

基于效率的环境产权分配

马士国*

摘要 由于双边道德风险的存在,无论将环境产权分配给排污者还是受害者,一般来说,都难以使双方均作出有效率的预防行动配置决策。因此,在排污者与受害者之间变更环境产权归属,一般并不会导致帕累托最优竞争均衡。本文通过对两种非效率均衡的比较,从确认最低成本预防者角度分析了环境产权的分配。这种规则下的环境产权分配将导致相对更有效率的结果。

关键词 环境产权分配,外部性,最低成本预防者

一、引言

自然环境对人类的生活质量和可持续发展贡献良多。自然环境具有两种功能:一是生态服务功能,即环境的吸收净化功能、生态系统的生命支持功能和环境舒适性功能等;二是资源供给功能,即它能提供林业、渔业和矿业产品等。对于环境经济学的研究范围,国内外都存在着不同的看法。¹本文采纳了将环境经济学和自然资源经济学视为彼此相对独立的经济学分支的观点,即仅将环境污染与治理问题作为研究对象。这使得本文的研究范围仅限于自然环境的生态服务功能。有关自然资源的合理利用问题不在本文的研究范围之内。²

对于自然环境与经济系统之间的关系,人类的认识经历了一个转折过程。在工业化以前,人类的经济活动规模较小,所排放的废弃物远低于环境容量和环境净化能力³所允许的范围。因此,经济学家将相对于人类需求几乎无限

* 华东理工大学商学院;通讯地址:上海市梅陇路130号,200237;电话:13381667585;E-mail: shiguoma@hotmail.com。感谢复旦大学研究生创新基金资助协议(编号:EYH1019024)对本研究给予的资助。新加坡国立大学(NUS)的Lawrence Loh教授和Albert Lau副教授在环太平洋大学联合会(Association of Pacific Rim Universities, APRU)第七届博士生学术论坛(Doctoral Students Conference, DSC)(新加坡,2006年7月)上对本文提出了有益的评价和修改建议,在此表示谢意。最后,对匿名审稿人的评论和修改建议表示衷心感谢。但文责自负。

¹ 对于环境经济学应包括哪些内容,国内外都存在着不同的看法。一种观点认为自然资源的合理利用属于环境经济学的研究范围,自然资源经济学是环境经济学的一个分支;另一种观点则认为环境所具有的容纳和净化废弃物的能力本身就是一种资源即环境资源,因而一些人认为应该把专门研究环境污染与治理问题的环境经济学视为自然资源经济学的一个组成部分;第三种观点是将环境经济学和自然资源经济学视为两个彼此相对独立的经济学分支。

² 必须指出的是,环境污染与治理和自然资源合理利用的划分界线是相当模糊的。

³ 环境容量是一存量概念,而环境净化能力是一流量概念,但两者存在着密切的联系。

丰富的环境生态服务功能看做取之不尽、用之不竭的免费取用物品,从而将其排除在经济研究的视野之外。然而,进入工业化时代以后,人类经济活动的规模越来越大,所排放的废弃物也越来越多,在一些国家和地区,废弃物的排放已经接近、甚至超过环境容量和净化能力所许可的限度,环境生态服务功能已经成为经济系统运行的紧约束条件。因此,环境生态服务功能相对于大规模的经济活动正变得稀缺起来。稀缺导致价值上升,形成确立环境产权以保护环境的压力。

然而,物品的产权处理(property-rights treatment)不仅受稀缺程度的影响,技术在确立产权和确保产权安全上也是至关重要的(Kasper and Streit, 1998)。环境容量和环境净化能力的产权处理也是如此。要使环境产权有效地发挥作用,必须不让未经授权的个人或企业使用它,并且运用环境资产的全部收益和成本都应归属于环境产权的所有者。做不到这一点,就会产生特殊的经济问题,并可能需要用政治办法来决定环境资产的运用。要想防止他人在未经授权的情况下使用环境资产,所有者要付出排他成本。高额的排他成本会降低环境资产的价值。在很大程度上,排他成本的大小取决于制度安排。这类制度始于社会所共享的基本伦理准则。如果环境产权受到自发的尊重,排他成本就会较低,环境资产的价值则相对较高。如果一个社会发明了一种低成本的产权执行体制,它也将有益于环境资产价值。不同的制度系统会对排他成本和资产价值产生很大的影响。当环境产权要靠法规、政策和司法系统等集体行动来执行时,排他成本的很大一部分将由集体来承担。但与个体保护相比,这种方式有很明显的成本优势。

