



摘要

为了实现经济社会的可持续发展，国内外纷纷出台大量环境政策，电力行业作为高耗能和高排放的重点工业部门，其环保政策的正确性和实施效果对污染总量控制和节能减排目标的实现具有重要影响。有必要基于科学的理论和方法，对我国电力行业的环境政策实施效果进行综合评价。

本文在阐述公共政策分析理论、外部性理论的基础上，从电力行业环境政策的特点出发，以电力行业节能减排的外部价值为重点，运用费用-效益分析，对电力行业环境政策的效果评价指标和量化方法进行初步探讨。本文还分析总结了外国电力行业环境政策的先进经验，对我国环境政策制定实施的全过程进行反思并提出建议。

关键词：电力行业，环境政策，评价，费用-效益分析

ABSTRACT

At home and abroad have introduced a large number of environmental policies to help to achieve sustainable economic and social development. The power industry as a high-energy consumption and high emissions industrial sector, the effective implementation of environmental policy in this sector have a major impact on the achievement of the objectives about pollution control and energy saving. Therefore, it is necessary to have the scientific evaluation upon the environmental policy implement in power industry.

This thesis, based on the theories of public policy analysis and externalities, as well as focused on the external value of energy-saving and emission reduction, discusses the evaluation indicators and method of environmental policy effect in power industry by the cost-benefit analysis. The paper also analyzes and summarizes the advanced experience of the environmental policy from foreign power industry, then offers a series of suggestion toward Chinese environmental policy.

Gong Yue (Quantitative Economics)
Directed by prof.Zhao Huiru

KEY WORDS: power industry, environmental policy, evaluation, cost-benefit method



目 录

中文摘要

英文摘要

第一章 引言	1
1.1 研究背景及意义	1
1.2 国内外研究现状	3
1.3 本文研究的主要内容	5
第二章 国内外电力行业环境政策现状分析	6
2.1 各国的典型环境政策和实施效果分析	6
2.1.1 荷兰	6
2.1.2 德国	7
2.1.3 英国	8
2.1.4 美国	9
2.1.5 西班牙	10
2.1.6 日本	10
2.2 我国电力行业清洁能源政策和节能减排政策	10
2.2.1 命令控制政策	10
2.2.2 经济刺激政策	12
2.2.3 劝说鼓励政策	13
2.2.4 中国电力行业清洁能源政策和节能减排政策	13
2.3 外国环境政策经验对我国的启示	14
第三章 环境政策实施效果评价的理论基础	16
3.1 公共政策分析理论	16
3.1.1 公共政策的含义	16
3.1.2 政策评估的含义和作用	17
3.1.3 政策实施效果	17
3.2 外部性理论	19
3.2.1 外部性的内涵和特点	19
3.2.2 外部性产生的根源及其解决办法	20
3.2.3 政府失灵	21

3.2.4 外部性理论对环境保护的意义.....	21
3.3 系统结构理论.....	22
3.4 环境政策实施效果评价的内涵和作用.....	23
3.4.1 环境政策的特征.....	23
3.4.2 环境政策实施效果评价的内涵.....	23
3.4.3 环境政策实施效果评价的作用.....	24
第四章 电力行业环境政策实施效果评价方法的选择	25
4.1 政策实施效果评价方法概述.....	25
4.1.1 定性评价方法.....	25
4.1.2 定量评价方法.....	26
4.2 对比分析法.....	26
4.3 费用-效益分析法.....	26
4.3.1 环境费用-效益分析法的含义和特点.....	26
4.3.2 环境费用-效益分析方法的步骤.....	27
4.3.3 费用-效益分析结果的判别标准.....	28
4.4 电力行业环境政策费用-效益分析注意的问题.....	29
4.4.1 低碳经济是大势所趋.....	29
4.4.2 区别费用-效益分析与财务分析.....	30
4.4.3 考虑费用-效益分析的时间效应.....	30
4.4.4 费用指标和效益指标的可比性.....	31
第五章 电力行业环境政策实施效果评价的指标体系	32
5.1 评价内容和指标设置原则.....	32
5.1.1 评价内容.....	32
5.1.2 指标设置原则.....	32
5.2 环境政策项目评价费用-效益界定.....	33
5.2.1 费用界定和量化.....	33
5.2.2 效益界定和量化.....	36
第六章 电力行业环境政策实施效果分析	45
6.1 单个企业项目实施效果分析.....	45
6.1.1 基本情况.....	45
6.1.2 费用效益计算.....	46

6.1.3 费用-效益分析.....	50
6.2 政策整体实施效果分析.....	51
6.3 算例结果及局限性讨论.....	54
第七章 结论与展望	55
参考文献	57
致 谢	61
在学期间发表的学术论文和参加科研情况	62

第一章 引言

1.1 研究背景及意义

能源和环境问题关系着全人类的生存和发展，已经成为国际社会普遍关注的重点。二十多年来，中国的经济发展极大地提高了人民的物质生活水平，已成为世界上经济增长最快的五个国家之一。与此同时，能源供应的压力和环境破坏等问题日益突显，严重制约着经济的加速发展和人民生活质量的提高。

中国是能源生产和消费大国，由于人口负担过重，资源承载能力过高，能源管理水平和区域开发决策能力较低，还处于不可持续的发展模式；中国能源科技相对落后，能源生产和利用效率较低，浪费严重，高投入、高消耗、高排放的粗放型增长方式还没有得到根本转变；并且长期以石油、煤炭等化石燃料为主，能源结构性矛盾突出，而且各能源行业内部发展不平衡，结构失调比较严重。从整体上看，要实现经济社会的可持续发展，中国能源科技和管理仍面对严峻挑战。中国的环境状况也不容乐观，2002年到2006年全国出现酸雨的城市为总数的50%左右，降水年均pH值小于5.6的城市占总数的30%~40%；2006年监测的559个城市(地级及以上城市322个，县级城市237个)中，空气质量达到一级标准的城市只有24个、劣于三级标准的城市仍然有51个^[1]。大气污染只是中国环境污染较面显的一个方面，水体、土地等其他方面的污染情况同样不能忽视。

电力行业是能源消费量巨大的行业，火电行业的能源消耗和污染物排放造成的环境影响，是各国发展不能回避的重点问题。电力作为国民经济的先行，在中国现代化建设中，起着举足轻重的作用。根据国家电力信息网报道：中国发电设施的70%以上是使用煤炭的火力发电；从当前的电力发展速度和需求预测，到2010年中国发电能力将达到6亿至7亿千瓦，在2020年发电能力将达到9亿到10亿千瓦^[2]。2007年，中国全国电力行业煤耗折合成标准煤约8.35亿吨，约占全国工业行业煤炭总消费量的49.8%，二氧化硫、烟尘、氮氧化物的排放量分别为1245万吨、329万吨、811万吨，分别占当年全国工业排放总量的58.2%、42.7%和64.3%^[3]。预计到2020年，中国火电装机容量将增加到6.6亿千瓦。按照目前的排放水平测算，火电排放的二氧化硫、烟尘、氮氧化物届时将分别达到2100万吨、500万吨、1000万吨以上^[4]。

温家宝总理指出，“经济发展与资源、环境的矛盾日益尖锐，群众对环境污染问题反映强烈，这种状况与经济结构不合理、增长方式粗放直接相关，不加快结构调整、转变增长方式，资源支持不住，环境容纳不下，社会承受不起，经济发展难

以为继。在这个问题上，我们没有任何别的选择，只有坚持节约发展、清洁发展、安全发展，才是实现经济又好又快发展的正确道路”。2003年10月，党的十六届三中全会提出了五个统筹，第一次明确无误地把统筹人与自然的关系放到关乎国家发展的重大战略领域；科学发展观的提出，更进一步明确了全面协调可持续发展的内容。

应建设生态文明战略的要求，中国政府带领以电力行业为代表的能源行业首先展开了行动。在相关技术方面取得突破的同时，中国政府也在积极探索以强制性手段保障可再生能源发展的有效机制，针对世界和中国的节能减排现状、经验和趋势，重点对石油、化工、钢铁、发电等高能耗重排放行业的节能减排工作和清洁能源发展进行了战略规划^[5]。《国民经济和社会发展第十一个五年规划纲要》明确提出加强大气污染防治，到 2010 年二氧化硫排放总量削减 10%。国务院向各省、自治区、直辖市人民政府下达的“十一五”二氧化硫总量控制计划中明确了到 2010 年，全国电力行业二氧化硫排放总量控制目标为 951.7 万吨^[6]。为保证预期环境治理和节能减排目标的实现，中国吸取了国外的成功经验，结合各地区实际环境、政策和经济情况，为电力行业提出了具体的促进可再生能源发展、推动节能减排技术和管理的环境政策。

众所周知，环境政策的实施及其所带来的项目无论对于政府还是相关企业都是高投资的工程。以电力行业二氧化硫排放控制为例，电厂安装脱硫设备的投资建设费用约占电厂总投资的 10%左右，年运行费用也常高达数百万元以上；同时，国家为了对电厂脱硫实施鼓励，为脱硫电价提供经济补贴。然而要衡量政府和企业的大量投入得到了多大程度的回报，即要了解政策实行效率，就需要对政策实施效果进行评价。

所谓政策评价，就是依据一定的标准和程序，对政策的效益、效率及价值进行判断的一种研究行为，以取得相关方面的信息，作为决定政策变化、政策改进和制定新政策的依据^[7]。政策评价有助于考察政策的效率，并对其进行适时的调整、改进和修正，为接下来制定新的环境政策提供可参考的信息，积累宝贵的经验。早期的管理者往往只注重政策的制定，对于其执行情况和所得效果的评价研究非常少。历史实践已经证明，政策失误是所有失误中后果最严重的失误，为了减少和避免政策失误的发生，对政策实施效果进行及时而科学的评价就显得十分必要。

电力行业环境保护在环境保护工作中的重要位置决定了，对电力行业环境政策实施效果进行有针对性的评价，明确掌握政策的实施情况，为管理者提供可靠的决策和管理依据，是力保实现国家大气污染防治目标和节能减排目标的不可忽略的工作。

1.2 国内外研究现状

公共政策评价作为对政策的效益、效率、效果及价值进行判断的一种政治行为是政策运行过程中的重要环节。随着公共政策在国家宏观调控中的作用日益突出，公共政策评价也正在得到政府和学者们越来越多的重视。国际上早已存在公共政策分析科学，但其进入中国的时间还不长。环境政策作为公共政策的重要组成部分，也得到了更多的关注，但对环境政策的评价研究在中国尚处于起步阶段。

由于政策的涉及面广，参与人数众多，实施过程中影响和变化因素很多，很难建立一套被绝大多数专家学者普遍认可的评价标准。关于政策的评价标准，各位专家学者从不同侧面提出了不同的研究成果。威廉·N·邓恩在《公共政策分析导论》一书中将政策评价标准分为：效果、效率、充足性、公平性、回应性和适宜性。中国学者陈振明则把政策评价的标准分为：生产力标准、效益标准、效率标准、公正标准和政策回应度标准^[7]。政策评价标准的选择，不仅取决于政策评价的目的，还取决于评价者和政策评价的技术方法等客观条件的限制。因此，在政策决策过程中很难找到完美的评价标准，人们往往选择在当时条件下比较满意的标准。

现有的研究把政策评价方法分为定性评价方法和定量评价方法两类，定性评价方法主要有理论分析法、对比分析法、个案分析法和专家访谈法等等；定量评价方法主要有问卷调查法、统计分析法、模糊数学分析法、层次分析法、计量经济模型法、投入—产出分析法和成本效益分析法等等^[8]。政策评价研究的初期主要是采用定性评价方法进行评价的，但由于定性评价受主观因素的影响比较大，人们逐渐把一些数学、运筹学和经济学等学科的方法引用到政策评价中来，以提高政策评价结果的科学性，政策评价也因此逐步进入定性评价和定量评价相结合的阶段，评价质量也有了显著提高^[9,10]。

环境政策属于公共政策的一部分，考察某一环境政策，可以从公共政策评价的角度开展，从政策制定的法律基础、政策决策步骤、实施过程、手段和实施效果等方面进行分析^[11]。环境政策分析在国内外都是一个较新的研究领域，其研究日渐深入，但尚未形成被广泛认可的评价方法和模型。而且环境政策的特性决定了其实施效果评价的另一个难点，由于环境政策实施效果评价涉及到经济、社会、生态等多方面的价值、效率等复杂问题，因而给其评价方法的选择和指标量化带来困难。学者们为解决这个难题，从外部性理论、资源稀缺性理论、环境产权理论和物质平衡理论等原理出发，讨论了环境价值评估方法和环境影响经济评价方法^[12]。

针对电力行业的节能减排效果选择出恰当检测评价指标和评价方法，是评价和指导电力行业环境政策的重要组成部分。在电力行业环境政策评价研究的初期，主要关注的是政策的实施效果，并多数采用单因子对比法进行分析。通常选择某些典

型指标纵向对比其在政策实施前后的变化情况，以此为依据直接判断相应政策的优劣。参照火电厂环境影响评价的指标，污染物排放量、空气质量、清洁能源消费、人均能耗和万元产值能耗等都是电力行业环境政策关注的重要单因子指标^[13,14]。后来的研究在评价节能减排的直接效益时，也开始关注其间接效益。并采用综合评价的思想对政策实施效果进行分析^[15,16]。

环境保护和经济发展并非对立的两个方面，我们所面临的环境损害和资源耗竭问题不应该简单的归咎于经济的高速发展。“科学发展观”的含义正是要求在保护环境和资源的同时进一步发展经济，让环保与社会经济发展达到和谐统一。因此，衡量各种环境政策的效果时也该充分考虑政策的经济效益，避免长久实行高投入低收效的政策，再次造成社会资源的浪费。而且，经济指标是最容易被公众和企业理解和接受的度量办法，从经济角度评价政策实施效果，可以直观的体现出政策投入与收益的关系，让政策制定者、实施者和受益者得到明确可信的评价结果。传统经济学研究者专注于对生产投入和产出效率的衡量，现代研究者们已将开始尝试借助经济学的模型，来讨论政策制定和实施的效率问题。例如一些研究者使用数据包络分析法(DEA)分析电力生产效率和环境效益之间的关系，并进一步讨论政策和规则为电力行业的生产效率和环境效益带来的影响，他们的分析结果肯定了在开放的市场环境下，恰当的环境政策和完善的监管体制会对电厂的生产效率和与之相关的环境效益产生积极的影响^[17,18]。

运用费用-效益分析对环境政策进行分析也是一种对政策经济效益定量的、综合的重要分析方法，它原则上要求将所分析的政策的一切投入和收效转换为货币值来表现，在综合分析一切费用和效益的基础上，对该政策的价值作出判断。费用-效益分析在 17 世纪至 19 世纪间就已经产生并快速发展，20 世纪 60 年代后费用-效益分析开始向环境质量管理领域扩展。美国经济学家曼哈德第一个把费用-效益分析的原理应用于污染控制，使费用-效益分析在美国得到了较为广泛的重视和应用。卡特政府曾经规定所有对环境有影响的项目，在环境影响评价中必须进行费用-效益分析^[19]。国内外对于环保投资的费用-效益分析多为针对环保工程项目的评价，旨在分析工程项目的价值，并通过投资效益分析反过来指导环保投资。近年来，也有学者开始将费用-效益分析试用于环境政策的评价，其依据的原理是：当社会总收益和总费用之差最大时，社会净福利和净效益最大，社会资源利用效率也最大。

总之，公共政策评价在我国刚刚起步，环境政策实施效果评价作为环境政策执行周期中的一个重要环节尚未引起人们的足够重视，环境政策在实施过程中普遍缺乏专门的环境政策评价组织，缺乏正确的评价机制、评价标准和方法。费用-效益分析在环境政策评价方面的应用也处于尝试阶段，专门针对电力行业的环境政策进行费用-效益分析尚无公认的标准。电力行业作为能源消耗的大户，在节能减排和可再生能源的使用方面有至关重要的地位，国家出台了一系列针对电力行业

的强制性和鼓励性环境政策，分析、评价这些政策的投入和收效，对政策效益进行直观的分析是值得深入研究的问题。

1.3 本文研究的主要内容

本文在总结借鉴公共政策分析理论的基础上，从电力行业环境政策的特点出发，以电力行业节能减排的外部价值为重点，运用费用-效益分析的思想，对电力行业环境政策的效果评价进行初步探讨，主要将在以下几个方面展开研究：

