1997, (66).

40. Laplante, B. and P. Rilstone. Inspections and Emissions of the Pulp and Paper Industry in Quebec [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 31(1): 19-36.
41. Lester Ross. Implementation of Environmental Policy in China: A Comparative Perspective [J]. Administration and Society, 1984, 15: 489.
42. Lipsky, Michael. Street Level Bureaucracy and the Analysis of Urban Reform [J]. Urban Affairs Quarterly, 1971, 6 : 391-409.
43. M. Rauscher. Economic growth and tax competition leviathans [J]. International Tax and Public Finance, 2005, 12.
44. Markus A. Lehmann. Voluntary Environmental Agreements and Competition Policy: The Case of the German System for Packaging Waste Management [J]. Environmental and Resource Economics, 2004, 28: 435-449
45. Marshall A. Principles of Economics , 8th Ed. [M]. Macmillan Press, 1948.
46. Nick Hanley and Henk Folmer. Game Theory and the Environment [M]. Edward Elgar., 1998.

47. P. B. Downing. Bargaining in pollution control [J]. Policy Studies Journal, 1983, 11: 577-586.
48. P. Fenn and C. G. Veljanovski. A positive theory of regulatory enforcement [J]. The Economic Journal, 1998, 98: 1055 -1070.
49. P. Sabatier. Top-down and Bottom-up Approaches to Implementation Research: A Critical Analysis and Suggested Synthesis [J]. Journal of Public Policy, Vol. 6 , No.1, 1986.
50. P.Sabatier and D.Mazmanian. The Implementation of Public Policy: A Framework of Analysis [J]. Policy Studies Journal, Vol.8, No.4, 1979-1980.
51. Paul Samuelson. The Pure Theory of Public Expenditure [J]. The Review of Economics and Statistics, Vol.36, No. 4, 1954.
52. Pigou, A. C. The economics of welfare [M], St. Martin's Press, 1920.
53. Pigou, A. C. A Study in Public Finance [M]. London: Macmillan, 1947.first published 1928.
54. R. C. Porter. Environmental negotiation: Its potential and its economic efficiency [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1988, 15:

129-142.

55. R. E. Grieson and N. Singh. Regulating externalities through testing [J]. Journal of Public Economics. 1990, 41: 369-387.
56. R. F. Elmore. Organizational Models of Social Program Implementation [J]. Public Policy, Vol. 26, No. 2, 1978.
57. Rasmusen, Eric. Game and Information: An Introduction to Game Theory [M]. Cambridge: Blackwell Publisher, 1994.
58. Regens, J. L., B.J. Seldon, and E. Elliott. Modeling Compliance to Environmental Regulation: Evidence from Manufacturing Industries [J]. Journal of Policy Modeling, 1997, 19(6): 683-696.
59. Robert D. Tollison. Rent Seeking: A survey, in Public Choice Theory II, Edited by Charles K. Rowley, Edward Elgar Publishing Limited, 1993.
60. S. Malik. Permanent versus interim regulations: A game-theoretic analysis [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21: 127-139.
61. Seema Arora and Timothy N. Cason. An Experiment in Voluntary Environmental Regulation: Participation in EPA's 33/35 Program [J]. Journal of Environmental

Economics and Management, 1995, 28, 271-286.

62. Shavell, S. Risk Sharing and Incentives in the Principal and Agent Relationship [J]. Bell Journal of Economics, 1979, 10: 55-73.
63. Sidgwick, H. Principles of Political Economy, 2nd Ed.[M]. Macmillan Press, 1887.
64. Spiller, P.T. Politicians, Interest Groups, and Regulators: A Multiple-Principals Agency Theory of Regulation, or "Let Them Be Bribe"[J]. Journal of Law and Economics, 1990, 33: 65-101.
65. Stephen H. Linder and Mark E. McBride. Enforcement Costs and Regulatory Reform: The Agency and Firm Response [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1984, 11: 327-346.
66. Stiglitz, J. "Principal and Agent" in The New Palgrave Dictionary of Economics, edited by J. Eatwall, M. Milgate and P. Newan[M]. New York: Stockman Press, 1978.
67. Swierzbinski, J.E. Guilty Until Proven Innocent - Regulation with Costly and Limited Enforcement [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1994, 27(2), 127-146.

68. T. B. Smith. The Policy Implementation Process [J]. Policy Sciences, Vol. 4, No.2, 1973.
69. Tiebout, Charles M. A Pure Theory of Local Expenditures [J]. Journal of Political Economy, 1956, (64) : 416-424
70. Tom Tietenberg and Henk Folmer, ed. International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000[M]. Edward Elgar Publishers, 1999.
71. Wilson, John D. Theories of tax competition [J]. National Tax Journal, Jun, 1999, 52 (2).
72. Xiaoying Ma & Leonard Ortolano. Environmental Regulation in China: Institutions, Enforcement, and Compliance [M]. Rowman & Littlefield Publishers, Inc., 2000.