环境产权的私人配置在某些情形下可能是有用的,但这并不总能解决问题。环境产权被分割得越具体,它们之间存在的边界就越多,产生新外部性的可能性也就越大。这是因为外部性本质上是各个物品属性之间的物理联系。当基本生产函数是强非线性时就是这种情况,就如同环境中存在强烈的协同效应一样。例如,当来自各个独立但又紧密相邻实体的污染共同作用引起风险的情况下,责任、义务或权利的分配就变得很难。这时分配(或保留)一些集体产权可能是一种合理的选择。

在环境产权分配中,社会应该使得环境产权的分配有利于环境保护,有利于社会效用最大化的实现。一个合理的环境产权分配,将把污染责任配置到那些能够最有效地预防污染的主体手里。应该由排污者还是由受害者(或社会)来承担污染成本,是一个效率、福利和道德方面的问题。按照 Coase (1960) 的说法,这个问题可以作为如何界定环境产权的问题来探讨(Stern, 2002)。针对污染外部性,Coase (1960) 提出了与倾向于让排污者支付边际外部成本的庇古式传统方法(traditional Pigovian policy)不同的观点。Coase (1960) 的观点是,当不存在交易费用和策略行为时,与外部性相关的扭曲能够通过利益相关方之间的自愿谈判来矫正。在这种情况下,无须进一

步的诱因便可获得有效的资源配置结果 (Turvey, 1963; Demsetz, 1972)。然而, Coase 对庇古式传统方法的批判关乎大多数主要的污染问题是极为有限的。因为对于大多数水和空气之类的环境污染, 会涉及大量的排污者和受害者, 通过协商解决问题的交易费用极大, 这使得 Coase 的解决方案不可行 (Baumol and Oates, 1988; Dixit and Olson, 2000)。Coase 方法没有很好地解决向受害者赔偿而引起的道德风险问题, 这是导致一些文献在环境产权分配方面混乱的根源 (Cropper and Oates, 1992; Demsetz, 1996; Ng, 2005; Ancev and Harris, 2004)。⁴实际上, 在 Coase 方法中还隐含着排污者的道德风险问题。如果将环境产权分配给排污者一方, 由受害者一方补偿排污者以使其减少排污, 在这种情况下, 排污者会夸大减污的难度, 以索取更多的补偿; 这种安排会削弱排污者的污染预防激励, 甚至还可能会使本来并不打算从事污染产业的经济当事人, 为了获得额外的补偿而有意从事污染产业 (厉以宁、章铮, 1995)。自 Coase (1960) 以来, 几乎所有的文献 (如 Baumol and Oates (1988); Sterner (2002); 赵细康 (2003) 等) 在分析环境治理问题时, 均采用了二分法范式——将环境产权分别配置给排污者或受害者。⁵它们对环境产权的分配没有进行严格的理论分析, 而只是假定两种分配情形, 并对其结果进行比较。这些文献忽视了污染损害成本与减污费用的不对称性 (Ng, 2005), 以及排污者和受害者在污染预防和减轻污染损害等方面的能力差异。由于这些方面的不对称性或能力差异的存在, 使得环境产权配置给哪一方不但影响到分配结果, 还影响到效率。

