

流域越界污染规制： 对中国跨省水污染的实证研究

曾文慧*

摘要 本文借鉴 Wang 和 Wheeler 分析中国水污染收费制度的研究方法,构建“均衡污染”模型,采用 1994—2002 年中国各省的面板数据,考察跨行政区流域污染这一越界负外部性对各地区环境规制强度的影响。实证研究发现:工业化程度的提高未能显著改善环境污染状况,地理区位对各省环境规制强度影响显著。上游地区具有搭便车向下游转移污染的激励,一定程度上导致了流域水质的整体恶化。本文对中国流域污染的规制效率偏低问题提供了一个更完整的解释。

关键词 越界污染,均衡污染水平,地理区位

本文所要讨论的越界污染,是指一个地区 A 的环境受到另一地区 B 所实施的行为的直接影响。越界污染是一种物理外部性,物理外部性主要是指有害的烟尘或者受污染的水源等这样具有物理特性的外部性问题,不包括通过价格或收入等间接效应对 A 产生的影响。这里所说的“地区”,除了传统环境经济学所研究的国家以外,也包括一国境内具有一定自治权的省或者州县。近年来,跨行政区的流域水污染事件在我国时有发生,越界污染如何进行有效规制的问题值得深入探讨。

一、问题的提出

世界银行的诸多专家对 1993 年以前中国的排污收费制度进行了研究,并以此为基础陆续出版了一系列的研究成果(Wang and Wheeler, 1996, 2000, 2005; Afsah, Laplante and Wheeler, 1996; Dasgupta, Huq, Wheeler and Zhang, 1996; Dasgupta, Wang and Wheeler, 1997; Hua Wang, 2000)。这些研究的共同结论是,中国的环境规制主要以经济规制而非法律规制为主,政府为了惩罚环境违规行为而提高污染价格,对企业排污行为征收更高的排污费用。实证研究表明,尽管排污费制度存在许多看起来无效率的因素,但实

* 上海市地质调查研究院(上海市土地调查规划院)。通讯地址:上海市灵石路 930 号,200072;电话:(021) 56618239;E-mail: eva5352@sina.com。感谢匿名审稿人的意见,文中观点仅代表作者本人,文责自负。

际上对中国的污染削减是有帮助的。例如, Wang and Wheeler (1996) 发现, 水污染排放对有效征收税的价格弹性大约为 -1.0 , 他们得出结论, 认为征收制度对改善环境是有重要贡献的。他们还发现, 对污染的实际收费至少部分受到地方政府自身利益的推动。Dasgupta *et al.* (2001) 发现水污染的一些重要污染物的边际削减成本非常低, 这意味着低征收率就能够产生明显的控污效果。尽管中国拥有统一的执行标准, 但同时也赋予了地方政府在执行细则上一定的灵活性, 因而各省在环境收费上的严格程度具有相当的差距。各省的环境规制政策受到本地区所受到的污染损失和社区能力(例如社区的信息获得程度、教育水平和社区收入状况等)的影响(Afsah, Laplante and Wheeler, 1996; Hua Wang, 2000; Wang and Wheeler, 2005)。

在这一系列研究成果中, Wang 和 Wheeler 在 1996 年发表的“中国工业污染定价: 对收费制度的经济学分析”一文引起了我们的特别关注。该文采用省际面板数据, 对 1993 年以前中国各省的环境规制状况进行了分析, 其最大的特色是设计了一个均衡污染模型, 将各地区对超标污水的排污费或者说污染定价(该指标反映了政府环境规制的强度)视为各地区环境供给与环境需求共同决定的变量。Wang 和 Wheeler 的部分研究结论包括: (1) 1993 年以前省级环境规制在污染控制上具有显著作用; (2) 工业化进程将提高省级环境规制强度; (3) 大企业拥有污染削减的规模经济, 大企业产出份额增加将有助于降低所在地区的污染排放程度; (4) 国有企业产出份额对省级污染排放程度没有显著影响; (5) 工业部门结构对省级污染排放程度没有显著影响。

Wang 和 Wheeler 的这篇文章与世界银行其他关于中国环境规制问题的研究文章一样, 研究的是 1993 年以前中国的环境政策绩效, 而且其模型的一个潜在假定是: 本区域的污染是完全内部化的, 由本地区自行承担, 这并不是一个合理的假定。20 世纪 90 年代中国的环境污染问题由局部向整体扩散, 1994 年以来的地区分权改革所确立的地区利益可能导致本地经济发展产生的污染以越界外部性的方式转由其他地区承担, 因此对 1994 年以后的环境政策绩效的考察需要考虑越界污染对环境规制的影响。¹

因此, 我们需要考虑 Wang 和 Wheeler 的研究结论对 1994 年以后中国环境规制的适用性。从 1994 年中国水污染的发展趋势来看, 首先需要质疑的是工业化水平对各地区的环境规制强度的影响。如果工业化进程可以提高环境规制绩效, 至少我们可以期望 1994 年以来的水污染状况应该有减缓的迹象, 而不是水质的全面恶化。其次, 大企业、国有企业以及工业部门结构对省级环境绩效的影响在 1994 年财政分权改革后是否仍然保持原有的影响力度和影

¹ 2005 年 Wang 和 Wheeler 在美国《环境经济与管理》杂志上发表“中国污染征收体系中的经济激励与内生执行”一文, 采用抽样调查的 1993 年中国企业环境绩效数据分析污染收费制度与企业污染控制行为之间的关系, 环境规制中的省际区别亦未纳入其研究范围。

响方向？例如大企业虽然具有污染削减上的规模经济优势，也是地方政府的重要财政来源，地方政府有可能放松对企业的环境规制以获得更多的财政收益，尤其是污染跨界转移到其他行政辖区时，地方政府放松环境规制的激励更为明显。在这种情况下，对大企业是否有益于环境改善的问题并不能轻易下结论。国有企业则更多地受到中央环保部门的监控，面对更为严厉的污染处罚，可能会有更高的将污染外部性内部化的激励。

如果进一步考虑跨界污染问题，省级环境绩效的差异应与其所在的流域区位有关，但 Wang 和 Wheeler 的研究中没有涉及这个因素。为了更好地测度跨界污染的影响，我们将各省划分为上中下游省份²。由于经济和地理原因，对跨界污染的考察将不包括西藏、新疆、福建和海南四个省级区域，这四个省级区域的流域污染主要以省内污染为主。重庆与四川合并在一起计算。这样，横截面的样本为 26 个省市自治区，其上下游的划分如表 1 所示。

表 1 上下游省份列表

上游省份	甘肃	青海	宁夏	内蒙古	四川	贵州	云南	湖北	河南	安徽
中游省份	河北	山西	吉林	江西	山东	湖南	广西	陕西		
下游省份	北京	天津	辽宁	黑龙江	上海	江苏	浙江	广东		