(1) 目前各国针对鼓励清洁能源的应用和节能减排的实施出台了许多相关政策，本文通过搜集现有相关资料，对不同国家在电力行业节能减排方面所采取的措施和相应的长效机制进行分析。借鉴各国有效的环境政策实施条件、手段和利弊，结合中国国情及电力行业的实际情况，为中国环境政策提出一些参考性的建议。

(2) 简述电力行业环境政策分析的理论基础，包括公共政策分析理论、外部性理论以及系统结构理论；并根据电力行业特点对费用-效益分析法提出具体需要和注意问题。

(3) 界定电力行业环境政策的费用和效益，建立电力行业环境政策实施效果评价的费用-效益分析的指标体系。

(4) 在对电力行业环境政策实施过程中的成本和效益进行定量时，根据成本内部化原理，试将环境效益和社会效益进行货币化表示。

(5) 分别以某单个电厂实施的环保项目和区域内电力行业环境政策整体的实施情况为例来解释和计算指标，并使用费用-效益分析进行评价。

(6) 结论与展望：经过以上研究，得出电力行业环境政策实施效果费用-效益评价方法的结论，并指出文章中的不足，给出电力行业环境政策评价研究理论与实证探索的展望。

第二章 国内外电力行业环境政策现状分析

2.1 各国的典型环境政策和实施效果分析

任何政策都需要借助其执行系统将政策方案变成政策效果，环境政策的执行手段多种多样，有命令控制手段、经济刺激手段、劝说鼓励手段等等。

命令控制手段是国家根据相关的法律、法规和标准，禁止或限制某些行为的做法，常以明确的法律为基础，辅以相关的行为和度量标准，这种手段为可再生能源的应用和节能减排的实现提供了基础保障。

经济刺激手段与成本和效益相联系，是经济主体出于最有利的选择对某种刺激做出反应，是非强制性的，财税政策、收费制度、排污权交易、生态补偿等都属于经济刺激手段。

劝说鼓励手段的最终目的是强化被管理者的环境保护意识，促使其自觉地以管理者希望的方式自发的保护环境。这种方式的强制性最弱，通常和其他手段相结合才能取得较好的效果^[20]。

电力行业的环境影响是各国不能回避的重点问题，大力发展清洁能源、推动节能减排、实现低碳电力是解决此问题的必由之路。国际社会在相关政策方面进行了大量的研究和实践。自上世纪 80 年代开始，一些国家陆续制定和实施了发展可再生能源和节能减排的促进政策，根据自身经济、能源、环境、教育以及电力行业发展特点等具体国情，各国针对电力行业的环境政策和实施手段也各具特色，并在探索中取得了相应的成效。

2.1.1 荷兰

欧盟在清洁能源的应用和节能减排方面走在了世界的前列，而荷兰多年以来在环境保护方面又走在欧盟的前列，其产业已经普遍成为能源节约型。荷兰的基本思路是采用强制和自愿相结合的机制来鼓励可再生能源发展，推动节能减排。为完成京都议定书中的承诺，荷兰主要从两个方面入手开展节能减排。一是一揽子政策措施，主要是命令型制度和规章；二是一些灵活的协议，以社会机制来推动减排，如用煤协议、标杆协议、清洁发展机制(CDM)。

用煤协议是荷兰的发电厂在自愿的基础上签署的承诺，旨在促进生物燃料对化石燃料的替代。化石燃料正是电力行业污染物的主要来源。发电厂承诺通过更多地采用生物燃料，减少 20%以上的煤碳使用量，从而减少 300 万吨的二氧化碳排量^[21]。

对这些电力企业，政府也承诺通过提供额外补贴，弥补发电企业因使用生物燃料而带来的额外成本，并在市场准入方面提供更加便捷的手续，从而在电力行业营造有利环保的投资氛围^[22]。此协议创造了双赢的局面，既有利于环境保护，又有利于发电企业的持续发展。

荷兰的电力管理体制是按照发电、输电、配电分别管理的，其中配电包括向终端用户售电。1998年，荷兰政府颁布了一项新的电力法，对电力的生产、运输和供给制定了一系列的标准，并规定了实施绿色证书计划。在绿色证书计划中具体规定了用户有购买最低限量绿色电力的义务。同年2月，荷兰政府与荷兰电力协会协商有关自由配额的协议，厂商每向电网中输送10GWh的可再生能源电量，就会获得一份“绿色证书”，其市场价格为0.03-0.05荷兰盾/kWh，而达不到要求的公司每kWh要付5分荷兰盾的罚金。

绿色电价制度也在荷兰成功执行，这是一种直接面对用户的电价制度。垄断市场中，电力公司提供“绿色电价”，用户可以选择使用与否；竞争市场中，通过对绿色电力进行认证，吸引特定的用户群使用可再生能源电力。2000年，荷兰的总电力消费中3%来自可再生能源电力，30%的居民自愿购买“绿色电力”。绿色电价的优势在于，它很容易被人理解，让用户明白他们购买清洁电力的同时就是在购买清洁空气；让用户甚至是个人用户，直接购买可再生能源电力，提升了民众的环保意识，也帮助他们对当地可再生能源项目建立信心。然而电网常常因行政区域而分割，地区只开发当地，开发者容易垄断地区的可再生能源电力，造成绿色电价虚高；且购售电都不受法律的强制约定，其实施难度比较大。

税收以及环境质量促进政府补贴计划，也帮助荷兰在节能减排方面取得了显著成效。目前荷兰能源消费总额中40%用来付能源税，2001年后荷兰能源税的纯收入远远高于政府返回给消费者的能源补贴。政府开始有钱来补助节能减排。2006年荷兰政府对能源节省措施普遍实施补贴。经努力，荷兰的温室气体的排放量逐年下降，工业、能源、农业、交通运输等部门的排放量已经达到规定的2010年的水平^[23]。

2.1.2 德国

德国装机容量和发电量在欧洲居第一位，是欧洲最大的电力生产和消费市场，也是欧洲最早开放电力市场的国家。由于其国内资源有限，为了摆脱对进口和传统能源长期依赖，德国近年来大力发展可再生能源，成为国际上清洁能源发展的领先国家，2004年8月德国新的《可再生能源法》生效，明确提出了发展新能源的目标：2020年可再生能源发电量占总发电量的20%。

为达到上述目标，德国在其制定的《可再生能源促进法》中首次创立了电力运营商有义务以一定价格向用户销售清洁电力的规定，并于2000年实行的《可再生

能源优先法》明确了分类电价，根据各种能源成本的不同对运营商提供不同补助。

德国是实行固定电价制度的代表国家，此制度要求电力公司必须无条件按照政府定价购买可再生能源发电的全部电量，可再生能源电力强制上网，优先购买。目前德国风力发电的电价，比常规电价高出近 50%^[24]。固定电价政策电价明确，不同地区制定不同电价，能够体现公平，便于管理，降低项目交易成本；而且解决了附加成本分摊问题，减轻电网公司收购可再生能源电力带来的负担。但该制度过分依赖政府，完全摒弃了市场，不利于价格最大程度的优化，不利于优化资源配置；政府的电价如果制定得合理，则可以充分让发电商感觉到保障和激励，很适用于可再生能源发电发展的初级阶段^[25]。

德国的环境政策以详细的法律法规为基础，来保障政策和计划的顺利进行。以 1977 年德国联邦环境署修订颁布的“联邦污染控制法案”为例，联邦政府共制定了 20 个具体法律条款来履行这个法案的要求^[26]。在法律法规的实施和补贴增加的作用下，2005 年德国仅太阳能装置的安装量就增加 50%，装机总量达到全世界 57%，德国太阳能产业从此起步；其他清洁能源也得到迅速发展，截至 2008 年德国风电年发电量达到 245 亿 kwh，满足了全国 4% 的用电需求，是全世界风能发电量的三分之一^[27]。

2.1.3 英国

尽管英国可再生能源利用率在欧盟国家中不高，但是其非常重视二氧化碳排放问题，2003 年 2 月英国提出了面向 21 世纪的“低碳经济”及相关新能源和可再生能源发展战略，即《未来能源--创建低碳经济》的白皮书。随后陆续出台诸多相关法规和政策，搭建了发展可再生能源所必需的法律框架以及政策平台，为其清洁能源发展奠定了坚实的基础^[27]。

英国在 1990 年时发电供电已全部完成私有化，是执行招投标制度的代表国家。由政府发标并管制竞争过程，清洁能源电力发展商通过竞争得到合同，政府按照奖励价格收购电力，价格由技术状况和竞争结果决定。奖励价格作为补贴随着合同的延续递减，直到取消，把技术完全推向市场。《新可再生能源公约》规定供应商必须购买一定比例的可再生能源电力，达到当年配额，如不完成，电力监管局将对其进行最高达营业额 10% 的罚款。此外，政府为这些清洁能源技术提供 70% 费用资助研发，并建立可再生能源交易制度和交易市场。

招投标制度引入了竞争，可以用更低的成本保证更大项目的开发，节约了政府资金；政府签订的合同降低了投资者的风险，投资者也会为获得更多的利益而积极的改进技术和设备。但重大项目一般归中央政府管理，地方政府参与的积极性不高；而且参加招投标耗时耗财，中小企业实力不够，容易出现大公司控制市场的局面；

另外，这种投资竞争容易引发可再生资源条件好的地区先被开发，或者间断性开发，缺少计划^[28]。

2006 年英国温室气体的排放量与 1990 年相比降低了 15%。在 2007 年能源白皮书中，英国政府计划把大力发展可再生低碳能源作为其长期的能源发展战略，并计划把英国国内的能源使用结构从 2005 年的“煤炭占 35%，石油和天然气占 40%，核能占 19%，可再生能源占 6%”逐渐过渡到 2020 年的“煤炭占 20%，石油和天然气占 40%，核能占 5%，可再生能源占 35%”^[29]。

2.1.4 美国

美国环境政策的基本特点可以归结为“胡萝卜加大棒”。一是制定相关行业技术和行为标准，并且以法律、法规形式颁布执行，是强制性的标准；二是通过财政激励措施鼓励企业、用户来实现某些高能效低污染的技术和行为标准，这些标准是自愿性的标准，属于市场行为。并且，随着技术的进步和发展，上述政策及标准每隔几年就不断更新。

美国政府不断加大开发清洁能源的科技投资，而且实验室通过公开招标管理公司，实施私有化管理模式，优化项目经费的管理和控制，并吸收社会资金加入，加快研发周期。对于已投产的清洁能源技术，国家给予大力的财政优惠：对风能、生物质能等符合条件的可再生能源及发电系统减税 10 年；某些(风、太阳能)清洁能源电力技术抵税优惠额上升到 1.8 美分/kwh；国家还向清洁能源发电企业提供每 kwh 清洁电力 1.5 美分的补贴^[30]。

可再生能源配额制的实施，实现了用法律的形式对可再生能源发电在供电总量中所占的份额进行强制规定，充分利用市场竞争机制，使供电企业通过市场寻求低成本、高效率和最灵活的方式来完成配额，以较低的成本实现高成本的发展目标。政府则处于制定目标、监管、执行和处罚的角色。配额制体现了可再生能源电力的外部价值，解决了其与常规电力的差价分摊问题；并且明确了发展目标，保证了长期实现可再生能源的量化发展目标，又保证了可再生能源的市场需求；但这种充分竞争的体制需要完善的市场体系，因为价格完全依赖于市场，很有可能出现大企业对市场的垄断现象；还需要政府进行精确公正的监管，会使政府的管理成本上升。美国还将公共效益基金与配额制结合使用，以提高配额制实施的灵活性，取得了较好的实施效果。

还有一点不可忽视，在鼓励大众选择污染少、耗能少的产品同时，各级政府和公共机构被要求率先购买和使用国产的高能效设备和“绿色”办公用品。政府为民众树立了良好的表率形象^[31]。

2.1.5 西班牙

西班牙的政府和金融界通过大规模信贷支持可再生能源项目，增加能源节约和能源效率方面研发的资金投入。同时提高对 CO₂ 排放的收费标准，进一步遏制排放。

西班牙比较独特的电力政策是，风力发电与 CO₂ 排放权挂钩，发电商可以用风力发电的比例换取相应的火电排放权，这一政策促进了发电商投资建立风电场或者直接购买风电场，有效推进了风电的发展^[32]。

2.1.6 日本

日本因为其资源和环境的限制，从很早前就十分关注清洁能源的开发使用以及节能减排的技术和政策。自上世纪 70 年代起，日本先后实施了以太阳能开发利用为核心的“新能源开发计划”，以节能技术为主的“节能技术开发计划”，以及环境技术研究的“环境保护技术开发计划”。1993 年，日本政府把三个开发计划融为一体，推出了“能源与环境领域综合技术开发推进计划”，又称“新阳光计划”。日本政府每年拨款 570 多亿日元给能源开发，其中有 362 亿日元用于清洁能源的开发，以保证“新阳光计划”的顺利实施^[33]。

另外，政府在对企业生产中排放的 CO₂ 征税，促使企业改良技术的同时，用政策和教育从根本上引导民众加入到环保行列，让环境保护成为人们自发的生活方式。这种将政府的强制力和公众的自愿性相结合的方式，形成了政府-企业-个人三者构成环境管理体系。在环境保护方面取得了良好的效果。

纵观发达国家促进清洁能源和节能减排的政策，不但有强制性的规定，还制定了目标明确的重大研究开发计划，再辅以税收刺激、电价优惠等多种多样的经济激励政策，以多种手段促进清洁能源的开发利用。固定电价制度、招投标制度、绿色电价制和可再生能源配额制都是比较具有代表性的政策实践，它们具有各自的特点、利弊和适用条件。各国实践证明，合理的电价制度设计，可以起到鼓励可再生能源发电市场发展和带动技术进步、产业升级的效果^[34,35]。

2.2 我国电力行业清洁能源政策和节能减排政策

2.2.1 命令控制政策

命令控制手段是传统的管理手段，使用范围最广，依靠政府强制执行力，适用于重要的排放控制领域。至今仍是大多数国家不可或缺和处于主导地位的管理方

式，为环境保护发挥了重大的基础性的作用。我国近 30 年实行的环境管理模式基本上属于此类。我国现有的主要的命令控制性政策包括“三同时”政策、环境影响评价政策、排污许可证制度、污染总量控制、污染限期治理等。

2.2.1.1 “三同时”政策

“三同时”指的是新建、改建、扩建项目和技术改造项目以及区域开发建设项目的污染治理设施必须与主体工程同时设计、同时施工、同时投产的制度。“三同时”政策和环境影响评价都是由事前控制来预防环境污染，具有明确的评判标准和法律依据。

2.2.1.2 污染限期治理政策

污染限期治理政策的目标是通过政府强制的手段，对污染严重的企事业单位规定期限，完成应负的环境保护责任。限期治理即希望在较短的时间内集中治理污染企业。此政策具有法律依据，《水污染防治法》、《大气污染防治法》等相关法律中规定，经限期治理逾期未完成治理任务的企事业单位，除依照国家规定加收超标排污费外，还可以根据所造成的危害后果处以罚款，或责令停业、关闭。

针对指定的有限污染源，政府相关部门能够集中力量进行监督和考核，政策的执行力也较强。不足之处在于，限期治理的决定权还是由当地政府部门行使，不能完全脱离企事业单位的相关干系人，如果此决定权能交与环保部门行使，便能够具有更高的强制性和威慑力。另外，污染限期治理政策在经济效益、持续改进性和公平性上也尚有不足。

2.2.1.3 排污许可证制度

排污许可证是将排污申报、环境标准管理、环境监测、排污收费、限期治理、违法处罚等一系列制度综合在一起，体现在一份“许可证”上，通过排污许可证将排污者所应遵守的国家相关的法律法规、技术标准等规范性管理文件具体化，对每个排污者的排污行为提出明确的具体要求。其目标是促进达标排放和污染源排放的总量控制。

排污许可证制度是实现污染源稳定达标排放的比较有效的手段。但在我国还处于起步阶段，相关法律还不完善，惩罚力度相对较小，对没有取得排污许可证的企业不足以构成威慑。

2.2.2 经济刺激政策

环境经济刺激手段的理论依据是“庇古理论”和“科斯定理”，都是以“外部不经济和市场失灵”为前提的。经济刺激手段是利用价值规律，运用价格、税收、信贷等经济杠杆调控经济主体的行为，通过限制环境污染或损害行为、奖励积极治理主体、促进节能减排，达到环境管理的目的。经济刺激手段的合理使用可以直接或间接地提高环保效率并降低环保成本。我国现行的补贴、环境税、排污收费等常见的环境政策都属于经济刺激手段。排污权交易作为另一种经济刺激手段也开始被研究者们重视。

