污染防治攻坚战中数量型环境规制优化

钟锦文,钟 昕

(江西师范大学 商学院,江西 南昌 330022)

摘 要: 2020年完成所有固定污染源排污许可证的核发,为优化数量型环境规制创造了条件。可是对比美国酸雨计划产生的巨大环境效应和高达1:30成本收益比的经济效应,中国数量型环境规制成效甚微。数量型环境规制按照等边际原则重新分配固定污染源的排污许可证数量,将实现总量控制下的费用最小化,给予固定污染源选择低成本减排路径的自由。可通过完善法律体系、健全市场机制、规范管理制度来优化中国数量型环境规制,具体路径为:提升排污交易法律位阶、分清环境监督管理职责、实行综合排污许可制度;科学设定总量控制目标、正确选择市场交易模式、合理分配初始排污权;明确准入标准和规范交易流程、完善监测系统和强化监督检查、严处违规排放和健全问责机制。

关键词: 数量型环境规制; 污染防治攻坚战; 酸雨计划; 环境监督

中图分类号: F064.2,F062.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-0202(2020)04-0076-13

一、不同环境规制比较

习近平总书记强调,"在'五位一体'总体布局中生态文明建设是其中一位,在新时代坚持和发展中国特色社会主义基本方略中坚持人与自然和谐共生是其中一条基本方略,在新发展理念中绿色是其中一大理念,在三大攻坚战中污染防治是其中一大攻坚战。"[1]那么,中国在推进生态文明建设、坚持人与自然和谐共生、坚持绿色发展理念、打好污染防治攻坚战时,应如何选择科学合理的环境规制呢?

环境规制主要有基于强制机制的"命令-控制型"(command-and-control,CAC)和基于市场机制的"经济激励型"(economic-incentive,EI)两类。CAC规制是运用法律和政策,要求污染源采取减排技术,通过标准化程序(监控、检查和罚款等)确保污染源完成减排;EI规制是政府确定总体目标和原则,然后留给污染源足够追求利润的空间,激励污染源采取成本有效的减排技术。

随着经济的发展,环境问题越来越复杂,CAC规制的诸多缺陷逐步暴露,越来越受到人们的诟病。首先,由于忽视了污染源之间减排成本的差异和区域之间减排效果的不同,统一标准(特别是统一技术标准)的CAC规制减排成本过高;其次,为使减排技术对于数以万计的污染源均具有可行性,政府需收集大量的信息来解决与减排技术相关的复杂的科学、工程和经济难题,大大增加了政府的信息收集成本;再次,尽管统一技术标准的CAC规制可以确保污染源采用现有的减排技术,但无法激励污染源开发和采用更加有效的减排措施;最后,鉴于规避规则所带来的潜在收益和遵守规则所带来的高昂成本,也许污染源选择违法排放比遵守规则更加有利。

与CAC规制相比,EI规制能够产生更好的环境效应和经济效益。首先,EI规制对污染源的约

收稿日期: 2020-02-29 **DOI:** 10.7671/j.issn.1672-0202.2020.04.008

基金项目: 国家自然科学基金项目(71463028)

作者简介: 钟锦文(1965—),男,江西南昌人,江西师范大学商学院教授,主要研究方向为环境规制、生态经济与低碳经济。E-mail:zjw650508@126.com

束更多源于内在,为污染源提供了选择的自由和弹性,使其可以用最低的成本达到环境标准,设计良好的 EI 规制可以实现达到社会预期减排目标和确保无数污染源自由选择的“双赢战略”;其次,EI 规制具有高效率、低成本的特点,可以为持续的环境改善提供动态激励,持续驱动技术创新[2],具有经济效率和技术革新的“双重优势”;再次,EI 规制减轻了政府在 CAC 规制模式下的信息收集成本,能以最低的社会成本实现减排目标;最后,从污染防治效果来看,EI 规制对各种类别的污染都具有显著的抑制作用,CAC 规制只对工业固体废弃物污染有抑制作用,非正式型环境规制只对工业废气污染有抑制作用[3]。

国外的污染防治实践已证明 EI 规制比 CAC 规制更为有效。然而,中国环境规制还带有计划经济的色彩,行政命令有余,市场手段不足[4],在环境治理中存在 CAC 规制运用过溢,EI 规制和自愿型环境规制使用不足等问题[5]。因此,更多采用 EI 规制是中国污染防治攻坚战的应有选项。

EI 规制又可分为价格型环境规制(即排污税,是事先确定排污单价而排污总量不确定)和数量型环境规制(即排污权交易,是事先确定排污总量,排污单价则随供求关系而变动)。随着中国《环境保护税法》于 2018 年 1 月 1 日起施行,价格型环境规制已正式实施,而数量型环境规制仍未在全国推广。数量型环境规制的有效实施需要其他环境制度的配合,其实施的前提是污染源须取得排污许可证。截至 2019 年 6 月底,全国排污许可证发放量近 5.1×10^4 张,预计 2019 年发证量将超 2×10^5 张,确保 2020 年底实现固定污染源排污许可证发放全覆盖[6]。由此可见,随着中国环境制度的完善,优化数量型环境规制的条件日臻成熟。

二、一个案例:酸雨计划

数量型环境规制将产生多大的环境和经济效应,助力中国污染防治攻坚战呢? 不妨解剖麻雀,分析历史上规模最大、影响最广、最成功的排污交易项目[7]:酸雨计划(Acid Rain Program,ARP)。

根据《清洁空气法》(Clean Air Act,CAA)1990 年修正案,美国环保署(Environmental Protection Agency,EPA)实施了 ARP。ARP 的总体目标是通过减少电力行业二氧化硫(SO_2)的排放,显著地改善环境和公众健康。为了以最低的社会成本实现该目标,EPA 创造性地提出了 SO_2 可交易排放许可证(transferable discharge permits,TDP)机制,采用以市场为基础的“限额 - 交易”(cap-and-trade,CAT)方式实现酸雨先导物质 SO_2 的减排,这标志着美国污染控制政策由传统的 CAC 向 EI 迈进。

ARP 具体减排目标是:自 1995 年起化石燃料发电企业分两阶段将 SO_2 排放量在 1980 年基础上削减 1×10^7 吨,2010 年排放量控制在 8.95×10^6 吨[8]。第一阶段(1995—1999 年),参加单位共计 445 家,包括美国中西部和东部 21 个州 110 多家燃煤发电企业的 263 个单位,以及 182 个补偿或替代单位。第二阶段(2000—2010 年),参加对象扩大到 2000 多家,包括现有产能超过 25 MW 的发电机组和所有新建发电企业。