为测量各地区环境规制强度，在参考以往研究经验的基础上，我们采用有效征收率（Pollution Levy Price of Water, PLW）作为测量指标，该指标是指各地区的环境规制部门对其所辖区域每单位超标污水所征收的排污费，也可以视为各地区对其水污染所制定的价格。囿于数据的可获得性，我们集中对省一级政府之间的环境规制强度进行比较。为此，我们对各省历年来的 PLW 值进行了计算。³

中国目前的环境规制制度没有明确界定各省的环境责任，因而各省很有可能借助流域水资源的流动性采取搭便车的方式向下游转移污染，由于中游地区受到上游来水的影响，在水资源禀赋上不如上游地区，需要通过加强对

² 这种划分是根据地理位置以及 2004 年中国环境年鉴关于各省在七大流域的工业企业数和工业废水规模作为标准的。对于属于一个流域区的省市，根据其在该流域区的工业企业数和废水排放量确定其所属的主要流域，再根据其在主要流域的具体地理位置确定该省市的上下游属性。如果某省属于两个或两个以上流域区，则视该省在流域区内的工业企业数和废水排放总量两大指标决定。如果在其中一个流域区内，该省的工业企业数占其工业企业总数的三分之一或废水排放量占其废水排放总量的三分之一以上，则根据该省在这个流域的具体地理位置确定其上下游属性；如果在数个流域都满足上述指标要求，则根据该省在这几个流域的具体地理位置确定其上下游属性。由于本文的研究认为各省市都有利用流域特性进行跨界污染的搭便车激励，因此，将上中游地理分界线所在省划分为上游，将中下游地理分界线所在省划分为中游，将中游省市与上游省市合并在一组，将属于某流域上游但属于另一流域下游的省市也合并入该组。例如，青海省既是长江的上游又是黄河的上游，但是 95% 以上的统计汇总的企业位于黄河流域，因此将青海划分为黄河的上游省份。安徽省在淮河和长江流域的企业数目和废水排放规模都很大，从地理上属于淮河的上中游和长江的下游，因此将其划入“上游组”。

³ 一共包括 29 个省级样本，由于经济和地理的原因，没有计算西藏的 PLW 值，为便于各年份之间的数值比较，1997 年成为直辖市的重庆的相关数据纳入四川省的相关数据合并计算。PLW 值均以 1990 年不变价计算。

本地区污染排放的规制力度来保证本区域的用水需求,因而中游省份的总体规制强度应高于上游省份的总体规制强度。但中游地区也有通过搭便车的方式向下游转移污染的激励,因此中游省份的环境规制行为更类似于上游省份的环境规制行为,其环境规制强度有着基本一致的变化趋势:总体上规制强度随着经济社会发展而逐年提高,但与下游地区相比较低。我们对各组省的一年 PLW 平均值的计算结果验证了这一点(参见图 1)。⁴

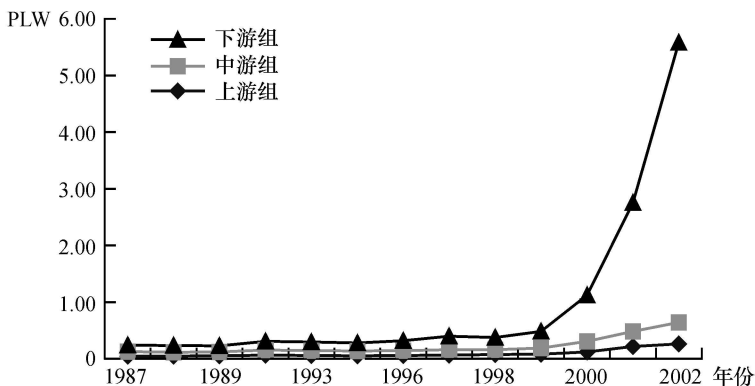


图 1 各组省 PLW 年均值趋势变化图

有研究表明,1994 年的分税制改革显著改善了财政分权对经济增长的影响,但是财政分权与经济增长之间的关系还存在着显著的地区差异,财政分权形式不利于缩小地区差距(张晏,2005)。这意味着地区之间的规制强度会随着财政分权和经济增长呈现出差距扩大的特点,1994 年以来,省一级的年 PLW 值标准差不断提高,在一定程度上证实了上述判断。实际上,即使在上游、中游、下游各组内部,从组间标准差来看,省与省之间在规制强度上的差异也是随着时间扩大的(参见图 2),这一趋势在 1999 年以后体现得非常明显,这意味着下游组在环境规制上已然显示出与上中游不同的行为取向,倾向于采取更严格的规制行为。

问题在于:处在流域上游的地区与处在流域下游的地区在其环境规制强度上的差别既然与各地区自身的经济发展水平有关,下游地区之所以体现出较高的环境规制强度的原因可能是由于其经济发展水平相对较高,有更多的资源或者更强的意识对污染行为进行规制。为此,我们需要就地理区位对省级环境规制行为的独立影响进行分析,并探讨影响各省水污染规制行为的内在因素,从而更好地从宏观视角把握越界污染、环境规制制度和宏观社会经济政策之间的关系。这正是本文所要重点讨论的内容。本研究的创新之处在于,在借鉴 Wang 和 Wheeler 分析思路的基础上,考虑 1994 年财政分权改革给环境规制带来的影响,引入水污染的越界外部性,对 1994 年以来省级环境

⁴ 1990 年、1991 年、1995 年统计数据无法获得。

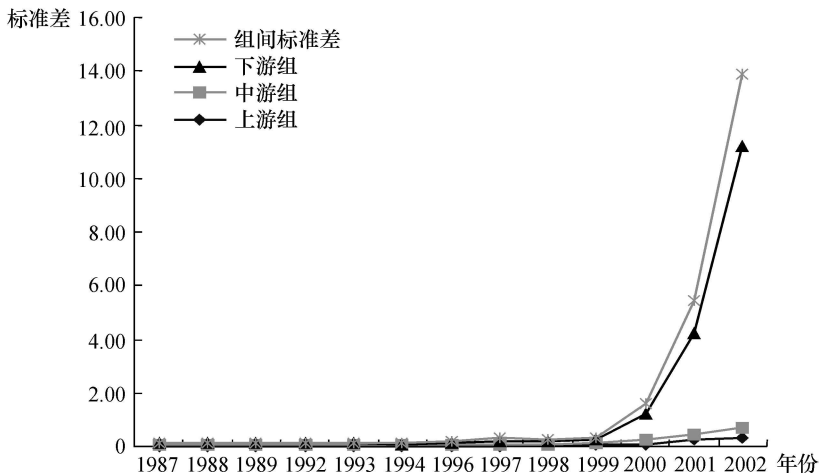


图 2 各组省年 PLW 标准差变化趋势图

规制绩效及其影响因素进行实证分析。

二、基于“均衡污染”的越界污染分析框架

(一) 建模的基本思路

根据环境经济学有关外部性的基本原理，决定环境容量有效利用（或者污染物有效排放）水平的两项关键因素是边际削污成本和边际损害成本。边际削污成本曲线 MAC 向右下方倾斜，表明削污成本随着排放水平的提高而减少；边际损害成本曲线 MEC 向右上方倾斜，表明损害成本随着排放水平的提高而增加。削污成本与损害成本之和是社会总成本（参见图 3）。理想的排污水平和削污水平是在 E 点，此点又称为有效的污染水平。此时边际治理成本等于边际损害成本，社会总成本最小。

