

## 市场激励型排放机制一定优于命令型排放机制吗？

王 燕

**摘 要：**西方学者多认为排放交易机制作为市场激励型减排机制，相比传统的命令型减排机制在应对温室气体减排时更有效率。但在评价市场激励型排放机制与命令型排放机制的优劣时，西方学者过于强调前者在履约成本方面的优势，忽略其政策形成、执行和监控成本以及对排放实体环境道德意识的影响。基于对欧美排放交易市场的分析发现，在减排初期各市场均因过度分配排放额而导致排放额价格低下，降低了减排动力。基于此，欧美政府在实施排放交易机制的同时，亦借助命令型减排机制对其缺陷进行矫正。中国当前应探索一种将市场排放交易机制与命令型减排机制结合起来的环境政策搭配，以发挥温室气体减排的最大实效。

**关键词：**排放交易机制；命令型减排机制；市场激励型减排机制；温室气体

**中图分类号：**D922.683.1 **文献标识码：**A **文章编号：**1671-0169(2014)01-0022-08

减少温室气体排放，应对和适应气候变化所带来的负面影响为世界各国共同面临的课题。从 20 世纪 90 年代起，让西方经济学家、法学家和政策制定者深信不疑的是温室气体减排的市场激励机制，如威廉·诺德豪斯 (W. D. Nordhaus) 提倡的碳税或戴尔斯 (J. H. Dales) 主张的总额限定的排放交易机制，能够实现减排成本的优化配置，相比命令型 (Command and Control) 减排机制更为有效<sup>①</sup>。与此相应的是，主流的温室气体减排机制也以欧盟的区域性碳交易市场和美国二氧化硫交易市场 (包括州内、州际碳交易市场)，以及丹麦、芬兰、荷兰、挪威等北欧国家实施的碳税为代表。不少经济学家基于排放实体履约成本的优劣比较，认为排放交易机制比命令型减排机制更具效率。但笔者通过研读文献后发现，认为市场激励型排放机制优于命令型减排机制的学说过于注重对履约成本的分析，而忽视对制度制定、实施、监控中的各项成本的考量。并且，对排放交易机制在实践中的稳定性和可持续性也关注不足。鉴于此，笔者意欲通过对市场激励型排放机制优于命令型减排机制评价维度的检讨和基于现行欧美温室气体排放交易市场普遍存在的排放额过度分配问题，论证命令型减排机制在温室气体减排中具有不可或缺的作用。尤其对于发展中国家而言，排放交易机制的执行和监控成本会影响排放交易制度的实效。

### 一、关于市场激励型排放机制优于命令型减排机制之介说

尽管有学者对命令型减排机制和市场激励型减排机制的分类提出质疑，但多数学者仍将排放标准、排放禁令、排放许可证等视为命令型减排机制，将排放税和排放交易制度视为市场激励性减排机制，并对两

**基金项目：**国家社科基金重点课题“低碳技术创新与应用的法律制度研究”(10AFX011)；广东省战略研究院软科学项目“广东碳排放交易管理体制机制的研究”(2012RL50508008)

**作者简介：**王燕，法学博士，广东外语外贸大学国际商务英语学院讲师 (广东 广州 510420)

<sup>①</sup> 西方很多学者对命令型减排手段和市场激励型减排手段进行对比，如 Tietenberg 对命令型减排制度和其他减排制度对比所得的结论是命令型减排手段效率低下，参见 T. H. Tietenberg, *Economic Instruments for Environmental Regulation*. In D. Helm (eds.) . *Economic Policy Towards the Environment*, 1991, 86. B. A. Ackerman 和 R. B. Stewart 甚至将命令型减排手段等同于计划经济模式。参见 B. A. Ackerman, R. B. Stewart, *Reforming Environmental Law*. *Stan. L. Rev.*, 1985, (1), P1 333.

者加以比较<sup>①</sup>。在多数经济学家看来，总额限定的排放交易制度既能满足减排目标，又使排放实体履行成本降到最低，实现减排成本的优化配置。与传统的命令型减排机制相比，在成本和效益上具有明显的优势。

首先，从减排的长效性来看，命令型减排机制难以向排放实体提供长效的减排激励。如在排放标准下，一旦排放实体达到该标准则无需进一步减排，因而减排激励的长效性不足<sup>[1]</sup>。但排放交易制度无论是在减排的数量和时间上均能促进排放实体持续减排。其一，排放实体减排数量越多，可用于交易获得收益的排放额就越多。其二，随着减排阶段的推进，减排要求越来越严格，排放额价格在市场上呈上涨趋势，促使排放实体在减排后期持续减排。

其次，从履约的灵活性来看，命令型减排机制下，排放许可、排放禁令或排放标准等对各排放实体一视同仁地实施，无论排放实体的减排成本有多高。排放交易制度则促使减排成本低的排放实体多减排，减排成本高的排放实体不减排或少减排<sup>[2]</sup>。在减排进度的安排上，排放实体也可选择初期减排，存储排放额供后期使用，在减排总额相同的情形下，排放交易制度可达到减排成本的优化配置。