ARP 中,为了保证环境质量逐步得到改善,EPA 首先设定每年 SO_2 排放总量上限,然后以排放许可证的形式将排放总量分配给区域内的固定污染源。排放许可证的初始分配方式有无偿分配、公开拍卖和标价出售 3 种,其中无偿分配是主要方式。同时,ARP 中特别授权 EPA 负责对大约 2.8% 的初始排放许可证公开拍卖,因为公开拍卖可以提供许可证的市场参考价,反映 SO_2 减排的社会平均成本,对进一步完善 ARP 有重要的指导意义。私人和环保组织也可参与公开拍卖。

许可证交易是 ARP 的核心环节。通过许可证交易重新分配固定污染源的 SO_2 减排责任,使减排成本低的固定污染源多承担减排任务,实现总量控制下的费用最小化。参加许可证交易的主体

有减排企业、环保主义者以及投资者,多种交易主体共同发挥作用,活跃了市场,使得许可证交易这一数量型环境规制更具生命力。

EPA 对固定污染源的排放许可证每年进行一次审核和调整,检查其账户中是否有足够的许可证用于 SO_2 排放。具体方法是 EPA 依据排放跟踪系统(Emissions Tracking System,ETS)、许可证跟踪系统(Allowance Tracking System,ATS)和年度调整系统(Annual Reconciliation System,ARS)3 个数据信息系统审核固定污染源当年子账户的许可证指标,然后减去当年应扣除数,检查其账户是否有余额。若有剩余则可转至其次年子账户或普通账户,若不足则实行惩罚。EPA 规定,ARP 中固定污染源每超标排放 1 吨罚款 2×10^3 美元①,且必须在下一年度从其 ATS 账户中扣除超标排放的许可证指标,同时,固定污染源还将受到 CAA 加强条款下的民事和刑事制裁。

ARP 中,数量型环境规制的实践将法律规定的普遍义务(排污限制)转化为固定污染源的具体义务(污染物减排),产生了巨大的环境效应和经济效应。如图 1 所示,ARP 有效激励固定污染源提前减排,对减少 SO_2 排放产生了积极影响。第一阶段中,参与减排的固定污染源每年 SO_2 实际排放量远低于许可证持有量,至 1999 年第一阶段结束时,SO_2 总排放量为 4.9×10^6 吨,比 1990 年的 8.7×10^6 吨减少 3.8×10^6 吨。提前减排减轻了固定污染源第二阶段的减排压力。在第二阶段,许多固定污染源使用第一阶段储存的排放配额,这虽然导致第二阶段的头六年实际排放量略高于许可证持有量,但实际排放量整体仍呈下降趋势,至 2009 年,所有固定污染源(包括第一阶段和第二阶段)的 SO_2 总排放量为 5.7×10^6 吨,不到 1980 年总排放量 1.73×10^7 吨的 1/3,比 1990 年的 1.57×10^7 吨下降了 1×10^7 吨。2016 年,在发电量保持稳定的同时,ARP 覆盖的固定污染源 SO_2 排放量已下降至 1.5×10^6 吨[9]。2000—2017 年,全美 SO_2 平均排放量下降了 79%,一氧化碳(CO)、氮氧化物(NO_X)、挥发性有机化合物(volatile organic compounds,VOC)、PM_2 的排放量得到了有效控制[10]。

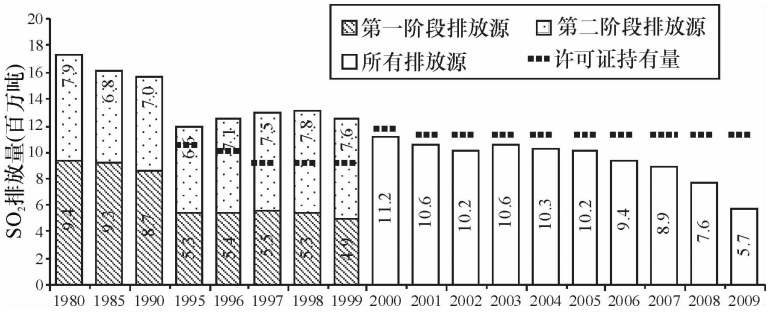


图 1 1980—2009 年 ARP 中 SO_2 排放量和许可证持有量

除了巨大的环境效应外,ARP 也带来了明显的经济效应。就政策成本而言,ARP 远低于 CAC 规制,甚至低于政策设计的预期成本。据 EPA 测算,1990—2010 年,ARP 为实现酸雨控制目标节省 1.26×10^{10}—1.8×10^{10} 美元。2011 年 3 月,在 EPA 发布的报告[11]中,对 CAA1990 年修正案 1990 年至 2020 年的实施成本和社会效益进行了对比分析。据估算(采用中间值),至 2020 年,美国实施 CAA1990 年修正案的成本将达 6.5×10^{10} 美元,但所取得的收益将达到 2×10^{12} 美元,成本收益比达到了惊人的 1∶30,即 1 美元的治理空气污染成本投入将获得 30 美元的收益,难怪报告最后总结道:美国做出了一笔明智的投资。

① 每年的罚款标准根据通货膨胀调整,如 1998 年每吨罚款 2581 美元。

三、数量型环境规制的机理

数量型环境规制,是根据区域环境质量目标要求,在满足环境容量的前提下,给予固定污染源一定数量的排污权,并允许这种排污权合法交易,从而控制污染物的排放数量不超过政府规定的最大允许排放数量。

正如上述 ARP 案例分析的那样,在数量型环境规制中,政府部门首先确定某一时间段内的区域环境质量目标,并依据该目标评估区域环境容量,从而计算出此时间段内某污染物最大允许排放量,然后将其分割成若干规定排放许可量,并将排放许可量以排放许可证的形式通过公开拍卖、定价销售或免费配送等方式分配给该区域的固定污染源。固定污染源分配到一定数量的排放许可证,每单位许可证允许持有者在特定的时间范围内排放一单位指定污染物,许可证可以交易,一般也可以储存(有的规定也可以借入)。固定污染源可以自主选择减少排放以达到排放限额要求或购买许可证以满足排放需求。对于高效率减排者,可以选择减少排放,并将节余的许可证储存以备将来扩大生产所需,或出售给低效率减排者以获取经济利益。其机理如图 2 所示。