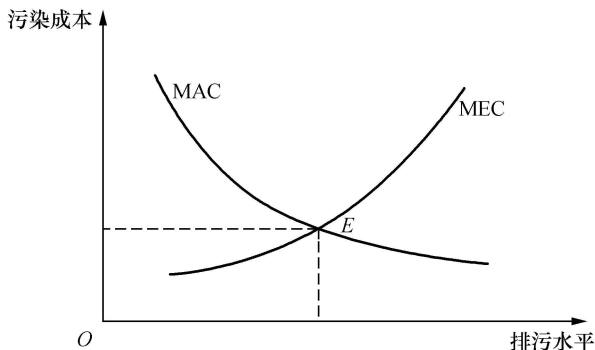


图 3 有效污染水平的决定

不同地区不同时期的污染价格和排污量是由该地区的环境需求 (Environment Demand, ED) 和环境供给 (Environment Supply, ES) 共同决定的。其中, ED 反映企业最小化污染削减成本 (即上文所说的 MAC), 描述企业在既定污染价格下的工业污染行为, ES 则反映边际社会损害 (MEC), 描述特定地区对边际环境损失的增加所需要的污染价格, 由于要考虑到有限信息、社区环境规制的执行能力等原因, 均衡污染并不必然等于黑板经济学中的最优污染。因此我们可以考虑通过构建环境供给和环境需求函数的方法, 对各地区排污定价和排污量的决定因素进行考察。

(二) 不考虑越界外部性的环境供给与需求函数

我们先不考虑越界污染对一个区域的环境供给与环境需求的影响, 初步构建环境需求函数和环境供给函数。

1. 环境需求函数 (ED)

依照我国现行环境规制制度, 不考虑标准以内的污染排放, 超标排污费的收费方法可以用下式表示:

$$L_{jkm} = \max[L_{jk1} \cdots L_{jkm} \cdots L_{jkn}], \quad (1)$$

其中 L_{jkm} 表示对 k 部门企业 j 第 m 种污染物所征收的超标排污费, 它等于对企业各种污染物可能征收的超标排污费中最大的那一项。

对污染物 i , 可能征收的超标排污费计算如下:

$$L_{jki} = \rho_{ki} \left[\frac{\eta_{jki} - \eta_{ki}^*}{\eta_{ki}^*} \right] W_j, \quad (2)$$

其中 ρ_{ki} 为 k 部门污染物 i 的国家征收率; η_{jki} 为 j 企业污染物 i 的排放集中度; η_{ki}^* 为 k 部门污染物 i 的法定排放集中度标准; W_j 为 j 企业的废水排放规模。

为简化起见, 假定以 COD 排放量⁵ 作为计费标准, 那么某省企业 j 所预期的总收费为:

$$L_j = \rho_e \left[\frac{\mu_j - \mu_s}{\mu_s} \right] W_j = \rho_e \left[\frac{\mu_j}{\mu_s} - 1 \right] W_j, \quad (3)$$

其中 L_j 为预期缴纳的排污收费; ρ_e 为预期征收率; μ_j 为污染物排放浓度 (例如每单位废水的 COD 排放量); μ_s 为污染物排放浓度标准。

根据对中国环境污染的相关计量分析成果 (Dasgupta, Huq, Wheeler and Zhang, 1996), 对单一污染物 (如 COD) 的企业削减成本可以用下式表示:

⁵ COD 为化学需氧量 (Chemical Oxygen Demand) 的英文缩写。

$$A_j = \gamma_0 W_j^{\gamma_1} \left\{ \left[\frac{\mu_j}{\mu_{0j}} \right]^{-\gamma_2} - 1 \right\}, \quad (4)$$

其中 $0 < \gamma_1 < 1$, $\gamma_2 > 0$, A_j 为总削减成本, μ_{0j} 为进流浓度 (influent concentration), μ_j 为出流浓度 (effluent concentration)。由于污水处理具有规模经济效应, 因此 $\gamma_1 < 1$ 。边际削减成本随着进流到出流污染物浓度的降低而增加。

综上, 与污染相关的总成本为

$$C_j = L_j + A_j = \rho_e \left[\frac{\mu_j}{\mu_s} - 1 \right] W_j + \gamma_0 W_j^{\gamma_1} \left\{ \left[\frac{\mu_j}{\mu_{0j}} \right]^{-\gamma_2} - 1 \right\}. \quad (5)$$

选择相应的污染物排放浓度 μ_j 使成本最小化, 即 $\frac{\partial C_j}{\partial \mu_j} = 0$ 。因此, 对位于地区 r 的企业 j 而言, 最优的排放浓度满足如下等式:

$$\mu_{jr} = (\gamma_0 \gamma_2)^{\frac{1}{\gamma_2+1}} W_{jr}^{\frac{\gamma_1-1}{\gamma_2+1}} \mu_{0jr}^{\frac{\gamma_2}{\gamma_2+1}} \mu_{sjr}^{\frac{\gamma_1}{\gamma_2+1}} \rho_{\sigma}^{-\frac{1}{\gamma_2+1}}. \quad (6)$$

令 $\omega_j = \frac{W_j}{Q_j}$, $\eta_j = \frac{P_j}{Q_j}$, 其中 ω_j 为企业产生的废水污染密度, P_j 为污染规模, Q_j 为企业产出, η_j 为企业每单位产出的污染量。(6) 式进而可以改写为⁶

$$\eta_{jr} = (\gamma_0 \gamma_2)^{\frac{1}{\gamma_2+1}} \omega_{jr}^{\frac{\gamma_2+\gamma_1}{\gamma_2+1}} Q_{jr}^{\frac{\gamma_1-1}{\gamma_2+1}} \mu_{0jr}^{\frac{\gamma_2}{\gamma_2+1}} \mu_{sjr}^{\frac{1}{\gamma_2+1}} \rho_{\sigma}^{-\frac{1}{\gamma_2+1}}. \quad (7)$$

(7) 式为地区 r 特定企业的环境需求函数。污染密度随着产出 Q 的增加而降低 ($0 < \gamma_1 < 1$), 随着废水污染密度、进流浓度和污染物排放浓度标准的提高而增加, 随着预期污染收费的增加而降低。

2. 环境供给函数 (ES)