从政治上的可接受性来看，总额限定的排放交易能兼容各利害关系人的利益，在立法上更容易被接受。从欧美政策制定过程来看，排放集中行业可通过政治游说，对政府施压，凭借“祖父原则”（Grandfathering）而被豁免参与减排，或即便参与减排，在减排初期排放额也由政府无偿分配<sup>[3]</sup>。灵活的履约方式使得排放实体更为亲睐该制度。对环保支持者而言，排放交易制度限定排放总额，减排要求随减排阶段逐步提高，亦满足其环境保护的要求。对于政府而言，排放交易的收益可补偿减排实体减排成本的支出，从而减少政府的减排财政支出<sup>[4]</sup>。

## 二、市场激励型排放机制优于命令型排放机制评价维度之检讨

市场激励型排放机制优于命令型减排机制似乎颇具说服力，但仔细分析其评价维度，可发现三点不足：一是评价维度未涵盖政治和外交因素对减排机制的影响，以及不同减排手段的不确定性；二是影响减排成效的特定社会背景、污染物<sup>②</sup>的种类、制度水平及技术水平等均被忽略；三是两种手段对排放主体环境意识的不同影响也未被考虑。

### （一）政治、外交因素对减排机制的影响，以及不同减排手段的不确定性

主张市场激励型减排机制的学者也承认影响一个国家减排政策的一些重要因素如政治和外交因素并未被纳入到减排政策的成本效益分析中<sup>[5]</sup>。以中国减排制度为例，中国在《京都议定书》下并不承担温室气体强制减排的责任，但近年来，欧美对中国均提出了建立“可报告、可预测、可核实”的减排制度的要求。欧盟 EU-ETS 根据第二阶段的安排，于 2012 年 1 月 1 日对所有经停欧盟国家的航班征收碳排放税。美国 2009 年《清洁能源安全法》规定到 2020 年，美国将对仍未制定温室气体减排制度的国家征收碳关税。该法案虽并未获得参议院的通过，但反映了美国的立场。中国温室气体减排的“外患”已超过其“内需”，促使中国在外交政策上承诺于 2020 年前单位 GDP 碳排放相比 2005 年减少 40%~45%，并在十二五规划确立开展碳交易试点工作。欧美日韩等国碳减排政策直接影响中国减排手段的选择，促使中国采用趋同的减排手段。

其二，各类减排手段的不确定性难以被成本效益分析所量化，因而往往被忽略。总额限定的排放交易机制的有效运作以排放实体准确预计排放市场的供求、排放额价格，从而比较减排成本和排放成本为前

<sup>①</sup> 有学者如 D. H. Cole 教授和 P. Z. Grossman 教授认为两者的适用条件不同，在特定的情势下并不具有可比性。参见 D. H. Cole, P. Z. Grossman. When is command-and-control efficient? Institutions, technology, and the comparative efficiency of alternative regulatory regimes for environmental protection, *Wis. L. Rev.*, 1999. D. M. Driesen 教授和 A. Sinden 教授认为两者的区别为经济学家所夸大，排放交易制度的总额限定表明了其仍是在命令型框架下适用的。D. M. Driesen, A. Sinden. The missing instrument: Dirty input limits, *Harv. Envtl. L. Rev.* 2009, 65. 我国学者陈若英等也认为排放交易制度的总额限定为命令型手段的体现。见陈若英：《感性与理性之间的选择——评《气候变化正义》和减排规制手段》，《政法论坛》2013 年第 2 期，第 127 页。笔者认为，命令型减排机制和市场激励型减排机制主要的区别在于，前者要求各排放实体均需减排，而后者则允许排放实体在减排和交易之间进行选择。总额限定的排放交易机制虽通过行政命令下达了排放总额，但该机制总体上是不强制排放实体均需减排的，因而仍属市场激励型减排手段。

<sup>②</sup> 当前，排放交易制度在治理水污染的实践中成效不佳，水污染防治更适于传统的命令型减排机制。

提,但实际上,排放市场的供求关系受到经济环境、能源价格、极端气候条件等多重因素影响,排放实体难以对此精确预测。相比而言,排放许可证、排放标准、排放禁令等比排放交易制度的确定性更强。

## (二) 排放交易制度的制定、执行和监控成本

经济学家评价命令型减排机制和排放交易机制的有效性时,主要是从排放实体履行成本的角度加以比较。从履约成本的分配和履约灵活性来看,排放交易制度的确更有效率,但市场激励型减排机制理论上的有效性并不等于实践中的有效性,必须考虑它所适用的法治和政治环境<sup>[6]</sup>。排放交易机制可能因为法治或政治的局限,欠缺相应的执行工具,或者管理和执行该市场手段的成本过于高昂以至于抵消了其节省的履约成本<sup>[7]</sup>。对此不少学者作了批判的分析。D. Cole、P. Grossman (1999)<sup>[7]</sup>、V. Kathuria (2006)<sup>[8]</sup>、A. Blackman (2009)<sup>[9]</sup>基于美国、马来西亚、波兰和哥伦比亚的实证分析证明,除了排放实体的履约成本,环境政策的执行和监控成本是评价环境治理手段有效性的重要相关因素,这点对于发展中国家而言尤为重要。对于排放交易制度管理经验不足的国家,其制度的初始成本较高,需要承受政府改变管理路径的制度成本,对交易市场的管理和监控也需要克服技术和体制的局限。但倘若相关的体制和技术局限得以满足,排放交易体系的管理成本和监控成本则会逐渐下降,最终将低于命令型减排机制<sup>[10](P250)</sup>。下文将以美国 20 世纪 70 年代二氧化硫减排机制的选择加以说明。

