

中国电力产业绿色化问题研究

赵晓丽

引 言

中国电力产业自 1978 年改革开放以来发展迅猛（见图 1 和图 2）。从 1978 年到 20 世纪末，电力装机容量和发电量的平均年增长率分别为 7.8% 和 7.9%。这意味着从 1996 年起，中国已成为世界上电力装机容量和发电量第二大的国家。2011 年，中国的发电量已经超过美国，成为世界上最大的电力生产者（BP，2015）。根据 2013 年电力建设行业年度报告（China Electric Power Construction Enterprise Association，2014），2013 年底中国的电力装机容量达到 1247 吉瓦（GW），超过了美国。截至 2014 年，中国发电量达 5649 太瓦时（TWh），占全球发电量的 24%（BP，2015），同时电力装机容量超过 1360 吉瓦，占全球总量的 22.66%（China Renewable Energy Society，2015）。

中国的资源禀赋特点决定了当前发电主要依赖煤炭资源。火电装机总容量从 1978 年的 39.84 吉瓦增长至 2014 年的 915.69 吉瓦。火力发电量从 1978 年的 211.9 太瓦时增长至 2014 年的 233.73 太瓦时。过去的 36 年里，在中国的电力结构中，就装机容量和发电量而言，火电装机容量和火力发电量增长最快。截至 2014 年，火电装机总容量和火力发电总量在所有发电形式中的占比分别为 70% 和 75%。这一比重以及中国巨大的发电总量又带来了严重的环境外部性。

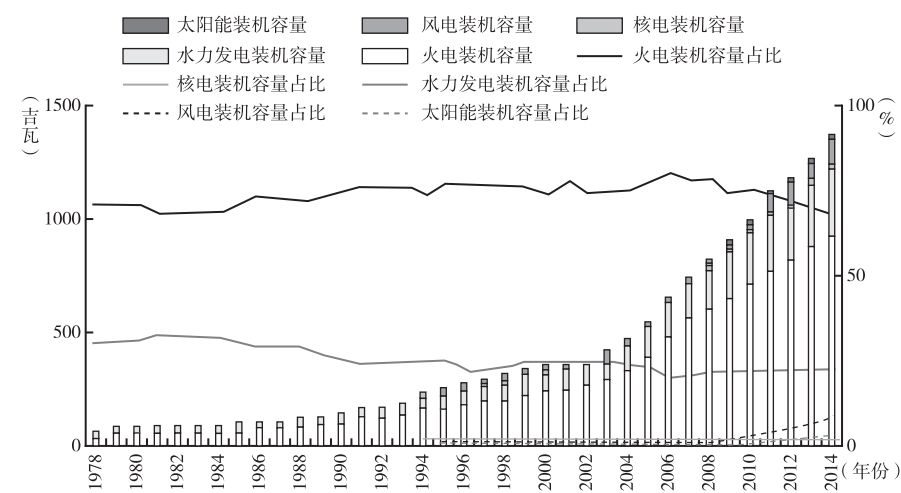


图1 1978~2014年中国电力装机容量构成

资料来源：China Electricity Council（2014），*Electric power industry statistics compiled*，Beijing：China Electricity Council；National Bureau of Statistics（NBS）（1978 - 2014 [yearly issues]），*China statistical yearbook*，Beijing：China Statistics Press。

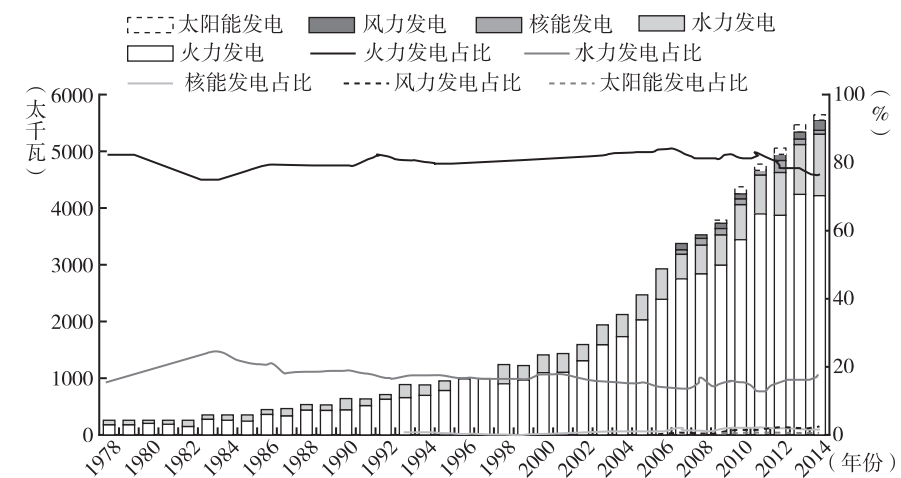


图2 1978~2014年中国的电力结构

资料来源：Ministry of Environmental Protection（MEP）（1998 - 2014 [yearly issues]），*Annual statistic report on environment in China*，Beijing：MEP。Available from：mep.gov.cn/zwgk/hjtj/；National Bureau of Statistics（NBS）（1978 - 2014 [yearly issues]），*China statistical yearbook*，Beijing：China Statistics Press；National Bureau of Statistics（NBS）（1998 - 2014a [yearly issues]），*China energy statistical yearbook*，Beijing：China Statistics Press。

图3显示了2014年中国不同工业部门的二氧化碳排放量占比，其中热电生产的二氧化碳排放量占全国二氧化碳排放总量的一半。图4表示中国火力发电排放的3种污染物——烟尘、氮氧化物和二氧化硫——的变化，以及它们在工业废气排放总量中的占比。作为电力需求和发电量不断增加的结果，中国电力产业产生的二氧化硫排放量从1999年的740万吨波动增长至2000年的1320万吨。二氧化硫排放量的增长趋势已经通过脱硫技术得到了抑制，这一目标在“十一五”规划（FYP）里具有优先性。为了实现这一目标，中国使用的主要方法是石灰石—石膏湿法脱硫术（脱硫率达到92%），这一做法被广泛应用于电力行业，平均脱硫率高于95%。因此，二氧化硫排放量从2006年的1320万吨下降到了2014年的680万吨。

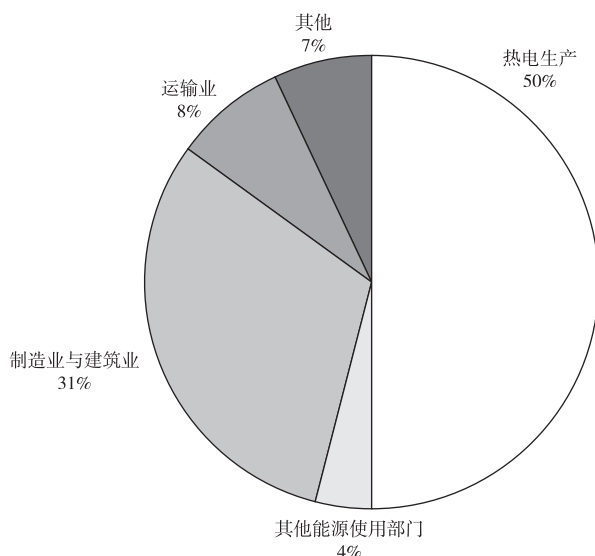


图3 2014年中国不同工业部门的二氧化碳排放量占比

注：“其他能源使用部门”包括石油提炼、固体燃料的制造、采煤、油气开采和其他能源制造业。

同时，中国广泛适用的火电排放标准日益严格，火电厂大气污染排放标准由GB13223-1996提升为GB13223-2011，目的是在环保方面少走弯路。因此，烟尘排放量从1998年的470万吨下降到2014年的98万吨，当然这