假定污染在区域完全内部化, 那么区域 r 的污染损失可以通过与污染相关的本区域人口健康损失来加以测算, (8) 式表明, 污染导致的总损失 (D) 等于人口 (N) 乘以人均预期损失 (ι), ι 在边际上随着环境污染暴露程度 (c) 的提高而上升 ($\theta_1 > 1$), c 是总的污染排放量 (P) 的函数。设 T_r 为区域 r 的总面积, 则单位面积污染 (P/T) 可以作为比较区域间污染排放的标准化指标。随着污染排放量的增加, 环境风险随之增加 ($\phi_1 > 1$), 因环境风险所导致的健康损失随每单位面积污染量的上升而高比例增加 ($\omega_1 > 1$)。环境损失的货币化评估 (V) 则与人均收入 (Y) 正相关 ($\omega_2 > 0$)。即

$$D_r = \iota_r \cdot N_r, \\ \iota_r = \theta_0 c_r^{\theta_1},$$

⁶ 按照定义, 有 $\mu_j = P_j/W_j$, 把 ω_j 和 η_j 的表达式代入 (6) 式即可得 (7) 式。

$$c_r = \phi_0 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\phi_1},$$

$$D_r = \omega_0 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\omega_1} N_r. \quad (8)$$

其中, $\omega_0 = \theta_0 \phi_0^{\beta_1}$, $\omega_1 = \theta_1 \phi_1$,

$$V_r = D_r Y_r^{\omega_2} = \omega_0 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\omega_1} N_r Y_r^{\omega_2}. \quad (9)$$

给定总损失函数, 该区域污染的价格可以由社会边际损失表达, 即地区 r 的环境供给函数表示为

$$\rho_{er} = \frac{\partial V_r}{\partial P_r} = \omega_0 \omega_1 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\omega_1 - 1} \left(\frac{N_r}{T_r} \right) Y_r^{\omega_2}. \quad (10)$$

(三) 考虑越界污染的环境供给与需求函数

考虑到越界污染问题, 必须对环境供给与需求函数加以修正。

1. 环境需求函数 (ED)

假定地方规制部门不考虑区域自身利益而进行污染控制, 可以对企业搭便车的行为进行惩罚, 那么企业不能够将搭便车可能导致的成本节约计算入自身污染的成本节约当中, 则企业的环境需求函数依然保持 (7) 式的形式不变。但很明显, 这并不符合现实情况, 企业越界污染的那部分并不会受到本地环境部门的规制, 同时又难以被下游区域所规制, 因此, 越界污染 P_e 将带给企业增加污染的激励, 用 P_e^γ ($\gamma > 0$) 表示, 因此环境需求函数 ED 可以表示为

$$\eta_{jr} = (\gamma_0 \gamma_2)^{\frac{1}{\gamma_2 + 1}} \omega_{jr}^{\frac{\gamma_2 + \gamma_1}{\gamma_2 + 1}} Q_{jr}^{\frac{\gamma_1 - 1}{\gamma_2 + 1}} \mu_{0jr}^{\frac{\gamma_2}{\gamma_2 + 1}} \mu_{sjr}^{\frac{1}{\gamma_2 + 1}} \rho_{er}^{-\frac{1}{\gamma_2 + 1}} P_e^\gamma. \quad (11)$$

2. 环境供给函数 (ES)

环境供给函数中如果考虑到越界污染因素, 则本区域所产生的污染所造成的损失并不完全由本地区人口来承担, 而是通过一定程度的外溢将污染转移, 由其他地区的人口来承担。这时用 (8) 式评估特定地区的污染损失将是偏高的。考虑到越界外部性, 我们用 $\phi_1 - \delta$ 来表示污染排放量的增加带给特定区域人口的环境风险, 其中 δ 表示污染的外溢效应。这时环境污染暴露程度 (c) 与单位面积污染量 (P/T) 是正相关的, 但在边际上并不一定随着单位面积污染量的上升而高比例上升, 也就是说 ω_1 大于 0 但不一定大于 1。如果 $\omega_1 < 1$, 那么我们可以推断, 越界污染将大大降低该地区的环境损失。在存在越界污染的条件下, (8) 式可以改为如下形式:

$$D_r = \iota_r \cdot N_r,$$

$$\begin{aligned}
 c_r &= \theta_0 c_r^{\theta_1}, \\
 c_r &= \phi_0 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\phi_1 - \delta}, \\
 D_r &= \omega_0 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\omega_1} N_r.
 \end{aligned} \tag{12}$$

其中, $\omega_0 = \theta_0 \phi_0^{\theta_1}$, $\omega_1 = (\phi_1 - \delta)\theta_1$ 。

除了环境损失和跨界外部性问题以外, 环境供给函数还需要考虑到规制政策的内生性问题, 一般而言, 环境规制强度反映了特定区域内利益群体的信息和谈判能力, 有研究表明 (Dasgupta *et al.*, 1998), 社区对污染的认识程度与教育水平有关, 教育反映了特定地区居民要求环境规制的社会压力程度。此外, 对工业化水平对环境规制强度的影响必须加以审慎考察, 在低工业化阶段, 工业带动的经济发展所带来的收入增长效应比较明显, 政府更倾向于采用缓和的环境规制政策。综上所述, 环境供给函数可以改写为

$$\rho_{er} = \frac{\partial V_r}{\partial P_r} = \omega_0 \omega_1 \left(\frac{P_r}{T_r} \right)^{\omega_1 - 1} \left(\frac{N_r}{T_r} \right) Y_r^{\omega_2} E_r^{\omega_3} I_r^{\omega_4}. \tag{13}$$

其中 E_r 为教育水平, I_r 为工业化程度。

三、数据来源与计量方法

为进行实证分析, 笔者通过《中国环境年鉴》、《中国统计年鉴》、《中国工业经济年鉴》和《中国人口统计年鉴》构建省级面板数据, 受数据可获得性的限制, 本文所考察的具体年份包括 1994、1997、1999、2000、2002。实证分析中所采用的变量及变量定义见表 2。

表 2 实证分析中采用的变量及其定义

变量名称	变量定义
因变量	
PLW	有效征收率(超标废水排污费收入总额/未达标的工业废水排放量)
CODI	COD 工业排放强度(工业废水中 COD 排放量/工业总产出)
CODD	COD 污染密度(工业废水中 COD 排放量/省土地面积)
自变量	
	环境供给等式
POPD	省人口密度
PCC	人均收入(由人均消费水平表示)
EDU	教育水平(大专以上人口占该省 6 岁及 6 岁以上人口的比重)
IND	工业化水平(工业产出占该省总产出的比重)

(续表)

变量名称	变量定义
自变量	环境需求等式
STATE	国有企业产出占省工业产出的比重
LARGE	大企业产出占省工业产出的比重
COAL	煤炭采选业产出占省工业产出的比重
FERRMIN	黑色金属采选业产出占省工业产出的比重
FOODPRO	食品加工业产出占省工业产出的比重
FOODMUF	食品制造业产出占省工业产出的比重
BEVERAGE	饮料制造业产出占省工业产出的比重
TEXTILE	纺织业产出占省工业产出的比重
PAPER	造纸业产出占省工业产出的比重
CHEMICAL	化学原料及化学制品制造业产出占省工业产出的比重
FERMETAL	黑色金属加工业产出占省工业产出的比重
POWER	电力行业产出占省工业产出的比重