假设存在两个拥有不同边际减排成本(Marginal Abatement Cost,MAC)的固定污染源 A 和 B,其当前排放量分别为 Q_1^0 和 Q_2^0,现根据政府规定的减排目标,按某一规则分配给它们当年的排放许可证数量分别为 Q_1 和 Q_2(这样,排放总量将由原来的 $Q_1^0+Q_2^0$ 下降到 Q_1+Q_2,能够实现减排目标),在没有排污权交易的情况下,它们必须将当年的排放量分别减少至 Q_1 和 Q_2,否则,将会受到严厉的处罚。从图 2 可知,此时固定污染源 A 和 B 的 MAC 分别为 C_1 和 C_2,且 $C_1<C_2$。如果存在排污权交易(许可证的均衡价格为 p,且 $C_1<p<C_2$),固定污染源 A 和 B 则会因 MAC 的不同而选择通过交易重新分配它们持有的排放许可证数量:固定污染源 A 将会增大减排幅度,直至排放量减少至 Q_1'为止(此时,固定污染源 A 的 MAC 为 C_1',且 $C_1'=p$),并将多余的许可证 $\triangle Q_1(=Q_1-Q_1')$出售获利;而固定污染源 B 则会减小减排幅度,只将排放量减少至 Q_2'(此时,固定污染源 B 的 MAC 为 C_2',且 $C_2'=p$),许可证缺口 $\triangle Q_2(=Q_2'-Q_2)$则从市场上购买,并因许可证购买费用小于减排成本而获利。因此,只要固定污染源之间的 MAC 不同,它们就能以介于两者 MAC 之间的价格 p 完成许可证交易而从中获利,交易的结果是使各固定污染源最终的 MAC 相等,且等于 p。

由此可见,数量型环境规制将按照等边际原则重新分配固定污染源的排放许可证数量,使减排成本低的固定污染源多承担减排责任,实现总量控制下的费用最小化。

同时,数量型环境规制对市场存在激励作用。假设固定污染源边际减排成本函数为 MAC,排放许可证的价格为 p 且保持不变,以上分析可知,固定污染源的最佳许可证持有量(即排放量)为 e_1,总减排成本为图 3 中面积 S_a+S_b。假设固定污染源将边际减排成本函数降为 MAC′,则此时的

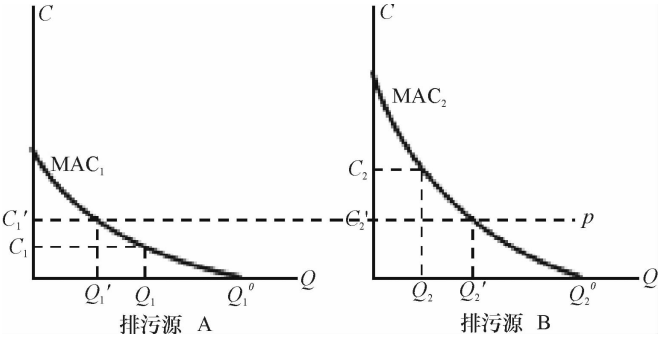


图 2　数量型环境规制的机理

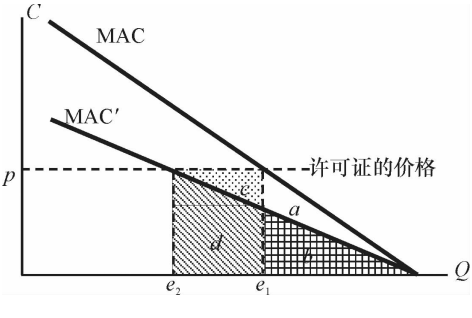


图 3　数量型环境规制的激励作用

最佳许可证持有量(即排放量)为 e_2,总减排成本为图 3 中面积 $S_b + S_d$。这样,固定污染源节省的许可证数量为 $e_1 - e_2$,其出售所得为 $p \times (e_1 - e_2) = S_c + S_d$。于是,固定污染源可减少成本为:

$$\triangle C = (S_a + S_b) - (S_b + S_d) + (S_c + S_d) = S_a + S_c$$

由此可见,数量型环境规制通过充分发挥市场的资源配置优势,权衡不同固定污染源减排成本的差异,给予了固定污染源选择低成本减排路径的自由。高效减排的经济利益能较好地激励固定污染源不断寻求更好的减排方法,使边际减排成本函数下降,减少排放。

四、中国的试点实践

中国开展数量型环境规制试点实践已有 30 多年,大致可分为三个发展阶段:

(一)探索试点阶段:1987—2006 年

中国数量型环境规制可追溯到 1987 年上海市闵行区开展的企业间水污染物排放指标的有偿转让,这也是中国首例排污权交易。此后,数量型环境规制作为实行总量控制的激励型规制,得到了环保部门的重视。1988 年 3 月 20 日,《水污染物排放许可证管理暂行办法》(国家环境保护局〔88〕环水字第 111 号)[①]的发布,标志着中国水环境管理进入了实行总量控制的阶段。1991 年 4 月,国家环保局在上海等 16 个城市开展了大气污染物排放许可证制度的试点。1993 年国家环保局开始探索大气排污交易,试点城市包括太原、贵阳、包头、柳州、平顶山和开远等十数个。1999 年 4 月,中美环保部门签署了中国利用市场机制减少 SO_2 排放的可行性研究合作意向书,并在江苏南通和辽宁本溪试点,开启了中国 SO_2 排污交易的序幕。2001 年 11 月,南通某大型化工有限公司与南通天生港发电有限公司进行了 1.8×10^3 吨的 SO_2 排污交易,此乃中国第一例 SO_2 排污交易。在本溪的试点中,出台了《本溪市大气污染物排放总量控制管理条例》,该条例明确了数量型环境规制是实现污染物排放总量控制制度的重要手段,规定了申报登记、许可证分配、排放监测和超额排放处罚等重要内容。2002 年 5 月,国家环保总局发布了《关于二氧化硫排放总量控制及排污交易政策实施示范工作安排的通知》(环办函〔2002〕188 号),并于 7 月召开上海、天津、江苏、山东、山西、河南和柳州等 7 省市"SO_2 排放总量控制及排污交易"试点会议,部署数量型环境规制试点工作的实施方案和具体步骤。2002 年,南京下关发电厂与江苏太仓港环保发电有限公司达成 SO_2 排污权异地交易:自 2003 年 7 月至 2005 年,南京下关发电厂每年出售 1.7×10^3 吨的 SO_2 排污权给江苏太仓港环保发电有限公司,成交价为 1 元/千克,2006 年后,交易价格根据市场行情确定,此次交易开中国排污权跨区域交易之先河。2003 年初,柳州化工集团公司与柳州木材厂签订了 2×10^2 吨 SO_2 排污交易合同,成交价为 4×10^2 元/吨。2004 年,经南通市环保局协调并审核确认,泰尔特公司出售剩余化学需氧量(Chemical Oxygen Demand,COD)排污指标给亚点毛巾厂,转让期限 3 年,交易价格为 10^3 元/吨。