中文文献:

1. 安德森等. 改善环境的经济动力[M]. 北京:中国展望出版社. 1989.
2. 包存宽. 政策可持续发展评价[M]. 北京: 科学出版社, 2009.
3. 鲍自然, 贾宁. 以《环评法》论政策制定对政策执行的影响[J]. 环境与可持续发展, 2009 年 05 期.
4. 保罗.R. 伯特尼等著, 穆贤清等译. 环境保护的公共政策(第 2 版)[M]. 上海: 上海人民出版社, 2004.
5. 鲍莫尔, 奥茨著, 严旭阳译. 环境经济理论与政策设计[M]. 北京:经济科学出版社, 2003.
6. 布坎南. 寻求租金和寻求利润[J]. 经济社会体制比较, 1988 年第 6 期.
7. 蔡守秋, 莫神星. 我国环境与发展综合决策探讨[J]. 北京行政学院学报, 2003 年第 6 期.
8. 曹堂哲. 政策执行研究三十年回顾——缘起、线索、途径和模型[J]. 云南行政学院学报, 2005 年第 3 期.
9. 陈刚. FDI 竞争、环境规制与污染避难所——对中国式分权的反思[J]. 世界经济研究, 2009 年第 6 期.
10. 陈红枫. 环境管制与交易成本-基于中国背景下的制度经济学分析[D]. 博士论文, 中国人民大学, 2008.

11. 陈丽珍. 影响政策执行的因素再分析[J]. 理论探讨. 2005 年第五期
12. 陈仪. 对完善我国环境影响评价法律制度的思考—厦门 PX 项目和上海磁悬浮项目环评风波的启示[J]. 云南大学学报法学版, 2008 年第 21 卷第 2 期.
13. 陈友龙等. 现代西方经济学[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2002.
14. 陈泽伟. 环境恶化食品安全[J]. 《瞭望》新闻周刊, 2008 年 9 月 23 日.
15. 陈振明. 政策科学——公共政策分析导论(第二版)[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2006.
16. 辞海编辑委员会. 辞海[M]. 上海: 上海辞书出版社, 2000.
17. 崔亚飞等. 中国省级税收竞争与环境污染[J]. 财经研究, 2010 年第 4 期.
18. 戴中亮. 委托代理理论述评[J], 商业研究, 2004(19).
19. 迪屈奇. 交易成本经济学[M]. 北京: 经济科学出版社, 1999.
20. 丁煌. 政策制定的科学性与政策执行的有效性[J]. 南京社会科学, 2002 年第 1 期.
21. 丁煌. 研究政策执行问题必须遵循科学的方法论[J].

北京行政学院学报, 2003 年第 1 期.

22. 丁煌. 政策执行阻滞机制及其防治对策——一项基于行为和制度的分析[M]. 北京: 人民出版社, 2002.
23. 段伟. 限期治理制度法律缺陷及其完善[D]. 安徽大学硕士学位论文, 2007 年.
24. 段文斌等. 制度经济学-制度主义和经济分析[M]. 天津: 南开大学出版社, 2005.
25. 傅勇, 张晏. 中国式分权与财政支出结构偏向: 为增长而竞争的代价[J]. 管理世界, 2007 年第 3 期
26. 高敏, 谷德近. 论我国环境影响评价中公众参与制度的完善[J]. 当代法学, 2003 (12) .
27. 关仕新. 靠什么看护我们的青山绿水. 监察日报, 2010 年 5 月 21 日.
28. 郭璞等. 县级财政体制与环境保护[J]. 环境保护, 2008, 6.
29. 国家环保总局. 中国环保民间组织现状调查报告[J]. 学会, 2007 年第 3 期.
30. 国家环境保护总局. 《关于公布现行有效国家环境保护部门规章目录的公告》(2007 年第 65 号). 2007 年 10 月 11 日.
31. 国家经济贸易委员会资源节约与综合利用司. 国外提

- 高能源效率的政策与实践[M]. 北京: 兵器工业出版社, 2001.
32. 国彦兵. 新制度经济学[M]. 北京: 立信会计出版社, 2006.
33. 韩德培. 环境保护法教程[M]. 北京: 法律出版社, 2002 年.
34. 韩贵锋, 马乃喜. 环境保护低效率的博弈探析[J]. 生态经济, 2001 年第六期.
35. 韩慧, 王筱梅. 从“环评风暴”看《环境影响评价法》的实施[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2006 年 3 月第 16 卷第 1 期.
36. 何亚东, 胡涛. 委托代理理论述评[J], 山西财经大学学报, 2002 年 6 月第 24 卷第 3 期.
37. 胡希宁, 贾小立. 博弈论的理论精华及其现实意义[J]. 中共中央党校学报, 2002 (5).
38. 黄惠萍, 田盛兰. 基于区域分析的环境规制对 FDI 影响的实证研究[J]. 特区经济, 2008 年第 1 期.
39. 黄亚钧等. 微观经济学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003.
40. 黄智潘. 浅析实施经济政策减排二氧化硫的瓶颈问题和解决途径[J]. 中国环境管理, 2006 年第 9 期.

41. 姜南扬. 论政策执行和政策遵守[J]. 理论探讨. 1994 年第三期.
42. 金太军等. 公共政策执行梗阻与消解[M]. 广州: 广东人民出版社, 2005.
43. 经济合作与发展组织编, 张世秋等译. 环境管理中的经济手段[M]. 中国环境科学出版社, 1996.
44. 《经济社会体制比较》编辑部编. 腐败: 权力与金钱的交换[M]. 北京: 中国经济出版社, 1993.
45. 蒋亚娟. 环境法学案例教程[M]. 厦门: 厦门大学出版社, 2006.
46. 克鲁格. 寻租社会的政治经济学[J]. 经济社会体制比较, 1988 年 05 期
47. 李保明. 效用理论与纳什均衡选择[M]. 北京: 经济科学出版社.
48. 李德超. 击碎环保土政策[J]. 记者观察 (下半月), 2007 年 08 期.
49. 李光久. 博弈论基础教程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
50. 李扬勇. 论我国环境公益诉讼制度的构建[J]. 河北法学, 2007 年 4 月第 4 期.
51. 李永生. 限期治理法律制度若干法律问题研究[J].