本文考察省级环境规制问题,整个省的工业企业构成了环境需求的主体。污染价格的指标采取前文讨论过的有效征收率(PLW)指标,即各省对每单位超标废水排放的收费,排污量的指标则为各省工业废水中COD排放量。考虑到模型特征,我们用另外两个指标来表示排污量,一是COD污染密度(简称Codd),即各省每单位土地面积COD平均排放量;二是COD工业排放强度(简称Codi),即各省单位工业产出所排放的COD数量。⁷总体而言,CODI具有逐年下降的趋势,但是各省之间的差距极为明显。

参照Wang和Wheeler的研究经验,我们用各工业部门的产出比例来控制废水污染密度、进流浓度和污染物排放浓度标准的联合影响。部门产出的影响取决于:环境规制政策是否就不同部门的废水污染密度、进流浓度和削减成本进行调整。如果对废水污染密度高和进流浓度高的高削污成本的企业制定相应较低的环境收费标准,那么环境政策的调整是比较到位的,部门份额对环境需求应该没有独立的影响。

越界污染激励 P_i^2 则是通过引入大企业和国有企业的产出比例来考察的。Wang和Wheeler指出,大企业由于具有污染削减的规模经济,在其他条件相同的情况下,相应会降低环境需求,但是考虑到大企业是地方政府极为重要的财政源泉,企业搭便车将污染排放至下游所受到的惩罚力度较小,大企业具有增加排污的激励。综合上述两种可能性,大企业产出份额对省级污染量

⁷ 笔者采用工业增加值作为工业总产出的测量指标,这主要是因为工业增加值指标反映企业生产活动的最终成果,体现了工业产出的效率,而工业总产值指标则反映工业生产的规模,《中国环境年鉴》2004年起已改用工业增加值测量各地区主要工业污染物排放强度。计量分析表明,用工业总产值指标所得到的统计结果与用工业增加值指标所得到的统计结果是较为一致的。

的影响不一定是负向的，也有可能是正向的，即大企业产出份额的增加将提高省级污染量。对国有企业而言，由于受到中央更为严格的监控，跨越省界考虑整个流域的环境问题而承担污染责任的可能性较集体企业或私人企业而言较大，将污染外部性内部化的程度相对较高一些，因此有降低排污的激励⁸，对省级污染量的影响有可能是负向的。

综上所述，环境需求函数（ED）的经验估计方程如下：

$$\begin{aligned} \text{LogCODI}_r = & a_0 + \sum_{k=1}^N a_{1k} S_{kr} + a_L \text{LARGE}_r + a_S \text{STATE}_r \\ & + a_p \log \text{PLW}_r + \varepsilon_r, \end{aligned} \quad (14)$$

先验估计： $a_L > 0$ ， $a_S < 0$ ， $a_p < 0$ ，其中 CODI_r 为 COD 工业排放强度； S_{kr} 为工业部门 k 的工业产出份额； LARGE_r 为大企业的工业产出份额； STATE_r 为国有企业的产出份额； PLW_r 为有效征收率。

我们接下来再分析环境供给函数。污染所造成的社会损失由该地区的人均收入来衡量，越高的人均收入意味着污染造成的健康损失越高，从而提高本地区对污染的定价。教育水平越高，意味着人们对环境质量的认识水平和自觉意识越高，这将促进政府提高对污染的定价。此外，我们还要考虑工业化水平对环境供给的影响。传统工业化模式建立在对能源和资源大量消耗的基础上，对生态环境的破坏性很大。各地区的环境规制强度受到潜在的经济压力影响，尤其是各区域面对发展本地区经济和增加本级政府财政收入的激励，为了在“让利竞争”中获得优势，有可能在环境规制上“竞争到底”，对工业发展带来的污染负效应放松规制。我国目前的工业发展仍然是以粗放型的经济增长方式特点⁹，投资率高，污染严重，各地区政府若采取严格的环境规制政策将面对财政和投资上的负面影响，在存在越界污染的可能性下，环境规制政策相对会比较缓和。综上所述，环境供给（ES）的经验估计方程如下：

$$\begin{aligned} \text{LogPLW}_r - \text{LogPOPD}_r = & \text{Log}(\omega_0 \omega_1) + (\omega_1 - 1) \text{LogCODD}_r + \omega_2 \text{LogPCC}_r \\ & + \omega_3 \text{LogEdu}_r + \omega_4 \text{LogIND}_r + V_r, \end{aligned} \quad (15)$$

先验估计： $\omega_1 < 1$ ， $\omega_2 > 0$ ， $\omega_3 > 0$ ， $\omega_4 < 0$ 。

其中 PLW_r 为有效征收率； POPD_r 为省级人口密度； CODD_r 为 COD 污染密度； PCC_r 为省级人均收入； EDU_r 为省级教育水平； IND_r 为省级工业化

⁸ 参见 Wang, Y., and Y. Jin, Industrial Ownership and Environmental Performance: Evidence from China, Worldbank Working Paper No. 2936, 2002, from www.worldbank.org/nipr/newappr.htm.

⁹ 2003 年，在我国消耗的各类国内和进口资源约为 50 亿吨，原油、原煤、铁矿石、钢材、氧化铝和水泥的消耗量分别占世界总量的 7.4%、31%、30%、27%、25% 和 40%，但创造的 GDP 相当于世界的 4%。我国主要产品单位产量的能耗、水耗和矿产资源消耗大大高于国际先进水平。

水平。

PLW 和 CODI (或 CODD) 同时由 ES 与 ED 联合决定。¹⁰ 环境需求方程 (14) 和环境供给方程 (15) 的误差项可能包括了与内生解释变量相关的遗漏变量, 为避免联立性偏误问题, 我们采用两阶段最小二乘法 (TSLS) 进行上述面板数据联立方程的估计。由于样本仅包括 26 个省市自治区, 不是大总体的随机抽样, 所以我们选择固定效应模型进行估计。

在固定效应模型当中, 虽然不能把时间上不变的变量本身纳入模型, 但是可以将这些变量与随时间变化的变量 (如年虚拟变量) 交互起来分析¹¹。在对跨界污染的研究中, 让我们感兴趣的问题是各省的上下游位置是否会影响到各省的环境规制行为, 可以考虑在固定效应模型中加入上下游位置与年虚拟变量的交互作用项, 考察位于下游的省份与位于上游的省份在污染定价上的区别是怎么随着时间而变化的。

年虚拟变量为 D97、D99、D00、D02, 1994 年为基年。交互项为年虚拟变量与上下游虚拟值的乘积。为简化计算, 我们将省份分为上游组和下游组, 中游组也并入上游组进行考察。我们将上下游设为虚拟变量 Stream, 属于上游这个大组的省份对应的虚拟值为 0, 属于下游组的省份对应的虚拟值为 1, 由于下游更有规制污染的积极性, 因此相对于上游而言, 下游省份更有可能提高对污染的有效征收率, 所以我们先验估计 Stream 与年虚拟变量的交互作用项的系数为正。