美国 1990 年《清洁空气法》建立了总额限定的二氧化硫排放交易机制,并在实践中被证明为有效,为此后美国州内和州际及欧盟碳排放交易市场提供了制度基础。但在 70 年代,美国的减排机制仍以命令型为主。依据 1970 年《清洁空气法》,环境保护署(EPA)规定了发电厂二氧化硫排放的强制性标准,但允许电厂安装脱硫设备,或使用低硫煤以达到该排放标准。基于脱硫设备的安装成本较高,多数电厂使用低硫煤。1977 年国会修订《清洁空气法》,要求全部发电厂均需安装脱硫设备,促使不少发电厂在安装脱硫设备后改用高硫煤,被当时支持排放交易机制的经济学家批评为立法倒退。但当时美国适用排放交易机制的条件尚不成熟。

首先,美国 1970 年《清洁空气法》是对 60 年代环境立法的延续,EPA 对该法的执行总体上沿用了 60 年代行政命令的管制模式,体现出对既往减排模式的路径依赖。排放交易机制在 70 年代为环境管制的新手段,排放实体是否自愿履行,能否取得减排成效,以及政府能否胜任管理和监督的职责等均不明确。EPA 不得不考虑,“破坏既往路径”的管制模式会否产生高昂的交易成本和巨大的风险<sup>[7]</sup>。并且,对于决策者而言,新制度在未被充分论证和评估之前,更容易遭受社会各利害关系主体的质疑和反对,沿用旧制度则较容易为选民所支持。

其二,70 年代美国环境监控的技术能力和人力资源并不具备监控排放实体实际排放的能力。1970 年全美只有 245 个大气监控系统,其中包括 86 个二氧化硫监控系统,82 个二氧化碳监控系统,43 个氧化氮监控系统,1 个臭氧监控系统<sup>[11]</sup>。这些监控设备采用的监控技术并不成熟,精确性和敏感性不能满足排放交易监控的要求。除大气监控外,排放来源的监控设备和监控设施更不理想,倘若实施排放交易机制,政府只能依赖排放实体的自行监控和汇报。此外,70 年代人力资本的不足亦是影响管制成本和手段的重要原因。美国国会下属“健康、教育和福利局”1970 年向国会提交的报告显示,美国仅有一半的州可在政府内部提供接近于 10 个与减排执法和监控有关的职位。如要实施排放交易机制,报告认为美国联邦和州政府相关人力资源在 3 年内应扩充 3 倍<sup>[11]</sup>。

70 年代限制排放交易机制运行的技术和人力不足问题在 90 年代获得较大程度的改善。80 年代 EPA 试点的旨在降低汽油中铅含量的市场交易机制<sup>①</sup>和新泽西州松林地保护市场交易机制<sup>②</sup>均取得不错的成效,监控和减排技术措施获得改善。这些因素保证了 1995 年“酸雨计划”——二氧化硫排放交易机制的成功运营。目前美国各电厂均已安装排放来源监控系统,该系统不仅可精确监控二氧化硫的排放,并可监控二氧化碳的排放,为美国东部碳排放交易市场(RGGI)的运作提供技术保障。

由美国二氧化硫减排机制的演进可见,基于政策制定的路径依赖和人力资源、技术局限等原因,排放

① 详细分析可见 R. W. Hahn, G. L. Hester. Marketable permits: Lessons for theory and practice. *Ecology L. Q.*, 1989, 361。

② 详细分析可见 J. T. B. Tripp, D. J. Dudek. Institutional guidelines for designing successful transferable rights programs. *Yale J. on Reg.* 1989, 369。

交易机制并非在任何社会和任何阶段均为优于命令型减排机制的减排手段。命令型减排机制的履约成本虽然较高，但其监控和执行成本相对较低，在多数社会条件下均为可行的减排机制。

### （三）排放交易制度的“道德挤出效应”

法律是最低程度的道德标准，不同类型的减排机制对排放行为的评价不同，对排放实体的道德影响也不同，也应将其纳入评价。排放交易机制假设排放实体为理性人，基于减排成本和收益的比较决定是否减排。但经济学忽略了当法律是公平和正当时，人们守法一个重要的原因是人们希望其行为是符合道德和法律的，并非完全基于其违法成本和守法收益的计算。在环境法领域，社会学家也证明了当保护环境成本可以承受时，人们乐于按照其环境意识行事<sup>[12]</sup>。市场排放交易机制下的减排奖励机制反而会降低人的内在动机，产生潜在的成本<sup>[13]</sup>。

B. Frey 认为碳排放交易机制和碳税对人们内在的减排动机产生了“道德挤出效应”，排放交易机制的道德挤出最为明显，碳税次之，因为碳税总体上仍认为排污行为不当<sup>[14]</sup>。但与之相反的是，命令型减排机制明确告知排放实体不得从事环境污染行为，这种信息告知倾向于强化行为人的环境道德意识<sup>[15]</sup>。Goeschl 和 Perino 有关碳税和排放标准的实证研究也验证了 Buerno 的理论，他们认为碳税产生了排挤企业内在动力的事实，而较为传统的管制手段——排放标准在这点上则是中立的<sup>[16]</sup>。实际上，考察排放交易制度和排放许可证、排放禁令、排放标准等各自产生的规范作用亦能说明这个问题。排放交易制度倾向于弱化环境法的指引、教育、评价和强制等规范作用，因为该制度仅指引和教育那些减排收益高于减排成本的排放实体减排，并将购买排放额进行超额排放的行为评价为合法正当。由此，排放实体的环境道德认知因其“已付费”并被认定为合法的事实而减损。但排放许可、排放标准和排放禁令则明确指引和教育排放实体减排，并对超额排放行为作出负面评价。