这一阶段,中国许多区域进行了数量型环境规制的有益探索,也形成了在国内影响较大的案例,为数量型环境规制实施奠定了政策基础。污染治理模式开始从浓度控制向总量控制转变,从分散治理向集中治理转变,从末端治理向源头治理转变。但总体来看,探索试点力度相对较弱,主要是 SO_2 排污权和水污染物排放权交易的个案,数量型环境规制在环境治理中所起的作用非常有限。因为缺乏健全的市场机制、完善的法律制度和严格的监管措施,交易大多是政府环保部门"拉郎配",排污权有偿取得和交易市场并未真正形成。如前述南京下关发电厂与江苏太仓

① 2007 年 10 月 8 日,根据《国务院办公厅关于开展行政法规规章清理工作的通知》(国办发〔2007〕12 号),国家环境保护总局对《水污染物排放许可证管理暂行办法》予以废止。见国家环境保护总局令第 41 号。

港环保发电有限公司的案例,SO_2 排污权成交价仅为 1 元/千克,远不及南京下关发电厂 SO_2 减排成本 1.6 元/千克,显然,其出售 1 千克 SO_2 排污权要亏损 0.6 元,出售 1.7×10^3 吨 SO_2 排污权要亏损 1.02×10^6 元[12]。

(二)市场建设阶段:2007—2013 年

2007 年,国内首家排污权储备交易中心在浙江省嘉兴市挂牌成立,这标志着中国开启了数量型环境规制的市场建设进程,数量型环境规制将逐渐由场外交易或称柜台交易(over-the-counter,OTC)向场内交易或称交易所交易(transaction on exchange)转变。随着 2007 年国家发改委、环保部和财政部批复江苏、浙江、河北、湖北、河南、湖南、山西、陕西、内蒙古、天津、重庆等 11 个省(区、市)和青岛市开展排污权有偿使用和交易试点,以及其他大多省(区、市)自主开展排污权有偿使用和交易探索,2008 年 8、9 月间,北京环境交易所(8 月 5 日)、上海环境能源交易所(8 月 5 日)、天津排放权交易所(9 月 25 日)等国内三大环交所相继挂牌成立。之后,重庆、湖北、河北、陕西、山西、青海、贵州、深圳、广州、长沙等也挂牌成立了环境资源交易机构。据不完全统计,截至 2011 年 4 月全国已成立的环境资源交易机构已达 19 家[13]。截至 2013 年 5 月底,全国排污权有偿使用和交易金额达 3.095×10^9 元。其中,排污权有偿使用金额共计 2.038×10^9 元,有偿分配 SO_2、COD、NO_X、氨氮(NH_3-N)和总磷指标量分别为 3.512×10^5 吨、1.756×10^5 吨、6.29×10^4 吨、1.6×10^3 吨和 1×10^2 吨;排污权交易金额共计 1.057×10^9 元,交易数量 4671 笔,交易 SO_2、COD、NO_X、NH_3-N、总磷、烟尘和工业粉尘指标量分别为 4.72×10^5 吨、1.50×10^4 吨、7.7×10^3 吨、2×10^2 吨、1 吨、6×10^2 吨和 5×10^2 吨[14]。截至 2013 年底,排污权有偿使用和交易金额累计超过 3.5×10^9 元[15]。

这一阶段,数量型环境规制试点工作不再停留在单项交易实践上,各试点区域纷纷成立环境资源交易机构,并开始建章立制,搭起了数量型环境规制的四梁八柱,开启了数量型环境规制的市场建设。数量型环境规制由场外交易的“企业-企业”直接谈判模式逐渐向场内交易的“企业-交易所-企业”交易所模式转变。但从试点区域的实践看,各地数量型环境规制市场规模偏小,交易以一级市场企业有偿获得排污权为主,二级市场交易却不活跃。

(三)深化试点阶段:2014 年至今

2014 年 8 月 6 日,《关于进一步推进排污权有偿使用和交易试点工作的指导意见》(国办发〔2014〕38 号)的下发,标志着中国数量型环境规制进入深化试点阶段。中国现已有 28 个省(区、市)开展了排污交易试点工作,其中由生态环境部、国家发改委和财政部正式批复的省份 12 个,自行开展试点的省份 16 个[16];交易的污染因子除 SO_2、NO_X、COD 和 NH_3-N① 外,许多地区还结合当地污染特征的实际进行了扩展,如:佛山顺德区增加了 VOC,湖南增加了重金属,甘肃兰州和山西增加了烟尘和工业粉尘;大多省份选取水泥、钢铁、火电、印染、造纸等重点排污行业作为排污交易试点,浙江和重庆则扩展到全行业范围;重庆、浙江、河南和内蒙古等已将所有新增污染源、浙江还将现有污染源纳入排污权有偿使用范围。截至 2018 年 8 月,共征收一级市场排污权有偿使用费 1.177×10^{10} 元,二级市场交易金额共计 7.23×10^9 元[17]。

这一阶段,各试点省份进一步完善了交易平台建设,并在政策创新方面进行了有益的尝试。大多省份已开发了集指标申购、交易买卖、数据审核、信息发布和交易管理于一体的电子竞价和交易管理平台;内蒙古还完成了现场核查作业、水容量核算、储备综合管理、价格测算、电子竞拍和交易综合管理等多个配套交易平台的综合性管理系统的建设;浙江、江苏、河北、陕西和山西等开展

① “十二五”期间中国确定的污染物总量控制因子,废气为 SO_2 和 NO_X,废水为 COD 和 NH_3-N。

了刷卡管理。湖南创新治污资金下达模式,使用环保专项资金收储企业富余排污指标,实行“以购代补”、“以收代补”,将排污权有偿使用费用于污染防治;重庆、浙江、河北、湖南、陕西、山西和内蒙古等开展了排污权抵押贷款;湖北建立了网格化环境监督体系;重庆则建立了排污交易稽核制度;陕西和河南开展了总量控制指标前置和总量预算管理[17]。

虽有30多年的试点实践,但中国数量型环境规制呈现“试点地域多、成交数量少”的特点,二级市场交易极不活跃,成效甚微,没有达到预期的效果①,还不具备在全国推广的条件[16]。何以如此呢?