- 环境科学研究, 2005 年第 5 期.
52. 李永友, 沈坤荣. 我国污染控制政策的减排效果-基于省际工业污染数据的实证分析[J]. 管理世界(月刊), 2008 年第 7 期
53. 李允杰, 丘昌泰. 政策执行与评估[M]. 北京: 北京大学出版社, 2008 年.
54. 李政军, 李卫. 寻租理论: 一个简要的回顾[J]. 现代管理科学, 2001 年第 6 期.
55. 李志学等. 以排污权交易为主体的环境经济政策体系研究[J] 资源产业, 2004, 6.
56. 李挚萍. 关于完善限期治理制度的若干法律探讨[J]. 环境保护, 1999 年第 4 期.
57. 李挚萍. 我国环境基本制度的总体评价和未来走向[J]. 现代法学, 1998 年第 1 期.
58. 李周炯. 中国环境政策执行存在的问题及对策[J]. 国家行政学院学报, 2009. 4.
59. 林梅. 环境政策实施机制研究-一个制度分析框架[J]. 社会学研究, 2003 年第 1 期.
60. 刘超. 存废之间: 限期治理制度的绩效考察[J]. 云南大学学报法学版, 2008 年 3 月, 第 21 卷第 2 期.
61. 刘健民, 陈果. 环境管制对 FDI 区位分布影响的实证

- 分析[J]. 中国软科学, 2008, (1) .
62. 刘向晖. 上海磁悬浮第三次公示风波[J]. 中国新闻周刊, 2008 (4) .
63. 刘晓鹏 黄庆畅. 全国人大常委会执法检查组就《环境影响评价法》实施情况作出报告. 中国矿业报, B2 版, 2008. 11. 6.
64. 刘渝琳. 中国环境损失走势与政策建议[J]. 生态经济 (学术版), 2008 年第 1 期.
65. 龙雪晴, 任波. 厦门 PX 环评警示[J]. 财经, 2007 (13) .
66. 陆新元等, 中国环境行政执法能力建设现状调查与问题分析[J]. 环境科学研究, 2006 年第 19 卷增刊.
67. 吕绍昱. 关于“经济人假说”的文献综述[J]. 财经政法资讯, 2007 年第 1 期.
68. 吕忠梅等. 环境资源法学[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
69. 罗伯特·K. 殷著, 周海涛等译. 案例研究: 设计与方法 (第三版) [D]. 重庆大学出版社, 2004.
70. 马歇尔著, 陈良璧译. 经济学原理 (下卷) [M]. 北京: 商务印书馆, 2005.
71. 马中. 环境与资源经济学概论[M]. 北京: 高等教育

出版社, 2003.

72. 毛寿龙, 2004. 西方公共政策的理论发展之路及其对本土化研究的启示[J]. 江苏社会科学, 2004 年第 1 期.
73. 毛渭锋, 李巍. 环境影响评价有效性评估理论研究 [J]. 云南环境研究, 2004, 23 (4) .
74. 努德海文. 交易成本经济学中的额机会主义和信任, 交易成本经济学及其超越[M]. 上海: 上海财经大学出版社, 2002.
75. 诺思. 制度、制度变迁与经济绩效[M]. 上海: 上海三联书店, 1994.
76. 庞明川. 中央与地方政府间博弈的形成机理及其演进 [J]. 财经问题研究, 2004 年 12 月.
77. 皮尔斯, 沃福德著, 张世秋译. 世界无末日 [M]. 北京: 中国财政经济出版社, 1996.
78. 秦晓. 公司治理结构的模式选择和制度安排[J], 战略与管理, 2000 (5) .
79. 桑玉成、刘百鸣. 公共政策学导论[M]. 上海: 复旦大学出版社, 1991.
80. 沈满洪. 环境经济手段研究[M]. 中国环境科学出版社, 2001.

81. 沈满洪, 何灵巧. 环境经济手段的比较分析[J]. 浙江社会科学 2001 年第六期.
82. 《实现“十一五”环境目标政策机制》课题组编著. 中国污染减排: 战略与政策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2008.
83. 斯蒂格利茨等著, 黄险峰等译. 经济学(上、下册)(第三版)[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2005.
84. 斯图亚特·S. 纳格尔. 政策研究百科全书[M]. 北京: 科学技术文献出版社, 1999.
85. 宋晨. 从中央与地方政府博弈的视角看环境政策执行的异化[J]. 太原师范学院学报(社会科学版), 2009 年 9 月第 5 期.
86. 宋承先. 现代西方经济学[M]. 上海: 复旦大学出版社, 1994.
87. 宋殿棠. 限期治理制度几个问题探析[J]. 环境保护科学, 1992 年第 3 期.
88. 宋国君. 环境政策分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2008.
89. 宋童文, 邱旭东. 关于缓解县级财政困难的思考[J]. 财政政法资讯, 2008 年第 1 期.
90. 苏红. 环境公益诉讼制度的几个问题分析[J]. 前沿,

2007 年第 6 期.