由于道德风险问题, 无论将环境产权配置给排污者还是受害者, 这样一种情形的出现是不可避免的, 即不可能使双方都作出有效率的预防行动配置决策。如果将环境产权分配给排污者, 这样可得到恰当的受害者预防行动水平, 但是这将导致太弱的排污者预防激励; 如果将环境产权分配给受害者, 从而为排污者提供恰当的预防行动激励, 但是这对受害者采取预防行动的激励又会过小。因此, 环境产权分配只能是在排污者的预防激励和受害者的预防激励之间进行权衡取舍。在排污者与受害者之间变更环境产权归属, 一般不会导致帕累托最优竞争均衡, 但它有可能使我们得到一种均衡, 这种均衡相比于没有变更时的均衡更为有效。在实践中, 更为重要的是哪一方的预防行动对降低社会总成本最重要, 以及将环境产权配置给哪一方将导致更高的总预防行动水平。

⁴ 尽管如此, 科斯对问题相互性 (the reciprocal nature of the problem) 的强调, 以及从总量和边际这两个角度来分析问题, 仍不失为一个很有启发性的研究方法, 这也是科斯的主要贡献之一。本文正是借鉴了科斯的这一方法, 对不同的环境产权分配均衡进行效率比较的。但在具体论证方法上则借鉴了 Diamond and Mirrlees (1975)。

⁵ 黄有光 (Ng, 2005) 是个例外。但其研究重点在于设计双边税收, 旨在一方面为排污者提供减污激励, 另一方面防止受害者的道德风险行为。

本文所考虑的情形涉及对他人产生有害影响的那些工商企业的污染行为。一个典型的例子是,从事某一生产活动的工厂给其他行为主体带来的有害影响。我们提出的问题是,污染成本是由受害者来承担更有效率,还是让作为排污者的工商企业来承担更有效率?即,环境产权分配给哪一方将导致社会总成本最小。根据当事人行为受产权分配影响的观点,污染成本责任应该分配给能够导致更有效率的均衡的那一方。⁶即,将环境产权分配给不能导致更有效率的均衡的那一方。我们把根据这一原则确定的责任承担者称为“最低成本预防者”(the cheapest cost avoider)。从确认最低成本预防者角度来分析环境产权的分配,是一个研究视角的创新,它有助于肃清已有文献在这方面的混乱。

借鉴 Calabresi (1970) 的成本分类方法,本文把与环境污染相关的成本分为以下三类。一是因执行任何处理已发生环境污染的法律/赔偿方案而发生的成本。由于我们所考虑的不同环境产权分配方式在复杂性上并没有太大的不同,所以我们假定,进行效率比较的两种备选方案的这类成本大致相同,这样这类成本就可不予考虑。二是因未能及时、充分地处理污染后果所导致的额外成本,包括因为延误治疗而导致的并发症,以及在风险规避和不完全保险情况下,因收入的边际效用变化而产生的成本等。我们同样也忽略这类成本,即假定所有效用函数对可花在其他商品上的收入均是线性的。三是环境治理成本、为预防环境破坏而投入的费用以及给环境破坏和环境治理过程中受害者的补偿费用。它们均以货币形式表现,因而不存在货币化的问题。这类成本是本文所要考虑的。

本文将集中讨论与确认最低成本预防者相关的两个问题,即排污者与受害者所采取的污染预防行动对社会总成本的相对重要性,以及它们对各方自身承担的成本的相对重要性。本文的以下内容是这样安排的:第二部分通过构造一个分析框架,明确将要进行效率比较的两种环境产权分配均衡;第三部分对外部性可完全转移这一特殊情形下的环境产权分配进行了讨论;第四部分分析了由排污者和受害者之外的其他主体承担部分污染成本情形下的环境产权分配;第五部分分析了其他主体承担部分污染成本、且排污者与受害者双方的预防行动均具有外部经济特性时的环境产权分配;第四和第五部分讨论的情形属于外部性不可完全转移的情形。第六部分是本文的结论及一些进一步的说明。