五、存在问题与优化路径

中国试点实践成效甚微的原因在于:数量型环境规制的法律体系、市场机制和管理制度等存在诸多亟待化解的问题。完善法律体系、健全市场机制和规范管理制度是优化中国数量型环境规制的有效路径。

(一)完善法律体系

完善的法律体系是实施数量型环境规制的根本保障,因此,优化中国数量型环境规制必须提升排污交易法律位阶、分清环境监督管理职责、实行综合排污许可制度。

1. 提升排污交易法律位阶

中国排污交易法律位阶偏低。从前面分析可知,美国ARP是根据CAA1990年修正案制定的。CAA1990年修正案明确了ARP的总体环境目标和具体减排目标及减排路径,对ARP的出台背景、控制目标、履约计划、配额分配、监测报告等进行了约定,并明确了配额的属性:配额可以转让,但不构成财产权,配额管理不能影响其他法律法规的制定与实施。然而,目前规范中国数量型环境规制的仅有部门规章和地方政府规章,还未上升到行政法规或普通法律的位阶。上位法的缺失,导致各地数量型环境规制试点的法律依据不足。另外,对于排污权的法律属性,目前学术界主要有用益物权、准物权、自然资源使用权和新财产权等四种观点。暂且不管学术界的争论,就数量型环境规制的有效实施而言,承认交易主体的环境容量资源使用权是前提,但中国现有法律尚未明确环境容量资源使用权的私有产权性质。

就法的形式效力而言,所有法律渊源都是相同的,并不存在差异;但是,不同渊源的法律规范却存在位阶等级。众所周知,中国法律位阶从高到低依次是:根本法律、基本法律、普通法律、行政法规、地方性法规、部门规章与地方政府规章六级②。目前,中国排污交易法律位阶处于最低的第六级。因此,应尽快出台专门规范中国数量型环境规制的法律或行政法规,弥补上位法的缺失,提升数量型环境规制的法律位阶,增强数量型环境规制的制度效力。这样,可以界定环境产权,规范排污权的分配与管理,使中国排污权从实然状态下的政策性权利转变成为应然状态下的法律性权利;可以厘清数量型环境规制与污染物排放总量控制制度及排污许可管理制度的关系,指导数量型环境规制的设计与后期的政策绩效评估;可以明确交易主体的权利与义务,完善数量型环境规制的管理制度,使数量型环境规制在污染防治攻坚战中发挥越来越大的作用。

---

① 2014年8月6日,《关于进一步推进排污权有偿使用和交易试点工作的指导意见》(国办发〔2014〕38号)明确指出“到2017年,试点地区排污权有偿使用和交易制度基本建立,试点工作基本完成。”然而,时至今日,数量型环境规制仍未在全国推广,没有达到“2017年试点工作基本完成”的预定目标。

② 根本法律,即宪法,其修改须经全国人大代表的三分之二以上多数通过;基本法律,包括民事基本法、刑事基本法、行政基本法和诉讼法等,其制定或系统修改须经全国人大代表过半数通过;普通法律,全国人大常委会制定和修改;行政法规,国务院制定;地方性法规,省级和较大的市级人大及其常委会制定;部门规章,国务院各部门制定;地方政府规章,省级和设区的市级人民政府制定。

2. 分清环境监督管理职责

中国环境监督管理职责模糊。《环境保护法》第十条规定:“国务院环境保护主管部门,对全国环境保护工作实施统一监督管理;县级以上地方人民政府环境保护主管部门,对本行政区域环境保护工作实施统一监督管理。”这使各级环保主管部门只在监管的地域范围上存在差异,而监管的具体内容基本相同,形成环境监管职责纵向同构。同时,中国行使环境监管职责的机构除各级人民政府和生态环境主管部门外,还有公安、监察、经济综合、工信、农业农村、住建、环卫、市场监管、能源、交通、铁路、机动车生产、海关、出入境检验检疫、海事、渔业、港务监督、水行政、流域管理、供水、排水等 20 余家,这就造成政府各部门之间环境监督管理权力分散、交叉重复,甚至冲突。

环境监督管理是各级政府及其主管部门干预社会经济事务的重要职责之一。维护公民的环境权益,各级政府责无旁贷。基本的环境质量是一种公共产品,是政府必须确保的公共服务[18]。政府应该成为良好生态环境的提供者和分配者,并运用法律、政策、宣教、经济和科技等手段,对影响环境资源的各种行为进行监督管理,防止环境违法事件的发生,处罚环境违法行为,以协调经济社会发展与生态环境保护、人与自然以及人与人之间的关系,达到改善生态环境、保障人民健康、促进经济发展的目的。然而,中国实行的“环保部门统一监管,相关部门各司其职”的环境监督管理体制,在实际运行中,容易导致“九龙治水”的局面。因此,按照立法先行的原则,应整合完善相关环境法律规范,在法律层面上,明确上收环境监察权、环境质量监测权,下放污染源监督性监测和监管等环境执法权,避免纵向上环境监督管理职责同构。同时,厘清各部门环境监督管理职责,由生态环境主管部门牵头,加强各部门的协调,实行联合监测、联合执法、交叉执法,形成合力。

3. 实行综合排污许可制度

中国排污许可管理制度分散。数量型环境规制的前提是固定污染源须获得排污许可证,故其能否成功取决于排污许可管理制度的有效实施及排污许可证的规范管理。然而,从立法层面看,中国排污许可管理制度呈碎片化状态。尽管中国《大气污染防治法》和《水污染防治法》等都明确规定实行重点污染物排放总量控制制度和排污许可管理制度,但这种按照大气、水、土壤、固体废物和环境噪声等的污染防治立法,使排污许可管理制度仅着眼于控制固定污染源向单一环境媒介排放某一类型污染物,而忽视了单纯降低某一类型污染物的排放可能导致的污染转移,以及污染物在不同环境媒介间发生的迁移和扩散。另外,2018 年 1 月 10 日出台的《排污许可管理办法(试行)》,也未明确排污许可与排污权及排污权交易的关系,这将影响数量型环境规制的制度设计、政策制定、执行实施和监督处罚等。

习近平总书记“山水林田湖草是生命共同体”的哲学思想告诉我们,生态系统具有整体性和相互关联性,这就要求我们要有系统化的环境管理理念和综合化的环境管理手段。从法律层面讲,目前中国污染防治分散立法的格局不利于系统化环境管理理念的形成,也掣肘着综合化环境管理手段的应用。因此,尽快出台专门规范中国排污许可管理的法律或行政法规①,保障中国综合排污许可制度的实施,使其真正成为中国环境管理的核心制度。同时,理顺排污许可管理制度与污染物排放总量控制制度、环境影响评价管理制度及“三同时”制度的关系。这样,可以协同控制各类污染物在不同环境媒介间的迁移和扩散,达到改善环境质量的终极目标;可以确保对固定污染源环境行为的全程覆盖,使其按照当地保障环境安全和改善环境质量的要求承担相应的污染治理责任,做到“一企一证”;可以提高环境管理行政效能,降低环境保护运营成本,为排污权交易提供真