## 三、市场激励型排放机制之有效性分析：基于排放额超额分配的影响

综上所述，笼统认为市场激励型减排机制优于命令型减排机制是一种片面之论，它夸大了市场型减排机制的有效性。事实上，多数减排市场在其减排初期，为换取产业界的支持，基于“祖父原则”对排放额进行无偿分配，使其总额规定得过于宽松，从而普遍性地存在着排放额超额发放的问题，降低了排放交易机制的实效。

### （一）欧美各温室气体排放交易市场排放额超额分配的现象

1. 洛杉矶空气质量排放交易市场。洛杉矶空气质量排放交易市场为美国使用时间最长的排放交易体系。该减排体制由南海岸空气质量管理区设计和管理，旨在降低一氧化氮和二氧化氮的排放，于 1994 年实施。基于利益集团的游说，并担忧排放限额对经济增长形成制约，第一阶段的排放限额制定得非常宽松，远远超出该期间的排放需求，导致该期间减排效果出现“虚假繁荣”现象。1994 年，排放限额在减去实际排放后，仍有 37% 的剩余，而在此后 4 年里，排放限额也始终高于实际排放 15% 以上，过高的排放限额并没有对排放实体形成减排激励。1999 年经济增长导致新增排放增加，该年度实际排放接近排放限额，2000 年因加利福尼亚州电力短缺，排放需求首度超出限额，当年超额排放达到 19%<sup>[17]</sup>。2001 年南海岸空气质量管理区对该排放交易体系进行了检讨，认为该排放交易体系自 1994 年至 2001 年的运行期间，排放实体的实际排放并未逐步下降，反而逐年上升，其主要原因在于排放限额过高。于是南海岸空气质量管理区对该机制进行大幅修改，重新采用命令型减排手段，如强制性要求排放实体采用减排技术，禁止发电厂购买或销售排放额，要求其在 2003 年前必须安装最佳翻新控制技术，除发电厂以外的其他排放企业则必须提交减排计划和方案。该制度修改后，2004 年发电设施的氮氧化物排放大幅降低，相比 2000 年平均降幅达 90%。发电厂以外的排放企业也实现了 31% 的平均降幅<sup>[18]</sup>。在排放实体的减排和履约能力得到提高后，洛杉矶空气质量排放交易市场对发电厂重新开放，但保留了氮氧化物的排放比例在 2006—2011 年期间必须降低 20% 的强制性规定。

2. 美国二氧化硫排放交易市场。美国酸雨计划即二氧化硫排放交易市场一直被认为是最成功的减排体制，但其早期也存在严重的排放额超额分配现象。酸雨计划第一阶段为 1995 年到 1999 年，规定的排放

总额为 550 万吨,但基于排放实体可以通过安装脱硫设备,在 1995 年之前主动减排或采取提高能效的措施等换取额外的排放额,实际无偿分配的排放额为 870 万吨。过高的排放总额夸大了排放实体的减排效果。1995 年,排放实体实际排放低于排放限额的 39%,在此后 4 年里,实际排放均低于排放限额的 23% 以上<sup>[19]</sup>。并且,酸雨计划允许排放实体将多余的排放额进行跨阶段存储,导致其存储排放额从 1995 年的 344 万吨持续上升,到 1999 年达到顶峰,超过一千万吨<sup>[20]</sup>。2000 年开始的第二阶段制定了较为严格的减排限额后,存储排放额逐渐下降,减排机制产生激励作用。酸雨计划的成功不能忽略的是 70 年代美国的命令型减排机制如要求各电厂安装脱硫设备,规定二氧化硫排放标准的积极作用。

3. 美国东部地区温室气体减排倡议。美国东北部以及大西洋中部沿岸的康涅狄格州、特拉华州、缅因州、马里兰州、马萨诸塞州、新罕布什尔、新泽西州、罗德岛州、纽约州和佛蒙特州于 2003 年 4 月达成《东部地区温室气体倡议》(RGGI),于 2009 年 1 月正式启动。该项目要求 2005 年以后所有装机容量超过 25 兆瓦的发电设施到 2018 年时的碳排放在 2009 年的水平上减少 10%。根据其最初的设计,RGGI 市场 2009—2014 年期间排放限额维持在 1.88 亿吨,远远超出实际排放所需<sup>[21]</sup>。由于 RGGI 存储机制的影响,第一阶段剩余的排放额实际上扩充了第二阶段的排放限额。排放限额过高制约了 RGGI 市场的有效性,因而备受质疑。2012 年 2 月,RGGI 示范规则进行修改,其最重要的修改涉及两点,一是将 2014 年排放限额削减到 9 100 万吨。第二是对 2014 年前存储的排放额进行清理。RGGI 示范规则修改后,该机制的实效得以增强<sup>[22]</sup>。