2.2.2.1 排污收费制度

排污收费制度的目标是通过对排污者的排污行为收取一定费用，促使其少或消除污染物的排放。排污收费是依据庇古税的原理，把污染的外部性内部化为排污者的成本，刺激污染者减少和消除污染行为。

从已经展开的排污收费实践来看，排污收费制度经济效率高，是一项比较成功的经济刺激手段。但目前存在的问题主要是，企业的排污收费部分可以计入产品和服务成本，实质上是将企业应负责的排污行为转嫁给了下级消费者，通过消费者的支付，企业的排污费用得到了补偿，这是违反庇古税原理的。

2.2.2.2 环境税和补贴

大多数的研究中，将环境税定义为有利于环境保护的税收，既包括燃料使用税、废物处理税、汽车税等专门的为环境保护设立的环境税，也包括已有的税收体系中与环境保护有关的部分，例如为激励纳税人治理污染保护环境所采取的各种税收优惠，以及对破坏环境的行为采取的某些加重税收的措施。

补贴是和税收对立的，补贴有两个目的，一是激励环境保护行为，促进环境保护目标的实现；二是对可能因为污染控制系统的额外资本需求而在资金上遇到困难的企业提供帮助^[36]。

2.2.2.3 排污权交易

排污权交易是在一个有额外排污削减份额的企业和需要从其他企业获得排污削减份额以降低其污染控制成本的企业之间的自愿交易。这种自愿协商制度一般不需要政府作出过多努力，是纯粹的市场行为，但在排污权交易的初期需要政府进行推动。排污权交易在美国发展，大多数也应用在美国。

2.2.3 劝说鼓励政策

广义的理解劝说鼓励政策，可以包括除了命令控制和经济刺激之外的所有环境政策手段。

我国目前已实施的劝说鼓励政策手段主要有信息公开、环境宣传教育、公众参与、自愿协议和考核表彰。这些手段将环境相关的信息和环保知识传达给公众和企业，促使人们改变观念和行为，自愿自发的投入到污染治理和环境保护工作中。

2.2.4 中国电力行业清洁能源政策和节能减排政策

为应对能源危机和气候变化，节能政策、可再生能源政策和污染物排放控制政策可以被看做是当前环境政策最重要的部分。我国现行的节能减排政策和可再生能源政策中涉及电力行业的主要政策如表 2-1 所示。

表 2-1 中国电力行业相关节能减排和可再生能源政策框架

项 目	政 策 名 称	实 施 部 门
法律	节约能源法(2007)	各级人民政府、国务院各部委
	可再生能源法(2005)	各级能源主管部门
	清洁生产促进法(2002)	各级人民政府
部门规章	可再生能源电价补贴和配额交易方案的通知(2008)(2007)	各省、自治区、直辖市发改委、物价局，各区域电监局，国家电网公司、南方电网公司等
	关于调整大功率风力发电机组及其关键零部件、原材料进口税收政策的通知(2008)	各级财政部门
	电网企业全额收购可再生能源电量监管办法(2007)	各区域电监局、城市电监办
	可再生能源电价附加收入调配暂行办法(2007)	国务院价格主管部门
	节能技术改造财政奖励资金管理暂行办法(2007)	各级地方节能主管部门
	节能减排综合性工作方案(2007)	各级人民政府、国务院各部委
	可再生能源发电价格和费用分摊管理暂行办法(2006)	国务院价格主管部门
	可再生能源发电有关管理规定(2006)	各级能源、价格主管部门

	产业结构调整指导目录(2005)	各级人民政府、行业协会
规范性文件	可再生能源“十一五”规划(2008)	国务院有关部门、相关企业
	能源发展“十一五”规划(2007)	国务院能源主管部门
	可再生能源中长期发展规划(2007)	国务院有关部门、相关企业
	中国应对气候变化国家方案(2007)	各级人民政府、国务院各部委
	中国应对气候变化科技专项行动(2007)	国务院各部委
	2010 年我国新能源和可再生能源发展纲要 (1996)	各级人民政府

2.3 外国环境政策经验对我国的启示

在建设和谐社会的过程中，中国政府和社会各界力量已经为应对能源和环境问题展开了积极的行动，以一系列环境政策作为各行业和公民行为的重要指导和规范。通过环境政策的制定和环保项目的实施，中国成为新能源和可再生能源增长速度最快的国家。水电装机容量、核电在建规模、太阳能热水器集热面积和光伏发电容量均居世界第一位；同时，中国成也是近年来节能减排力度最大的国家，截至 2009年上半年，中国单位国内生产总值能耗比 2005 年降低 13%，相当于少排放 8 亿吨二氧化碳^[37]。

国际经验表明，系统完善的法律框架是环境政策制定和实施的必要保障，建立清洁能源和节能减排激励机制，运用金融工具促进其发展，将是强制性手段有效的补充和辅助^[38]。这些成功的经验，都值得中国借鉴。

第一，国内外学者公认，任何政策手段都不是完美的，都有自身的优势和缺陷。主流环境经济学在理论上大量论证了这样一个结论：即从全社会角度看，经济刺激型环境政策手段能够比管制命令型环境政策手段更有效率地实现既定的环境目标^[39,40]。管制命令型政策则具有较强的强制力和威慑性，是政策顺利推行的保障。为避免单一手段的片面性和缺陷，环境政策的实施手段应进行优化组合，综合利用。

第二，中国在环境法律法规的建设方面已经得到了迅速的发展，但还没有构成完整的环境立法体系。完善能源和环境保护的法律法规，是中国环境政策发展的起点；立法先行，也是环境政策发展和实施的基本保障。

以立法的形式制定相关能耗、技术和环保标准时，要尽可能根据行业特性充分考虑其可行性，使企业和其他受管制者能清楚明晰的按照法规开展工作，也使执法者有法可依。另一方面，执法的水平和力度的低下将造成已有的法律法规的无效率，有法等于没法。只有加强执法力度、提高执法水平，才能使法律法规真正体现其价值，奖惩分明、违法必究，才能强化中国的企业和国民的法制观念；加大执法力度、

违法者从严惩处、是违法成本大大高于其不当得益，才能震慑违法者。

第三，由于环保科技的特殊性，环保技术政策与一般科技政策不尽相同。因此需要针对环境政策中的技术政策建立科学的决策程序，培育形成专业的环保咨询机构和政策研究机构，以协助行政决策单位确定环保技术政策、中长期环保技术研发目标和重大研究领域计划等。

第四，逐步增加环保技术研发投入在 GDP 中的比重，加强对环境保护相关的软科学研究的支持力度，为咨询机构和行政决策机构提供信息支持，促进企业、政府和科研机构之间加强合作，推进环保技术的产业化。并为确定环境保护中长期的战略重点、发现新的研究主题等决策问题提供政策参考。

第五，国家在制定政策前需要加大基础研究工作，充分考虑政策会对社会、经济、能源、环境等多方面的影响。一方面可以使制定的政策具有较强的可操作性，另一方面能为政策出台提供更加详尽的数据、背景资料和说服力度。政策实行过程中，国家应配备专职的监督部门来监测和评价政策的实施情况和效果，最好能由统计部门或监督部门的专职工作人员进行分行业、分区域或者针对不同政策进行跟踪监测，获得充分而且具有针对性的统计资料，便于对政策进行正确的评价。

第六，在政府推行一定的环境政策的过程中，充分发挥民众的力量，将会促进政府行为达到预期的目标。环境教育能够有效地为民众建立的节能意识与环保意识，在公众的积极参与下，政府推行的环境政策才能得到积极的响应和有效的实施。从青少年抓起，大力推行环境教育，在公众心中普及环境保护的理念，使其成为公民自觉的社会责任感，建立健康的价值观和环保的生活方式，才能从根源缓解环境所面临的危机。

第三章 环境政策实施效果评价的理论基础

本章将从公共政策分析理论、外部性理论和系统结构理论三方面来简述环境政策实施效果评价的理论基础。

环境问题产生的根本原因是现代经济活动中市场不能有效地反应环境成本而导致的环境资源配置低效率，外部性理论对环境成本外部化的问题给出了详细明确的分析和解释，并为解决此问题提出了思路。环境政策就是国家为应对环境问题所制定的一系列控制、管理、调节措施的总和，环境资源的公共属性决定了环境政策必然是公共政策的重要组成部分，因此，公共政策分析的思路和方法，同样可以指导对环境政策的评价和分析。另外，由于环境政策涉及的领域广泛，政策涉及的整个系统是分层次的，系统结构理论可以在环境政策实施效果评价时帮助我们清晰完整地建立指标体系。

3.1 公共政策分析理论

3.1.1 公共政策的含义

针对公共政策的概念，不同领域的学术研究者理解的歧义颇多，并没有形成一致的界定和认同。

行政学鼻祖，美国学者伍德罗·威尔逊(Woodrow Wilson)认为，公共政策是由政治家制定的并由行政人员执行的法律和法规。公共政策科学的创始人之一哈罗德·拉斯韦尔(Harold Lasswell)和亚伯拉罕·卡普兰(A. Kaplan)曾经提出，公共政策是“一种含有目标、价值和策略的大型计划”^[41]。斯图亚特·内格尔对公共政策的认识颇具代表性，他认为“公共政策政府为解决各种各样的问题所做出的决定”。理查德·罗斯(Richard Rose)在《英国的政策制定》一书中提出了很有价值的见解，即：不该把公共政策只看做一个孤立的决定，而是一系列有关联的活动组成的一个过程。

自20世纪90年代初，公共政策研究进入中国后，国内研究学者对公共政策含义的理解就颇具政治特色。综合国内学者的观点，可以得到以下几个要点：(1)公共政策是国家机关和政党在特定时期为实现一定目标而制定的行为准则；(2)其作用是为了规范和指导相关团体和个人的行动；(3)其表达形式有法律法规、指示和命令、行动计划及相关策略等^[42]。

3.1.2 政策评估的含义和作用

在规范的意义上，政策分析贯穿于政策的制定、政策的执行、政策的评价、政策监控和政策的终结等全部过程中，在于应用一切可能的知识、理论、方法和技术等能力，正确地制定政策和有效地执行政策。

政策评估包含对政策制定过程的分析评估、对政策执行过程的评估和对政策实施效果的评估等几种不同的立足点。所谓评估，就是评价和估量，是指根据一定的标准对事物的优劣作出判断。通过政策评估，人们不仅能对政策本身的价值作出判断，从而决定政策的持续、发展、调整或终结，而且能够对政策过程的不同阶段进行考察和分析总结，吸取经验教训，为今后的政策实践提供有价值的参考和借鉴。

对政策实施效果进行评估，是公共政策分析的极重要环节。本研究主要关注的就是政策分析理论中关于政策效果评估的部分。

3.1.3 政策实施效果

政策的效果就是政策执行后对客体及环境所产生的影响和效果。要对政策实施效果进行评估，首先必须了解政策效果的类型、分析角度和评价标准。

3.1.3.1 政策效果的分类

从政策执行角度，可以将政策效果划分为直接效果、附带效果、意外效果、潜在效果和象征性效果几类。

直接效果是指政策实施后对政策制定者所要解决的政策问题及相关事物所产生的直接影响。它有两个含义：第一，是指在直观的、经验的层面上可以观察到的效果；第二，它是在实现预期的范围内出现的效果。

附带效果是指政策实施过程中，超出了政策制定者预期的目标和期望，并对间接作用的组织、集团和环境产生的附带效能。附带效果是在直接效果之外，但是因直接效果的连带影响而出现的一种从属性或关联性的效果。

意外效果是指政策执行后所产生的出乎政策制定者的预料的效果。意外效果因政策执行而起，但又不在政策预期之内。

潜在效果是指政策执行后，在短期内不易为人们所察觉，但在今后相当长的一段时间里有可能表现出来的效果。

象征性效果是指可能具有微不足道的有形效果，其初始用意只是为了让政策实施对象得到某种印象，从而减轻对政策的压力，或激发起某种精神。

3.1.3.2 政策效果的评价角度

对政策效果的分析，大致包括三个角度：一是政策结果分析，即对政策执行结果、目标实现程度的分析；二是政策效益分析，即对政策产出和政策投入之间的关系进行分析；三是政策效力分析，即对政策所产生影响力的综合分析^[43]。

也有从投入-产出，或者费用-效益角度来分析的，这就类似于上面的政策效益分析。从这个角度分析，政策效果基本由两个方面的因素决定：一是政策执行成本；二是政策执行的结果。投入较少，政策效益较高的政策，社会效果好；反之，社会效果较差。

3.1.3.3 政策效果的评价标准

政策评价实质上是一种价值判断，是对政策实施所产生的各方面的影响和效果的综合评判。相应的判断标准主要有：生产力标准、效益标准、效率标准、公平标准以及政策回应度。

生产力标准就是看政策有无或在多大程度上解放了生产力、促进了生产力的发展。

效益标准是以实现政策目标的程度作为衡量政策效果的尺度，关注政策的实际效果是否达到政策预期目标，多大程度上完成了预期目标，跟预期目标还存在哪些距离和偏差。

效率标准即政策效益与政策投入之间的比率。主要反映了某项政策以最小的投入获得最大的产出方面的情况。

公平标准指政策执行以后，导致与该项政策有关的社会资源、利益及成本在社会不同群体间重新分配的公平程度。

政策回应度指政策执行后对政策实施对象需求的满足程度，从而从总体上衡量政策对社会的宏观影响。

公共政策被认为是对社会公共利益的权威性分配，因此，公众利益是一切公共政策的出发点和最终目标。政策评价作为对政策的效益、效率、效果及价值进行判断的一种政治行为，是政策运行过程中的重要环节，有着重要的地位，它直接关系到公共政策修正、调整和重新选择等^[43]，具有十分重要的意义。随着公共政策在国家宏观调控中的作用日益突出，公共政策评价也正在得到政府和人民群众越来越多的重视。

3.2 外部性理论

3.2.1 外部性的内涵和特点

马歇尔在其《经济学原理》中写道：“我们可以把因任何一种货物的生产规模之扩大而发生的经济分为两类：第一是有赖于该产业的一般发达所形成的经济；第二种是有赖于某产业的具体企业自身资源、组织和经营效率的经济。我们可把前一类称作‘外部经济’，将后一类称作‘内部经济’。”^[44]“外部经济”这一概念从此进入了经济学家的视野。经过一代又一代经济学家的发展，外部性理论的发展进程经历了三个阶段，分别以马歇尔的“外部经济”、庇古的“庇古税”和科斯的“科斯定理”为里程碑。经过新制度经济学的丰富和发展，外部性理论已成为现代经济学理论体系的一个重要组成部分。

所谓外部性，是指在实际经济活动中，生产者或消费者的活动对其他消费者和生产者产生的超越活动主体范围的利害影响，而这些影响未能由市场交易或价格体系反映出来。如某企业为用户提供产品或服务，用户是企业活动的直接关联者；同时，该企业的生产活动又会对周围的居民产生影响，这些居民即为与该企业活动无直接关联者，企业对居民的影响没有在企业的生产交易活动中得以反映，则称为外部性。^[45]

由以上外部性定义可归纳出外部性特征有如下几条：^[46]

(1)外部性是由人为的活动造成的。

(2)外部性是经济活动中的一种溢出效应，在受影响者看来，这种溢出效应不是自愿接受的，而是由对方强加的。

(3)经济活动对他人的影响并不反映在市场机制的运行过程中，而是在市场运行机制之外。市场机制的基本特征是，如果经济主体的活动引起了其他经济主体收益的增减变化，这一经济主体必须以价格形式向对方索要或支付货币。如果发生了外部性，那么就不会有表现为价格形式的货币支付。因此，外部性发生于市场运行机制之外。

由于经济主体的活动对其他主体的影响有好坏之分，因而外部性可分为正外部性和负外部性。

在很多时，某个人(生产者或消费者)的一项经济活动会给社会上其他成员带来好处，但他自己却不能由此得到补偿。此时，这个人从其活动得到的利益就小于该活动带来的社会利益^[47]。如某林业企业从其林业活动中得到私人收益，但该企业的植树造林，优化了环境，保护了生态体系的平衡，为居民提供了良好的生活条件，社会从该企业的活动中得到了额外的收益。此时，社会的收益就大于私人收益。这

样，该企业产生了正外部性，也称外部经济。

另一方面，在很多时候，某个人(生产者或消费者)的一项经济活动会对社会上其他成员带来危害，但他并不为此支付足够补偿这种危害的成本^[47]。如钢铁、造纸等企业生产行为带来的环境污染，社会就必须要拿出一定的资金对污染进行治理。所以，对社会来说，其所支付的成本就不仅包括企业的私人成本，而且还包括社会治理环境污染的费用。显然，此时的私人成本是小于社会成本的。这时，该企业的活动产生了负外部性，也称外部不经济。