① 2008 年 1 月 9 日,国家环境保护总局拟定了《排污许可证管理条例(征求意见稿)》(环办函〔2008〕16 号),后一直未见定稿。2018 年 11 月 5 日,生态环境部印发了《排污许可管理条例(草案征求意见稿)》,定稿仍未出台。

实可靠的污染物排放数据,保障数量型环境规制的有效运行。

(二)健全市场机制

健全的市场机制是提高数量型环境规制效率的内在要求,因此,优化中国数量型环境规制必须科学设定总量控制目标、正确选择市场交易模式、合理分配初始排污权。

1. 科学设定总量控制目标

中国数量型环境规制的总量控制目标设定不科学。中国重点污染物排放总量控制指标由国务院下达,省级人民政府分解落实。而对于试点区域根据当地污染特征扩展的污染因子排放总量控制目标,大多是在考虑区域经济发展需要的基础上,根据各固定污染源现在的排放量扣除减排意愿设定的,缺乏对区域环境容量的评估,没有考虑区域环境的承载能力。在总量指标分解时,从空间维度看,中国按行政区划层层分解的做法尽管效率高,但因污染物对环境的危害涉及面广,有时涉及多个行政区划(如水污染涉及整个流域),导致大多试点区域无法协调经济发展与总量控制指标的关系,难于形成共识,责任不清、主体不明、相互推诿。从时间维度看,大多试点区域总量指标分解不明确,数量型环境规制缺乏量化的减排目标以及实现减排目标的路径设计,致使固定污染源对未来"排污权"的稀缺程度难以预期,影响其参与数量型环境规制的决策。因为如果近期总量核定较多,则会影响固定污染源的减排行为,导致"排污权"的价格偏低;而总量核定过少,又会使短期减排义务超出固定污染源的承受能力,并导致"排污权"稀缺而价格奇高。

因为污染物排放总量控制的终极目的是改善环境质量,因此,环境管理的目标导向应从污染控制为核心向环境质量改善为核心转变。污染物排放总量控制,即政府依据所勘定的一定时期内环境容量,确定污染物排放总量,并将其逐层分解至环境单元(中国实践中大多以地、市、州为环境单元),各环境单元再以初始排污权的形式将其分配给固定污染源,以控制排污量不超过此总量。污染物排放总量控制的核心是控制一定时段内该区域固定污染源的排污总量,包括排放时间跨度、排放地域范围以及许可排放数量。因此,应从区域环境质量改善的要求出发,结合区域经济发展水平、资源禀赋差异、产业结构特点、地理气候条件、历史污染数据和污染物种类等因素,以最大环境容量为基础确定污染物排放总量控制目标。构建环境容量、总量目标、行业排污相结合的污染物总量控制指标体系。同时,在总量指标分解时,不应拘泥于行政区划,而应按照地理气候条件、流域水系分布等将联系紧密的区域作为污染物排放总量控制单元。

2. 正确选择市场交易模式

中国数量型环境规制的市场交易模式选择不恰当。数量型环境规制主要分信用交易(Credit Trading)和 CAT 两种模式。从中国相关法律法规和数量型环境规制试点实践看,中国采用的是基于总量控制的排污信用交易,与美国 ARP 采用的 CAT 有一定的差异,这也许是导致中国数量型环境规制二级市场极不活跃的重要原因。中国试点实践中,生态环境主管部门根据本区域的总量控制目标,核定固定污染源的年排污量上限,固定污染源允许出让的排污权是其年排污量上限与当年实际排污量的差额,即当年减少排污的"富余排污权",并且须向生态环境主管部门提出申请,经核准后,"富余排污权"方可交易①。对于固定污染源无偿取得的排污权出让,还必须上缴出让金②。

---

① 如国办发〔2014〕38 号第十条规定"试点地区要积极支持和指导排污单位通过淘汰落后和过剩产能、清洁生产、污染治理、技术改造升级等减少污染物排放,形成'富余排污权'参加市场交易"。

② 如《湖北省主要污染物排污权交易办法》(鄂政发〔2012〕64 号)第十条和《河北省主要污染物排放权交易管理办法(试行)》(冀政〔2010〕158 号)第二十二条均规定:"转让无偿取得的主要污染物排污/放权所得收益,应当按照转让方的隶属关系向同级财政缴纳主要污染物排污/放权出让金。"(笔者注:鄂政发〔2012〕64 号使用的是"排污权",而冀政〔2010〕158 号使用的是"排放权")

数量型环境规制的主体仅限于纳入本区域总量控制要求的固定污染源,无总量控制要求的固定污染源、环保主义者和投资者等不能参与交易。可见,排污信用交易机制政府行政干预多,可交易的排污权仅限于“富余排污权”,且交易主体单一,不利于市场的活跃,导致流动性差。

在排污信用交易下,固定污染源以政府核定的排污标准(法定排污标准)为基础,当实际排污量小于法定排污标准时便创造出信用(即“富余排污权”),并可将信用出售以弥补减排成本或储存以备未来所需;实际排污量大于法定排污标准的固定污染源则必须购买信用,用于抵消超排的份额,否则将受到严厉的处罚。在排污 CAT 下,政府预先设定某一区域内某种污染物的排放上限(即限额),同时公布一定时期内的减排计划,然后将排污配额分配给区域内的固定污染源;固定污染源只需在每年的指定时间交付与其实际排污量相当的排污配额,其他时段排污配额持有量不受限制,所以其所获排污配额均可交易,市场可交易的排污配额总量是一定的(即政府设定的排放限额)。可见,与排污信用交易模式只可交易“富余排污权”不同,排污 CAT 模式大大增加了可交易排污配额,从而增加了市场的流动性。因此,中国数量型环境规制应选择排污 CAT 模式,同时,尽量减少政府行政干预,允许环保主义者和投资者参与交易,这样可以丰富市场主体,增加市场资金,活跃市场交易,并且一定程度上弥补由于固定污染源减排成本趋同而导致交易动力不足的缺陷。