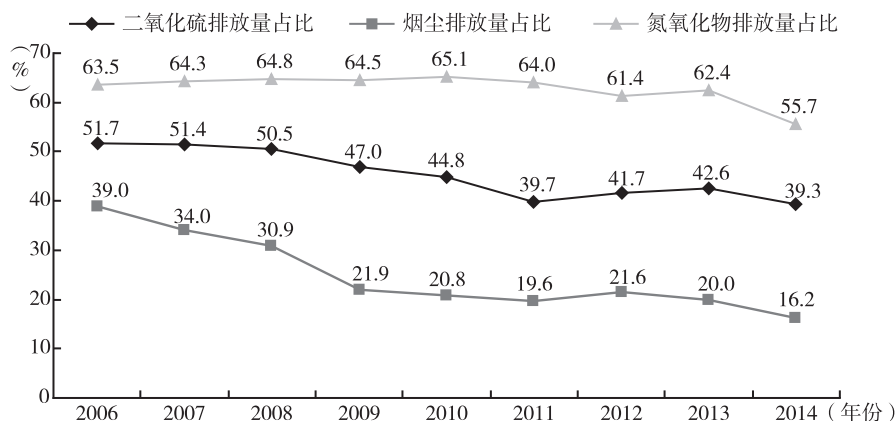


图4 中国火力发电污染物排放量占工业排放总量的比例

注：2014年，电力产业的二氧化硫、氮氧化物和烟尘的排放量分别占全国总量的34.61%、13.53%和37.69%。

也得益于电厂除尘技术的进步和发电效率的提高。电力产业烟尘总排放量的占比从39%（1988年）下降到仅16.2%（2014年）。另外，火电产业的氮氧化物排放量由1988年的360万吨增长至2011年的1070万吨。但在第十二个五年计划的实施期间，这一数值似乎已经下降到780万吨（2014年）。二氧化硫、氮氧化物和烟尘的总排放量从1640万吨（1998年）增加至2240万吨（2006年），然后又明显降至1340万吨（2014年）。

图5表示中国和美国发电产生的二氧化硫和氮氧化物的排放量。2002年，中国电力产业氮氧化物的排放量超过美国；2005年，中国的二氧化硫排放量也超过了美国。根据图6，中国电力产业的二氧化碳排放量于2009年超过美国。然而，根据英国石油公司（2015）的统计，二氧化碳排放量的这一转变发生在2006年，也就是说，2006年中国成为世界最大的二氧化碳排放国。

中国电力产业的污染物排放量超过美国的原因有两个。第一，中国的发电量在2006年达到5650太瓦时（China Electricity Council, 2014），而美国的发电量是3880太瓦时。第二，中国发电总量的75%来自煤炭（China Electricity Council, 2014）——显然高于美国的40%（EIA, 2014）。

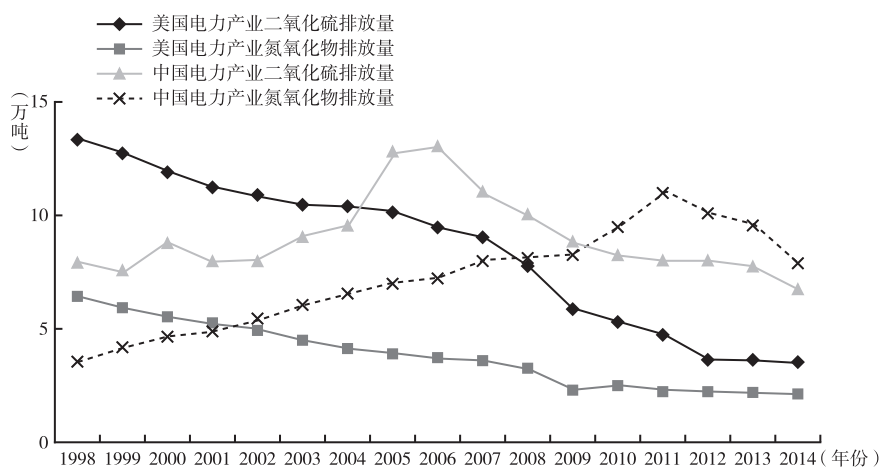


图5 1998~2014 年中美电力产业二氧化硫和氮氧化物排放量的比较

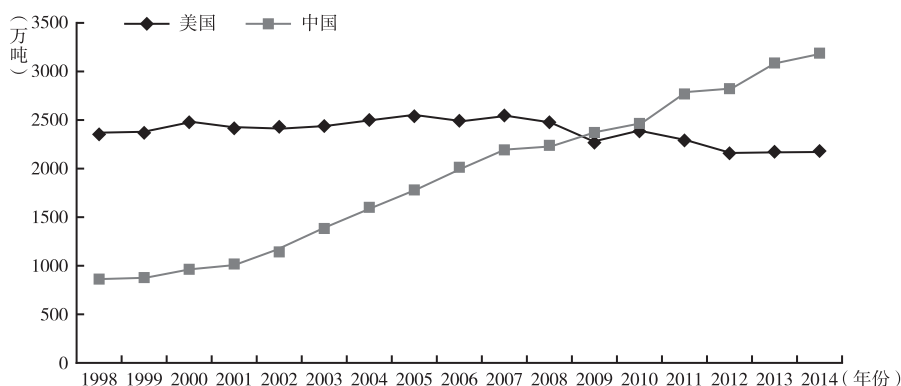


图6 1998~2014 年中美电力产业二氧化碳排放量比较

资料来源: Energy Information Administration (EIA) (2014), *Electric Power Annual*. Available from: www.eia.gov/electricity/annual/; National Bureau of Statistics (NBS) (1978-2014 [yearly issues]), *China statistical yearbook*, Beijing: China Statistics Press; National Bureau of Statistics (NBS) (1998-2014a [yearly issues]), *China energy statistical yearbook*, Beijing: China Statistics Press.

对中国电力部门的外部环境成本的评估

我们使用一种被称为选择实验 (CE) 的方法来定量评估中国的煤基发

电产业的外部环境成本。

选择实验法是衡量各种环境经济价值的最佳方法，因为它涉及一系列具有不同特性的模式选择，而不仅仅依赖于估计支付意愿（WTP）（Ku and Yoo, 2010）。选择实验也被用于分析其他的环境问题（Adamowicz et al., 1994; Carlsson and Martinsson, 2001; Shrestha and Alavalapati, 2004）。此外，与用于评价外部环境价值的另一种方法即条件价值评估法（CVM）相比，选择实验法的主要优点是能够获得商品或服务属性的边际价值（Hanley et al., 2002）。选择实验法更实用，因为许多政策关注的是环境属性水平的变化，而不仅仅是环境整体利益的得失。

在设计选择实验时，本章设置了四个属性并规定了属性等级（见表1）。其中包括三个环境属性，即CO₂（二氧化碳排放量减少的比例、PM2.5（烟尘排放量减少的比例）、酸雨（二氧化硫和氮氧化物的排放）；以及一个价格属性，即环境改善的支付意愿（ATP），以家庭每月电费的增加量来衡量。价格属性的水平是通过预调查和咨询西澳大利亚大学相关领域的研究专家决定的。每月电费下限为0，上限为25元。

表1 属性和属性水平的描述

属性	定义	级别
CO ₂	二氧化碳排放量减少的比例	1% ~ 5% (低) 6% ~ 10% (中) 11% ~ 20% (高)
PM2.5	空气质量水平, 相当于烟尘排放量减少的比例	空气质量优 空气质量良 轻微污染 中度污染 重度污染
酸雨	酸雨的分布, 相当于二氧化硫和氮氧化物排放量减少的比例	无酸雨 轻度酸雨 中度酸雨 相对严重的酸雨 重度酸雨
额外支付的电费	每月电费增加量	0元, 5元, 10元, 15元, 25元

调查数据收集自 600 份问卷，每份问卷包括 6 个选择集。共有三种不同的调查问卷，共 18 个选择集。剔除未完成的问卷后，其中 411 份符合条件，产生了 2466 个观测点（411 有效受访者 × 6 个选择集）。

抽样分布遍布中国东部地区（145 个样本，占总数的 35.28%）、西部地区（99 个样本，占总数的 24.09%）以及中部地区（167 个样本，占总数的 40.63%），包括城市和农村。城市共有 170 份问卷，其他的 241 份问卷来自农村，分别占总数的 41.36% 和 58.64%。调查样本是随机抽取的，从而能更直观地反映一个普遍范围内的教育水平、年龄水平和收入水平。

问卷调查的关键环节之一是问卷选项的设计，这些选项是根据表 1 中给出的四个属性的不同水平的组合而设计的。为了解决选择实验信息过载的问题，即太多的属性水平与复杂属性的结合形成的组合数目庞大，我们采用正交实验设计来减少可能的属性组合的数量。正交实验设计主要使用 SPSS19.0 操作，筛选出 18 种选择集。根据以往的文献（Susaeta et al., 2011; Lee and Yoo, 2009）和专家的建议，每一个受访者填写 4 ~ 6 个选择集。我们将 18 个选择集分为三份调查问卷，即问卷一、问卷二、问卷三，每一份问卷包含 6 个选择集。选择集的一个示例如表 2 所示。