3.2.2 外部性产生的根源及其解决办法

从外部性的定义和对资源配置的影响可以看出，外部性产生的内在原因是市场失灵。

市场是为商品交换的各方提供机会进行协商，从而对彼此有利的一种机制。市场失灵是指市场不能正确估价和分配资源，不能将公共资源成本体现在价格体系中，从而导致商品和劳务的价格不能反映它们的真实成本。既然外部性不能在价格体系中体现，那么将外部性内部化不失为一种好方法。所谓外部性内部化，就是使生产者或消费者产生的外部费用，进入他们的生产或消费成本，由他们自己承担或“内部消化”，从而弥补私人成本与社会成本的差额，以解决外部性问题。

解决环境污染外部性主要存在着两条途径：

一是来自庇古的思想。在治理外部性的经济手段方面，庇古认为产生负外部性的经济主体并未承担社会用于治理负外部性的费用，因此，政府应通过征税的方式将污染成本加在企业的成本中去。庇古从公共产品问题入手，分析了厂商生产过程中社会成本与个人成本问题，认为两种成本的差异构成了外部性，从而提出了征收“庇古税”作为治理外部性的方法。这一思路的特点是，由政府对微观经济部门进行调控，以达到资源的最优配置，从而实现帕累托最优。

二是遵循科斯的思路。罗纳德·科斯从“产权界定”入手，探讨了外部性的治理。科斯认为市场失灵源于市场本身的不完善，市场失灵只有通过市场的发展深化才能解决。在科斯看来：通过经济主体间的谈判来解决外部性问题，只要经济主体间产权明晰，且交易费用足够小，市场机制会找到最合理的方法，并使资源达到帕累托最优状态。明晰产权是处理外部性的关键点，而不管权力属于谁，只要产权关系明确地予以界定，私人成本和社会成本就一定会相等。

事实上，单纯的运用庇古手段或科斯手段都相当困难。

3.2.3 政府失灵

公共资源的管理问题实质上是一个稀缺资源怎样在各种竞争性用途中优化配置的问题。公共资源往往产权不明确，无法形成交易市场，因此也就没有明确的价格。这种零价格的制度安排，使私人成本和社会成本不一致，使资源配置不合理。政府在公共资源的保护和分配中，起着非常重要的作用。政府不仅要指导资源的分配，还要实施监督、管理和诱导等功能。但是由于公共资源的管理是一项十分复杂的工作，有时就会出现政府失灵现象。

政府失灵是造成外部性问题的一个重要原因。政府失灵是指一些政府政策的执行使生产者的生产成本偏离生产要素的真实成本，导致生产要素的无效率使用或过度使用。由于政府进行调节性干预，如以补贴和税收形势对价格进行干预，就可能使相对价格偏离真正的资源成本，生产者和消费者在应该使用哪种和使用多少资源问题上可能会受到误导，或者政府允许个别产业经营者获得垄断权，使市场不能有效发挥作用，这些都可能加剧资源浪费，进一步加剧市场失灵。

政府失灵主要是由于体制或政策的原因。一种是宏观政策对社会环境造成的不良的附带效果，如补贴政策刺激了对公共资源的过度开发，实际增加了社会成本。或是由于政策本身的失误造成的情况恶化，如一项政策没有实现预期的政策目标，反而加速了公共资源的损耗。

3.2.4 外部性理论对环境保护的意义

3.2.4.1 环境资源的公共物品性质

公共品是指那些可供全体消费者或部分消费者消费或使用，而不需要或不能够让这些消费者按市场方式负担其成本的产品。公共品有两个重要的性质：非竞争性和非排他性。

环境资源就是一种公共资源，由于自身的非竞争性和非排他性导致了生产建设过程中环境污染及资源浪费现象。企业可以肆意占有公共资源而不必付出任何代价，这样人人抢占公共资源为自己产出利润，长此以往，就出现了像“公共地的悲剧”那样为了个人利益而损害社会总利益的行为。同样，企业也可以任意的向环境中排放废物，减少处理废物的成本，本身收益大大提高，但是就整个社会大系统而言，一个企业排出的废物很可能为其他企业的生产增加了成本，从而造成大面积的外部不经济性，使社会成本增加，资源被浪费。

环境使用的零价格导致了私人成本和社会成本的偏离。由于人们在经济活动中只会考虑私人成本而不会考虑所造成的外部成本，污染密集型商品的价格不能反映

他们对环境的损害，使得这些产品的成本被低估。这种成本被低估的结果必然导致污染密集型商品的生产和需求过高，同时产生两种不同的配置效应。首先，环境的零价格使用导致损害环境的产品过度生产，这意味着过多的资源用于污染密集型部门，过少的资源用于有利环境的部门。相对价格的扭曲导致人们偏好使用损害环境型产品。其次，由于不必支付使用环境的成本，环境资源被过度使用，造成环境退化。

3.2.4.2 外部性理论是环保经济手段的理论基础

生态失衡、环境破坏是当今社会最严重的问题之一，它直接威胁着人类社会的生存和发展。

外部性理论一方面充分地解释和说明了现代经济活动中出现的一些资源配置低效率、环境破坏的根本原因；另一方面又为如何解决环境外部不经济性问题提供了可供选择的思路和方向。例如政府对产生负外部性的经济主体增加税收，使经济主体的外部成本内部化；经济主体之间进行谈判和协商，既解决他们之间的利益矛盾，又使环境得到保护；进行排污权交易，将排污量控制在环境能够允许的限度以内，促使经济、社会、资源三者的协调发展^[46]。

总之，外部性理论为社会的可持续发展思想奠定了理论基础，是可持续发展思想的理论依据之一，是环保经济手段的理论基础。

3.3 系统结构理论

系统的结构是指系统内部各要素的排列组合方式，系统结构分析作为系统分析的一个重要方面，其目的就是要找出系统结构上的层次性、相关性和协同性等特征。本研究主要借鉴系统结构分析方法中的层次分析法。

系统是分层次的，系统各层间既有相对独立性，又有相对的关联性。层次分析法(AHP)是美国著名运筹学家萨蒂教授(T.L.Saaty)于20世纪70年代提出的一种系统分析方法。层次分析法能将定性分析和定量分析有机的结合在一起，它是分析多目标、多准则等复杂的公共管理问题的有力工具。具有思路清晰、方法简单、适用范围广、系统性强、便于推广等特点，适宜于解决那些难以完全用定量方法进行分析的公共政策评价问题。

运用层次分析法解决问题的思路是：首先，明确问题中包含的各因素及其相互关系，把要解决的问题分层系列化，形成一个递阶的、有序的层次结构模型。

其次，对模型中的每个层次因素的相对重要性，依据人们对客观现实的判断给予定量表示，再利用数学方法确定每一层次全部因素相对重要性次序的权重。

最后，通过综合计算各层次因素相对重要性的权重，得到最低层相对于最高层的相对重要性次序的组合权重，以此作为综合评价的依据。

层次分析法将人们的思维过程和主观判断数学化，不仅简化了系统分析与计算工作，而且有助于决策者保持其思维过程和决策原则的一致性，对那些难以全部量化处理的复杂的公共管理问题，能够起到令人满意的结果^[48]。

由于环境政策涉及的领域广泛，相关的利益群体十分庞大，政策涉及的整个系统是分层次的，系统各层间既有相对独立性，又有相对的关联性。根据环境政策的内容和特点，对环境政策的评价可以分为三部分，主要从环境效果、社会效果和经济效果三个方面进行构建，各个方面都由相应的几个指标来体现。

3.4 环境政策实施效果评价的内涵和作用

3.4.1 环境政策的特征

环境政策是国家(不仅是政府)为保护环境所采取的一系列控制、管理、调节措施的总和^[49]。环境政策的本质是国家为了环境保护进行的价值或者利益分配，是一种利益调整和平衡的工具。同其他公共政策相比，环境政策具有以下特点：

(1)具体性。所有的环境政策都要针对具体的环境问题，都要针对具体的发生时段、发生范围和环境污染破坏程度才有意义。

(2)费用有效性。环境问题的产生一部分是由于对环境保护的认识不深刻，还有一部分是由于污染防治费用过高造成的，客观上就要求环境政策必须考虑其费用有效性。因此，环境政策比其他公共政策更注重费用的效果或效率。

(3)多样性。环境问题的多样性决定了环境政策的多样性，政策关注的范围和实施的手段都要随着最关注的问题和管理需要适时调整，以达到费用有效和环境公平的要求。

3.4.2 环境政策实施效果评价的内涵

环境政策是公共政策的重要组成部分，因此，公共政策评价的相关理论也同样适用于环境政策评价，但由于各行业间的差异性，国内外关于公共政策的评价标准、模型、方法等，并不能完全套用于对环境政策的评价。

环境政策评价是环境政策运行的重要环节，结合环境政策的自身特点，环境政策实施效果评价可以定义为：根据一定的标准和程序，对环境政策实施后在生态自然环境、社会环境和经济环境等方面所取得的效果及价值进行评判的一种研究行为，其目的在于获得环境政策执行后对环境所产生影响方面的可靠信息，为下一步

环境政策的调整、改进或制定新的环境政策提供依据。

3.4.3 环境政策实施效果评价的作用

在我国，相当长的时间里，虽然环境政策体系不断完善，政策执行的效果也在不断提高中，但环境政策实施效果评价作为环境政策执行周期中的一个重要环节并未引起人们的足够重视，环境政策在实施过程中普遍缺乏专门的环境政策评价组织，缺乏正确的评价机制、评价标准和方法，忽视了环境政策实施效果评价的重要作用。

环境政策实施效果评价的作用主要体现在以下几个方面：

首先，环境政策实施效果评价能够提供环境政策执行情况的可靠信息。任何政策，如果投入运行后没有相关的人员去做效果评价工作，那它的效果就不得而知。环境政策也不例外，环境政策实施效果评价就是要密切关注环境政策的执行行动向，搜集相关的资料和信息，加上科学的分析、论证得出可靠的结论，据此来确定环境政策的效果。

其次，环境政策实施效果评价能够提供环境政策的实现程度与预期目标间的关系。任何一项政策的出台，总有其预期目标，环境政策也是如此。环境政策实施过程中往往会产生与预期目标产生一定程度的偏差，为了准确把握环境政策的实现程度与预期目标的关系，必须对环境政策实施效果进行评价。

最后，环境政策实施效果评价为环境政策的继续、调整、革新还是终止指明了方向，提供了科学的依据，是环境政策决策科学化的必由之路。一项环境政策在执行过程中总会呈现出一定的走向，伴随着政策预期目标的实现程度的不断推进，该政策是应该继续、调整、革新还是终止，都必须建立在科学、系统、全面的政策实施效果评价基础上。

第四章 电力行业环境政策实施效果评价方法的选择

政策评价具有跨学科的多元性特征，各个领域的专家学者依据自己不同的知识背景从多个侧面展开评价。有面向大政方针的宏观政策评价，有从政治学角度出发的政策评价，有针对多个政策备选方案进行的系统评价，还有从经济学角度出发的政策评价。本研究旨在衡量节能减排政策在电力行业取得的环保效果，以及实施该政策付出的经济代价。因此，针对电力行业节能减排政策预期实施效果的特点，重点选用应用费用-效益法进行经济性分析，并辅以单因子对比分析法来判别衡量单项指标的变化情况。

4.1 政策实施效果评价方法概述

国内外研究者针对政策实施效果评价的角度和方法也很多，现有的研究可以把这些方法按照定性评价和定量评价分为两大类。各种分析方法均各有其优缺点，适用于不同的研究领域，在政策实施效果评价时，必须根据不同的评价内容和评价阶段综合运用各种不同分析方法。

清洁能源促进政策和节能减排政策是我国环境政策的重要组成部分。环境政策实施效果评价不仅涉及到经济、社会、生态等多方面的价值、效率等复杂问题，而且涉及多种政策因素和非政策因素的相互作用和影响，因而给其评价方法的选择和实际应用带来实质性困难。最初的政策评价主要是采用定性评价方法进行评价的，但由于定性评价受主观因素的影响比较大，人们逐渐把一些数学、运筹学和经济学等学科的方法引用到政策评价中来，以提高政策评价结果的科学性，政策评价也因此逐步进入定性评价和定量评价相结合的阶段，评价质量也有了显著提高。

4.1.1 定性评价方法

定性评价方法主要是通过理论分析，对各种资料进行编码和整理，比较直观地反映政策设计和执行过程中的种种问题和经验，这种方法的特点是理论性强，要求有具有相当的政策研究背景，得出结论的过程直观性强，不用或少用数学和统计知识，比较适合政策制定和执行部门研究应用。在定性评价分析中人们经常用到的分析方法有理论分析法、对比分析法、个案研究分析方法、专家访谈法等。

4.1.2 定量评价方法

定量评价方法是指运用数量指标来进行评价。数量指标又可以分为客观指标和主观指标。所谓客观指标是指用一些客观存在的可以用数量来表示的指标；用主观指标进行评价，在评价时常常会涉及到服务对象的主观感受，这时就需要用主观指标来进行测度，目前用的比较多的是度量表。在定量评价方法中人们经常用到的分析方法主要有问卷调查法、统计分析法、模糊数学分析法、层次分析法、数理模型分析法、投入-产出分析法和成本效益分析法，其中问卷调查法、统计分析法和模糊数学分析法和层次分析法比较常用。

4.2 对比分析法

前后对比法是政策评价的基本方法，是评价活动的基本思维框架，其它一切方法都在这种方法的指导下进行。通过对政策执行前后的情况，使人们对政策实施前后新产生的变化一目了然。

前后对比分析法可分为以下四种：简单“前-后”对比分析、“投射-实施后”对比分析、“有-无政策”对比分析、“控制对象-实验对象”对比分析，其中前两种方法不存在对照组，就是以政策对象本身在政策作用下的变化情况进行分析，而后两种方法则设定一个对照组，这样不仅从横向(政策对象与对照组的比较)也从纵向(政策对象本身前后比较)对变化情况进行分析。也有学者根据对照组选择的方式来划分前后对比分析方法：非随机方式选择对照组，称准试验方法；随机方式选择对照组，称随机试验方法。准试验方法又分为前后对比(政策对象在政策干预前后的行为上比较)和匹配对比(政策对象在政策前后与对照组相比较)。

为了反映环境政策的效果，通常选择某些典型指标，采用单因子纵向对比法进行单项指标效果评价。能源利用率、资源消耗量、工业废水排放量、工业废水排放达标率、二氧化硫排放量、二氧化碳排放量、固体废弃物产生量等都是环境政策关注的重要单因子指标。

4.3 费用-效益分析法

4.3.1 环境费用-效益分析法的含义和特点

通过权衡各种备选项目的全部费用和全部效益的现值来评价项目，以作为决策者进行决策和评价的一种方法，称为费用-效益分析(Cost-Benefit Analysis)，简称为

CBA。CBA 有时又称成本-效益分析、效益-费用分析等。费用-效益分析是政策和项目评价的定量的、综合分析的重要方法，它原则上要求考虑所分析行为的一切影响，并把这些影响转换为货币值来表现。

费用-效益分析方法所依据的原理是：对社会资源来说，当社会总收益和总费用之差最大时，社会净福利和净效益最大，此时社会的资源利用效率也最大。环境政策评价不同于一般工程项目评价，其大多具有公益性，环境费用-效益分析有其自身的特点^[50]。

(1)整体性。对环境政策要从国民经济整体角度考察效益和费用。凡政策项目为社会所做的贡献，如环境污染的治理、能源的节约、环境质量的改善等，均计为效益。凡是占用社会资源均计为费用，特别是像环境政策这样，以公共项目为对象的，无论费用和效益都需要考虑由该项目引起的整个社会影响。费用-效益分析会得出和单纯的盈利分析完全不同的结论。

(2)两重性。环境政策具有公益性与企业性双重性，有些政策和项目的企业经济效益很差，甚至没有经济效益，但社会效益与环境效益很好，这样的项目往往也应该采用。由于两重性的存在，环境政策的费用、效益识别还要研究那些不具有市场价格的效益和费用，对那些被市场价格歪曲了的效益和费用进行还原。

(3)持续性。环境政策项目的投资往往是一个持续不断的过程。一般周期要经过长期、持续、有效的执行，才会真正发挥作用。因此，对环境政策项目投资做分析评价时，不能简单地以投资回收期的长短作为评价标准。