91. 苏时鹏等. 绿色政策执行的博弈分析[J]. 中国环境管理 2003 年第六期.
92. 孙佑海. 提高环境立法质量对策研究[J]. 环境保护, 2004, (8).
93. 汤姆·惕藤伯格著, 朱启贵译. 环境经济学与政策(第三版)[M]. 上海: 上海财经大学出版社, 2003.
94. 涂晓芳. 政府利益论-从转轨时期地方政府的视角[M]. 北京: 北京大学出版社, 2008.
95. 涂重航. 陕西凤翔爆发铅中毒事件, 排毒经历 6 年拉锯战. 新京报, 2008 年 8 月 21.
96. 王灿发. 论我国环境管理体制立法存在的问题及其完善途径[J]. 政法论坛(中国政法大学学报), 2003, 21(4).
97. 王春英. 论我国政策执行过程中的问题及其对策[J]. 云南行政学院学报, 2005 年第 2 期.
98. 王金南. 排污收费理论学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997.
99. 王金南等. 中国环境政策(第二卷)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
100. 王金南等. 中国环境政策(第七卷)[M]. 北京:

中国环境科学出版社, 2010.

101. 王金南等. 中国环境政策 (第一卷) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.
102. 王克冰. 政府预算收支分类改革初探[J]. 中国财政, 2002 (2) .
103. 王玉明. 公共政策执行失控: 探因与防治[J]. 岭南学刊, 1999 年第 4 期.
104. 王玉庆. 环境经济学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
105. 王则柯. 新编博弈论平话[M]. 北京: 中信出版社, 2003.
106. 魏成元. ‘经济人’假定: 制度选择与安排[J]. 经济评论, 2001 年第四期.
107. 吴建华. 还有多少“土政策”在同环保法唱对台戏[J]. 城乡建设, 2007. 4.
108. 吴胜, 张凤军. 公共政策执行难的原因分析[J]. 中共成都市委党校学报, 2003 年第 5 期.
109. 吴涛. 中华环保世纪行的形成机制与运作方式[J]. 福建环境, 2001 年 4 月第 18 卷第 2 期.
110. 郝建荣. 工业园区环境违法率高达 87.3%. 法制日报, 2007 年 7 月 5 日第 7 版.

- 111. 夏光. 环境政策创新[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2001.
- 112. 夏光等. 六省市排污许可证制度实施情况调研报告[J]. 环境保护, 2005 年第 6 期.
- 113. 谢识予. 经济博弈论[M]. 上海: 复旦大学出版社, 2002.
- 114. 徐志等. 构建我国政府公共支出预算体系的对策[J]. 财政研究, 2001 年第 1 期
- 115. 薛惠锋, 王海宁. 环评制度还需做哪些改革? 中国环境报第 2 版, 2009. 02. 09.
- 116. 亚当·斯密著, 郭大力等译. 国民财富的性质和原因的研究(上卷)[M]. 北京: 商务印书馆, 1997.
- 117. 亚当·斯密著, 郭大力译. 国民财富的性质和原因的研究(下卷)[M]. 北京: 商务印书馆, 1997.
- 118. 闫相国. “政绩工程”及其治理[J]. 理论探索, 2005 年 04 期.
- 119. 杨朝霞. 论我国环境行政管理体制的弊端与改革[J]. 昆明理工大学学报《社科版》, 2007 年第 5 期.
- 120. 杨东平. 中国环境的危机与转机[M]. 北京: 社

会科学文献出版社, 2008.

121. 杨海生等. 地方政府竞争与环境政策——来自中国省份数据的证据[J]. 南方经济, 2008 年第 6 期.
122. 杨洪刚. 中国环境政策工具的实施效果及其选择研究[D]. 复旦大学博士论文, 2009 年.
123. 杨金田, 王金南. 中国排污收费制度改革与设计[M]. 中国环境出版社, 1998.
124. 杨金田等. 环境税的新发展: 中国与 OECD 比较[M]. 中国环境科学出版社, 2000.
125. 杨菊先. 公共政策执行障碍分析[J]. 湘潭大学学报 (哲学社会科学版), 2004 年第 4 期.
126. 杨展里, 葛勇德. 以南通为例分析中国地方环境执政能力建设的问题与对策[J]. 环境科学研究, 2006 年第 19 卷增刊.
127. 杨之刚, 中国财政体制改革回顾和展望, 中国经济时报, 2003
128. 易宪容. 动力、代理与激励[J]. 齐鲁学刊, 1994 年第 1 期.
129. 尹民, 杨志峰. 深圳市环境影响评价有效性评估[J]. 安全与环境工程, 2004 (4) .

130. 臧旭恒. 产业经济学[M]. 北京: 经济科学出版社, 2005.
131. 曾志兰. 完善地方政府公共服务职能的难点和思路[J]. 福建论坛·人文社会科学版, 2006 年第 11 期.
132. 张春魁. “寻租理论”述评[J]. 学术研究, 1996 年第九期.
133. 张恒龙等. 财政竞争对地方公共支出结构的影响——以中国的招商引资竞争为例[J]. 经济社会体制比较(双月刊), 2006 年第 6 期.
134. 张红. 政府的‘经济人’特性研究[J]. 经济与管, 2003 年第十二期.
135. 张建伟. 论环境立法存在的问题及其克服[J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2008 年 3 月第 8 卷第 2 期.
136. 张金马. 公共政策分析——概念·过程·方法[M]. 北京: 人民出版社, 2004.
137. 张紧跟. 浅论协调地方政府间横向关系[J]. 云南行政学院学报, 2003, (2).
138. 张曼. 环境规制约束下的企业行为[M]. 北京: 经济出版社, 2006.