表 2 选择集示例

属性	方案一	方案二	方案三	保持现状
PM2.5	良	优	优	中度污染
酸雨	无	无	轻度	相对严重
CO ₂	排放减少 6% ~ 10%	排放减少 1% ~ 5%	排放减少 6% ~ 10%	排放无减少
额外支付的电费	25 元	25 元	25 元	0
您的选择	方案一	方案二	方案三	保持现状

随机效用理论（McFadden, 1986）是评估环境外部性的原则性理论。根据 Train（2009）和 McFadden（1973）的观点，受访者 n 在选择集 t 中选择方案 j 的基本间接效用可以从数学上表达为公式（1）：

$$U_{njt} = V_{njt} + \varepsilon_{njt} \quad \forall j, t \quad (1)$$

在公式（1）中， U_{njt} 被分解成一个确定性分量 V_{njt} 和一个随机分量 ε_{njt} 。 V_{njt} 表示受访者 n 在选择集 t 中选择方案 j 的效用。更进一步地，如果在选择

集 t 中对所有 $i \neq j$ 有 $U_{nit} > U_{njt}$ ，那么选择方案 i 的效用大于方案 j 。此外， V_{njt} 可用公式（2）表示：

$$V_{njt} = V(X_{njt}, S_n) \quad \forall j, t \quad (2)$$

在公式（2）中， X_{njt} 是一个包含与环境质量相关的属性的向量； S_n 是一个包括受访者的社会经济相关属性的向量。

随机效用模型可以通过改变对误差项分布的假设，在不同类别的选择模型之间转换（van der Kroon et al., 2014）。如果误差项 ε_{njt} 独立同分布，所有 i 为极值分布，选择概率的函数可以表示为公式（3）：

$$P_{nit} = \frac{\exp(V_{nit})}{\sum_j \exp(V_{njt})} \quad (3)$$

公式（3）描述了多元 Logit（MNL）模型，它在选择模型中应用最为广泛（Train, 2009）。同时它也是选择模型最基本的一种。MNL 模型不涉及其他因素的相互作用，因此被用作分析的第一步。

为了解释个体间的偏好异质性和支付意愿的变化，考虑一些特别的变量是必要的（如社会经济条件、受访者的态度和经验）（Lim et al., 2014）。本章采用了三种不同的计量经济学模型（MNL、具有交互和随机参数 logit 的 MNL、RPL），分析受访者面对环境改善选择的偏好。

根据 Hanemann 的观点，边际 WTP 表示为公式（4）：

$$MWTP_{attribute} = -(\beta_{attribute} / \beta_{cost}) \quad (4)$$

在公式（4）中， $\beta_{attribute}$ 是环境属性系数，在本章中应用于 CO_2 、 $PM_{2.5}$ 和酸雨三个环境属性中； β_{cost} 是成本属性系数。

本章使用由 Krinsky 和 Robb（1986）提出的程序来估计三个属性（ $PM_{2.5}$ 、酸雨和 CO_2 ）的每一个的边际 WTP ，置信区间是 95%。每个属性的边际 WTP 代表成本和每个环境属性之间的边际替代率。边际 WTP 可以取 $WTP_{attribute}$ 的样本分布的平均值。

除了估计个体环境属性的边际 WTP ，也需要对与现状为基础的未来三种情景下的补偿盈余或福利变化进行估计。比较任意替代方案与参考替代方案的效用，我们计算出为了达到更高水平的环境质量所要花费的电力成本，称为总 WTP ，其由公式（5）（Hanemann, 1984）计算：

$$TWTP = - (1/\beta_{cost}) [\ln \Sigma \exp(V_1) - \ln \Sigma \exp(V_0)] \quad (5)$$

在公式 (5) 中, β_{cost} 是估计的成本系数, V_1 表示任意替代方案的效用, V_0 表示参考替代方案的效用。

最后, 本章获得了中国煤炭发电的外部环境成本的计算结果, 表示受访者对改善环境质量而产生的 WTP 。所有边际 WTP 显著正相关, 受访者给予热力环境改善以积极价值。以 RPL 模型结果为例 (见表 3), 为了改善 PM2.5 水平, 即从中度污染 (现状) 到优良、良好、轻度污染, 边际 WTP 分别是 13.3 元/月、10.1 元/月、6 元/月。酸雨水平从强酸雨转为无酸雨、轻度酸雨和轻度酸雨, 每户家庭的边际 WTP 分别是 18.5 元/月、13.6 元/月和 12.2 元/月。使二氧化碳从无减排向高减排 (11% ~ 20% 减排)、中度减排 (6% ~ 10%) 和轻度减排 (1% ~ 5%) 转变的边际 WTP 分别为 10.8 元/月、9.8 元/月和 7.2 元/月。

表 3 MNL、具有交互参数的 MNL 和 RPL 的边际 WTP

	MNL	具有交互参数的 MNL	RPL
PM2.5 (优)	16.258 *** (12.064, 20.453)	16.105 *** (11.850, 20.359)	13.282 *** (5.356, 21.207)
PM2.5 (良)	15.7793 *** (11.188, 20.371)	15.516 *** (11.148, 19.885)	10.110 *** (3.193, 17.027)
PM2.5 (中度)	5.983 *** (1.618, 10.348)	5.894 *** (1.788, 10.000)	5.982 *** (1.608, 10.356)
无酸雨	17.612 *** (10.310, 24.914)	17.614 *** (10.625, 24.602)	18.452 *** (9.120, 27.785)
轻度酸雨	12.580 *** (4.986, 20.173)	12.694 *** (5.435, 19.952)	13.628 *** (6.098, 21.157)
中度酸雨	10.254 ** (2.279, 18.228)	10.124 ** (2.232, 18.016)	12.178 *** (3.993, 20.363)
CO ₂ 减少量 (11% ~ 20%)	9.727 *** (4.604, 14.849)	10.011 *** (4.935, 15.088)	10.757 *** (5.037, 16.477)
CO ₂ 减少量 (6% ~ 10%)	9.010 *** (4.082, 13.939)	9.078 *** (4.345, 13.810)	9.836 *** (4.565, 15.108)
CO ₂ 减少量 (1% ~ 5%)	5.136 ** (0.729, 9.544)	5.269 ** (1.036, 9.501)	7.223 *** (2.084, 12.362)

注: ** 表示在 5% 水平上显著; *** 表示在 1% 水平上显著。

综合上述估计，将环境质量从当前状况改善至最佳情况的总 WTP 是 40 元/月。将其用于热力发电规模，我们查阅国家能源局（NEA，2015）数据后发现，中国居民的平均用电量为 6928 太瓦时/年。根据中国家庭发展报告（National Health and Family Planning Commission，2014），2014 年中国有 4.3 亿家庭，因此每户家庭年用电量为 1611 千瓦时，或者说家庭用电量为 134 千瓦时/月。基于这些数字，我们估计，在最好的情况下，改善环境的 WTP 是 0.30 元/千瓦时。这表明在中国火力发电的外部成本是 0.30 元/千瓦时。

为了确保这些结果是可信的，我们需要做理论检验和实证检验。

理论有效性检查检验了这项研究的结果和根据理论得到的预期结果之间的一致性。根据 2014 年住宅用电量（6928 太瓦时）和家庭数量（4.3 亿户），可以计算得到中国每个家庭的月平均耗电量为 134 千瓦时。同时，我们知道，中国居民用电费用约 0.6 元/千瓦时。因此，2014 年，平均每户每月电费为 80.4 元。然而，根据本研究结果，受访者愿意支付额外的 40 元，以减少发电对环境的影响。由于保险费占每月电费的约 50%，它与理论上预期的范围一致（不超过 50%）。