4.3.2 环境费用-效益分析方法的步骤

(1)界定环境费用、环境效益，这是环境费用-效益分析的前提。对任何政策和项目进行分析，都必须首先确定分析的对象以及分析的范围。分析范围越大则越可能包括所有的外部影响，但考虑到人力、物力、财力等原因，还必须同时识别最重要的指标。

(2)对政策项目费用给出相应的价值定量；对政策引起的环境要素改变的经济效益损益进行分析及价值定量，使环境损益的外部化转为内在化，是通过经济机制本身有效控制环境污染的核心问题。

首先分析和确定重要指标的物理效果，进而通过价值评估技术对上述物理效果进行货币估值。即通过一定的手段，对环境资产(包括组成环境的要素、环境质量)所提供的物品或服务以及由于环境质量变化而导致的经济损失进行定量评估，并通常以货币的形式表征出来。

(3)对计算出的费用和效益进行等值核算，使费用效益具有可比性。

(4)根据各项费用与效益值进行损益分析，该分析的结果可以证明某一项目或政

策的总效益是否超过其成本，是否具有经济可行性。

4.3.3 费用-效益分析结果的判别标准

进行经济性评价时，依照是否考虑资金的时间因素，把分析方法分为静态分析法和动态分析法两类。静态分析法不考虑资金的时间价值，资金的时间价值表现为其随时间的增值能力，也就是利率。静态分析法简单易行，常用于时间因素对投资费用和效益影响较小的项目。动态分析法考虑资金的时间价值，进行技术经济分析时，对实施全过程中投资、收益的有关款项都应考虑时间价值。也就是按资金的时间价值规律，把资金和效益折算到同一基准年，然后再评价其经济性。在理论上，基准年可以任意选定。为方便计算，通常取投资项目的完工投运年或使用寿命的末年作为基准年。

费用-效益分析所得的结果常采用投资回收期、年费用、内部回收率、总费用现值、净效益现值和效益费用比等标准来进行比较和判别^[51]。本文选择采用动态评价中的净效益和效益费用比来判别政策实施效果的分析结果。

4.3.3.1 净现值法

净现值法。指项目等在其计算期内发生的全部收入与支出的差值，按一个预定的利率逐年分别折现为项目投运年的现值(称净现值 NPV)。

一项环境政策的实施需要费用，实施后带来效益，效益与费用的差值成为净效益，净现值法就是用净效益的现值来评价该项环境政策，净效益现值越大政策实施效果越好。

$$NPV = PVB - PVC \quad (4-1)$$

NPV – 净效益现值；

PVB – 效益现值；

PVC – 成本现值。

4.3.3.2 “效益费用比”法

效益费用比要求求得方案的效益现值与费用现值之比，通过其比值 α 的大小判断方案的优劣， α 值越大表示在同样费用投入下得到的效益越大；换言之， α 值越大表示同样的效果需要的投入越少。计算公式如下：

$$\sigma = \frac{PVB}{PVC} \quad (4-2)$$

净现值法描述的是方案可以获得的净效益现值的大小，而效益费用比法描述的是效益现值为费用现值的倍数。两种判别方法存在着关联，当 $NPV>0$ 时， $\sigma>1$ ，表示项目效益大于费用； $NPV=0$ 时， $\sigma=1$ ，表示费用效益相等； $NPV<0$ 时， $\sigma<1$ ，表示效益小于费用。

4.4 电力行业环境政策费用-效益分析注意的问题

我国涉及电力行业的环境政策包含多方面的内容，涵盖了发、输、配、售整个过程。其实现手段和连带项目多种多样。例如在火电厂中发展热电联产、大容量机组代替小容量机组、安装脱硫脱氮装置、排污水汽回收利用以及安装污水处理设备；电网实行节能调度办法、可再生能源发电优先上网；实施峰谷电价、可再生能源电力保护电价等等。对某政策的实现手段、相关实施项目和其产生的环保效果进行费用-效益分析，旨在以尽可能小的经济代价取得尽可能大的环境效益。

环境政策的制定，是为了解决环境资源与社会经济发展的矛盾问题，目的在于合理开发利用资源，在经济发展的同时保护自然环境和生态平衡，实现经济和社会的可持续发展。所以，环境效益是环境政策实施效果的重要部分，而且，环境的改善并非一朝一夕之事，其效果通常需要相对较长的时间才能体现出来。

根据电力行业和环境政策的特点，采用费用-效益分析对电力行业环境政策的效果评价时还有需要特别注意的问题。

4.4.1 低碳经济是大势所趋，节能减排效益是评价的重点方面

根据政策评价理论，对政策评价必须有相关的政策评价目标，即从哪些角度和方面对政策进行评价。借鉴现有的对环境政策实施效果评价的研究，对其效果的评价主要从环境效益、社会效益和经济效益三个方面展开。

电力行业的环境影响大，节能减排、发展低碳经济是当今工业和经济发展的大势所趋，推动节能减排旨在缓解电力行业的高耗能、高污染问题。因此，对电力行业环境政策实施效果进行技术经济评价时，项目由节能效果带来社会效益和减排效果带来的环境效益是主要的评价方面。

4.4.2 区别费用-效益分析与财务分析，环境效益货币化有助于推进节能减排

财务分析是从投资人的角度考察项目的盈利能力，论证项目的财务可接受性；只根据项目直接发生的财务收支，计算项目的费用和效益。经济费用-效益分析则是从资源优化配置的角度，分析项目的投资效率和项目对社会福利所做出的贡献，论证项目的经济合理性；不仅要识别和估算项目发生的经济费用和效益，还要识别和估算项目引起的外部效果。

通常情况下，财务成本不能包含项目对资源的全部消耗情况，财务效益也不能包含项目产生的社会效果。环境政策实施效果评价不仅涉及到经济效益，还包括社会、生态等多方面价值，因此，进行环境政策费用-效益分析时采用的是经济费用效益分析，除了考虑财务收支，还要考虑资源、环境、人力等因素的价值。

环境评价最常用的方法是将各种单项指标的汇报期实测量与基期实测量进行对比，考察政策实施的成效。但这种评价方法尚不能体现出环境的实际价值。将政策实施效果的环境社会价值通过货币形式进行度量，利用经济手段的刺激作用，是引导行业改良技术、积极治理，最大限度的优化资源配置、节能减排的有效途径。因此，将环境价值引入电力行业的经济评价，将节能减排与行业效益挂钩，会使节能减排的实际价值衡量有了遵循的依据。

4.4.3 考虑费用-效益分析的时间效应

对政策和项目的整个运行周期进行费用-效益分析，或对不同评价阶段进行比较时，必须考虑时间因素，需要运用社会贴现率把不同时期的费用或效益化为同一基准年的现值，使整个时期的费用或效益具有可比性^[52]。

对于未来第t年获得的费用和收益的现值由以下公式确定：

$$PVC_t = \frac{C_t}{(1+r)^t} \quad (4-3)$$

$$PVB_t = \frac{B_t}{(1+r)^t} \quad (4-4)$$

PVC_t -第t年费用的现值；

PVB_t -第t年效益的现值；

C_t -第t年的费用；

B_t -第t年的收益；

r -贴现率，%；

t -时间，通常以年为单位。

设定政策开始实施或项目投运年的年初为基准，如果从现在开始到未来的第 n 年中会发生一系列的费用和效益，则这些发生在不同年份的总费用和总效益的贴现公式分别为：

$$PVC = \sum_{t=1}^n PVC_t = \sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+r)^t} \quad (4-5)$$

$$PVB = \sum_{t=1}^n PVB_t = \sum_{t=1}^n \frac{B_t}{(1+r)^t} \quad (4-6)$$

若假设每年发生等量费用和效益，则上面的公式可以简化为：

$$PVC = \sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+r)^t} = C_i \frac{(1+r)^t - 1}{r(1+r)^t} \quad (4-7)$$

$$PVB = \sum_{t=1}^n \frac{B_t}{(1+r)^t} = B_i \frac{(1+r)^t - 1}{r(1+r)^t} \quad (4-8)$$

则，净效益现值可表示为：

$$NPV = \sum_{t=1}^n \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} = (B_i - C_i) \frac{(1+r)^t - 1}{r(1+r)^t} \quad (4-9)$$

4.4.4 费用指标和效益指标的可比性

指标具有可比性需要指标的计算数据处于统一的评价周期内。度量费用-效益分析通常以年为单位，若选择某一年为基期，之后逐年与基期做同比，可反映出环境政策累积作用效果；若在项目实施后逐年进行环比，可以考察项目的动态实施情况。实际评价时可根据统计条件或考察需要确定评价周期，在计算和比较时保证数据处于统一周期内即可。不同政策项目的效益费用比要选择同等的评价周期。

另一方面，指标具有可比性还要求指标使用统一的度量单位和指标内容。费用-效益分析的基本度量是货币，单位和内容不统一会造成计算和评价中的困难。因此，在进行各方案的投资费用计算之前，规定评价的内容和单位是非常重要的。

第五章 电力行业环境政策实施效果评价的指标体系

5.1 评价内容和指标设置原则

5.1.1 评价内容

一般来讲，公共政策是通过公共项目的展开来实现社会合意的目标。因此，公共政策的评价在一定程度上就是公共项目的评价的展开。公共项目评价探索更有效率的配置稀缺资源的可选择途径，是改善政府生产力的必要举措。

费用-效益分析就是一种公共项目评价的重要方法，它把项目的结果或产出与产生这些结果所消耗的资源或成本进行比较，目的在于比较不同政策项目的优劣，确定以较小花费达到目的的途径。使用费用-效益分析进行项目评价的核心内容就是估价项目的投入成本和产出效益。

针对电力行业的环境政策，主要解决的是电力行业的高耗能和高排污问题，因此，电力行业环境政策的效果主要体现在节能和减排两方面，本研究也以这两方面为核心来对电力行业的环境政策费用和效益进行考量。

5.1.2 指标设置原则

(1)综合性原则。指标体系应广泛考虑各种可能影响评价结果的方面，尽可能将那些较为重要的影响因素适当地引入该指标体系之中，并将其分门别类，划分层次，便于分析研究。

(2)代表性和针对性原则。指标体系的建立力求精简明了，入选的指标应该能够较好地说明政策要解决的现实问题，与此无关或关系不大的因素不予考虑。

(3)独立性原则。任何综合评价体系都必须遵循一定的独立性原则，即同一类别中的各项入选指标因素之间至少在分析性质上应该相对独立，说明不同问题或问题的不同方面，彼此之间不存在显著的交互影响或线性关系。

(4)可比性原则。该指标体系应适当考虑到不同时期的动态对比以及不同地区的空间对比的要求，以保证该指标体系发挥应有的作用。使得该指标体系具有较好的包容性和可比性，以利于实际的分析应用，尽量满足不同研究主体的需要。

(5)可操作性原则。为了使指标体系能够有效地应用于实际分析，选取的指标必须概念明确，内容清晰，具有可测性，并具备相应的数据支持，不能片面地追求理论层次上的完美^[53]。

5.2 环境政策项目评价费用-效益界定

电力行业中，电厂，尤其是火力发电厂是能源消耗和污染排放的最主要一方。因此，本研究对电力行业环境政策的实施效果评价，将着力点放在了对环境政策火电厂的实施效果上。环境政策通常以环保项目的形式在火电厂实施，对这些环境政策和环保项目经济评价的关键在于清晰的界定项目的费用和效益，指标选择要能够体现项目“有”“无”情况下费用和效益的变化^[54,55]。

5.2.1 费用界定和量化

费用指为达到目的所必须付出的代价或牺牲，为计算方便，一般用货币量表示。费用分析主要有直接费用分析和间接费用分析。

直接费用指项目投入物所产生并在项目范围内计算的经济费用，一般包括项目建设的一次性投资、逐年投资、项目设施维护的经常性费用、耗用的人力资源等项目投入物所耗用的资源费用。

间接费用指项目引起而在直接费用中未得到计算的费用，如企业因环保项目实施，可能产生的新污染物，或导致企业产品成本和售价提高等。

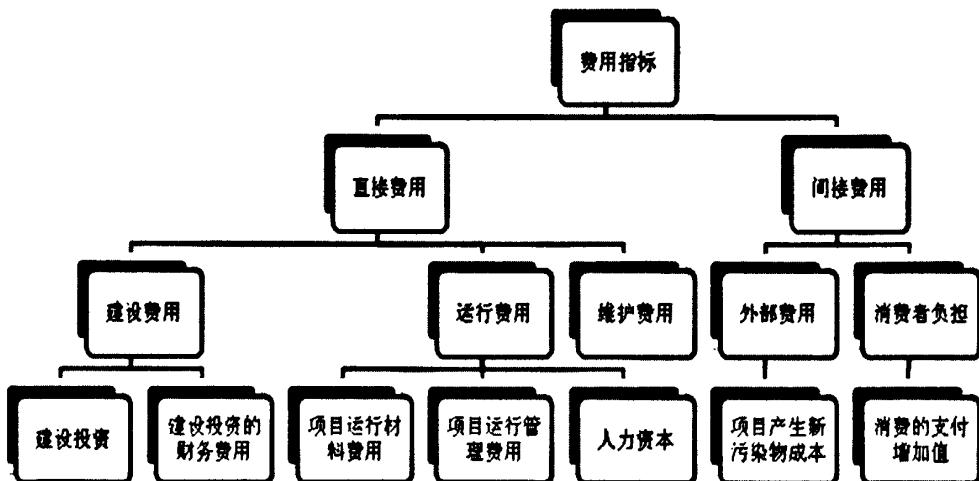


图 5-1 火电厂环境政策实施效果评价费用指标

5.2.1.1 建设费用

电力行业环境政策项目的实施，常常涉及在企业原有的基础设施上进行改建。

项目的建设费应包括项目建设的一次性投资，还包括企业为筹集项目建设资金而发生的财务费用，例如电厂为实施节能减排项目进行的贷款所产生的利息。

(1)建设投资

项目建设的一次性投资只计算为新项目增加的投资，而企业原有设施的建设费不计入其中。把投资项目的实施方案从开始施工到施工结束年的所有投资，用规定的年利率折算到基准年(通常指项目完工投运之年)，然后再平均分摊到项目经济运行期的每一年；同时还要考虑由投资引起的相关财务费用。

平均每年的投资费用 N_F 可由项目建设一次性投资总额的现值 I_z 和年均化系数

$(\frac{A}{P}, r, n)$ 计算得出：

$$N_F = I_z (\frac{A}{P}, r, n) \quad (5-1)$$

$$I_z = I(1+r)^m \quad (5-2)$$

I_z —折算到基准年的项目基础建设总投资，万元；

I —项目建设总投资，万元；

r —贴现率，%；

m —建设项目施工年限，年。

对于当年施工当年投运的项目， $I_z = I$ 。

$$(\frac{A}{P}, r, n) = \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \quad (5-3)$$

n —项目运行寿命，年。

(2)项目财务费用

这里的财务费用指的是企业为筹集项目建设资金而发生的贷款利息等财务费用。根据贷款总额、贷款年利息率和还本付息年限，按单利计算可以得到利息总额 S ，计算公式如下：

$$S = \sum_{t=0}^n i(K-tL) \quad (5-4)$$

K -投资贷款总额, 万元;
 i -项目基础投资的贷款年利率, %;
 a -项目贷款等额还本年限, 年;
 L -项目贷款年等额还本金额, 万元。

将利息总额平均分配到项目贷款的还款年限中, 便得到还款年限中的年均财务费用。

$$S_a = \frac{S}{a} \quad (5-5)$$

5.2.1.2 运营费用

运营费包括项目运行时消耗的材料、水、电等总费用; 人力成本和管理费用。

(1)项目运行材料费用

材料费是节能减排项目中的重要变动成本, 包括排污处理时必要的化学制剂等耗材的费用、运行中的耗水价值、耗电价值等。耗材总费用计算公式为:

$$C_v = \sum_{i=1}^n q_i \cdot c_i \quad (5-6)$$

C_v -项目运行耗材总费用, 万元;

c_i -第*i*种耗材的单位成本;

q_i -第*i*种耗材的消耗量。

(2)管理费用

政策的管理费用包括, 由新政策的制定、实施、监督和评估, 原有各部门增加的管理费用; 以及所需成立的新部门的运行管理费用。

(3)人力成本

这里的人力成本是指由于实行环境政策项目, 需要新增的岗位产生的人工成本, 包括为项目运行管理人员、监督人员和设备维护人员等职工的所有工资和福利支出, 一般以该地区或该行业的人均年收入为标准:

$$C_h = h \cdot N \quad (5-7)$$

h -工作人员平均年收入, 万元/人·年;