四、实证结果

(一) 环境需求方程 (ED) 的计量结果

环境需求方程回归结果总体上拟合得较好 (参见表 3)。计量结果表明, 工业部门对污染收费是敏感的, PLW 的弹性为 -0.327 左右, 具有统计显著性。由于在 1994—2002 年研究期的污染收费有很大的变动, 这意味着污染收费在降低污染密度上是有作用的。大企业产出份额的系数具有我们先验估计的符号, 但其系数较小, 而且不具有统计显著性。但是回归结果至少表明, 与 Wang 和 Wheeler 的研究结果不同, 1994 年以来大企业产出份额的增加并没有显著改善所在地区的污染状况。国有企业产出份额的系数没有支持我们的先验估计, 而且不具有统计显著性, 这证实了 Wang 和 Wheeler 关于国有企业对省级污染程度没有显著影响的结论。可能存在其他影响企业环境需求

¹⁰ PLW 为污染定价, 工业废水中 COD 排放量为污染数量。CODI 和 CODD 为根据理论模型设计的变量指标, 实际上都是以 COD 排放量为基础的因变量。

¹¹ 参见 Wooldridge, J., *Introductory Econometrics: A Modern Approach* (中译本), 中国人民大学出版社 2003 年版, 第 450 页。

的因素，例如国有企业的产出效率有可能相对较低，或者有更强的抵制规制的能力，从而抵消了其对跨界污染进行内部化的效果。关于不同性质企业的污染行为与环境规制两者之间关系的研究显然还有进一步拓展的潜力，不过这一主题已经超出了本论文所讨论的范围。

回归结果拒绝了所有工业部门参数为 0 的联合假设，这意味着工业部门构成对均衡污染密度存在显著影响，一个合理的解释是各省的环境规制强度没有针对不同部门的污染密度和削污成本进行适当的调整。

表 3 环境需求方程回归结果
(因变量: LOG(CODI))

自变量	参数估计值
COAL	-0.050 (-2.507)**
FERRMIN	-0.579 (-0.756)
FOODPRO	0.068 (1.778)*
FOODMUF	-0.176 (-2.085)**
BEVERAGE	0.286 (2.262)**
TEXTILE	0.045 (0.893)
PAPER	0.108 (0.630)
CHEMICAL	-0.076 (-1.240)
FERMETAL	0.010 (0.410)
POWER	-0.036 (-1.376)
LARGE	0.013 (1.417)
STATE	0.004 (0.335)
LOG(PLW)	-0.327 (-4.674)***
判定系数 R^2	0.867
Adj. R^2	0.866
样本观察值	130

注: (1) * 表示在 10% 的水平上显著; ** 表示在 5% 的水平上显著; *** 表示在 1% 的水平上显著。
(2) 括号中的数字为 t 统计值。

(二) 环境供给方程 (ES) 计量结果

表 4 给出了环境供给方程的固定效应计量结果。为避免联立性偏误问题，

我们按照 TSLS 的实施步骤,用工具变量法计算 CODI 的拟合值,再建构 CODD 的数值进行环境供给方程的估计。为与理论模型相一致,人口密度的系数值被设为 1。我们给出了五个环境供给方程,回归结果总体上拟合得较好。方程 1 同时考察了收入水平(PCC)和工业化程度(IND)的影响,但是为了避免这两个密切相关的变量可能带来的共线性问题,方程 2 和方程 3 分别将收入和工业化水平两个变量纳入模型进行估计,方程 4 和方程 5 则是在方程 2 和方程 3 的基础上引入了地理区位因素,即省份的地理位置这一虚拟变量与年虚拟变量的交互项。

首先,计量结果表明 PLW 对污染密度(CODD)的弹性大于 0 但小于 1($\omega_1 - 1$) 在 -0.799 到 -0.993 之间),这说明污染的严重程度会显著提高各地区以污染定价为特征的环境规制强度,但是越界污染将降低各地区环境规制强度的提高幅度。其次,我们用变量 IND 来考察工业化程度对环境规制强度的影响,计量结果表明,该变量具有先验估计的负向影响,而且具有统计显著性。看来 1994—2002 年期间工业化进程并没有促进各地区加强对环境的规制强度,而是出现了“竞争到底”的规制弱化现象。收入水平(PCC)和教育程度(EDU)的影响符合我们的先验估计,地区收入水平和教育程度越高,所采取的环境规制强度就越高。

我们更关注地理区位对环境规制强度的影响。上下游虚拟变量与年虚拟变量的交互作用项的估计值由负转正,基本符合我们的先验估计,而且这些正值均具有统计显著性。估计值有逐年扩大的趋势,这表明地理区位会影响到各地区环境规制强度的选择,与上游地区相比,下游地区的环境规制强度随着时间的推移逐步提高,在一定程度上证实了我们之前的推测。

表 4 环境供给方程回归结果
(因变量:LOG(PLW))

自变量	方程 1	方程 2	方程 3	方程 4	方程 5
Log(CODD)	-0.945 (-9.076)***	-0.919 (-9.191)***	-0.993 (-10.169)***	-0.934 (-9.460)***	-0.799 (-7.543)***
Log(POPD)	1	1	1	1	1
Log(PCC)	1.790 (7.537)**	1.757 (7.905)***		1.385 (6.912)***	
Log(IND)	0.404 (0.729)		-1.734 (-4.920)***		-0.990 (-1.922)*
Log(EDU)	0.300 (2.618)**	0.285 (2.489)**	0.997 (18.065)***	0.354 (3.765)***	0.804 (12.410)***
D97 * STREAM				-0.429 (-4.594)***	-0.250 (-2.719)***
D99 * STREAM				-0.106 (-1.062)	-0.010 (-0.090)
D00 * STREAM				0.173 (1.670)*	0.409 (3.877)***

(续表)

自变量	方程 1	方程 2	方程 3	方程 4	方程 5
D02 * STREAM				0.535 (4.684)***	1.047 (9.786)***
判定系数 R^2	0.884	0.883	0.830	0.907	0.886
Adj. R^2	0.850	0.850	0.783	0.876	0.849
样本观察值	130	130	130	130	130

注：(1) * 表示在 10% 的水平上显著；** 表示在 5% 的水平上显著；*** 表示在 1% 的水平上显著。
(2) 括号中的数字为 t 统计值。

五、主要结论及引申

对 1994—2002 年省级环境规制的实证分析结果部分验证了 Wang 和 Wheeler 对 1993 年以前中国省级环境规制的研究结论，即以污染定价为特征的省级环境规制能够显著地控制污染，国有企业对省级污染程度没有显著影响以及收入水平和教育程度对地方环境规制强度有着正向影响。但是，本文的研究更多地是否认了 Wang 和 Wheeler 的研究结论对 1994 年财政分权改革之后的这段时期的适用性。本文的研究表明：

(1) 工业化进程都没有起到改善该地区污染程度的作用，相反，我国的工业化仍然没有改变对环境具有负面影响的传统工业化模式，这种工业化进程与地区发展经济的偏好相结合，导致环境规制执行力度下降。