经验上，我们也可以将本章研究结果与类似的研究进行比较。Mahapatra 等（2012）用剂量—反应模型计算印度火电厂的环境成本。得到的外部成本是 0.26 元/千瓦时，这一结果略低于我国。Georgakellos（2010）用基于 Ecosense LE 法评估希腊火电厂的环保成本，发现外部成本是 0.26 元/千瓦时，这一结果与本章研究结果也是相近的。欧洲委员会（1995）用 ExternE 方法计算了欧盟火电厂的环境成本，范围是 0.23 ~ 0.34 元/千瓦时。国际能源机构分析了 19 个国家的不同发电方式的环境成本，发现火电厂的环境成本为 0.20 ~ 0.45 元/千瓦时。本章的结果在这些研究结果的范围内。

中国的电力市场改革的环境足迹

中国的电力产业改革可分为两大阶段。在第一阶段，从 1949 年到 1984 年，电力产业（像其他能源产业）被简单地当作一种最终会被淘汰的经济手段——换句话说，电力产业作为一个下属部门，其目标是支持下游工业部门的发展。因此，电力产业本身的表现及其管理效率的提高没有引起多少关注。一般来说，鉴于这些工具的目标，高度集中的行政机制被认为是适当的。

中国电力市场改革的第一阶段：1949 ~ 1984 年

在这一时期，有四个关键阶段对中国的发电和配电管理产生了重大影响。第一个阶段是 20 世纪 50 年代，此时中国受苏联影响，高度集中的行政机制在这一阶段的电力产业中占据主导地位。第二个阶段是“大跃进”时期，即 1958 年到 1960 年，其间中国政府需要大量增加钢铁生产，能源消耗迅速增加。第三个关键阶段是“文化大革命”时期，即 1966 年到 1976 年，其间中国的经济发展受到很大阻碍，能源需求增长缓慢。第四个阶段是从 1978 年开始的电力市场改革时期。从这个时候开始，中国经济走上了快速发展的道路，但到 20 世纪 80 年代中期，电力供应短缺日益严重。

在中国改革开放后的工业化的第一阶段，电价低于平均生产成本 (Huang, 2009)。这意味着电力部门不可能为自己的投资提供资金，最终严重地阻碍了电力产业的发展。在这个时期，单位不仅为工作用电支付电费，而且承担工人居住在单位时的生活用电费用。电力在当时被认为是一种权利，加上电价非常低，人们浪费用电的情况非常普遍。与政府供水一样——水基本上也是免费的——电在单位也是免费的。

在 20 世纪 80 年代中期，电力短缺变得普遍，以至于对工业生产和人们的生活产生了严重的负面影响。于是开始实施配给制，并要求家庭和工作场所在白天尽量减少用电，以确保工厂有足够的电力。到 20 世纪 80 年代后期，由于电力短缺，即使在大城市，学生在下午晚些时候经常无法在大学图书馆里学习。

中国电力市场发展的第二阶段：全面改革

为了减轻低于成本价格下的电量需求与可用的发电量之间的巨大不平衡程度，从 20 世纪 80 年代中期开始，中国政府出台了一系列重要的监管政策。1985 年，中国政府发布了《关于鼓励集资办电和实行多种电价的暂行规定》和《多电价实施办法》两个文件。这两项政策的主要内容体现在 Ma 和 He (2008) 的报告里，成功地解决了电力短缺问题。事实上，到 20 世纪 90 年代中期和 21 世纪的第一个十年，中国电力供应出现盈余 (Huang, 2009)。这一方面是由于对电力产业的持续投资和新的投资政策带来的电力供应快速增长，另一方面是由于 1997 年东亚金融危机引发的电力需求下降。无论如何，电量过度供应导致中国政府严格控制从 1998 年至 2001 年的电力

投资，这反过来又导致了 2002 年电力供应短缺。然而，限制电力供应的新阶段持续了较短时间。2002 年国有电力公司（SPC）的垂直垄断的失败，促使中国第二次投资兴建发电厂。2002 年 12 月，中国政府拆分了 SPC，成立了五个相互独立的大型发电公司。五家公司之间的资源竞争在 2003 年大大加快了对电力产业的投资（见图 7）。

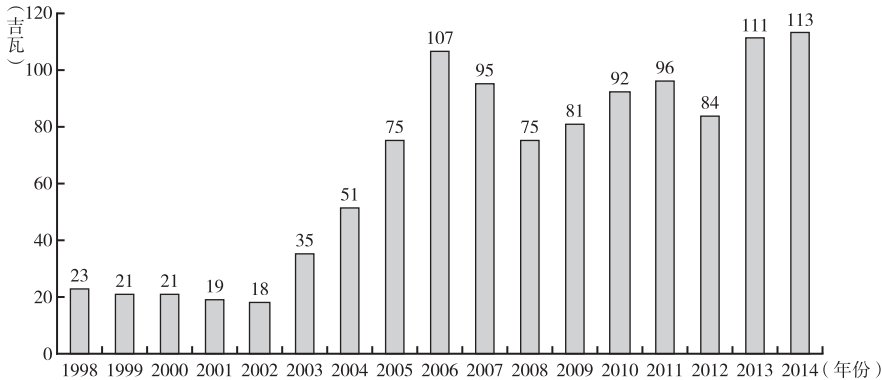


图 7 中国每年额外增加的电力容量

资料来源：China Electricity Council（2014），*Electric power industry statistics compiled*，Beijing：China Electricity Council。

发电能力的快速提高在一定程度上缓解了供应短缺问题。然而，直到 2011 年，依然没有完全解决煤炭供应短缺引起的相关问题。总之，在 20 世纪的后半段，中国电力系统的集中管理导致了能源配置的严重问题，这将由标准价格理论预测得到。截至 1985 年，电力的持续短缺引发了各种改革。然而，对政府控价而不是市场定价的持续依赖导致从电力短缺到电力过剩的急剧变化，并再次回到电力短缺状态。

电价改革及其对环境的影响

为了解决 1985 年之前的电力供应严重短缺的问题，在《资本和利率价格》（1985 年）和《经营期价格》（1996 年）影响下，中国对新建的发电厂实施了定价制度。这两个价格是成本加调节价格（或回报价格）。在这种机制下，利润得到保障，极大地激励了对发电厂建设的投资。另外，新工厂通过夸大他们的成本获得更高的电网价格。此外，在此期间建造的大多

数工厂成本高、能源效率低，因此造成了严重污染。在资本和利息定价机制下，投资成本可在短时间内回收。大多数投资者选择建造小规模发电厂，因为小规模发电厂资本要求较低，审批程序较简单，即使它们效率低下。截至1996年底，火电机组平均容量仅为46兆瓦。中国电力局更精确的数据显示，截至2014年底，电容量在300兆瓦以上的火电机组占总火电容量的77.7%，电容量超过600兆瓦的机组占41.5%，并且大多数具有小于100兆瓦电容量的发电机组已经关闭，以提高能源效率。

2004年起，中国政府已经制定了标尺电价（类似于固定电价），其特征在于上限电价。到现在为止，在相关监管政策讨论中，学术界和政策实践者都越来越多地支持价格上限监管作为回报率调节的替代方式（Baumol and Sidak, 1994）。Joskow（1991）认为旨在促进高效（和清洁）的电力供应的激励机制侧重于对电费成本的具体组成部分的“尺度”性比较。

电力投资改革及其对环境的影响

1985年，《关于鼓励集资办电和实行多种电价的暂行规定》的政策文件出台。其部分目的是鼓励各类投资者——包括私人、地方政府和外国投资者——进入发电领域。基于这一政策以及为了吸引更多的电力投资，中国政府允许发电厂拥有非常高的回报率（Ma and He, 2008）。特别地，外国投资者的回报率为13%~18%，甚至可以达到20%，远远高于当时的平均水平。

1985年电力投资改革最重要的贡献是在短时间内吸引了大量资本用于发电厂建设。在原则上和能源效率方面，这一改革效果显著：二滩水电站的建设始于1991年，竣工于2000年。二滩水电站的投资者包括国家开发投资公司、四川投资集团公司和四川电力公司。中国另一个著名的同时也是世界上最大的水电项目是三峡工程。三峡工程的大部分投资来自对公众发行的债券和股票。

从20世纪80年代中期开始，这类投资使得总发电量迅速增加。在十年内，电力供应严重短缺问题几近消除——但只是暂时的。此外，截至20世纪90年代中期，电力短缺造成的经济损失是巨大的。在1993年，因电力短缺而损失的工业增加值约为276亿美元——相当于国内生产总值的7%（Li and Dorian, 1995）。相反，20世纪90年代中期以来发电投资的快速增长阻止了这类损失的扩大。