N -项目所致新增岗位工作人员总数, 人。

5.2.1.3 维护费用

$$C_x = f_x I \quad (5-8)$$

I —项目建设总投资, 万元;

f_x —系数。

5.2.1.4 外部费用

外部费用指由项目带来的新污染物排放造成的环境损失。其计算方法是将各种新污染物的排放量与其环境价值相乘求和。经统一单位和化简后, 得到计算公式为:

$$S_w = \frac{1}{10} \sum Q_i H_i \quad (5-9)$$

S_w —项目造成的外部费用, 万元;

Q_i —由项目造成的第*i*种污染物排放量, 吨;

H_i —第*i*种污染物的环境价值, 元/千克;

$\frac{1}{10}$ —系数, 将计算结果单位统一为万元。

对于部分污染物的环境价值, 本文将在 5.2.2.3 减排效益部分进行讨论。

5.2.1.5 消费者负担

环境政策项目实施后, 由于技术设备的改进、工艺调整或服务条件的变化, 如峰谷电价的划分等, 会导致电力产品和服务的售价有所波动, 这些价格浮动将给消费者带来额外负担。其计算方法如下:

$$S_c = \sum x_i \Delta p_i \quad (5-10)$$

x_i —消费者所购买的第*i*种产品和服务总量;

Δp_i —第*i*种产品或服务的单位价格的波动量。

5.2.2 效益界定和量化

效益分析评价技术一般包括经济效益分析、环境效益分析和社会效益分析。

环保投资的经济效益分析指项目本身带来的经济收益, 如回收了原材料、综合利用废渣、节约能源、项目引发的产品增产等。经济效益一般比较直观, 容易货币

化，当效益发生在不同时间时，要折算成现值。

环境效益指投资造成的生态环境变化对人类利益的影响，环境效益分析主要从投资项目完成后所产生的污染物总量的削减方面进行分析。

环保投资的社会效益分析主要考虑因环境污染治理与生态建设带来的生活环境的改善、人们健康质量的提高、和社会为人们的健康损支付的成本。

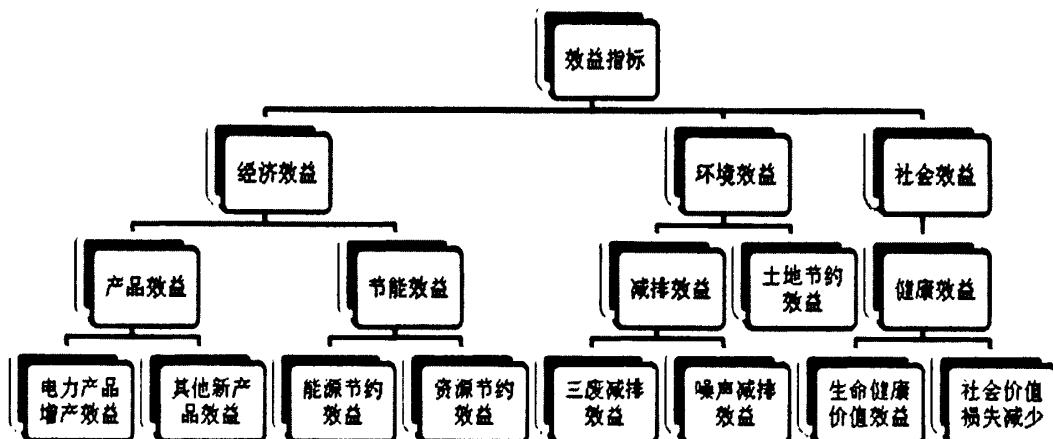


图 5-2 火电厂环境政策实施效果评价效益指标

5.2.2.1 产品效益

电力行业改进技术和管理，推行环保项目时，有可能带来电力产品增产或产生其他新产品，所有由项目带来的相关产品增产的收入，都应计入项目的生产效益中。由项目带来的各种产品增产量分别乘以它们的交易价格，便得到了各种产品的增产价值，这些产品增产价值的总和就是项目带来的生产效益。

$$R_p = \sum y_i p_i \quad (5-11)$$

y_i —项目引起的第*i*种产品和服务的曾量；

p_i —第*i*种产品或服务的单位价格。

5.2.2.2 节能效益

电力行业环境政策项目最显著的效果之一是能源资源的节约，但是节能量不属于直观的产出，需要通过各种能源资源的节约量和能源价格确定节能量的价值。

节能量是一个相对比较量，节能效益主要是节能项目中各能源因节约能源、减少使用而减少的支出，企业减少的支出反过来说就是社会少付出的能源代价。计算节能量可以参照如下的计算公式^[56]：

$$M = [E_0 / Q_0 - E_i / Q_i] \times Q_i \quad (5-12)$$

M —节能量，吨；

E_0 —基期能源消费量，吨；

E_i —报告期能源消费量，吨；

Q_0 —基期产值(产量)，万元(千瓦时)；

Q_i —报告期产值(产量)，万元(千瓦时)。

计算结果，正值为节约，负值为增耗。

如环保项目节约的能源种类有多种，在计算节能效益时，可以分别计算得到每种能源的节能价值，全部相加后可得节能项目的节能效益。电力行业的能源主要是电力生产和运输中消耗的能源和资源，包括煤炭、油、天然气、水、厂用电和网损等。我国煤炭、原油、天然气价格很大程度上已实行市场化，能源和资源的市场价格可以比较真实的反应能源的经济价值。

$$R_s = \sum p_i M_i \quad (5-13)$$

5.2.2.3 减排效益

减排带来的效益主要是指环境效益，是环保项目因节约能源和加强排污处理而减少的污染物和温室气体排放带来的环境效益，其价值由该种减排污染物的单位价值和减排实际数量计算得到。减排量可以通过监测记录得到报告期的排放量与基期的差值得到。在环境效益计算时，一般采用反推法，即假设不投资，环境恶化会造成多大损失，而现在采取措施后，原来的损失就成了现在的效益。

减排量的价值确定是与环境影响货币化紧密相关的，迄今为止，学术界已经提出了许多计量环境成本的办法，比如市价法、预防支出/替代成本法、享乐定价法及应急评估法等。但污染物引发的环境损失的计算比较复杂，尚没有一种方法被公认是准确的，也没有对这种量化的统一指导。

污染当量是根据各种污染物排放活动对环境的有害程度、对生物体的毒性以及处理的技术经济性，规定的有关污染物或污染排放活动的一种相对数量关系，是有害当量、毒性当量和费用当量的一种综合关系的体现。污染当量评价方法可以科学、合理、完整的保留污染因子的信息，保证了不同污染物之间的可比性。以一种污染

物为基准，对其他污染物的有害程度、对生物的毒性和处理费用进行测算，所得到的结果就是污染当量值^[57]。电力行业产生的所有污染物中，大气污染物是影响最大、造成危害最严重的一种。气体污染物的度量常以二氧化硫或烟尘为基准。

(1)二氧化硫环境价值

对于污染物造成的环境损失，根据污染者负担原则，我国对排污者采取排污总量收费制度，环境价值是指污染物减排本身所蕴含的价值量，排污收费只是环境价值的外在货币表现。但应指出，目前我国所收取的排污税费不能完全弥补排污给环境造成的危害。以 SO₂ 为例，依据总量排污收费标准的要求，二氧化硫(SO₂)排污费标准为 1.26 元/kg。排污收费标准远远不足以弥补此项排污带来的环境损失。

据有关专家估计，中国按照新的收费标准测算，每年排污收费仅占环境损失的 25%，也就是说，排污收费对污染损失的补偿度只有 25%。总量收费标准设计中引入了“污染当量”的概念，对收费依据归一化。根据这个隐含条件，可以作如下推论：单项排污收费的补偿度基本上是相等的，均为 25%^[58]。

因此，要更科学的估算减排带来的环境效益，应将污染物的收费标准与补偿度的比值作为污染物减排的环境价值：

$$H_i = P_i / \eta \quad (5-14)$$

H_i —第*i*种污染物减排的环境价值，元/千克；

P_i —排污收费标准，元/千克；

η —补偿度，%。

结合公式(5-14)，可以计算得到 SO₂ 的环境价值：

$$H_{SO_2} = \frac{1.26}{25\%} = 5.04 \text{ 元/千克}$$

(2)其他污染物环境价值

以二氧化硫的环境价值为基准，根据《排污费征收标准管理办法》附件《排污费征收标准及计算方法》中表 5，即大气污染物污染当量值表中所列出的 44 种废气污染物的污染当量，可以折算出其他气体污染物的环境价值。污染物环境价值的表达式为：

$$H_i = \frac{H_{SO_2} \cdot 0.95}{d_i} = \frac{5.04 \times 0.95}{d_i} = \frac{4.788}{d_i} \quad (5-15)$$

d_i —第*i*种污染物的污染当量值，千克。

根据《排污费征收标准及计算方法》中列出的废气污染物的污染当量值，计算出主要气体污染物的环境价值如表 5-1 所示。

表 5-1 电力行业气体污染物环境价值

污染物	污染当量值(千克) ^[59]	污染物环境价值
二氧化硫	0.95	5.04
氮氧化物	0.95	5.04
一氧化碳	16.7	0.29
烟尘	2.18	2.20

(3) 二氧化碳环境价值

现有的电力行业大气影响评价指标更关注 SO₂、NO_x 和烟尘等有毒有害的污染物，由于 CO₂ 不属于有毒有害物质，并没有被列入大气影响评价体系中。在总量排污收费标准中，也没有 CO₂ 收费项。但这并不说明 CO₂ 不是污染物，也不说明其温室效应没有社会成本。事实上，CO₂ 不但造成全球气候变暖，而且也对排放国造成严重损失。但随着全球气候的问题日益突出，碳减排成为全世界的工作重心。电力行业 CO₂ 的排放占我国碳排放总量的主体，因此，CO₂ 排放应该纳入火电厂环境影响评价范围。

有些学者以碳减排的成本作为 CO₂ 的环境价值，这种方法的计算结果受各国的经济和技术发展水平的差异影响很大。据世界观察研究所估计，每削减 1 吨 CO₂ 的排放量，发展中国家的成本为 5~10 美元，而发达国家则高达 50 美元。从温室效应造成的损失来计算 CO₂ 的环境价值，范克豪泽(Fankhauser)估算出碳排放的经济价值为 20 美元每吨，国际上将此值作为可参考的碳排放环境价值^[58]。

魏学好和周浩的研究在借鉴美国环境价值标准同时，考虑了污染当量和美元与人民币的货币购买力等因素，估算出我国 CO₂ 的排放量环境成本约为 0.023 元/kg，被很多学者认为是可以借鉴的合理的定价。

除气体污染物外，电力行业的固体废弃物和废水排放的环境价值也可根据总量排污收费标准和补偿度计算得到。

表 5-2 电力行业污染物环境价值核算

污染物	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	烟尘	炉渣	粉煤灰	废水
减排价值 (元/千克)	0.023	5.04	0.29	5.04	2.20	0.10	0.12	0.0008

(4)噪声减排效益

与废气、废水污染物有所不同,环境噪声污染一般不会对自然环境产生直接影响,公众医疗方面的费用亦没有明显的上升,其主要的影响是对健康与睡眠、交谈、情绪等方面生活质量的影响。

国际上对噪声的环境损失价值正在进行不断的探索,比较常见的估价方法有意愿支付法、直接和间接的损害费用法以及防护费用法^[60]。我国现行的排污收费政策对噪声超标带来的危害进行了估价,对排污者产生环境噪声,超过国家规定的环境噪声排放标准,且干扰他人正常生活、工作和学习的,按照超标的分贝数征收噪声超标排污费,征收标准见表 5-3。

表 5-3 噪声超标排污费征收标准

超标分贝数	1	2	3	4	5	6	7	8
收费标准 (元/月)	350	440	550	700	880	1100	1400	1760
超标分贝数	9	10	11	12	13	14	15	16 及 16 以上
收费标准 (元/月)	2200	2800	3520	4400	5600	7040	8800	11200

数据来源:排污费征收标准及计算方法,表 6.

(5)减排总效益

将各种污染物的减排量与其环境价值相乘,得到每种污染物的减排价值,再将各种减排价值加和,可得到项目的减排效益。经统一单位和化简后,减排总效益的计算公式为:

$$R_r = \frac{1}{10} \sum G_i H_i \quad (5-16)$$

R_r -减排总效益,万元;

G_i -第*i*种污染物减排量,吨;

H_i -第*i*种污染物减排的环境价值,元/千克;

$\frac{1}{10}$ -系数,将计算结果单位统一为万元。

5.2.2.4 土地节约效益

我国土地资源十分紧张,加上目前社会主义市场机制还不够完善以及历史原

因，造成价格扭曲，土地的市场价格偏离实际价值的现象在各地普遍存在。所谓土地价格是指从定价原则上应能更好地反映土地资源的真实价值、供求情况和稀缺程度，应能促使资源配置最优，利用率最高。当今能符合这一综合要求的价格，唯有影子价格。因此土地节约量所产生的价值应该使用影子价格进行计算。土地的价值表示为：

$$R_e = Q_e \cdot P_s \quad (5-17)$$

Q_e - 土地资源的节约量；

P_s - 土地资源的影子价格。

“土地影子价格”就应按它在几种可供选择的用途上为国民经济所提供的最大价值来衡量，即用土地的机会成本及新增资源消耗费用来衡量，需要依据土地的不同性质、用途、所处地区等具体因素具体计算。虽然在不完全市场中土地的市场价格偏离了影子价格，但是有时可以通过市场价格来估算影子价格。

5.2.2.5 健康效益

随着环境政策和环保项目的实施，环境质量提升，居民的劳动和休息条件得以改善，居民体质增强，这些就是环境政策和环保项目产生的健康效益。健康效益的社会价值可以从两个方面进行考虑，一是生命和健康的价值效益，指居民与污染相关的疾病发病率和死亡率降低所减少的损失；二是社会价值损失的减少，包括社会为救治相关疾病投入的补贴减少，以及由疾病造成社会有效劳动的损失的价值。

国内外学者对生命价值的含义理解主要有两方面。一是从人力资本理论的角度，认为生命价值是一生中通过合法手段为自己及家属所获得的全部收入和财富，这是较狭义的界定方式，主要用于人寿保险学。另一种是从意愿支付的角度，认为生命价值是社会和个人为得到更长寿命而愿意支付的代价的货币表示^[61,62]。

表 5-4 我国生命价值评估代表性研究成果

研究者(发表年)	评估对象	所用方法	生命价值评估值
王亮等(1991)	企业职工	人力资本法	6万元
梅强等(1997)	具有高中文化程度的工业企业职工	人力资本法	38万元
屠文娟等(2003)	具有高中文化程度的职工	人力资本法	72万元
王亮(2004)	26岁中国体力劳动者	人力资本法	65.76万元
王玉怀等(2004)	40岁的初中毕业矿工	人力资本法	42.5万元

数据来源:梅强,陆玉梅.人的生命价值评估方法述评.中国安全科学学报2007,17(3)P56-61.

目前我国在评估生命价值时,还是主要从死亡或伤残给受害人造成的收入损失角度出发,还没有将支付意愿作为主要考虑角度。表 5-4 总结了我国 20 年来对生命价值研究的代表性成果^[63]。

表 5-5 2005 年各地死亡赔偿金标准计算表 单位: 元

地区	城镇		农村	
	人均可支配收入	死亡赔偿额	人均年纯收入	死亡赔偿额
北京	17652.95	353059	7346.26	146925.2
天津	12638.55	252771	5579.87	111597.4
河北	9107.09	182141.8	3481.64	69632.8
山西	8913.91	178278.2	2890.66	57813.2
内蒙古	9136.79	182735.8	2988.87	59777.4
宁夏	8093.64	161872.8	2508.89	50177.8
青海	8057.85	161157	2151.46	43029.2
甘肃	8086.82	161736.4	1979.88	39597.6
辽宁	9107.55	182151	3690.21	73804.2
吉林	8690.62	173812.4	3263.99	65279.8
黑龙江	8272.51	165450.2	3221.27	64425.4
上海	18645.03	372900.6	8247.77	164955.4
江苏	12318.57	246371.4	5276.29	105525.8
浙江	16293.77	325875.4	6659.95	133199
安徽	8470.68	169413.6	2640.96	52819.2
福建	12321.31	246426.2	4450.36	89007.2
江西	8619.66	172393.2	3128.89	62577.8
广东	14769.94	295398.8	4690.49	93809.8
广西	9286.7	185734	2494.67	49893.4
海南	8123.94	162478.8	3004.03	60080.6
湖南	9523.97	190479.4	3117.74	62354.8
湖北	8785.94	175718.8	3099.2	61984
河南	8667.97	173359.4	2870.58	57411.6
山东	10744.79	214895.8	3930.55	78611
云南	9265.9	185318	2041.79	40835.8
贵州	8151.13	163022.6	1876.96	37539.2
四川	8385.96	167719.2	2802.78	56055.6
陕西	8272.02	165440.4	2052.63	41052.6
重庆	10243.46	204869.2	2809.32	56186.4

数据来源:廖亚立.生命价值的动态评估方法与实证研究:[博士学位论文].北京:中国地质大学,2007 年.