3. 合理分配初始排污权

中国数量型环境规制的初始排污权分配不公平。在初始排污权的分配方面,中国目前采用的方法主要有历史排放量法、等比例削减法和排放绩效法等(例如上海、山西、河北、长株潭三市等)。这些方法尽管可操作性强,但公平性都较差,难以激励固定污染源自主减排。历史排放量法就是以固定污染源的历史排放数据和自主申报为基准,根据区域污染物排放总量的要求适当调整来确定固定污染源的初始排污权。等比例削减法就是根据污染物目标控制总量和基准年排放总量确定一削减比例,然后以固定污染源基准年的排污量为基准按此削减比例计算初始排污权,此方法实际上是历史排放量法的变形。排放绩效法就是根据污染物目标控制总量与基准年总产值的比值计算平均排放绩效,然后用固定污染源基准年的产值与此平均排放绩效相乘,计算出初始排污权,此方法虽然考虑了固定污染源的排放绩效,但没有考虑行业间固有的排放绩效差异,行业间仍失公平。总之,中国试点实践中初始排污权分配的不公平,制约了数量型环境规制的有效实施。

明晰的权责是市场化激励约束机制有效发挥作用的前提,合理的初始排污权分配方法对数量型环境规制的活跃程度起决定性作用。完全竞争市场环境下,初始排污权的分配不影响污染治理效率[19]。不完全竞争市场中,在存在交易成本的前提下,初始分配对排污权的配置效率有着重要影响[20]。根据污染源历史排放量分配初始排污权,只能在封闭的市场中实现最优,在动态的市场中则无法实现最优[21]。因此,基于中国数量型环境规制市场发育不完善的现实,各环境单元按照分配的污染物排放总量控制指标,在引入产业竞争力指数的基础上,按产业进行初始排污权分配,同一产业同一标准,不同产业区别对待。因为产业结构不合理是导致环境改善与经济发展矛盾日益突出的主要原因,而优化产业布局、调整产业结构是解决这一矛盾的重要途径。按产业而不是以固定污染源历史排放数据为基准分配初始排污权,有利于落实区域产业政策,使政府鼓励发展的产业获得初始排污权的成本小于限制发展的产业,引导产业结构优化升级。

(三)规范管理制度

规范的管理制度是保证数量型环境规制高效运行的重要举措,因此,优化中国数量型环境规制必须明确准入标准和规范交易流程、完善监测系统和强化监督检查、严处违规排放和健全问责机制。

1. 明确准入标准和规范交易流程

中国数量型环境规制的准入标准不明确、交易流程不合理。中国试点实践中,数量型环境规制没有明确的准入标准,导致难于界定参与主体,缺乏参与交易的固定污染源清单;市场范围不是按照空气质量均等区或江河水流域确定,而是以行政区划(大多以地级市)为边界,导致数量型环境规制缺乏规模效益。数量型环境规制的审批涉及公共资源交易、生态环境和行政审批等多个部门,交易流程复杂,且各部门审批边界模糊、内容重叠,导致固定污染源重复申报。如石家庄市,固定污染源首先取得生态环境部门的市场准入审核意见,然后到公共资源交易部门签订合同、缴纳费用,再凭缴费凭证返回生态环境部门取得交易意见,最后持交易意见和缴费凭证到行政审批部门办理排污许可申请[22]。手续繁琐、流程返复、效率低下。

由于排污配额执行成本较高,众多小规模固定污染源参与市场交易,会增加交易成本,影响政策效果;而市场范围过窄,又不能形成规模效益。同时,交易流程设计是否合理也会影响市场交易效率。因此,按照成本效益原则设置数量型环境规制准入门槛,确定参与交易的固定污染源清单,避免小规模固定污染源纳入市场交易,并打破行政区划限制,按照空气质量均等区或江河水流域确定数量型环境规制市场范围,形成规模效益。同时,对交易市场进行流程重组,通过构建统一的交易平台系统,使各审批部门实现全流程线上管理,避免固定污染源重复申报,提高环境行政效率、降低环境行政成本;使交易平台系统与排污总量控制系统、排污许可证管理系统、排污监测系统、监督管理系统等相衔接,实现数据连通、信息共享;公开信息披露,使交易过程公开透明,接受社会公众监督,吸引环保组织和投资者参与交易、活跃市场,促进数量型环境规制有序发展。

2. 完善监测系统和强化监督检查

中国数量型环境规制的监测系统不完备、监督检查不规范。中国大多固定污染源排污监测系统建设不完备,对排污监测数据的监督检查也不规范,以致无法获取真实准确的排污数据。而准确的排污数据是实施数量型环境规制的基础和前提,排污数据的质量直接影响到数量型环境规制的有效运行。以嘉兴市为例,2002 年就与日本岛津公司开展合作,建设了大气、地表水的自动监测系统。但即便如此,嘉兴市也只能对污水排放中的 COD 做到准确监测,而对废气排放中的 SO_2 监测仍存缺陷[23]。组建国内首家排污权交易中心的嘉兴市,其数量型环境规制试点实践在全国应该是领先的,然而,其固定污染源排污监测系统都"仍存缺陷",中国其他地区固定污染源监测系统建设及排污监测数据的监督检查技术就更不容乐观。

排污监测是污染防治的重要基础,也是获取固定污染源排污数据的必要手段;排污监测的监督检查则是提升数据质量的重要保障。排污监测主要有政府部门的监督性监测和固定污染源的自行监测,两者共同构成了"政府为主导、企业为主体、社会组织和公众共同参与"的多元共治环境治理体系的重要内容。然而,与监督性监测相比,中国固定污染源自行监测基础薄弱。随着排污许可制度的实施,自行监测的比重将不断提升,对自行监测的监督检查也将不断强化。排污数据是实施数量型环境规制的基础,监测及其监督检查质量直接影响排污数据的准确性,进而影响数量型环境规制的运行。因此,应完善排污监测系统建设,实时监测固定污染源的排污情况,及时掌握其排污数据,核定其可交易指标。同时,强化排污监测系统的监督检查,增强固定污染源的主体责任,公开排污监测数据的信息披露,保证排污监测数据的真实可靠,为市场交易参与者决策提供参考,降低市场交易主体的搜寻成本,提高数量型环境规制的运行效率。

3. 严处违规排放和健全问责机制

中国数量型环境规制的违规处罚不严厉、问责机制不健全。中国对环境违法行为的处罚力度一度较轻,难以对污染源的违法行为形成威慑作用。问责机制的不力和监督管理的缺失导致污染

源“违法成本低,守法成本高”,没有动力采用先进的减排技术和设备减少污染物的排放,也没有动力从数量型环境规制二级市场购买排污权依“权”排放。这也是导致二级市场不活跃的一个重要因素。如 2016 年 2 月,江苏省高邮市环保局对光明化工厂进行现场检查时发现,其排放的废水 PH 值为 5.53,不符合 6 ~9 的标准值,于是依法处以罚款 603 元[24]。尽管这是个案,但由于地方政府没有从根本上改变片面追求经济发展的观念,致使对环境违法行为从轻处罚的现象仍较普遍。