不幸的是，为了规避中央政府复杂的审批流程，并尽量减少风险，最常

见的发电厂电容量不超过 200 兆瓦。在 20 世纪 60 年代中期以前，电容量为 600 兆瓦及以上的大型发电厂占新建发电厂的份额最小（见图 8）。从这一方面来说，1985 年的改革尽管推动了对电力产业的必要投资，但是对与产业规模相关的环境和经济效率产生了负面影响。

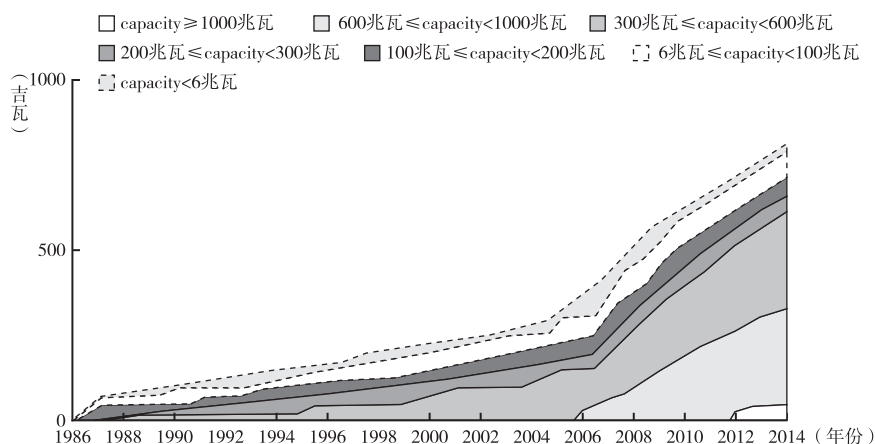


图 8 1986 ~ 2014 年火力发电机组规模的变化

注：capacity 表示电容量。

资料来源：China Electricity Council (2014), *Electric power industry statistics compiled*, Beijing: China Electricity Council.

垂直垄断改革及其对环境的影响

2002 年，国有电力公司（SPC）被拆分后，成立了五家独立的大型发电公司：华能集团、大唐集团、华电集团、国电集团公司和电力投资公司。他们的资产来自被解散了的 SPC，从 2003 年起就完全独立于国家电网公司。电力产业这一垂直垄断的终结推动中国第二波发电投资。从 2003 年到 2007 年，新的发电厂快速地拔地而起。

2002 年垂直垄断终结的另一个原因是中国电力企业的产能效率已经大大提高。除此以外，中国的电力部门也转向清洁生产。2002 年以后建成的电厂主要是大型发电机组（见图 8）。图 9 显示，自 1997 年以来，中国电力产业的二氧化硫排放量迅速下降，特别是 2005 年以后。这些变化归因于两个因素。第一个因素是政策因素。中国在 20 世纪 90 年代中期以后的电力改革非常重视提高效率（质量），而不是增加电力供应（数量）。第二个因素

是企业以追求利润为目标。因此随着电网标准价格的实施和市场竞争的出现，效率更高的公司受益更大。自此，发电能效显著提高。

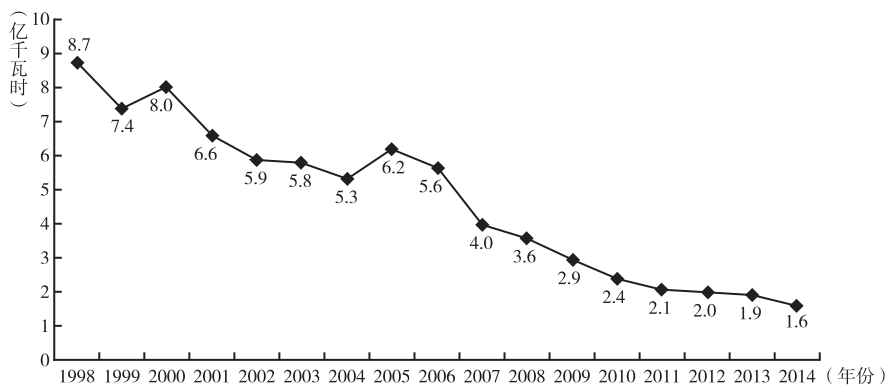


图9 中国火电产业的二氧化硫排放量

资料来源: Ministry of Environmental Protection (MEP) (1998 – 2014 [yearly issues]), *Annual statistic report on environment in China*, Beijing: MEP. Available from: mep.gov.cn/zwgk/hjtj/。

中国环境法规及其对电力产业二氧化碳排放量的影响

中国的环境监管政策

中国大多数环境法规都是由国务院颁布的。具体涉及提高能源效率的规定包括 1979 年《关于提高我国能源利用效率的几个问题的通知》、1980 年《关于逐步建立综合能耗考核制度的通知》和 1981 年《对工矿企业和城市节约能源的若干具体要求（试行）》。

关于环境保护，1983 年颁布了《中国环境保护标准管理指南》。这为空气、水和土壤质量、污染物排放和环境监测制定了标准。在 20 世纪 90 年代，随着对环境保护的关注日益增强，中国电力部门和其他污染密集型行业的监管者更加重视控制污染。例如，1991 年中国颁布了《燃煤电厂大气污染物排放标准》（GB 13223 – 1991），并于 1996 年、2003 年和 2011 年进行了修订。这是一项基于绩效的监管措施，最新修订版的标准对若干污染物的排放设定了标准，如：烟尘排放上限为 $30\text{mg} / \text{m}^3$ ，新建锅炉的二氧化硫排放上限是 $100\text{mg} / \text{m}^3$ ，现有锅炉的二氧化硫排放上限是 $200\text{mg} / \text{m}^3$ ，氮氧化

物排放上限为 $100\text{mg}/\text{m}^3$ ，汞和其他化合物排放上限为 $0.03\text{mg}/\text{m}^3$ 。在此期间，还批准了相关技术法规来遏制电力产业的污染。例如，1998 年 1 月发布的《酸雨控制区和二氧化硫污染控制区划分方案》要求正在建设中的热电厂和将来所有的热电厂都要安装脱硫设施（Li and Colombier, 2011）。

虽然这不是主要方法，但我国也开发了以市场为导向的监管机制（MBR）来促进电力产业的环境保护。例如，1982 年的《污染收费临时措施》规定，企业应对超过规定标准的二氧化硫或氮氧化物排放量支付 40 元/吨的费用，对超过规定标准的硫酸雾、铅和汞支付 3 ~ 10 元/千立方米。这是一个典型的污染收费方案。同时，政府补贴（GSs）通常通过提高电价来实施。例如，为了鼓励电力产业的脱硫和脱硝，中国关税在 2004 年增长了 15 元/兆瓦时，2013 年增加了 8 元/兆瓦时。虽然这些补贴不足以涵盖所有的污染减排成本（Wang et al., 2012），但它们是减少二氧化硫和氮氧化物排放的重要经济支持。

除了污染费和补贴，两个以市场为基础的政策也已进入实施或试行阶段：清洁发展机制（CDM）和总量管制与交易机制。为促进清洁发展机制的发展，中国政府于 2004 颁布了《清洁发展机制项目运行管理暂行办法》。同年，第一个 CDM 项目在内蒙古辉腾锡勒风电场投入运营。中国的 CDM 项目主要集中在电力产业。到 2010 年底，可再生能源的清洁发展机制项目占获批项目总数的 71%。

至于总量管制与交易机制，在第十一个五年规划（2006 ~ 2010 年）的背景下，中国环境保护部（MEP）优先推广重点污染物排放交易权。环境保护部（MEP）特别选定了八个省份——江苏、浙江、天津、湖北、湖南、山西、内蒙古和重庆——作为二氧化硫排污权交易试点地区。然而，在实践中，二氧化硫排放权没有实质性的自愿交易。连发生的少数交易中的大多数也是政府促进的。在二氧化碳排放权交易方面，2013 年 6 月在深圳成立了第一个试点。截至 2014 年 4 月底，六个省级单位上海、北京、天津、重庆、广东和湖北紧跟深圳的脚步开放二氧化碳排放权交易试点。但是，二氧化碳排放权的交易量占全国二氧化碳排放量的比例有限。