139. 张明华. 环境公益诉讼制度刍议[J]. 法学论坛, 2002 (6) .
140. 张鹏. 国家环境保护总局的协调职能分析[J]. 环境法制与建设和谐社会——2007 年全国环境资源法研讨会 (2007 年 8. 12-15. 兰州) 论文集.
141. 张万成. ‘经济人’假设的发展[J]. 当代经济研究, 2004 年第二期.
142. 张维迎. 博弈论与信息经济学[M]. 上海: 上海人民出版社, 2007.
143. 张文显. 法哲学范畴研究[M]. 北京: 中国政法大学出版社, 2001.
144. 张勇等. 环境影响评价有效性的评估研究[J]. 中国环境科学, 2002 (4) .
145. 张玉军. 环境管理体制的经济学研究[D]. 中国人民大学博士论文, 2007 年.
146. 赵德馨. 中华人民共和国经济史: 1967—1984[M]. 郑州: 河南人民出版社, 1989.
147. 赵其国. 不保“净土”, 何谈“洁食”? 中国财经报, 2006 年 11 月 23 日 第 003 版.
148. 整合权力与职能, 让环保部名至实归. 新京报, 2008 年 3 月 28 日.

149. 郑春艳. 论民众诉讼[J]. 法学, 2001, (4) .
150. 中国环境与发展国际合作委员会等. 中国环境与发展: 世纪挑战与战略抉择[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
151. 中国水网. 中国城市水业市场研究报告之三—城市水业统计分析. 2005 年.
152. 中共中央马克思恩格斯列宁斯大林著作编译局. 马克思恩格斯选集(第 1 卷)[M]. 北京: 人民出版社, 1972.
153. 周黎安. 转型中的地方政府: 官员激励与治理[M]. 上海: 格致出版社: 上海人民出版社, 2008.
154. 周生贤. 机遇与抉择——松花江事件的深度思考[M]. 北京: 新华出版社, 2007.
155. 周向红. 浅论公共政策失真及其预防[J]. 理论探讨, 2002 年第 3 期.
156. 周自坚. 从几个环境事例中看公众参与存在的问题及其重要性[J]. 广西轻工业, 2010 年 10 月第 10 期.
157. 朱谦. 限期治理决定权中的法律问题研究[J]. 法律适用, 2004 年第 9 期.
158. 邹骥. 环境经济一体化政策研究[M]. 北京: 北京

出版社, 2000.

在线文献:

1. 《中国的环境保护(1996-2005)》白皮书新闻发布会.
<http://www.xinhuanet.com>
2. http://en.wikipedia.org/wiki/Race_to_the_bottom
3. 陈堂发. 新闻舆论监督的重点: 政策执行. 黑龙江新闻网-新闻传播.
www.hljnews.cn/by_xwcb/system/2009/01/15/010283237.shtml
4. 谷德近. 美俄环境影响评价制度比较[J/OL]. <http://article.chinalawinfo.com>
5. 国家环保总局局长周生贤谈基层环保执法 环保部门不能“等靠要”. <http://www.np.gov.cn/lslmcf/xwk/gsgg/4868385.shtml>
6. 基层环保如何跟污染掰手腕 难对纳税大户说“不”. www.hebei.com.cn, 2009年9月23日.
7. 姜妮. 什么是排污许可证制度. 中国环境报第7版,
www.cenews.com.cn/xwzx/yz/yzqt/200907/t20090722_619874.html
8. 刘白. 试论现行排污收费制度的缺陷及改革. <http://www.csfee.org.cn/ReadNews.asp?NewsID=6>

9. 刘向晖, 周丽娜. 厦门 PX 事件始末: 历史的鉴证民本导向的典范, 中国新闻周刊. <http://news.qq.com/a/20080107/001566.htm>
10. 罗云毅. 我国近期可持续发展投资趋势判断. 论文之家 <http://www.papershome.com> 2009 年 12 月 03 日.
11. 黄小毛. 如何推动政府信息公开. <http://www.pubchn.com/articles/86824.htm>
12. 禾果玉. 绿色贸易壁垒的案例. http://club.china.com/data/thread/2714957/2706/73/58/4_1.html.
13. 倪岳峰. 进一步加大对环境保护建设的投入. 中国人大网 www.npc.gov.cn, 2009 年 12 月 2 日
14. 人民网. 我国水污染事故频发 污染责任人却鲜受惩处. <http://env.people.com.cn/GB/4827758.html>
15. 山西新闻网. 忻州“土政策”不买环保账. <http://www.daynews.com.cn/mag6/20060301/ca563087.htm>
16. 凤翔县国家级生态示范区创建顺利通过省级验收及国家预验收. 陕西省环境厅官方网站, www.snepb.gov.cn.
17. 搜狐新闻. 全国 70% 市县以上环保部门已开通 12369

环保热线. [http:](http://news.sohu.com/20090605/n264351782.shtml)

[//news.sohu.com/20090605/n264351782.shtml](http://news.sohu.com/20090605/n264351782.shtml)

18. 上善若水.向上海市环保局申请, 要求获取“2008 年和 2009 年上海市发生重大、特大环境污染事故或者事件企业名单”的信息. [http:](http://shanghaiwater.blogbus.com/logs/60717234.html)

[//shanghaiwater.blogbus.com/logs/60717234.html](http://shanghaiwater.blogbus.com/logs/60717234.html)

19. 商务部科技发展和技术贸易司. 2002 年国外技术贸易壁垒对我国出口影响的调查报告. [http:](http://sousuo.mofcom.gov.cn/)

[//sousuo.mofcom.gov.cn/](http://sousuo.mofcom.gov.cn/), 2003 年 4 月.