实施严厉处罚和健全问责机制是防止违法行为发生的关键措施,环境治理也不例外。只有处罚力度大于固定污染源的减排成本或购买排污权的费用,固定污染源才会选择增加减排技术和设备的投入以减少污染物的排放,或通过排污交易购买排污权依“权”排污。只有健全问责机制,环境管理部门才会勤勉尽责、严格执法。因此,加大执法力度,严厉惩处出售虚假排污权、无证超证排污、监测装置安装不规范、拒报或谎报监测结果、排污数据造假等违法行为,增加固定污染源的环境违法成本,落实固定污染源的环境主体责任,使固定污染源不敢违规排污,确保环境规制的有效执行。同时,健全问责机制,强化环境管理部门的监管责任,明确环境执法事项、时间、频次等内容,明确监管执法不力主体的责任;加强数量型环境规制的后监管,跟踪记录和核实交易情况,维护数量型环境规制公平和秩序。

总之,数量型环境规制是中国生态文明建设的重要内容,是环境资源领域一项基础性的重大制度改革和机制创新。优化数量型环境规制将提升其环境效应和经济效应,使其成为中国污染防治攻坚战中最有效的环境规制。

参考文献:

[1]正楷. “四个一”背后的千年大计[N]. 人民日报海外版,2019 - 03 - 07(1).

[2]OECD. 环境管理中的经济手段[M]. 张世秋,李彬,译. 北京:中国环境科学出版社,1996:203 - 204.

[3]曾冰,郑建锋,邱志萍. 环境政策工具对改善环境质量的作用研究——基于 2001—2012 年中国省际面板数据的分析[J]. 上海经济研究,2016(5):39 - 46.

[4]张晓. 中国环境政策的总体评价[J]. 中国社会科学,1999(3):88 - 99.

[5]杨志军,耿旭,王若雪. 环境治理政策的工具偏好与路径优化——基于 43 个政策文本的内容分析[J]. 东北大学学报(社会科学版),2017(3):276 - 283.

[6]刘瑾. 全国共发放排污许可证近 5.1 万张[N]. 经济日报,2019 - 06 - 30(8).

[7]TIETENBERG T H. Economic instruments for environmental regulation[J]. Oxford Review of Economic Policy,1990(1): 17 - 33.

[8]ARIMURA T H. An empirical study of the SO_2 allowance market: effects of PUC regulations[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 2002 (2): 271 - 289.

[9]刘侃,杨礼荣. 排放权交易制度的国内外比较分析[J]. 中国机构改革与管理,2019(3):40 - 43.

[10]吴炎景,聂永有. 政府在排污权交易市场中的职能定位[J]. 秘书,2019(1):9 - 19.

[11]EPA. Benefits and costs of the Clean Air Act 1990—2020, the second prospective study[EB/OL]. (2011 - 04 - 25)[2020 - 02 - 02]. https://www.epa.gov/clean - air - act - overview/benefits - and - costs - clean - air - act - 1990 - 2020 - second - prospective - study.

[12]朱皓云,陈旭. 我国排污权交易企业参与现状与对策研究[J]. 中国软科学,2012(6):15 - 23.

[13]于杰,周伟铎,蒋金星. 排污权交易:理论引进与本土化实践[J]. 中国地质大学学报(社会科学版),2014(6):96 - 104.

[14]许艳玲,杨金田,蒋春来,等. 排污权有偿使用和交易的最新进展及问题剖析[J]. 环境保护,2014(Z1):52 - 54.

[15]涂正革,谌仁俊. 排污权交易机制在中国能否实现波特效应?[J]. 经济研究,2015(7):160 - 173.

[16]宗禾. 排污权有偿使用和交易试点初见成效[N]. 中国财经报,2019-01-26(3).
[17]生态环境部环境规划院. 环境经济政策年度报告2018[J]. 环境经济,2019(7):12-39.
[18]曹家新. 环境质量是政府须确保的公共服务[N]. 中国环境报,2012-01-03(2).
[19]MONTGOMERY W D. Markets in licenses and efficient pollution control programs[J]. Journal of Economics Theory, 1972 (3): 395-418.
[20]HAHN R W. Markets power and transferable property rights[J]. Quarterly Journal of Economics, 1984 (4): 753-765.
[21]MACKENZIE I A, HANLEY N, KORNIENKO T. The optimal initial allocation of pollution permits: a relative performance approach[J]. Environ Resource Econ, 2008 (3): 265-282.
[22]李雷,薛雅,孙鹏飞,等. 行政审批改革中排污权交易管理工作新思路[J]. 资源节约与环保,2018(11):148-150.
[23]赵子健,顾缵琪,顾海英. 中国排放权交易的机制选择与制约因素[J]. 上海交通大学学报(哲学社会科学版),2016(1):50-59.
[24]吴卫星. 我国超标排放污水行政罚款制度之检讨——从江苏高邮光明化工厂603元罚款事件切入[J]. 中国地质大学学报(社会科学版),2017(4):46-55.

Optimization of Quantitative Environmental Regulation in the Battle of Pollution Prevention and Control

ZHONG Jin-wen, ZHONG Xin
(*Business School*, *Jiangxi Normal University*, *Nanchang* 330022, *China*)

Abstract: In 2020, the issuance of emission permits for all fixed pollution sources will be completed, which will create conditions for optimizing quantitative environmental regulation. However, compared with the huge environmental effect and the economic effect of 1:30 cost-benefit ratio produced by the Acid Rain Program (ARP) in the U.S., China's quantitative environmental regulation has little effect. Quantitative environmental regulation will redistribute the number of emission permits of fixed pollution sources in accordance with the equal marginal principle, so as to minimize the cost under total amount control, and give fixed pollution sources the freedom to choose low-cost emission reduction path. We can optimize China's quantitative environmental regulation by improving the legal system, perfecting the market mechanism and standardizing the management system. The specific paths are: upgrading the legal rank of emission trading, clarifying the responsibility of environmental supervision and management, and implementing the comprehensive emission permit system; scientifically setting the total amount control target, correctly choosing the market trading mode, and reasonably allocating the initial emission right; and determining the access standards and standardizing the transaction processes, improving the monitoring systems and strengthening the supervision and inspection, strictly punishing illegal emissions and perfecting the accountability mechanisms.

Key Words: quantitative environmental regulation; the battle of pollution prevention and control; Acid Rain Program (ARP); environmental supervision