总之，尽管市场监管机制（MBR）和政府补贴（GSs）的措施越来越多，但是指挥控制调节机制（CCR）在中国电力产业的环境监管中仍占据主导地位。一般情况下，不同类型的环境法规可能对企业的效率和环境绩效

产生不同的影响。在下面的小节，笔者经验性地分析政策的变化对中国企业的效率和中国电厂环境绩效的影响。分析结果后，笔者结合环境问题的背景，对促进中国电力产业的可持续发展给出政策建议。

样本和数据

数据有两个来源：电力产业统计资料汇编（China Electricity Council, 2014）和笔者带领的研究小组对电厂管理者的调查（见表4）。中国电力委员会（2014）提供了2011年和2012年的电容量和煤炭消费数据。据笔者所知，电厂的全部员工数不会公开。因此，我们根据电力产业的劳动力配额估计工人数量。具体来说，我们遵循《火力发电厂的劳动力配额》（SPC, 1998）、《一般火力发电厂的劳动力配额》和《新火电厂的劳动力配额》（China Huadian Group Corporation, 2008）来估计所有发电厂的工人数量。在此估计中发挥重要作用的三个因素：发电厂容量、发电厂建立时的发电容量以及发电厂内每个机组的发电容量。具体来说，在调查问卷中，受访者被要求将其工作的电厂按人数归为以下四个类别之一：少于100名员工、100~500名员工、501~2000名员工和多于2000名员工。来自调查的劳动力信息都用于回归分析。

表4 变量和数据源

变 量	变量说明	变量名	数据来源
因变量	效率改善	EF	作者计算得来
	二氧化碳排放量	CO ₂	作者计算得来
自变量	指挥控制调节机制	CCR	问卷调查
	市场监管机制	MBR	问卷调查
	政府补贴	GSs	问卷调查
其他变量	电容量	PC	China Electricity Council(2014)
	员工人数	SC	问卷调查和计算
	发电厂建成时间(年)	T	问卷调查
	煤耗	CC	China Electricity Council(2014)
	发电量	PG	China Electricity Council(2014)

这一调查实施于2012年，问卷调查涵盖中国22个省份的308个电厂。该样本覆盖中国大部分地区的发电厂（见图10）。此外，样本还包括各种规模的发电厂（见图2）和五家大型电力公司。

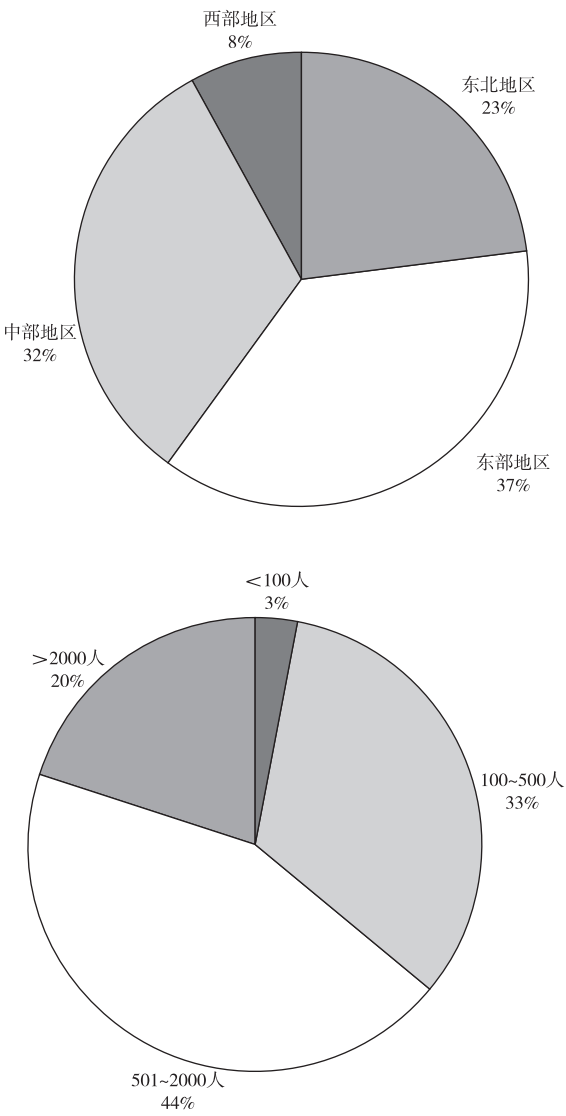


图 10 采样发电厂的区域和规模分布

为了确保调查的准确性，笔者对相关文献进行了回顾（Milliman and Prince, 1989; Liu, 2009）。此外，我们还采访了中国国电集团公司、中国华电公司和中国国家电网能源研究所专门研究节能减排相关问题的九位领导。他们的建议和意见为完善调查问卷提供了帮助。

问卷调查要求工厂的经理从政策角度——CCR、MBR 和 GSs（用于表现三种国家策略的项目示于附表 1 中）——评估他们感知到的影响并记录发电厂的成立时间。

为了测量 CCR、MBR 和 GSs 的直观影响，我们采用 Likert 量表设计了一组问题（Likert, 1932），这是最常用的感知测量方法（Zhao et al., 2015）。Oaster（1989）表示，七点量表最可靠，因此被用在本研究中。

这项调查通过两种方式实施：电子邮件和现场调查。电子邮件目标企业是根据现有的联系人列表选出的，问卷分发给这些公司负责制定战略和其他管理决策的领导。实地调查的受访者主要是在华北电力大学举办的电力公司干部培训班的学员（遍布全国）。培训班的课程集中在企业战略和管理问题。因此，受访者也是在他们各自的公司负责制定战略和其他管理决策的领导。

如果调查问卷未答题目达到很大比例或答案全部一样，那么该份问卷无效。总共有 172 份问卷被收回，137 份是有效的（55.84% 的回应率和 79.65% 的有效率）。幸运的是，无效的问卷随机分布在各公司，这意味着无效的问卷不会给评价引入系统偏差。

二氧化碳排放量

以电厂为单位统计的二氧化碳排放量数据不公开。我们利用政府间气候变化专门委员会（IPCC）推荐的方法估计这一数据，专门计算了中国 137 个发电厂的二氧化碳排放量，这一结果列在表 5 中。

表 5 采样发电厂的二氧化碳排放量

汇总统计	二氧化碳排放量 (千吨)	发电量 (100 吉瓦时)	发电量的二氧化碳排放量 (千吨/100 吉瓦时)
平均值	8095.08	56.58	171.64
中值	4512.29	33.7	140.53
标准差	13371.58	101.10	160.92

环境规制的类型

与现有的研究成果相同（Milliman and Prince, 1989; Liu, 2009; Blind,

2012), 本章将环保法规分为三种类型: CCR、MBR 和 GSs。CCR 是强制性的, 管理者难以依据个人自由违抗这一法律法规。以往的研究 (Walley and Whitehead, 1994; Liu, 2009; Testa et al., 2011) 和专家访谈表明从逻辑上可以将 CCR 分为 5 种类型: 排放标准、罚款、监督、环境评价制度和生产技术标准 (见附表 1)。我们重点要求管理者评估他们受这 5 种监管方式影响的程度。

同时, MBR 发出市场信号, 公司能灵活决定适当的治理水平对市场信号做出响应。基于以往的研究 (Magat, 1979; Downing and White, 1986; Milliman and Prince, 1989; Walley and Whitehead, 1994) 以及对熟悉中国电力产业的专家的咨询意见, 我们重点关注三种基于市场的环境政策: 税收抵免 (免税融资, 一种一般服务)、清洁发展机制 (CDM) 和排放权交易制度 (见附表 1)。我们也要求管理者评估他们受这 3 种政策影响的程度。

模型

本章构建了环境法规对二氧化碳排放量的模型如公式 (6):

$$CO_2 = \alpha + \beta_1 CCR + \beta_2 MBR + \beta_3 GSs + \beta_4 PC + \beta_5 T + \beta_6 CCR \cdot GSs + \beta_7 MBR \cdot GSs + \beta_8 SC + \beta_9 AP \cdot SC + \beta_{10} MBR \cdot SC + \beta_{11} CCR \cdot SC + \varepsilon \quad (6)$$