4. 欧盟碳排放交易体制(EU-ETS)。欧盟碳排放交易体制于 2005 年 1 月 1 日实施,已成为全世界最大的减排市场。欧盟各成员国通过制定国家分配计划(National Allocation Plan, NAP)确定本国的排放限额,向欧盟中央管理处提交审核。第一阶段,各成员国为了保障本国经济发展,为本国预留足够的排放额与他国交易,提交的排放额均偏高。该阶段的排放限额为 17.296 亿公吨,但区域内其实际排放为 16.37 亿公吨。从国家角度来看,除了奥地利、爱尔兰实际排放额略微超过本国排放限额,其他国家全部为排放盈余<sup>①</sup>。从具体行业来看,排放额短缺的行业主要为发电、供热行业<sup>②</sup>,而钢铁、陶瓷、玻璃、造纸、冶炼等各行业均实现了排放额净盈余<sup>[23]</sup>。第二阶段,欧盟各成员国受金融危机影响,经济低迷,排放额的供给更是超过其需求。据世界银行的碳市场报告显示,2013 年至 2020 年欧洲碳排放的需求不足 14 亿吨,而可用的供给超过 16.2 亿吨<sup>[24]</sup>。

## (二) 排放额过度分配下的“市场失灵”现象

1. 抑制排放额交易价格。排放限额超出实际排放,必然降低排放权的稀缺性,抑制其价格。排放额的市场价格与减排的边际成本决定能否产生减排激励。排放额价格愈低,排放实体的减排动力则愈低,减排成效亦愈低。现存的排放交易体制排放额价格几乎均低于预期,其最直接的原因便是排放额的过度分配<sup>[25]</sup>。洛杉矶空气质量排放交易市场最初的两年,平均排放价格为 28 美元,但政策制定者原本预期排放价格应达到 577 美元。在此后的 3 年,1996 年到 1998 年,排放价格上涨到 277 美元,但对这个阶段排放额预计的价格为 9 151 美元<sup>[26]</sup>。酸雨计划的实际排放价格也远低于其预计价格,在立法通过时,当时预计第一阶段的排放价格为 290~410 美元,第二阶段为 580~815 美元,然而实际上,第一阶段一开始交易价格为 130~140 美元,1996 年初更是降到 67 美元<sup>[27](P195)</sup>。2005 年 EPA 制定的《清洁空气州际规则》规定 2010 年将制定更为严格的排放限额,当年排放价格上涨了两倍<sup>[28](P41)</sup>。EU-ETS 第一阶段,曾因为排放实体对排放市场供求情况不了解,国际市场能源价格上涨和极端天气的影响,排放额高于预期,但 2006 年 4 月末排放数据发布,排放市场供过于求,排放价格则迅速下降,到 2007 年 2 月,由于剩余排放额无法储存至第二阶段,排放额价格跌至 1 欧元以下。2008 年第二阶段排放额价格曾涨至 32 欧元的历史高位,随后便随着排放额的过度供给一直下跌,2013 年 4 月 17 日,在欧洲议会投票否决了缩减 9 亿份碳排放配额的提议后,欧盟碳交易市场碳排放权价格暴跌至每吨 2.63 欧元<sup>[24]</sup>。分析显示,欧盟排放额倘若低于 20

① 奥地利排放短缺也仅为 40 万公吨,爱尔兰排放短缺仅为 10 万公吨。参见 European Commission, IP/07/1869, dated December 7, 2007。

② 欧盟多个成员方均对供电和供热的企业排放额分配不足,其原因一方面是因为该行业排放额高,面临的减排任务最重,且这类行业可自行调节降低排放需求。如电厂在发电量需求高时,可以通过调度使用天然气发电。另一方面是这一期间,欧盟经历了 2005 年冬天的极寒天气和 2006 年夏天的干旱,使电力需求大增。

欧元，根本无法产生减排激励。

排放额价格在评价总额限定的排放交易体系中是个重要的指标。上述欧美减排机制排放额价格与其政策制定之初的预期价格差距较大，意味着这些减排市场初始阶段并未达到政策制定者所希冀达到的减排效果，并会促使排放实体放弃原本打算实施的减排措施。美国二氧化硫排放交易市场 1996 年排放额价格降至 67 美元时，原使用低硫煤的发电厂又转回使用高硫煤，并且一些打算安装脱硫设备的企业也推迟了安装计划。洛杉矶空气质量减排市场在 2000 年管理部门公布排放额交易价格前，曾有 9 个电厂打算安装脱氮结晶设备，但在公布后，其中两个电厂取消安装计划，剩余 7 个电厂也推迟了安装计划。

2. 排放额存储机制对排放限额的扩大。为了增强排放额的流通性，并促进排放实体早期减排，不少排放交易市场如酸雨计划、EU-ETS、RGGI 等均采纳了排放额存储机制。排放额的存储机制被形容为早期减排的“加速器”<sup>[29](P84)</sup>，其原理是减排要求随着减排进程的推进逐渐严格，价格呈上涨趋势。存储机制可促使减排实体早期减排，将排放额存储后期使用或出售，从而产生“加速”减排的效果。但排放额如供过于求，在减排初期的大量剩余，存储至后期会扩大后期的排放限额，使排放额过度分配的危害后果发生延续性效果。美国酸雨计划第一阶段排放额超额存储量一直呈增长局势，第二阶段的排放限额本身为 1 000 万吨，但加上第一阶段存储的排放额，第二阶段的实际排放限额实际为 1 600 万吨。超额的排放额存储增加了排放后期的限额，进一步抑制排放额价格在排放后期的上涨，使存储机制反而演变为减排降速器<sup>[30]</sup>。