20. 土政策不买环保帐. [http: //www. whepb. gov. cn](http://www.whepb.gov.cn)

21. 汪伟. 垃圾和民意. [http:](http://focus.news.163.com/09/1202/15/5PHNEHNQ00011SM9.html)

[//focus.news.163.com/09/1202/15/5PHNEHNQ00011SM9.html](http://focus.news.163.com/09/1202/15/5PHNEHNQ00011SM9.html), 2009-12-02

22. 王传宏. 舆论监督的法治化, [www. mparllc. edu. cn](http://www.mparllc.edu.cn)

23. 王玮. 我国环境司法存在的问题对环境执法的影响. [http: //scitech. people. com. cn](http://scitech.people.com.cn), 2006 年 6 月 26 日.

24. 维基百科 [http: // zh. wikipedia. org/zh](http://zh.wikipedia.org/zh)

25. 我国基层环保执法面临窘境 执法被动常难到位. 黑龙江省清洁发展机制网, [http: //www. hljcdm. gov. cn](http://www.hljcdm.gov.cn)

26. 吴晓青. 大力推进污染源自动监控工作 全面提高环境执法效能-在全国污染源自动监控工作现场会上的

- 讲话. 2005. 11. 29. [http:
//www. zhb. gov. cn/epi-sepa/zdjk/wenzhang/tongba
o2. htm](http://www.zhb.gov.cn/epi-sepa/zdjk/wenzhang/tongbao2.htm)
27. 央视国际. 北京六里屯垃圾焚烧场: 专家质疑环评报
告. [http:
//news. cctv. com/society/20070416/102000..shtml](http://news.cctv.com/society/20070416/102000.shtml)
28. 中国公益法网. 环境保护系列案件. [http:
//www. dfpilaw. org/show_news. asp?id=847&classid=
5&boardid=5](http://www.dfpilaw.org/show_news.asp?id=847&classid=5&boardid=5)
29. 中华人民共和国国务院新闻办公室. 中国法治建设白
皮书. [http: //www. gtzyzcfl. com. cn](http://www.gtzyzcfl.com.cn)

后记

本书稿的截止日期为2013年12月31日。本书准备出版期间，《环境保护法》于2014年4月24日进行了修订，新修订的《环境保护法》将于2015年1月1日起施行。新《环境保护法》的如下新规定切合了本研究的政策建议：

1、完善环境影响评价制度，加大未批先建的违法责任：新《环境保护法》对建设项目环境影响评价制度作了如下三项修改：1）第19条明确规定未依法进行环境影响评价的建设项目，不得开工建设。2）第61条规定建设单位未依法提交建设项目环境影响评价文件或环境影响评价未经批准，擅自开工的，可以责令停止建设，处以罚款，并可以责令恢复原状。3）第63条第1项规定对建设项目未依法进行环境影响评价，被责令停止建设，拒不执行的，可以行政拘留。

2、完善“三同时”制度：新《环境保护法》第41条删去了关于防治污染设施验收的规定，为未来推行排污许可管理制度，整合建设项目审批环节留有余地，该条同时规定防治污染的设施应当符合经批准的环境影响评价文件的要求。这样，负责审批环境影响评价文件的部门应当对防治污染的设施进行检查，不符合要求的，不能发放排污许可证，不能投入生产。

3、明确排污许可管理制度：新《环境保护法》第45条规定：国家依照法律规定实行排污许可管理制度。行政法规、地方性法规都不能规定。

4、完善处罚规定：1) 规定了按日计罚制度。新《环境保护法》第59条第1款规定：“企业事业单位和其他生产经营者违法排放污染物，受到罚款处罚，被责令改正，拒不改正的，依法作出处罚决定的行政机关可以自责令改正之日的次日起，按照原处罚数额按日连续处罚。”此外，对于处罚的行为种类，新《环境保护法》还在第59条第3款中一并授权地方性法规可以根据环境保护的实际工作需要，增加按日连续处罚的违法行为种类。2) 提高处罚标准。为改变当下“守法成本高、违法成本低”的弊病，新《环境保护法》第59条第2款对于处罚标准做出如下规定：“前款规定的罚款处罚，依照有关法律法規按照防治污染设施的运行成本、违法行为造成的直接损失或者违法所得等因素确定的规定执行。”也就是说，污染物治理的成本越高，对环境造成的损害越大，违法所得越多，则相应的处罚标准也就越高。3) 规定了行政拘留。新《环境保护法》第63条规定：企业事业单位和其他生产经营者有下列行为之一，尚不构成犯罪的，除依照有关法律法規规定予以处罚外，由县级以上人民政府环境保护主管部门或者其他有关部门将案件移送公安机关，对其直接负责的主管人员和其他直接责任人员，处十日以上十五日以下拘留；情节较轻的，处五日以上

十日以下拘留：（一）建设项目未依法进行环境影响评价，被责令停止建设，拒不执行的；（二）违反法律规定，未取得排污许可证排放污染物，被责令停止排污，拒不执行的；（三）通过暗管、渗井、渗坑、灌注或者篡改、伪造监测数据，或者不正常运行防治污染设施等逃避监管的方式违法排放污染物的；（四）生产、使用国家明令禁止生产、使用的农药，被责令改正，拒不改正的。

5、授予环境执法部门查封、扣押权：新《环境保护法》第25条规定：“企业事业单位和其他生产经营者违反法律法规规定排放污染物，造成或者可能造成严重污染的，县级以上人民政府环境保护主管部门和其他负有环境保护监督管理职责的部门，可以查封、扣押造成污染物排放的设施、设备。”提高了环境执法部门的权威性。