在公式 (6) 中, PC 代表电容量, T 是发电厂的年龄, SC 是电厂的规模; ε 是影响效率的随机因素, 但与模型中的解释变量不相关。

将年龄、规模和电力需求作为控制变量纳入回归分析。Joskow 和 Schmalensee (1987) 指出, 发电机组的技术资料, 如年龄和规模, 可能是影响效率的潜在的重要因素。因此, 将电厂的年龄引入模型, 并将其定义为日历年减去初始操作的年份。至于电厂规模, 我们将企业分为两组: 拥有 500 名及以下员工的发电厂被定义为中小型企业, 拥有超过 500 名员工的电厂被定义为大型企业。定义 0 表示中小型企业, 1 表示大型企业。

文献强调, 电力需求对二氧化碳排放量的确有影响 (Declercq et al., 2011; Zhao et al., 2013)。本章用电容量来衡量这一点。中国电力市场的一个显著特点是: 为了应对节能减排压力不断增大及电力需求不断增加, 促进电力设施的快速升级。这一情形主要体现在 20 世纪 90 年代末, 中国电力产

业的整个部门实施的“建大关小”的政策里。在这一背景下，电力产业的重点工作是用大容量的机组替换小容量机组，结果是随着电力需求增加，电厂电容量扩大。因此，本章将电容量作为控制变量之一。

研究结果

表6显示了回归分析的结果。这表明CCR对因变量二氧化碳排放量没有显著影响。这可能是因为中国对电厂指挥和控制的环境法规主要集中在安装脱硫和脱氮设备，以及二氧化硫、烟尘和氮氧化物的排放标准方面。到目前为止，还没有关于二氧化碳减排的调控政策。

表6还显示，基于市场的监管机制和政府补贴政策的系数显著为负，受市场监管政策和政府补贴强烈影响的发电厂比其他发电厂具有更低的二氧化碳排放量。

表6 环境法规对发电厂二氧化碳排放量的影响

变量	系数	标准差	t 统计量	P 值
<i>CCR</i>	0.3623	0.4606	0.7865	0.4335
<i>MBR</i>	-1.0118 ***	0.3211	-3.1517	0.0022
<i>GSs</i>	-1.1396 ***	0.3241	-3.5163	0.0007
<i>CCR · GSs</i>	-0.1529	0.2468	-0.6195	0.5370
<i>MBR · GSs</i>	-0.1193	0.1965	-0.6070	0.5453
<i>TIME</i>	0.0433 ***	0.0105	4.1315	0.0001
<i>PC</i>	0.0162 ***	0.0021	7.5493	0.0000
<i>SC</i>	2.5187 ***	0.3867	6.5126	0.0000
<i>CCR · SC</i>	-0.4317	0.5454	-0.7916	0.4306
<i>MBR · SC</i>	0.7416 *	0.4019	1.8454	0.0681
<i>GS · SC</i>	1.1480 ***	0.4032	2.8476	0.0054
<i>C</i>	5.1898 ***	0.0237	219.1719	0.0000
R-squared	0.2734			
Adjusted R-squared	0.1884			
F-statistic	3.2160			
Prob. (F-statistic)	0.0009			

注：*** 表示在 1% 水平上显著，* 表示在 10% 水平上显著。

有趣的是，一般而言，较大的发电厂比较小的发电厂有较高的二氧化碳排放量。更重要的是，相较于小型发电厂，以市场为基础的环境政策和补贴对大型发电厂的影响略小。本研究用员工数来衡量发电厂的规模。一般情况下，工人数较多的电厂历史更悠久。由于设备老化，较高的二氧化碳排放量是常见的，依靠以市场为基础的环境政策或政府补贴来降低排放的难度可想而知。这与时间系数是一致的，即在统计上为正，表明老的电厂有较高的二氧化碳排放量。

结论：中国电力产业的绿色化未来

为了将经济增长率保持在较高的水平并改善环境状况，中国面临着巨大的挑战。中国电力产业的特点是高能耗和高排放，特别是正在使用的燃煤发电站。中国电力产业的绿色化是实现“绿色”的国家经济发展目标的关键。由本章可知，电力市场改革和环境监管在提高中国电力产业能源效率和减排方面发挥了重要作用。我们发现特别是 MBR 对提高能源效率和减少碳排放有重要影响。

中国政府意识到，完善市场机制可以发挥资源有效配置的重要作用，可以在电力管理部门制定环保法规时强化 MBR 的作用。中国在七个试点省份实施二氧化碳排放上限和交易权制度，应该做一些改进以帮助这一制度更好地发挥作用。例如，需要进一步研究如何合理确定碳排放因素，这对于测量二氧化碳排放量和决定交易量至关重要。另一个挑战是适当地确定发电厂的二氧化碳排放配额。这对于控制某些煤基发电厂购买二氧化碳排放权的风险至关重要。总而言之，中国电力产业的 MBR 还处于初级阶段，我们需要更加注意使用这种类型的政策工具来制定未来的监管措施，而不是仅仅依靠 CCR。

同时，中国的决策者需要协调不同的政策工具。中国电力部门的一个重要特征是大多数电力企业为政府所有。此外，CCR 仍然是指导电力企业进行绿色发展的重要工具。探索如何更好地协调 MBR 和 CCR 以改善未来的结果，引起了中国的学者和政策制定者的兴趣和关注。

最后，促进中国电力产业的绿色发展、提高可再生能源发电的份额至关重要。目前，中国可再生能源发电量占总发电量的份额是有限的，尽管

可再生能源发电能力自 2006 年以来迅速提高。然而,截至 2015 年,在总发电量中,风力和太阳能发电比例分别仅为 3.3% 和 0.7%。提高可再生能源在发电组合中的比例,减少对煤炭的依赖,是中国未来电力发展战略的选择。再次强调,为了实现这样的策略,应该协调 MBR 和 CCR 以构建适于大规模可再生能源集成的弹性电力系统,从而促进中国电力产业的持续绿色化发展。

参考文献

- Adamowicz, W., Louviere, J. and Williams, M. (1994), Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities, *Journal of Environmental Economics and Management*, 26(3): 271–292.
- Aragón-Correa, J., Hurtado-Torres, N., Sharma, S. and García-Morales, V. J. (2008), Environmental strategy and performance in small firms: A resource-based perspective, *Journal of Environmental Management*, 86(1): 88–103.
- Baumol, W. J. and Sidak, J. G. (1994), *Toward competition in local telephony*, Cambridge, Mass.: The MIT Press.
- Blind, K. (2012), The influence of regulations on innovation: A quantitative assessment for OECD countries, *Research Policy*, 41(2): 319–400.
- BP (2015), *Statistical review of world energy*, London: BP.
- Brian, S. (1995), Firm-level responses to government regulation: Theoretical and research approaches, *Journal of Management*, 21(3): 495–514.
- Carlsson, F. and Martinsson, P. (2001), Do hypothetical and actual marginal willingness to pay differ in choice experiments: Application to the valuation of the environment, *Journal of Environmental Economics and Management*, 41(2): 179–192.
- China Electricity Council (2014), *Electric power industry statistics compiled*, Beijing: China Electricity Council.
- China Electric Power Construction Enterprise Association (2014), *Electric power construction industry annual report 2013*, Beijing: China Electric Power Construction Enterprise Association.

- China Huadian Group Corporation (2008), *Labour force quota for new thermal power plants*, Beijing: China Huadian Group Corporation.
- China New Energy Chamber of Commerce (2015), *Proceedings of the 9th China New Energy International Forum*, Beijing, 15–16 April. Available from: docin.com/p-1467494284.html.
- China Renewable Energy Society (2015), *Global new energy development report*, Beijing: China Renewable Energy Society.
- Declercq, B., Delarue, E. and William, D. (2011), Impact of the economic recession on the European power sector's CO₂ emissions, *Energy Policy*, 39(3): 1677–1686.
- Downing, P. B. and White, L. J. (1986), Innovation in pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 13(1): 18–29.
- Energy Information Administration (EIA) (2014), *Electric Power Annual*. Available from: www.eia.gov/electricity/annual/.
- European Commission (1995), *Externalities of energy*, 6.01.0.10/66 (KOSTEN). Brussels: European Commission.
- Georgakellos, D. A. (2010), Impact of a possible environmental externalities internalisation on energy prices: The case of the greenhouse gases from the Greek electricity sector, *Energy Economics*, 32(1): 202–209.
- Greene, D. L., Patterson, P. D., Singh, M. and Li, J. (2005), Feebates, rebates and gas-guzzler taxes: A study of incentives for increased fuel economy, *Energy Policy*, 33(6): 757–775.
- Hanemann, W. M. (1983), Marginal welfare measures for discrete choice models, *Economics Letters*, 13: 129–136.
- Hanemann, W. M. (1984), Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete response, *American Journal of Agricultural Economics*, 66: 332–341.
- Hanley, N., Mourato, S. and Wright, R. E. (2002), Choice modelling approaches: A superior alternative for environmental valuation?, *OECD Economic Surveys*, 15(3): 435–462. doi: 10.1111/1467-6419.00145.
- Hitchens, D., Clausen, J., Trainor, M., Keil, M. and Thankapan, S. (2003), Competitiveness, environmental performance and management of SMEs, *Greener Management International*, 44: 45–57.