### （三）欧盟、美国对市场激励型排放交易机制的矫正

由上文分析可见，多数排放交易市场在减排初期均存在超额分配现象，从而削弱了排放交易机制的实效。为达到减排实效，欧盟、美国在适用排放交易机制的同时，并未全然摒弃传统的命令型减排机制。分析发现，仅凭市场手段实现环境目标也极为罕见<sup>[31](P14-15)</sup>。以欧盟为例，尽管 EU-ETS 第一和第二阶段碳价低迷，并未产生持续的减排激励，但欧盟各成员国在此期间仍然实现了不俗的减排效果，这主要归功于其命令型减排机制的实效。第一，针对一些当前不适于交易体制的温室气体减排，欧盟制定了行业退出的强制性规定，如 99/31/EC 号指令规定欧盟成员方应逐步取消垃圾掩埋做法，以降低甲烷排放<sup>①</sup>。第二，针对依赖化石能源的工业，欧盟制定了能效利用标准。欧盟第 443/2009 号条例、第 510/2010 号条例分别对轿车、轻型商务用车的二氧化碳排放设定了标准，第 2010/31/EC 号指令要求成员国提高建筑业的能效标准，第 2009/33/EC 指令要求提高能源产品的节能要求。这些能效标准涉及交通、制造、建筑等各行业，实为传统命令型减排机制下排放标准的演变，通过减少化石能源的使用降低二氧化碳排放，并进而促进企业在 ETS 下的履约能力。第三，为普及减排技术和降低减排成本，促进更多的企业在 ETS 下减排，欧盟注重可再生能源开发技术和碳封存技术的发展，2007 年欧盟委员会发布了可再生能源路线图，制定了 2020 年欧盟能源供应中 20% 的能源来自于可再生能源的强制性目标，并对各成员国分解了该目标。

美国联邦法和州法亦制定了若干能效标准和排放标准来保障排放交易机制的实效。美国 2007 年通过的《能源独立与安全法》（*Energy Independency and Security Act*）要求 2020 年将美国汽车的平均油耗降低 40%，将生物燃料产量提高到现在的四倍，要求联邦政府和商业大厦将电灯泡的能效提高 70%。进而 EPA 和州政府对这些目标通过制定能效标准、排放标准等进行了落实。美国加利福尼亚州碳排放交易市场碳交易活跃，也得益于该州严格的排放标准和燃料利用标准的规定。2011 年 12 月，加州立法通过比联邦标准更严格的《低碳燃料标准》，根据该标准，到 2020 年，加州销售的汽车燃料，碳含量必须降低 10%，从而要求产油公司、炼油厂和燃油进口商必须采取相应的技术措施。此举获得东北部 11 州如肯尼迪、特拉华、马里兰等各州的认可，11 州州长签署备忘录，推动州内减排<sup>[32]</sup>。美国州际和州内排放交易市场下的减排实体主要为电厂，为提高其在排放交易机制下的履约能力，美国亦注重智能电网的建设，其 2011 年通过的《智能电网促进法》（*Smart Grid Advancement Act of 2011*）要求对智能电网产品进行成本效率的评估、在电气能源标签上添加智能电网属性、将智能电网装置纳入电气返利计划中等。

由欧盟和美国的经验可见，命令型减排机制减少了市场激励型减排机制的不确定性，提高排放主体在排放交易市场下的履约能力。这说明在既定的社会条件下，并不是只有一种最佳的环境政策，而存在着最

① 这主要是因为甲烷排放监控的不确定性较大，并且其排放量不如二氧化碳，排放量较小的温室气体使用排放交易，其制度成本较高。

佳的环境政策搭配, 市场激励性制度与传统命令型减排机制相结合, 可以发挥出环境政策的最大实效。

#### 四、结 语

基于上文的分析, 市场激励型排放机制在排放实体的履约成本方面的确相对于命令型排放机制更具优势, 然而该优势可能因为市场激励型排放机制较高的政策制定、执行和监控成本而被削弱。此外, 市场激励型排放机制在减排的确定性和对减排实体环境道德意识的影响方面也较命令型减排机制次之。因而, 市场激励型排放机制和命令型减排机制的优劣比较需综合评估特定国家在特定时期不同排放机制制定、执行、监控及履约成本、减排成效的确定性等因素。另外, 排放交易市场在减排初期因受产业游说、排放需求评估不当的原因, 普遍性地存在排放额过度分配问题, 为弥补排放额过度分配对减排动力的削弱, 亦有必要借助排放标准、能效标准等命令型减排制度予以补缺。因此, 市场激励型减排机制并不一定优于命令型减排机制, 两者亦非非此即彼的关系。