(2) 大企业虽然有削减污染的规模经济，同时也面对地方保护主义和越界污染转移成本所带来的激励，大企业产出份额的增加没有显著降低所在地区污染排放的作用。

(3) 工业部门结构对省级污染密度具有显著影响，各省没有针对不同工业部门的污染密度和削污成本调整其环境规制强度。这意味着省级环境规制没有因产业不同的环境性质实施区别对待的规制政策，规制效率是比较低的。

(4) 地理区位对各省的环境规制强度有着极为显著的影响，研究表明，较上游地区而言，下游地区更倾向于提高对水污染的规制强度。上游地区具有搭便车向下游转移污染的激励，下游地区不得不提高其对水污染的规制强度。在对环境规制制度的考察中不能忽视流域越界污染带来的规制障碍。

从实证结果可以看出，排污费对控制污染是有显著作用的。首先，目前我国的排污费收费标准过低，而且采用的是单一污染物超标排污费，而不是经济学意义上的庇古税，如果能够对污染定价体系加以调整，那么污染削减可能会更为有效。其次，提高国民的收入水平和教育程度有助于增强社区能力，从而提高环境规制的执行力度。此外，从我国人均 GDP 和产业结构等指标来看，我国已经进入工业化中期阶段。加速工业化进程面临选择工业化发展模式的问题。传统的工业化道路以环境恶化为代价，这种发展模式导致进

行经济竞争的各地区纷纷不加区别地引进各种产业项目, 放松环境规制, 这无疑是与可持续发展背道而驰的。内涵式扩大再生产的新兴工业化的发展有助于各地区采取更为积极的环境规制政策, 国家需要大力倡导。

地理区位是影响企业的排污决策和各地区环境规制强度的重要因素。地方政府加强对水污染规制的努力意味着增加对水质这一具有外溢性特征的公共物品的供给。在没有相应激励的情况下, 地方政府倾向于搭便车越界转移污染, 减少对这一公共物品的供给, 流域河道成为了转移负外部性的通道, 过多地承载了接纳水污染物的功能, 从而导致流域水质的整体恶化, 迫使下游地区承担更多的规制职能。我们需要对越界水污染的规制问题进行更为深入的研究, 探讨越界污染的规制途径和激励机制, 从而为整个流域的环境管理提供基础。

附录 1 1987—2002 年各省水污染排放有效征收率 (元/吨)

省份	1987	1988	1989	1992	1993	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
安徽	0.05	0.05	0.05	0.07	0.09	0.09	0.09	0.13	0.21	0.25	0.30	0.91	1.17
北京	0.12	0.16	0.12	0.15	0.12	0.16	0.18	0.20	0.28	0.37	0.91	2.07	3.69
福建	0.04	0.04	0.04	0.10	0.09	0.07	0.09	0.11	0.12	0.17	0.25	0.46	0.78
甘肃	0.05	0.03	0.04	0.05	0.06	0.05	0.05	0.07	0.06	0.06	0.17	0.19	0.19
广东	0.07	0.07	0.07	0.13	0.13	0.14	0.16	0.19	0.17	0.20	0.37	0.56	0.70
广西	0.04	0.04	0.05	0.06	0.07	0.07	0.07	0.08	0.07	0.09	0.13	0.20	0.18
贵州	0.02	0.02	0.04	0.04	0.04	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03	0.06	0.09	0.11
海南	0.07	0.03	0.04	0.07	0.06	0.10	0.12	0.10	0.09	0.09	0.33	0.61	0.71
河北	0.07	0.07	0.08	0.08	0.08	0.09	0.10	0.13	0.06	0.08	0.10	0.18	0.30
河南	0.06	0.07	0.08	0.08	0.07	0.06	0.07	0.08	0.11	0.12	0.18	0.28	0.34
黑龙江	0.05	0.05	0.04	0.08	0.09	0.07	0.07	0.09	0.09	0.12	0.24	0.65	0.54
湖北	0.05	0.04	0.06	0.10	0.07	0.07	0.04	0.05	0.05	0.05	0.11	0.14	0.19
湖南	0.05	0.05	0.05	0.08	0.09	0.08	0.07	0.08	0.07	0.08	0.11	0.16	0.18
吉林	0.09	0.07	0.05	0.13	0.07	0.08	0.08	0.09	0.09	0.10	0.09	0.08	0.18
江苏	0.11	0.11	0.09	0.15	0.13	0.12	0.09	0.15	0.15	0.31	0.56	0.64	1.02
江西	0.07	0.06	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.08	0.08	0.14	0.17	0.15
辽宁	0.10	0.10	0.10	0.17	0.16	0.14	0.14	0.17	0.16	0.21	0.33	0.46	0.60
内蒙古	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.05	0.06	0.05	0.06	0.08	0.13	0.15
宁夏	0.04	0.05	0.05	0.07	0.03	0.04	0.03	0.04	0.03	0.03	0.01	0.11	0.10
青海	0.03	0.03	0.01	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02	0.06	0.09	0.13	0.10	0.09
山东	0.15	0.14	0.15	0.15	0.16	0.11	0.11	0.12	0.12	0.21	0.61	0.60	1.22
山西	0.09	0.06	0.06	0.08	0.07	0.06	0.08	0.08	0.05	0.06	0.10	0.27	0.36
陕西	0.08	0.07	0.06	0.10	0.10	0.10	0.17	0.14	0.13	0.15	0.21	0.47	0.48
上海	0.26	0.23	0.20	0.15	0.15	0.13	0.26	0.31	0.30	0.32	0.51	0.76	0.69
四川	0.05	0.05	0.04	0.04	0.06	0.04	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05	0.08	0.12
天津	0.09	0.11	0.14	0.23	0.24	0.21	0.26	0.53	0.38	0.44	3.17	11.62	30.86
新疆	0.11	0.12	0.10	0.08	0.10	0.08	0.16	0.16	0.15	0.18	0.19	0.26	0.40
云南	0.04	0.06	0.06	0.07	0.07	0.07	0.09	0.09	0.08	0.08	0.11	0.14	0.13
浙江	0.09	0.09	0.09	0.15	0.17	0.18	0.23	0.27	0.20	0.38	0.42	1.45	1.41

注: (1) 本表的超标废水排污费与超标废水排放量的数据源于历年的《中国环境年鉴》。(2) 为具有可比性, 1997 年以后的四川数据依然将重庆数据并入计算。(3) 超标废水排污费均以 1990 年不变价计算。(4) 由于地理和经济原因, 本表不包括西藏的数据。

附录2 1993—2002年各省工业COD排放强度(每千万元工业增加值的COD排放吨数)