从表 5-5 中提供数据可见，由于各地经济发展的不平衡，其赔偿金额度差别较大，城镇和农村也存在显著差距，赔偿额度大致分布在 5~20 万元之间。2005 年起，河北、山西、山东、云南等省相继出台政策规定，煤矿和非煤矿山的死亡赔偿金不低于 20 万元和 25 万元^[64]。这个数额虽然仍旧偏低，但在项目事故的死亡赔偿中，20 万元已成为较常用的参考额度。故本文也借鉴 20 万元这一货币度量标准。

(1) 生命健康价值的增量可以用以下公式表示：

$$R_h = \sum \Delta c_i + 20\Delta n \quad (5-18)$$

Δc_i —居民为第*i*种与污染相关的疾病付出的治疗费用的减少量，万元；

Δn —由污染相关的疾病导致的死亡人数的减少量，人。

(2) 社会价值的损失减少量表示为：

$$R_v = \sum \Delta w_i + v \cdot \Delta k \quad (5-19)$$

Δw_i —社会为救治污染相关的疾病付出的补贴的减少量，万元；

v —平均单位劳动日的人均产值，万元/天；

Δk —因污染相关疾病造成的劳动日的累积损失，天。

需要说明的是，当污染物排放年均值低于国际卫生组织(WHO)对它的安全指导值时，其对于健康损害的影响便可以忽略不计。污染物超标排放造成的健康影响，只选择可能由其引发患病率或死亡率提升的疾病加以计算。

在效益指标的界定和计算中，存在另一个值得注意的问题。在本研究中，单项污染物环境价值通过国家排污收费标准和其补偿程度折算得到，由于排污收费标准的制定已经考虑了污染物造成的环境损失价值和健康损害价值，因此在计算污染物减排价值和健康价值时，存在重复计算的风险。

基于现有的研究方法和研究成果，尚不能得到清晰界定单个污染物与疾病的量化关系；另外，多种不同污染物之间会通过复杂的化学反应引起相关疾病，其中单项污染物排放量的变化对患病率的影响难于量化。因此，本研究在计算效益时采取概算，如单项污染物诱发疾病的作用显著，则取健康效益替代其减排效益；若单项污染物对外部环境和社会资源的损害远远显著于其对健康的影响，则取减排效益代替健康效益。由此可能会引起效益计算结果与真实结果的偏差，但不会造成分析结果根本性的显著的变化。

第六章 电力行业环境政策实施效果分析

电力行业的节能减排等环境政策，通常以环保项目的方式在单个电厂和电网单位得以体现，分析评价单个企业的项目实施效果，可以从微观上了解项目为企业带来的负担和收益，为国家通过经济手段激励和引导企业遵守环境政策提供依据；另一方面，整体区域环境和整体区域经济都是不可割裂的，对环境政策在区域内的整体实施效果进行分析，可以了解环境政策实施的宏观效果，为政策的制定、决策和调整提供参考。本章将利用第四章和第五章所讨论的方法和指标，从单个企业项目实施效果和整体区域政策实施效果两个角度分别进行算例分析。

6.1 单个企业环保项目实施效果分析

H 电厂应国家节能减排需要，同时投建湿式石灰石/石膏法脱硫设备和静电除尘设备，并通过在机组间合理分配发电任务，来提高发电机组的效率，进而达到节能减排的目的。本研究以 H 电厂为例，进行单个企业环保项目的实施效果进行费用-效益分析。

6.1.1 基本情况

H 电厂共有四台燃煤发电机组，年发电时间 6000 小时，年发电能力 190 万千瓦。受 H 电厂影响较明显的稠密居住区有居民 60 万人，65 岁以上人约占 7%。人均产值 15726 元/年。

项目投资及运行费用情况如表 6-1 所示。

表6-1 节能减排项目费用分析表

指 标		成 本
建设费用	项目建设投资	脱硫设备费用19840万元，运行年限15年，当年建设当年投运。
		除尘设备费用5250万元，运行年限25年，当年建设当年投运。
	财务费用	贷款占总投资的70%，10年等额还本年利率6.21%。
运行费用	运行材料费	石灰石粉90元/t，年使用量239552t；耗电占发电量0.74%，内部电价0.24元/kwh；工艺水、加热蒸汽、油消费720万元/年；

	人员成本	管理维修定员15人，年工资24000元/人。
维护费用	设备维护	每年取系统总投资的2.5%作为设备的维护费用。
外部费用	新污染物价值	原电厂噪音排放超标7分贝，新系统运行使噪音超标增至13分贝。
	消费者负担	未安装脱硫装置电价 0.3354 元/kwh; 安装脱硫装置电价 0.3504 元/kwh。

项目运行3年后，对项目效果进行评价。结合H电厂节能减排项目的具体形式，其效果对电力产品增产、土地节约和噪声控制并没有直接贡献，但通过发电效率的提高，间接减少了CO₂的排放量。表6-2中所示的效益数值，均为3年内各项指标的平均值。

表6-2 节能减排项目效益分析表

	指 标	效 益
产品效益	新产品效益	脱硫：含水石膏效益约700万元/年
节能效益	能源节约效益	标准煤耗率降低7克/kwh，燃煤平均单价500元/吨
减排效益	SO ₂ 减排	产生量5.82吨/小时，系统脱硫率95%
	烟尘减排	产生量1.051吨/小时，脱除率99.2%
	CO ₂ 减排	减少1吨标准煤燃烧，可减少2.62吨CO ₂
健康效益	相关疾病患病率降低	大气监测显示，居住区的煤烟气尘浓度 治理前127μg/m ³ ，治理后21μg/m ³

6.1.2 费用效益计算

(1)项目建设投资

由于项目都是当年建设当年投运，因此投资总额在进行年均化计算时可直接使用，不用进行折现计算。年均内化计算贴现率取10%。

$$\text{脱硫装置建设年均费用 } N_{F1} = 19840 \times \frac{10\% \times (1+10\%)^{15}}{(1+10\%)^{15} - 1} = 2608.4 \text{万元/年}$$

$$\text{除尘装置建设年均费用 } N_{F2} = 5250 \times \frac{10\% \times (1+10\%)^{25}}{(1+10\%)^{25} - 1} = 578.4 \text{万元/年}$$

(2)财务费用

贷款占总投资的 70%，贷款总额为 17563 万元。10 年等额还本，年利率 6.21%，每年产生的利息如表 6-3 所示。

表6-3 贷款利息支付表

万元

第一年	第二年	第三年	第四年	第五年	第六年	第七年	第八年	第九年	第十年
1090.67	981.60	872.53	763.46	654.40	545.33	436.26	327.20	218.13	109.07

$$\text{项目投资贷款的利息总额 } S = \sum_{i=0}^a i(K - tL) = 5998.65 \text{ 万元}$$

$$10 \text{ 年间每年需要付出的年均利息 } S_a = \frac{S}{10} = 599.865 \text{ 万元/年}$$

(3)运行耗电费用

$$C_e = 190 \times 10^4 \times 6000 \times 0.74\% \times 0.24 \times 10^{-4} = 2024.64 \text{ 万元/年}$$

(4)新污染物价值

使用意愿支付法计算新污染物导致环境受损的外部费用，从理论上说更能准确的显示出人们对生活声环境舒适度的估价，但不同人给出的估价却相差甚远，经济水平不同的地区估价也差异很大，针对不同人群和地区的研究中意愿支付法的估价不能任意参考，故此处的噪声引起的外部费用参照国家排污收费中关于噪声的收费标准进行计算。

新设备运行产生的噪音，使电厂环境噪声排放超标由 7 分贝增大至 13 分贝，根据噪声超标排污费征收标准，环境噪声排放超标 7 分贝处罚收费为 1400 元/月，超标 13 分贝处罚收费为 5600 分贝，由此计算出每年因噪声超标引起的外部费用为：

$$S_w = (5600 - 1400) \times 12 \times 10^{-4} = 5.04 \text{ 万元/年}$$

(5)消费者负担

为鼓励火电厂安装脱硫装置，并弥补由于脱硫装置运行为电厂带来的额外成本，国家规定安装脱硫装置的机组的电力产品享受高于未安装脱硫装置的机组的上网电价。本研究参照 2007 年电价，即未安装脱硫装置电价 0.3354 元/kwh；安装脱硫装置电价 0.3504 元/kwh，计算得出由此新增的消费者负担为：

$$S_c = (0.3504 - 0.3354) \times 190 \times 10^4 \times 6000 = 17100 \text{万元/年}$$

(6)煤炭节约效益

$$R_s = 190 \times 10^4 \times 6000 \times 7 \times 10^{-6} \times 500 \times 10^{-4} = 3990 \text{万元/年}$$

(7)SO₂减排效益

$$R_{so_2} = 5.82 \times 6000 \times 0.95 \times 10^3 \times 5.04 \times 10^{-4} = 16719.70 \text{万元/年}$$

(8)烟尘减排效益

$$R_{烟尘} = 1.051 \times 6000 \times 0.992 \times 10^3 \times 2.20 \times 10^{-4} = 1376.22 \text{万元/年}$$

(9)CO₂减排效益

$$R_{co_2} = 190 \times 10^4 \times 6000 \times 7 \times 10^{-6} \times 2.62 \times 23 \times 10^{-4} = 480.875 \text{万元/年}$$

(10)健康效益

根据现有统计资料^[65-67], 电厂所在地区人口因燃煤气尘所遭受的危害情况如表6-4所示:

表6-4 每100 μ g/m³煤烟气尘每年造成的主要健康影响

健康影响	统计数值
成人慢性支气管炎	每百万人每年61例
成人慢性支气管炎平均卧床天数	16天/例
成人慢性支气管炎平均治疗费用	1057元/例
急性呼吸道疾病病例	44802例
急性呼吸道疾病平均病休天数	7天/例
急性呼吸道疾病平均治疗费用	954元/例
死亡率(65岁及以上)	61.7例
死亡率(65岁以下)	0.8例

经当地大气监测显示，受电厂影响的居住区的煤烟气尘浓度治理前 $127\mu g/m^3$ ，治理后 $21\mu g/m^3$ 。

由于气尘浓度降低，居民慢性支气管炎年均发病病例减少量为：

$$\frac{(127-21)}{100} \times 61 \times \frac{60}{100} = 38.796 \text{例/年}$$

居民每年为慢性支气管炎少支付的医疗费总额为 4.101 万元；

急性呼吸道疾病年均发病病例减少量为：

$$\frac{(127-21)}{100} \times 44802 \times \frac{60}{100} = 28494.072 \text{例/年}$$

居民每年为急性呼吸道疾病少支付的医疗费总额为 2718.334 万元。

每年由此引发的死亡人数减少量为：

$$\frac{(127-21)}{100} \times 61.7 \times \frac{60 \times 7\%}{100} + \frac{(127-21)}{100} \times 0.8 \times \frac{60 \times 93\%}{100} = 3.220 \text{例/年}$$

综合以上，由于气尘浓度降低为当地居民带来的生命健康效益可表示为：

$$R_b = \sum \Delta c_i + 20 \Delta n = 4.101 + 2718.334 + 20 \times 3.220 = 2786.835 \text{万元/年}$$

将当地人均收入和人均产值按照 250 个工作日每年折算到每个劳动日价值，则当地每个劳动日人均产值为 62.904 元。

居民因慢性支气管炎和急性呼吸道疾病发病的减少，病休累积天数也相应减少，根据上文计算，可得到病休累积天数减少量为：

$$38.796 \times 16 + 28494.072 \times 7 = 200079 \text{天/年}$$

由于气尘浓度降低为当地带来的社会价值的损失减少量可表示为：

$$R_v = v \cdot \Delta k = 62.904 \times 200079 \times 10^{-4} = 1258.577 \text{万元/年}$$

6.1.3 费用-效益分析

根据前一部分的计算，可以将运行前 3 的年均费用和效益情况分别列入表 6-5、表 6-6：

表6-5 节能减排项目年均费用表

	指 标	价 格(万元)
项目建设投资	脱硫设备	2608.4
	除尘设备	578.4
财务费用	贷款利息	599.865
运行材料费	石灰石粉	2155.968
	耗电	2024.64
	工艺水、加热蒸汽、油消费	720
	人员成本	36
设备维护	系统总投资的2.5%	627.25
新污染物价值	环境噪声超标曾大6分贝	5.04
消费者负担	安装脱硫装置电价升高	17100
总计		26455.563

表6-6 节能减排项目年均效益表

	指 标	效 益(万元)
新产品效益	脱硫产生含水石膏	700
能源节约效益	发电节约标准煤	3990
减排效益	SO ₂ 减排效益	16719.70
	烟尘减排效益	1376.22
	CO ₂ 减排效益	480.875
健康效益	生命健康价值增量	2786.835
	社会价值损失减少量	1258.577
总计		54414.079

以项目投运年为基准年，选取贴现率为8%，且认为三年内每年的费用和收益都等于年均费用和收益值，可计算三年间项目的总费用和总效益现值分别为：

$$PVC = \sum_{t=1}^3 \frac{C_t}{(1+r)^t} = 26455.563 \times \frac{(1+8\%)^3 - 1}{8\% \times (1+8\%)^3} = 68178.552 \text{万元}$$

$$PVB = \sum_{t=1}^3 \frac{B_t}{(1+r)^t} = 54414.079 \times \frac{(1+8\%)^3 - 1}{8\% \times (1+8\%)^3} = 140230.360 \text{万元}$$

则，净效益现值可表示为：

$$NPV = PVB - PVC = 140230.360 - 68178.552 = 72051.808 \text{万元}$$

效益费用比可表示为：

$$\sigma = \frac{PVB}{PVC} = \frac{140230.360}{68178.552} = 2.06$$

由上述计算结果可看出，该火电厂采用的石灰石/石膏法脱硫技术，以及通过提高发电机组的效率和进行生产结构调整来减少SO₂、CO₂的排放量，其取得的效益达到费用的2倍以上，减排效率明显，对于改善居民生活的环境水平有积极作用，带来了明显的环境效益和社会效益，具有经济可行性。

6.2 环境政策整体实施效果分析

北京为保证为达到2008年奥运会承诺的空气质量，在申奥成功后加大了对北京火电厂废气排放的治理力度，2007年北京用于火电行业废气治理的投资为3.4亿元，新增废气治理能力265万立方米。受可获得的统计资料的限制，表6-7尚不能体现废气治理措施的精确费用和效果情况，在此只做概算。

表6-7 北京2007年电力行业废气治理情况简表

	2006	2007
北京环境保护系统年末机构总人数(人)	1746	1838
北京市人均年收入(元/人)		39726
北京市人均生产总值(元/人)		56044

排放废气量(亿立方米)	4641	5146
废气治理设施数/脱硫设施数(套)	33/8	60/20
废气治理设施运行费用(万元)	6235.0	18731.0
脱硫设施运行费用(万元)	4471.0	10471.5
SO ₂ 排放量(吨)	16574	48971
SO ₂ 去除量(吨)	8929	101944
NOx 排放量(吨)	15480	34293
NOx 去除量(吨)	6567	10485
工业烟尘排放量(吨)	933	4692
工业烟尘去除量(吨)	296327	2022393
大气中 SO ₂ 浓度(μg/m ³)	53	47
大气中 NOx 浓度(μg/m ³)	66	66
大气中烟尘浓度(μg/m ³)	161	148
供电煤耗(克/kwh)	333	319
发电量(亿kwh)	221.32	227
上网电价(元/kwh)	未安装脱硫装置电价 0.3354 元/kwh 安装脱硫装置电价 0.3504 元/kwh	

数据来源：由《中国电力行业发展年度报告》，《中国环境统计年报》，《中国环境统计年鉴》，《北京市环境状况公报》整理计算得到。

2007 年北京实施废气治理政策的费用效益情况，按前文所述方法计算后，如表 6-8 所示，

表 6-8 2007 年北京废气治理政策费用效益情况简表

费用	指 标	效 益(万元)
	政策投资	34000
	运行费用	12496
		365.48
	外部费用	不详
		新增污染物 影响很小可忽略
	消费者负担	113500
	总计	160361.48