6、完善跨行政区的联合防治机制：新《环境保护法》第20条规定：国家建立跨行政区域的重点区域、流域环境污染和生态破坏联合防治协调机制，实行统一规划、统一标准、统一监测、统一的防治措施。

7、明确环境公益诉讼：新《环境保护法》第58条规定：对污染环境、破坏生态，损害社会公共利益的行为，符合条件的社会组织可以向人民法院提起诉讼。环境公益诉讼通过对那些污染企业提起公益诉讼，从而实现督促其遵守法律的目的，并有助于地方政府开展环境执法

工作，及时纠正不法企业的环境违法行为。

8、规定行政考核机制：新《环境保护法》第26条规定：“国家实行环境保护目标责任制和考核评价制度。县级以上人民政府应当将环境保护目标完成情况纳入对本级人民政府负有环境保护监督管理职责的部门及其负责人和下级人民政府及其负责人的考核内容，作为对其考核评价的重要依据。考核结果应当向社会公开。”通过考核这一手段将环境保护监督管理的工作业绩和官员的政治前途相挂钩，有助于转变官员尤其是地方官员重视经济发展而忽视环境保护的观念。

9、规定生态补偿制度：新《环境保护法》第31条规定：国家建立、健全生态保护补偿制度。国家加大对生态保护地区的财政转移支付力度。有关地方人民政府应当落实生态保护补偿资金，确保其用于生态保护补偿。国家指导受益地区和生态保护地区人民政府通过协商或者按照市场规则进行生态保护补偿。

虽然《环境保护法》已被成功修订，但还存在如下问题：1) 其法律效力等级并不高于《农业法》、《林业法》、《草原法》、《水法》等专项法律。因此，其权威性亦不可能超越这些专项法律。此外，由于缺乏对生态保护领域的综合协调作用，因此，新修订的《环境保护法》在生态保护方面将还会遇到与以前一样的问题，即权威性不够，以致在新《环境保护法》的实施过程中，农业、林业、海洋、国土资源等部门，会以适用已有专

项法为由而冠冕堂皇地拒绝适用《环境保护法》的相关规定。2) 虽然授予了环境执法部门查封、扣押造成污染物排放的设施、设备的权利, 但要关闭超标排污企业, 仍必须报请有批准权的人民政府批准, 而且没有进一步规定若发生地方人民政府庇护企业而不采纳环境保护部门建议的情形时如何处理的具体措施。3) 虽然规定了环境公益诉讼制度, 但是在具体的条文中, 社会组织提起环境公益诉讼所针对的是污染环境、破坏生态、损害社会公共利益的行为, 并未规定社会组织能否针对政府造成环境污染、生态破坏、损害社会公共利益的环境行政违法行为提起环境公益诉讼。可以认为, 新《环境保护法》对政府、党委的约束并不大。而且, 管理体制也并未改变。可以预测, 新《环境保护法》在实施过程中会遇到很多阻力; 同时, 其实施效果也难以估计。



C I B E

對外經濟貿易大學

国际经济伦理研究中心

CENTER FOR INTERNATIONAL BUSINESS ETHICS



**Corporate
Social Responsibility**
大学生企业社会责任征文

联系方式:

大学生“企业社会责任”征文大赛组委会

国际经济伦理研究中心 (Center for International Business Ethics)

中国北京市朝阳区惠新西街 18 号 罗马花园 B 座 306 室

邮编: 100029

电话: (86 10) 6497 3919

传真: (86 10) 6493 3837

电子邮件: info@cibe.org.cn

网站地址: www.cibe.org.cn

Contact Information:

The Organizing Committee of Collegiate Social Responsibility Essay Competition

Center for International Business Ethics

Roman Garden B306, 18 Huixin Xijie, Chaoyang District, Beijing, 100029, China

Tel: (86) (10) 6497 3919

Fax: (86) (10) 6493 3837

Email: info@cibe.org.cn

Website: www.cibe.org.cn



全球伦理网是设在日内瓦的世界范围的伦理网站，它具有一个由杰出人士组成的国际基金董事会，在地区和国家项目中拥有来自200个国家的7万名参与者。全球伦理网尤其为非洲、亚洲和拉丁美洲的人们提供服务，以使他们在应用伦理领域中拥有更加平等的机会获得知识资源，并且使南半球的声音在全球对话中更加可见可听。全球伦理网为对话、反思和行动提供了一个电子平台。它的核心工具是互联网网站 www.globethics.net。

全球伦理网拥有四个目标：

自由：自由获取在线文献

为了保障对应用伦理知识资源的获取，全球伦理网提供了一个 *全球伦理网图书馆*，这是全球领先的伦理学电子图书馆，拥有超过一百万份的完整文本，供免费下载。关于技术和普世教会主义的第二个图书馆已经加进来，关于非洲法律与统治的第三个图书馆正在筹备当中，将于2013年启动。

网络：全球在线社区

注册的参与者形成了一个由感兴趣伦理学或者是这方面专家的人组成的全球共同体。它在其网站上为参与者提供参与论坛、上传文章以及以网络或国际合作研究为目标而参加或组建电子工作组的机会。

研究：在线工作小组

全球伦理网的注册参与者可以根据他们感兴趣的任何课题参加或建立在线研究小组，尽管设在日内瓦的全球伦理网总部集中在六个研究课题上：商业/经济伦理学、跨宗教伦理学、负责任的领导力、环境伦理学、健康伦理学、科学与技术伦理学。通过工作小组和研究取得的结果可以进入亦能免费下载四个系列的在线文集和出版物（参见出版物目录）。