2010年中国十二五规划将建立全国范围内的碳交易制度作为该期间规划内容之一。为此, 国家发改委于2012年发布《温室气体自愿减排交易管理暂行办法》, 并出台了《温室气体自愿减排交易审定与核证指南》, 在北京、天津、上海、深圳、广东、湖北、重庆等省市进行碳交易试点, 为建立全国的碳交易体系积累经验。2012年底, 深圳经济特区出台了全国首个《碳排放管理若干规定》, 对区域内重点碳排放企业及其他重点碳排放单位的碳排放量实施管控。随后, 《上海市碳排放交易管理试行办法》、《北京环境交易所碳排放交易细则(试行)》、《北京市碳排放权交易试点配额核定方法(试行)》等相继颁布。中国首例碳排放交易于2012年7月产生, 上海零碳中心购买了龙源碳资产管理技术有限公司黑龙江桦南横岱山西风电项目2000吨自愿碳减排量<sup>[33]</sup>。

中国当前虽已在北京、上海、广东、深圳等各地建立碳排放权交易市场, 但碳交易制度实施的准备不足, 立法论证不够, 碳排放的实时监控技术不成熟, 碳排放交易市场在中国将面临较高的制度完善、监控和执行成本, 未必能发挥激励和促进排放实积极减排的效果。因此, 正如上文所述, 中国若要实现2020年二氧化碳排放总量在2005年的排放基准上减少40%~45%的目标, 绝不能摒弃传统的命令型减排机制, 仍需通过制定各行业排放标准、能效标准、强制淘汰高耗能技术和材料等协同方式保障减排效果。毕竟, 对于发展中国家而言, 没有一套全面和有效的命令型减排规制体系, 任何激励型减排规制手段都只能是纸上谈兵<sup>[34]</sup>。当前, 中国需要探索的是一种较佳的环境政策搭配, 将市场排放交易机制与传统的命令型减排机制结合起来, 以发挥温室气体减排的最大实效。

#### 参考文献

- [1] Stewart, R. B. Controlling environmental risks through economic incentives[J]. *Colum. J. Envtl. L.* Vol. 13, 1988, (1).
- [2] Spofford, W. O., Jr. *Efficiency Properties of Alternative Source Control Policies for Meeting Ambient Air Quality Standards: An Empirical Application to the Lower Delaware Valley*[R]. Resources for the Future Discussion Paper No. D-118, 1984.
- [3] Buchanan, J. M., G. Tullock. Polluters' profits and political response; Direct controls versus taxes[J]. *Am. Econ. Rev.*, Vol. 65, 1975, (1).
- [4] Tietenberg, T. H. Economic instruments for environmental regulation, in economic policy towards the environment[J]. *Oxford Rev. Econ. Pol'y* 17, Vol. 6, 1990.
- [5] Masur, J. S., E. A. Posner. Climate regulation and the limits of cost-benefit analysis[J]. *California Law Review*, Vol. 99, 2011, (6).
- [6] Roach, F. et al. Alternative air quality policy options in the four corners region[J]. *Sw. Rev.*, Vol. 29, 1981, (1).
- [7] Cole, D. H. & P. Z. Grossman. When is command-and-control efficient? Institutions, technology, and the comparative efficiency of alternative regulatory regimes for environmental protection[J]. *Wis. L. Rev.* 1999, (1).
- [8] Kathuria, V. Controlling water pollution in developing and transition countries—Lessons from three successful cases[J]. *J. ENVTL. MGMT.* Vol. 78, 2006.