省份	1993	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
安徽	80.49	68.02	59.58	43.60	36.29	32.85	30.44	22.58	19.52
北京	33.44	30.18	25.18	20.51	15.94	9.34	5.77	4.48	3.27
福建	59.48	57.88	36.61	23.38	27.78	23.57	17.10	12.99	8.97
甘肃	34.23	40.01	36.01	35.96	42.95	36.22	35.20	28.34	21.69
广东	31.34	29.17	21.01	19.58	21.00	18.33	13.12	9.22	7.83
广西	235.99	196.82	151.99	149.78	202.41	180.17	244.48	170.06	160.76
贵州	56.02	41.96	61.12	51.05	82.01	57.74	32.73	18.15	14.57
海南	231.81	184.64	188.97	131.36	117.82	100.50	82.12	38.50	30.04
河北	36.26	33.73	40.09	31.71	70.76	59.58	43.83	33.21	27.15
河南	64.79	61.39	78.04	67.53	64.62	56.42	42.69	34.02	29.62
黑龙江	47.71	44.19	41.44	37.30	34.22	27.69	20.16	16.60	14.25
湖北	78.53	60.53	51.76	38.58	42.09	39.46	28.00	23.38	19.54
湖南	91.31	78.86	77.48	51.01	68.16	65.20	52.59	48.84	42.94
吉林	99.51	108.82	105.57	96.89	68.45	77.10	66.25	44.18	29.11
江苏	34.90	32.13	31.33	25.05	23.33	17.54	12.55	14.92	12.52
江西	97.41	84.07	57.65	34.44	33.88	26.00	31.90	33.18	19.55
辽宁	48.44	44.72	46.93	38.83	44.99	38.38	30.97	25.47	18.70
内蒙古	76.58	542.98	89.30	98.13	71.35	55.96	56.55	48.29	39.82
宁夏	66.49	41.77	89.14	160.79	172.33	171.80	301.94	306.36	144.18
青海	11.35	18.28	11.86	13.20	16.15	14.37	9.68	7.41	7.35
山东	60.85	65.50	93.26	78.22	65.21	33.83	27.37	23.41	18.00
山西	47.76	34.34	26.42	24.88	84.29	89.82	44.71	39.01	32.64
陕西	26.42	36.48	29.31	28.85	79.61	69.40	59.03	46.69	37.70
上海	25.00	24.03	16.73	12.43	11.82	10.15	7.08	5.02	4.13
四川	58.35	57.64	53.63	104.51	191.12	167.55	199.56	179.47	141.14
天津	44.02	25.16	23.10	28.59	19.02	14.75	18.81	10.26	9.06
西藏	92.47	111.25	35.34	66.71	62.01	53.97	53.31	47.65	21.14
新疆	67.35	81.82	71.83	100.05	100.54	83.43	47.72	42.71	44.82
云南	89.05	97.93	70.84	83.39	85.96	83.50	50.85	39.75	30.83
浙江	40.30	32.88	22.97	24.19	36.25	24.19	24.86	17.55	15.84

注: (1) 工业增加值数据源于历年《中国统计年鉴》, COD排放量数据源于历年《中国环境年鉴》。(2) 为具有可比性, 1997年以后的四川数据依然将重庆数据并入计算。(3) 各年工业增加值折为1990年不变价计算。

参考文献

- [1] Afsah, S., B. Laplante, and D. Wheeler, "Controlling Industrial Pollution: A New Paradigm", World Bank Policy Research Working Papers No. 1672, Washington DC: World Bank, 1996. *Economics*, 1998, 69(1), 1—16.
- [2] Afsah, S., B. Laplante, and D. Wheeler, "Regulation in the Information Age: Indonesian Public Information Program for Environmental Management", World Bank Policy Research Working Paper, Washington DC: World Bank, 1997.
- [3] Aidt, T., "Political Internalization of Economic Externalities and Environmental Policy", *Journal of Public Economics*, 1988, 69(1), 1—16.
- [4] Bennett, L., "The Integration of Water Quality into Transboundary Allocation Agreements Lessons From the Southwestern United States", *Agricultural Economics*, 2000, 24(1), 113—125.

- [5] Dasgupta, S., H. Hettige, and D. Wheeler, "What Improves Environmental Performance? Evidence from Mexican Industry", World Bank Policy Research Working Papers No. 1877, Washington DC: World Bank, 1998.
- [6] Frisvold, G., and M. Caswell, "Transboundary Water Management: Game-Theoretic Lessons for Projects on the US-Mexico Border", *Agricultural Economics*, 2000, 24(1), 101—111.
- [7] Helland, E., and A. Whitford, "Pollution Incidence and Political Jurisdiction: Evidence from the TRI", *Journal of Environmental Economics and Management*, 2003, 46(3), 403—424.
- [8] Jeppesen, T., *Environmental Regulation in a Federal System Framing Environmental Policy in the European Union*. Northampton: Edward Elgar, 2002.
- [9] List, J., E. Bulte, and J. Shogren, "Beggar Thy Neighbor: Testing for Free-Riding in State-Level Endangered Species Expenditures", *Public Choice*, 2002, 111(3), 303—315.
- [10] List, J., and S. Gerking, "Regulatory Federalism and U. S. Environmental Policies", *Journal of Regional Science*, 2000, 40(3), 453—471.
- [11] 刘伟,《中国水制度的经济学分析》。上海:上海人民出版社,2005年。
- [12] 保罗·R.伯特尼(Paul R. Portney)、罗伯特·N.史蒂文斯(Robert N. Stavins)主编,《环境保护的公共政策》,穆贤清、方志伟译。上海:上海三联书店、上海人民出版社,2004年。
- [13] Revesz, R., "Federalism and Interstate Environmental Externalities", *University of Pennsylvania Law Review*, 1996, 144(6), 2341—2416.
- [14] Sigman, H., "Transboundary Spillovers and Decentralization of Environmental Policies", *Journal of Environmental Economics and Management*, 2005, 50(1), 82—101.
- [15] Wang, H., and D. Wheeler, "Pricing Industrial Pollution in China: An Economic Analysis of the Levy System", World Bank Policy Research Working Paper, No. 1644. Washington DC: World Bank, 1996.
- [16] Wang, H., and D. Wheeler, "Financial Incentives and Endogenous Enforcement in China's Pollution Levy System", *Journal of Environmental Economics and Management*, 2005, 49(1), 174—196.
- [17] 张晏,《分权体制下的财政政策与经济增长》。上海:上海人民出版社,2005年。
- [18] 赵来军、李怀祖,“流域跨界水污染对策研究”,《中国人口资源环境》,2003年第6期,第49—55页。

Regulation on Trans-boundary Water Pollution: A Study on Inter-judiciary River-basin Pollution in China

WENHUI ZENG

(Shanghai Institute of Geological Survey and
Shanghai Land Surveying and Planning Institute)

Abstract Based on the method developed by Wang and Wheeler in their study on pollution taxation in China, this paper constructs an "equilibrium pollution" model to examine inter-provincial river-basin pollution in China. With panel data of 1994—2002, we then study the effects of provincial water pollution regulation. We find that upstream regions have free-rider incentives to transfer pollution to downstream, which worsens water quality of the whole river-basin. This paper gives a comprehensive understanding on the low regulatory efficiency in water pollution control in China.

JEL Classification Q53, Q28, D62