服务：会议、认证和咨询

全球伦理网提供很多服务，例如，全球伦理论坛（一个关于商业伦理的国际性会议）、顾客定制认证和教育项目，以及在多文化和多语言处境中所需要的咨询。

全球伦理网与圣商学院展开合作，于2014年开办了全球伦理领导力中心（the Globethics Leadership Center，GLC）。

www.globethics.net

全球伦理网出版物

所有版本均可在全球伦理网图书馆和 www.globethics.net/publications 上以 **PDF 格式免费下载**。印刷版可以直接通过同一网页上的亚马逊网或在 infoweb@globethics.net 上订购。

两个新的中国系列！

中国基督徒系列

与圣商学院合作推出的关于基督徒信仰与伦理的中、英文出版物

- 1、克里斯托弗 司徒博 (Christoph Stückelberger), 我们都是地球上的客人 对气候正义的全球基督徒愿景、2015, 52pp.

中国伦理系列

与北京国际经济伦理中心合作推出的中国伦理与社会的中、英文出版物

- 1、 刘宝成 / 高欢 (编辑)、*中国的企业社会责任*, 2015, 459pp.
- 2、 鲍自然、影响中国环境政策执行效果的因素分析、2015、416pp.

其他系列的精选品

全球伦理网的全球系列

- 1、克里斯托弗.司徒博、杰西编,《从全球和处境化角度看负责任的领导力》, 共376页, 2007。
- 2、克里斯托弗.司徒博、莱因霍尔德.本恩哈特编,《全球化的加尔文: 信仰如何影响社会》, 共258页, 2009。
- 3、德翁.罗索夫、克里斯托弗.司徒博编,《关于商业伦理培训、教学和研究的全球概览》, 共404页, 2012。
- 4、卡罗兰.C.考斯、保罗.H.宾斯基编,《金融信任与伦理——来自罗宾.考斯奖的创新想法》, 共380页, 2012。

全球伦理网的焦点系列

- 1、克里斯托弗.司徒博,《无腐败教会是可能的: 经验、价值观和解决方案》, 共278页, 2010。
- 2、《商业价值观的价值: 2011年全球伦理的论坛报告和建议》, 共90页, 2011。
- 3、贝诺吉拉尔丹,《政治伦理的重要性和现实意义》, 共172页, 2012。

- 8、艾丹，《全球化下的教育、健康、气候变化和电脑化空间论文集（二）》，共140页，2012。
- 9、威廉.兰德曼，《生命终结决定、伦理和法律》，共136页，2012。
- 10、《成功转换的种子：2012全球伦理论坛报告——成果与计划，2012-2014》，共112页，2012。
- 13 Corneille Ntamwenge, Éthique des affaires au Congo. Tisser une culture d'intégrité par le Code de Conduite des Affaires en RD Congo, 2013, 132pp.
- 14、Elisabeth Nduku 、Christoph Stückelberger 编，《非洲处境伦理学：饥饿、领导力、信仰和媒体》，2013，共148页。
- 15、Dicky Sofjan（与 Mega Hidayati 合著），《印度尼西亚的宗教和电视：围绕 Dakwahtainment 的伦理学》，2013，共112页

全球伦理网文本系列

- 1、《论跨文化和宗教的价值观共享原则》，共20页，2012。具有英文、法文、西班牙文、德文、中文、印度尼西亚文、波斯文版。其他语言正在翻译之中。
- 2、《政治伦理宣言——政治伦理的重要性和现实意义》，共8页，2012。具有英文和法文版。
- 3、《信息社会中的伦理学：九个‘P’》，为 the WSIS+10 Process 2013-2015提供的讨论文章，2013，共34页。

全球伦理网论文系列（已出版的集中于南半球伦理的博士论文）

全球伦理网不同系列的出版物的编辑是克里斯托弗.司徒博教授，他是日内瓦全球伦理网的创始人和执行董事以及瑞士巴塞尔大学伦理学教授。

有关原稿和建议事宜，请联系: stueckelberger@globethics.net.

www.globethics.net/publications



影响中国环境政策 执行效果的因素分析

China's Environmental Policy
Factor Analysis of its Implementation

近年来，中国的重大环境问题越来越密切地与政策执行相关。因此，本书的视角确定为环境政策执行，探究环境政策执行不力的症结所在，为政策制定者和执行者提供理论借鉴。在理性“经济人”假设、机会主义假设和资源稀缺性假设的前提下，本书以制度分析、行为分析和利益分析为主线，运用博弈论、委托-代理理论、公共选择理论，结合案例分析和问卷调查，分析了环境政策质量、政策执行资源、正式制度、政策执行主体和政策对象的行为、社会力量的监督等诸因素对环境政策执行效果的影响。最后，得出六项利于环境政策有效执行的建议。

鲍自然

鲍博士目前就职于环境保护部宣传教育中心。她分别在中国人民大学获得环境经济学博士学位，美国蒙特克莱州立大学获得环境管理硕士学位，北京化工大学化学分析工学学士学位。她的研究领域包括环境管理与环境政策实施等。与人联合译著《GLOBE计划教师指南》，共同主编《汽车行业实施环境管理体系指南》。近期她发表了《环评腐败的经济学分析》与《〈环评法〉论政策制定对政策执行的影响》两篇论文。