- [9] Blackman, A. Colombia's discharge fee program: Incentives for polluters or regulators?[J]. *J. ENVTL. MGMT.* Vol. 90, 2009.
- [10] Ellerman, A. D. , et al. *Markets for Clean Air: The US Acid Rain Program* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.
- [11] Library of Congress, Environmental Policy Division. *A Legislative History of the Clean Air Act Amendments of 1970* [Z]. Washington: U. S. Gov. Print Office, 1974.
- [12] Kliemt, H. The veil of insignificance[J]. *European Journal of Political Economy*, Vol. 2, 1986.
- [13] Pittman, T. S. and Jack F. H. Social motivation[J]. *Annual Review of Psychology*, Vol. 38, 1987.
- [14] Frey, B. S. Morality and rationality in environmental policy[J]. *J. Consumer Pol'y*, 1999, (1).
- [15] Bruno, S. F. , A. Stutzer. *Environment Moral and Motivation* [R]. Working paper No. 288, 2006.
- [16] Goeschl, T. , G. Perino. *Instrument Choice and Motivation: Evidence from a Climate Change Experiment* [EB/OL]. [http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract\\_id=1658360](http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1658360), 2009-08-20.
- [17] Schwarze, R. , P. Zapfel. Sulfur allowance trading and the regional clean air incentives market: A comparative design analysis of two major cap-and-trade permit programs?[J]. *Envtl. & Res. Econ.* Vol. 17, 2000, (1).
- [18] McAllister, L. K. Beyond playing "banker": The role of the regulatory agency in emissions trading[J]. *Admin. L. Rev.* Vol. 59, 2007, (1).
- [19] EPA. *Acid Rain Program: Annual Progress Report (August 2001)* [R]. Acid Rain Program Report 2006.
- [20] EPA. *Progress Reports, 1999—2006, Acid Rain Program* [EB/OL]. <http://www.epa.gov/airmarkets/progress/progress-reports.html>, 2013-06-20.
- [21] Environment Northeast. *RGGI At One Year: An Evaluation of the Design and Implementation of the Regional Greenhouse Gas Initiative* [EB/OL]. [http://www.env-ne.org/public/resources/pdf/ENE\\_2009\\_RGGI\\_Evaluation\\_20100223\\_FINAL.pdf](http://www.env-ne.org/public/resources/pdf/ENE_2009_RGGI_Evaluation_20100223_FINAL.pdf), 2013-06-20.
- [22] Carbon, I. *RGGI Still Falls Short of Real Carbon Pricing* [EB/OL]. <http://ideacarbon.org/carbonnews/carbonnewsinternational/u-s-a/2013051515144.html>, 2013-06-20.
- [23] Ellerman, A. D. , P. L. Joskow. *The European Union's Emission Trading System in Perspective* [EB/OL]. <http://www.c2es.org/publications/european-union-emissions-trading-system>, 2013-05-20.
- [24] 孙琦子. 碳价触底, 过剩供给威胁欧洲碳市场 [EB/OL]. <http://finance.ifeng.com/news/hqej/20130531/8092525.shtml>, 2013-05-14.
- [25] Harrison, D. , Jr. , et al. Using emissions trading to combat climate change: Programs and key issues[J]. *ELR News & Analysis*, Vol. 38, 2008, (1).
- [26] Israel, D. Environmental participation in the U. S. sulfur allowance auctions[J]. *Env't. Resource Econ.* Vol. 38, 2007, (1).
- [27] Ellerman, A. D. From autarkic to market-based compliance: Learning from our mistakes[A]. In R. F. Kosobud (eds. ), *Emissions Trading: Environmental Policy's New Approach* [C]. Wiley, 2000.
- [28] Ellerman, A. D. , B. K. Buchner. The European Union emissions trading scheme: Origins, allocation, and early results [J]. *Rev. of Env'tl. Econ. & Pol'y*, 2007, (1).
- [29] Ellerman, A. D. , U. S. Experience with emissions trading: Lessons for CO<sub>2</sub> emissions trading[A]. In B. Hansjurgens (eds. ), *Emissions Trading for Climate Policy: U. S. and European Perspectives* [C]. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
- [30] McAllister, L. K. The overallocation problem in cap-and-trade: Moving toward stringency[J]. *Colum. J. Env'tl. L.* 2009, (1).
- [31] Gunningham, N. , P. Grabosky. *Smart Regulation: Designing Environmental Policy* [M]. Oxford: Clarendon Press, 1998.
- [32] 钱伯章. 美国加州立法通过低碳燃料标准 [EB/OL]. [http://www.in-en.com/article/html/energy\\_17031703941245656.html](http://www.in-en.com/article/html/energy_17031703941245656.html), 2011-12-31.
- [33] 张高青. 我国首例温室气体自愿减排交易在上海完成 [N]. *建筑时报*, 2012-07-12(2).
- [34] 陈若英. 感性与理性之间的选择——评《气候变化正义》和减排规制手段 [J]. *政法论坛*, 2013, (2).

(责任编辑 周振新)

## MAIN ABSTRACTS

### **Legislative Interpretation of the Concept of Eco-compensation: In the Background of the Draft of *Regulation on Eco-compensation*** WANG Jin

The primary issue of drafting *Regulation on Eco-compensation* is to make legislative interpretation of the concept of eco-compensation. By means of comparing relevant government documents, considering eco-compensation practices launched in various fields in China, and analyzing different interpretations of the concept of eco-compensation in academic field, this paper proposes that the definition of eco-compensation should contain the main contents of current mechanisms, such as eco-construction projects, eco-damage restoration investments, and subsidies and rewards given to protectors by financial transfer payments. Besides, the paper provides an explicit interpretation of the concept of eco-compensation, which should be defined by the draft of *Regulation on Eco-compensation*.

### **Is Market Incentive Mechanism More Effective than Command and Control Mechanism in Reducing the Greenhouse Gas Emissions?** WANG Yan

Emission trading rule as a market incentive mechanism is deemed by most western scholars as superior to the traditional command and control mechanism in dealing with the reduction of greenhouse gas. However, when comparing these two mechanisms, western scholars attach excessive importance to the compliance costs of the market incentive mechanism but neglect the cost of framing, enforcing and monitoring it. The impacts on individual environment ethics by different mechanisms are also overlooked. The empirical studies of various greenhouse gas emission trading markets in EU and US show that the over-allocation of emission allowance lowers the carbon price, and restrains the emitter's incentives of reduction, which is remedied by the command and control mechanism. It is necessary for China to establish a system which will incorporate the market incentive mechanism with the traditional command and control mechanism to reduce the greenhouse gas.

### **Dynamic Relationship between Urbanization and Carbon Emissions — Rethinking Based on the Panel Smooth Transition Regression Model** WU Li-chao, WU Li-min, LIN Jun-min

This paper uses panel data of 99 countries in the period of 2005—2012, with the newly developed Panel Smooth Transition Regression Model (PSTR) as the analysis tool, to study the mechanism transition effects of urbanization and carbon emissions. PSTR assumes that there exists a continuous smooth transition mechanism between urbanization and carbon dioxide emissions. Urbanization transfers from one mechanism to another bounded by the threshold value and the old and new mechanisms differ from each other. Empirical results prove that transition effects exist between urbanization and carbon dioxide emissions. The relationship between carbon dioxide emissions and the level of urbanization shows different