- Huang, S. Zh. (2009), Review and forecast of Chinese electricity price reform. *Journal of Price Theory and Practice*, 5: 11–14.
- International Energy Agency (IEA) (2014), *CO₂ emissions from fuel combustion*. Paris: IEA.
- Joskow, P. L. (1991), The role of transaction cost economics in antitrust and public utility regulatory policies, *Journal of Law Economics and Organization*, 7: 53–83.
- Joskow, P. and Schmalensee, R. (1987), The performance of coal-burning electric generating units in the United States: 1960–1980, *Journal of Applied Economics*, 2(2): 85–109.
- Kaiser, H. F. (1974), An index of factorial simplicity, *Psychometrika*, 39(1): 31–36.
- Krinsky, I. and Robb, A. L. (1986), On approximating the statistical properties of elasticities, *Review of Economics & Statistics*, 68(4): 715–719.
- Ku, S.-J. and Yoo, S.-H. (2010), Willingness to pay for renewable energy investment in Korea: A choice experiment study, *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 14(8): 2196–2201.
- Lee, J.-S. and Yoo, S.-H. (2009), Measuring the environmental costs of tidal power plant construction: A choice experiment study, *Energy Policy*, 37: 5069–5074.
- Li, B. and Dorian, J. (1995), Change in Chinese power sector, *Energy Policy*, 23(7): 619–626.
- Li, J. and Colombier, M. (2011), Economic instruments for mitigating carbon emissions: Scaling up carbon finance in China's building sector, *Climate Change*, 107: 567–591.
- Likert, R. (1932), A technique for the measurement of attitudes, *Archives of Psychology*, 140: 5–53.
- Lim, S. Y., Lim, K. M. and Yoo, S.-H. (2014), External benefits of waste-to-energy in Korea: A choice experiment study, *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 34: 588–595.
- Liu, Y. (2009), Investigating external environmental pressure on firms and their behavior in Yangtze River Delta of China, *Journal of Cleaner Production*, 17(16): 1480–1486.

- Ma, C. B. and He, L. (2008), From state monopoly to renewable portfolio: Restructuring China's electric utility, *Energy Policy*, 36: 1697–1711.
- Magat, W. A. (1979), The effects of environmental regulation on innovation, *Law and Contemporary Problems*, 43(1): 4–25.
- Mahapatra, D., Shukla, P. and Dhar, S. (2012), External cost of coal based electricity generation: A tale of Ahmedabad city, *Energy Policy*, 49: 253–265.
- McFadden, D. (1973), Conditional logit analysis of qualitative choice behavior, in P. Zarembka (ed.), *Frontiers in Econometrics*, 105–142, New York: Academic Press.
- McFadden, D. (1986), The choice theory approach to market research, *Marketing Science*, 5(4): 275–297. Milliman, S. R. and Prince, R. (1989), Firm incentives to promote technological change in pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 17(3): 247–265.
- Ministry of Environmental Protection (MEP) (1998–2014 [yearly issues]), *Annual statistic report on environment in China*, Beijing: MEP. Available from: mep.gov.cn/zwgk/hjtj/.
- National Bureau of Statistics (NBS) (1978–2014 [yearly issues]), *China statistical yearbook*, Beijing: China Statistics Press.
- National Bureau of Statistics (NBS) (1998–2014a [yearly issues]), *China energy statistical yearbook*, Beijing: China Statistics Press.
- National Bureau of Statistics (NBS) (1998–2014b [yearly issues]), *China statistical yearbook on environment*, Beijing: China Statistics Press.
- National Energy Administration of China (NEA) (2015), *Statistics of China's electric power consumption 2015*, Beijing: National Energy Administration of China. Available from: power.in-en.com/html/power.
- National Health and Family Planning Commission (2014), *China family development report 2014*, Beijing: China Population Publishing House. Available from: rkcb.net/Web/c_0000000100020002/d_0260.htm.
- Oaster, T. R. F. (1989), Number of alternatives per choice point and stability of Likert type scales, *Perceptual and Motor Skills*, 68: 549–550.
- Ou, X., Xiliang, Z., Shiyang, C. and Qingfang, G. (2009), Energy consumption and GHG emissions of six biofuel pathways by LCA in People's Republic of China, *Applied Energy*, 86(1): S197–208.
- Ren, J. (2002), *Price regulation of China's public utility*, January, Beijing: Economic and Management Press.

- Shrestha, R. K. and Alavalapati, J. R. R. (2004), Valuing environmental benefits of silvopasture practice: A case study of the Lake Okeechobee watershed in Florida, *Ecological Economics*, 49(3): 349–359.
- SPC (1998), *Labour force quota for thermal power plants*, Beijing: State Power Corporation.
- Susaeta, A., Lal, P., Alavalapati, J. and Mercer, E. (2011), Random preferences towards bioenergy environmental externalities: A case study of woody biomass based electricity in the southern United States, *Energy Economics*, 33: 1111–1118.
- Testa, F., Iraldo, F. and Frey, M. (2011), The effect of environmental regulation on firms' competitive performance: The case of the building and construction sector in some EU regions, *Journal of Environmental Management*, 92(9): 2136–2144.
- Train, K. (2009), *Discrete choice methods with simulation*, 2nd edn, New York: Cambridge University Press.
- US Energy Information Administration (EIA) (1998–2014, [yearly issues]), *Electric power annual*, Washington, DC: EIA. Available from: eia.gov/electricity/annual/.
- van der Kroon, B., Brouwer, R. and van Beukering, P. J. H. (2014), The impact of the household decision environment on fuel choice behavior, *Energy Economics*, 44: 236–247.
- Walley, N. and Whitehead, B. (1994), It's not easy being green, *Harvard Business Review*, 72(3): 46–52.
- Wang, Z. X., Pan, L., Yang, F. and Liu, J. (2012), Thinking on the achievements and problems of energy conservation and emissions reduction for the power industry in China during the 11th Five-Year Plan, [in Chinese], *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2(2): 81–89.
- Yang, Z. H., Ju, M. T., Zhou, Y. P. and Wang, Q. (2011), Clean development mechanism and construction of carbon trading market in China, [in Chinese], *China Population, Resources and Environment*, 21(8): 118–123.
- Zhao, X. L., Ma, Q. and Yang, R. (2013), Factors influencing CO₂ emissions in China's power industry: Co-integration analysis, *Energy Policy*, 57: 89–98.
- Zhao, X., Yin, H. and Zhao, Y. (2015), Impact of environmental regulations on the efficiency and CO₂ emissions of power plants in China, *Applied Energy*, 149: 238–247.

附 录

附表 1 管理者对环境法规的感知的描述性统计

	Items	Mean	SD	Corrected item – total correlat.	a value	累积方差
CCR	排放标准	4.38	1.687	0.678	0.887	68.990%
	罚款	4.53	1.778	0.752		
	监督	4.87	1.726	0.793		
	ESS ²	5.04	1.750	0.712		
	PTS ³	5.01	1.646	0.701		
MBR	税收抵免	4.42	1.827	0.500	0.766	82.312%
	CDM	4.34	2.016	0.729		
	排放权交易制度	4.04	2.054	0.574		
GSs	新技术研发补贴	3.72	2.135	0.903	0.941	89.543%
	新技术生产补贴	3.87	2.050	0.897		
	优惠贷款担保	3.84	2.166	0.942		

注：累积方差的值如果大于 60%，则在可以接受的范围内。ESS 表示环境评价制度。PTS 表示生产技术标准。

(李晓臣 译)