效益	新产品效益	脱硫产生含水石膏	1356.48
	能源节约效益	发电节约标准煤 (07年煤价550元/吨)	174790
	减排效益	SO ₂ 减排效益	46879.56
		烟尘减排效益	1376.22
		NO _x 减排效益	1974.672
		CO ₂ 减排效益	19150.628
		烟尘减排效益	379734.52
	健康效益	生命健康价值增量	6711.13
		社会价值损失减少量	11038.34
	总计		643011.55

由于 2006 年和 2007 年的 NO_x 和 SO₂ 排放量都达到国家二级标准, 对人身健康损害程度很低, 其改善情况可以不计入健康价值的增量计算, 但烟尘浓度在两年内都超过国家二级标准(100 μ g/m³), 应计算烟尘的减排健康价值增量。

以 2006 年为基准年, 选取贴现率为 8%, 总费用和总效益现值分别为:

$$PVC = \frac{C_t}{(1+r)^t} = \frac{160361.48}{(1+8\%)^t} = 148482.85 \text{万元}$$

$$PVB = \frac{B_t}{(1+r)^t} = \frac{643011.55}{(1+8\%)^t} = 595381.06 \text{万元}$$

则, 净效益现值可表示为:

$$NPV = PVB - PVC = 595381.06 - 148482.85 = 446898.21 \text{万元}$$

效益费用比可表示为:

$$\sigma = \frac{PVB}{PVC} = \frac{595381.06}{148482.85} = 4.01$$

由上述计算结果可看出, 北京市对火电行业废气进行治理的收效显著, 其取得

的效益达到费用的 4 倍以上。

6.3 算例结果及局限性讨论

由本研究的两个算例结果可以看出，环境政策在其所覆盖区域内整体的实施效果要显著优于某单个企业或几个企业的实施效果。这一结论从原理和常识上都不难理解。随着安装气体净化装置的机组数量的增加，该区域内空气清洁程度必将大幅提升，人们生活的环境质量改善必将由量变转为质变。因而，在单位费用不发生明显变化的前提下，环境政策在区域整体内的落实程度越高，其取得的环境效益越大，效益-费用比就会越大。

本研究中所使用的算例依然具有局限性。

(1)受短时间内能获得的统计资料的限制，对北京市废气治理政策的评价指标并未能一一落实，例如土地的消耗情况和噪声的变化影响，未能取得准确数值，因考虑这两个因素的变化情况只占整体费用变化的极小部分，故在此次概算中将之视为无变化。如将这两个因素计入，计算所得结果可能小于当前计算结果，但并不会造成本质差异。

(2)本研究所建立的指标所使用的统计数据不能完全从统一渠道获得，因而参阅了不同的统计资料，由于统计口径的差异和侧重角度不同，不能避免数据存在误差，但不会从本质上影响计算结果。

第七章 结论与展望

电力行业环境政策分析评价，主要是从节能减排环境价值和社会价值的角度来衡量政策实施效果。论文搜集整理了国内外这对电力行业制定的清洁能源和节能减排促进政策，以及各国政策实施的效果和经验；以公共政策分析理论、外部性理论、系统结构理论为指导，讨论了电力行业环境政策实施效果评价的方法选择、环境成本货币化等；以经济学为背景，糅合环境经济学和技术经济学的思想，详细界定了电力行业环境政策实施的费用和效益，选择费用-效益分析对电力行业环境政策实施效果进行评价，并进行了试算分析。

经过以上研究，本文得出的如下结论：

1. 国内外为促进电力行业清洁能源和节能减排发展出台了可再生能源电价制度、税收优惠、排污收费制度等环境政策，这些政策结合具有各自的特点、利弊和适用条件。各国实践证明，结合自身国情和电力发展状况，合理的政策设计和恰当的实施方法选择，可以起到鼓励可再生能源发电市场发展和带动技术进步、产业升级、节能减排的效果。我国环境政策应在加大立法和执法力度、细化标准、明晰责任主体方面进一步作出努力。

2. 电力行业环境政策的主要实施形式是环保项目，因此，项目投资和运行费用是构成政策费用的主体，能源节约和污染物减排是其主要效果。本文以节能减排效益为立足点，选用费用-效益分析对电力行业环境政策实施效果进行评价。文章结合电力行业环境项目的实际情况，界定了环境政策的费用和效益，建立电力行业环境政策评价费用-效益分析的指标体系。在费用分析时，将政策项目实施带来的外部负担计入其中，例如项目实施带来的新污染物的外部损失。

3. 节能和减排的环境效益和社会效益是电力行业环境政策实施效果的重要组成部分，现有的政策实施效果评价常将环境效益和社会效益定量化处理。本文在环境成本内部化、污染者付费原则和污染当量等理论指导下，对费用和效益指标货币量化进行了初探，并使用费用-效益分析进行算例分析。

环境政策分析在国内外都是一个较新的研究领域，其研究日渐深入，但尚未形成被广泛认可的评价方法；而且由于政策成本涉及广泛，政策实施效果的形式多样，很难完全定量，因此，分析评价中所采集的指标多数还是定性指标。本文在费用效益界定，和成本效益内部化方面所进行的讨论仍然具有局限性。以下问题还应进一步深入研究。

1. 电力行业的生产运营环境带来多种污染：废气、废水、废渣、噪声以及电磁波等。本研究重点关注了电厂部分的排放状况，大气污染物是其中比例最大危害最严重的部分，因此，学者们对气体污染物的研究较多。其他环节上产生的污染物，尤其电网传送中产生的电磁波的环境损害成本量化方法也是需深入研究的难题。

2. 使用可再生能源发电，或在电厂加装排污处理设备等方法，都会明显提高清洁电力的生产成本，使其缺乏与传统火电的竞争力，单纯依靠国家政策来协调清洁电力的配售，并不能真正激发电网和用户对清洁电力的热情，也没有有效调动起市场强大的资源配置功能，往往事倍功半。只有将环境成本计入发电成本，才能让清洁电力真正公平的与传统火电在市场上竞争，利用市场强大的推动力促进清洁能源和节能减排的发展。如何将电厂环境成本有效货币化并计入发电成本仍需要进一步深入研究。

3. 文章还考虑了由于环境改善，提高居民健康情况，减少死亡率所产生的社会价值。目前研究中，学者们对于生命价值的货币表示还有很大分歧，生命价值究竟能否用货币恰当的表示，尚无定论。另外，污染物对健康的影响、不同污染物排放量引发疾病的风
险概率如何定量计算，依然是学术界的重要课题。鉴于这两个问题的复杂性和文章的主题内容，本文在这些部分借用了前人的研究成果，在以后的研究工作中有必要继续深入。

参 考 文 献

- [1]齐晔,等.中国环境监管体制研究.上海三联书店,2008,11:23
- [2]<http://www.sp.com.cn/dlyw/gndlyw/200411080035.htm> 国家电力信息网
- [3]中国电力企业联合会.中国电力行业年度发展报告.中国电力出版社,2006,2007
- [4]高敏,火电厂环境成本定量分析研究:[硕士学位论文].北京:华北电力大学,2005
- [5]钱伯章.节能减排—可持续发展的必由之路[M].北京:科学出版社,2008,4
- [6]国家发展改革委.现有燃煤电厂二氧化硫治理“十一五”规划, 2007.
- [7]陈振明.公共政策分析[M].北京:中国人民大学出版社, 2003
- [8]马向军.我国环境保护政策效果评价:[硕士学位论文].江苏:河海大学, 2007
- [9]吴鸣.公共政策的经济学分析[M].长沙:湖南人民出版社, 2004
- [10]杜澄.关于当前我国开展政策评价的总体思考与建设[J].管理评论,2004(10): 51-58
- [11]清洁能源行动办公室.清洁能源促进政策应用与分析[J].中国环境科学出版社,2005,9
- [12]马中.环境与自然资源经济学概论[M].北京:高等教育出版社,2006,5
- [13]蓝方勇,金腊华,吴小明.火力发电工程环境影响评价[M].北京:化学工业出版社.2006,7
- [14]李晓芸,雷应奇,庞力平.火电厂环境管理[M].北京:中国水利水电出版社,2006.
- [15]张新民,柴发合.清洁能源实施效果评价[J].环境污染与防治,2007,29(4):280-284
- [16]张可兴,韩怡,张秀芬.太原市清洁能源行动的效益评价[J].太原科技,2005(3):27-28
- [17]Rachel Fleishman, Rob Alexander, Stuart Bretschneider b, David Popp. Does regulation stimulate productivity? The effect of air quality policies on the efficiency of US power plants. Energy Policy,2009,37: 4574-4582
- [18]Toshiyuki Sueyoshi, Mika Goto, Takahiro Ueno. Performance analysis of US coal-fired power plants by measuring three DEA efficiencies.Energy Policy,2009,11
- [19]金婷.发电企业环保工程费用效益分析:[硕士学位论文].南京:南京理工大学,2007
- [20]宋国君.环境政策分析[M].化学工业出版社, 2008:7-10
- [21]Energy Efficiency Benchmarking Covenant ,<http://www.benchmarking-energie.Nl/pdf-files/covteng.pdf>
- [22]Biomass co-firing Technology, barriers and experiences in EU,

<http://gcep.stanford.edu/pdfs/RxsY3908kaqwVPacX9DLCQ/bremcoal-mar051.pdf>

[23]周勇.荷兰节能减排五项最有效政策工具及在中国的应用[J].城市发展研究2009,16(6):13-18

[24]宋卫东,蔡壮,张晓东.德国电力市场基本情况[J].国际电力,2005,9(3):10-16

[25]佚名.国外可再生能源发电制度分析[J].节能与环保,2006(12):5-7

[26]廖红,朱坦.德国环境政策的实施手段研究[J].上海环境科学,2002,21(12):748-751

[27]杜坤杰.国际促进清洁能源技术利用政策研究[J].上海节能,2008(3):24-27.

[28]曾绍伦,任玉珑.可再生能源发电竞价上网研究[J].四川理工学院学报(自然科学版),2006,19(5):9-13

[29]朱松丽.英国的能源政策和气候变化应对策略--从2003版到2007版能源白皮书[J].气候变化研究进展,2008,(5):272-276

[30]刘昊.利用财税政策发展清洁能源—国外经验及启示[J].科技情报开发与经济,2007,17(28): 140-142

[31]原国家经贸委资源节约与综合利用司赴美节能培训班.美国的节能政策和管理模式及对我国的启示(上、中、下)[J].节能与环保,2003(8-10)

[32]P. Linares , F.J. Santos, I.J. Perez-Arriaga. Scenarios for the evolution of the Spanish electricity sector: Is it on the right path towards sustainability? Energy Policy, 2008,36(11): 4057-4068

[33]姜达洋,张宏武.日本的能源政策及其对我国的启示[J].特区经济,2006(10):164-166

[34]罗鑫,张粒子,李才华.国际上鼓励可再生能源发电制度的利弊分析[J].可再生能源,2006,4:3-6

[35]时璟丽.关于在电力市场环境下建立和促进可再生能源发电价格体系的研究[J].中国能源,2008,30(1):23-27

[36]苏明,傅志华.支持清洁能源发展的财政税收政策建议[J].中国能源,2007. 29((3): 12-17

[37]温家宝总理在哥本哈根气候变化会议领导人会议上的讲话(全文).人民网,
<http://politics.people.com.cn/GB/10612372.html>

[38]肖元真,马骥,吴泉国.大力发展清洁能源全面实施节能减排[J].高等函授学报,2007,21(6):41-46

[39][美]威廉·J·鲍莫尔,华莱士·E·奥茨.环境经济理论与政策设计[M].北京:经济科学出版社.2003

[40][瑞典]托马斯·思德纳.环境与自然资源管理的政策工具[M].上海:上海人民出版社.2005

[41]H.D.Lasswell, A.Kaplan.Power and Society[M].N.Y.:McGraw-Hill Book Co,1963:
70

[42]谢明.政策分析概论[M].北京: 中国人民大学出版社.2004:22-24

[43]张国庆.公共政策分析[M].上海: 复旦大学出版社.2004:80-82

[44]Marshall.A.Principles of Economics [M].London: Macmillan .1920:266

[45]刘笑平,雷定.论外部性理论的内涵及意义.西北师大学报(社会科学版),2002,39(3):72-75

[46]魏宏博.基于外部性理论的城市环保经济手段研究:[硕士学位论文].哈尔滨:哈尔滨工业大学管理学院,2007

[47]高鸿业主编.西方经济学[M].北京:中国人民大学出版社,1999:433

[48]许树伯.层次分析法原理[M].天津:天津出版社,1988

[49]夏光.环境政策创新: 环境政策的经济分析[M].北京: 中国环境科学出版社, 2001:55

[50]李振东.环保投资的费用-效益分析[J].中国环保产业,2002(2):42-45

[51]于飞.环境基础设施投资项目费用效益分析研究:[学位论文].辽宁:大连理工大学, 2006

[52]张淮建.动静态分析法在评价节能改造方案经济性中的应用[J].江西能源,2009(2):51-53

[53]王彦鹏.我国节能减排指标体系研究[J].煤炭经济研究,2009(2):31-39

[54]张珺.火电厂环境影响的经济评价:[硕士学位论文].北京:华北电力大学.2002

[55]国家发展和改革委员会.火电行业清洁生产评价指标体系(试行)

[56]张建国,刘海燕,张建民,董路影.节能项目节能量与减排量计算及价值分析[J].中国能源,2009,5

[57]王孝平,陈新学.污染当量数在区域现状污染源评价中的应用探讨.中国环境科学学会学术年会优秀论文集,2008:2126-2128

[58]魏学好,周浩.中国火力发电行业减排污染物的环境价值标准估算[J].环境科学研究,2003,26(1):53-56

[59]国家发展计划委员会,财政部,国家环境保护总局,国家经济贸易委员会.排污费征收标准及计算方法.2003

- [60]陈婷,陆雍森.交通噪声污染经济损失估算方法比较研究.交通环保,2004 25(5):15-28
- [61]Lanoie, P., C. Pedro, and R. Latour. Value of a statistical life: a comparison of two approaches[J]. Journal of Risk and Uncertainty 1995(10)235-257
- [62]Viscusi, W. Kip., and Aldy, Joseph E. Value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the word[J]. Journal of Risk and Uncertainty, 2003(27): 5-76
- [63]梅强,陆玉梅.人的生命价值评估方法述评[J].中国安全科学学报 2007,17(3)P56-61
- [64]廖亚立.生命价值的动态评估方法与实证研究: [博士学位论文].北京:中国地质大学,2007
- [65]Konstantinos D. Patlitzianas, Haris Doukas and John Psarras. Designing an appropriate ESCOs' environment in the Mediterranean [J]. Management of Environmental Quality: An International Journal, Vol. 17 No. 5, 2006:538-554
- [66]吴鸣颖,楼台芳.环境影响经济评价及其价值评估法在电厂建设中的应用研究[J].环境与开发,1999,14(1):19-20
- [67]金银龙,程义斌,王汉章,等.煤烟型大气污染对成人呼吸系统疾病及其症状影响的研究[J].卫生研究,2001,30(4):241-246
- [68]中华人民共和国环境保护部.中国环境统计年报.中国科学院出版社,2006,2007
- [69]http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_chi.pdf. 世界卫生组织 空气质量准则 2005 年全球更新版
- [70]<http://www.bjepb.gov.cn/bjhb/portals/0/fujian/zwgk/hjzl.pdf>. 北京市环境状况公报.2006,2007

致 谢

本论文是在导师赵会茹教授的悉心指导下完成的。我作为一个由工科跨专业至经济学的学生，基础不够坚实，在两年多的学习中，赵老师对我倾注了大量心血，带我走入了一片新的学科领域，她严谨的治学态度和开阔的思路使我受益匪浅。在此表示由衷的感谢！

同时，还要向对本论文提出宝贵意见的所有专家师长表示诚挚的谢意！

最后，衷心感谢家人朋友的理解、支持与帮助。

在学期间发表的学术论文和参加科研情况

- [1]宫悦, 赵会茹.火电厂节能减排项目技术经济评价方法研究.2009年华北电力大学第七届学术交流年会 三等奖
- [2]河北省南部电网热电产业调研及购电策略研究项目 参研人
- [3]提高电能供应链价值的优化模型与方法研究项目 参研人