⁶ 由哪一方来承担有关责任的探讨,一般来说,只有从经济观点出发才能理解。尽管我们的分析是从经济学角度进行的,但却触及了法律问题的核心。

二、假定与分析框架

我们假定排污者和受害者的预防行动是相互作用的，存在着大量但并不总是相等的同质排污者和同质受害者，大量的同类当事人之间不存在外部性，而且不存在某一特定当事人既是排污者又是受害者的情形。我们用 x 表示每个排污者的污染预防行动水平，它表示排污者在改变投入要素组合、从事末端处理以及降低产量等方面的实际支出。这些行动将影响环境污染发生的概率和危害程度。同样地，我们用 y 表示每个受害者的污染预防行动水平，它表示受害者在远离排污者，使用空气过滤器、水净化器以及减噪声器具等方面的实际支出，这些行动对环境污染成本的大小有着重要的影响。

在污染预防过程中，排污者可能会从局部环境质量的改善中受益，如劳动者体质增强、出勤率增加、工作效率提高；并且，预防行动还可能使排污者的生产设备、建筑物、库存物资等所受的损害减轻，延长其使用寿命；等等。我们用 $P(x, y)$ 表示排污者扣除从预防行动得到的效用之后的总预期成本。当 $P(x, y)$ 随 y 的递增而递减时，就存在着受害者对排污者的边际外部经济，因为受害者的预防行动水平越高，排污者的预期成本就越低。在同类当事人之间不存在外部性的假定下，排污者的预防行动水平 x 的选择，将通过在给定的 y 值下最小化 P 而得出。我们定义 $x^0(y)$ 为排污者的最优预防行动水平，即 $x^0(y)$ 最小化 $P(x, y)$ 。在排污者与受害者均数量众多的假定下，我们把个体的选择描述为在其他当事人决策给定的条件下的最优化行为。

相应地，受害者可能也会从其自身的预防行动中受益，如因预防得当而降低了患病率，节约了医药支出，等等。我们用 $\tilde{V}(x, y)$ 来表示受害者扣除从预防行动得到的效用之后的总预期成本，它包括污染损害成本和污染预防成本两项。我们定义受害者的最优预防行动水平为 $y^*(x)$ ，即 $y^*(x)$ 最小化 $\tilde{V}(x, y)$ 。当最优化选择是根据对另一方同时作出的选择的正确判断来进行时，我们就得到了一个具有正确判断的竞争均衡。即：如果

$$\begin{cases} x^0 = x^0(y^*), \\ y^* = y^*(x^0), \end{cases} \quad (1)$$

则 x^0 、 y^* 为一个竞争均衡。⁷

与上述情形不同，现假定某些污染成本，如污染损害成本，将从受害者身上转移到排污者身上。我们将这些可转移成本（transferable costs）的预期

⁷ 下文中的成本函数凸连续可微的假定，使得对于任何环境产权分配，都只存在唯一的竞争均衡。

值表示为 $T(x, y)$ 。当然,可转移成本预期值 $T(x, y)$,也可表示由受害者支付、可转移而实际并未进行转移的污染成本。我们所要分析的是,如果将某些污染成本转移到由排污者来承担将会有何影响。排污者现在将试图最小化 $P(x, y) + T(x, y)$ 。我们用 $x^*(y)$ 来表示最小化 $P(x, y) + T(x, y)$ 的排污者最优预防行动水平。这样受害者承担的成本则减少了 $T(x, y)$,我们用 $V(x, y)$ 来表示 $\hat{V}(x, y) - T(x, y)$ 。受害者在此情形下的最优预防行动水平为 $y^0(x)$, $y^0(x)$ 最小化 $V(x, y)$ 。我们得到了一个新的竞争均衡,在这个新的竞争均衡下,存在着可转移成本,即环境产权被分配给了受害者。新的竞争均衡为 x^* 、 y^0 , 其中 x^* 、 y^0 满足

$$\begin{cases} x^* = x^*(y^0), \\ y^0 = y^0(x^*). \end{cases} \quad (2)$$

这样就有两个均衡需要我们去比较:将环境产权分配给受害者时的均衡 (x^*, y^0) 和将环境产权分配给排污者时的均衡 (x^0, y^*) , 以确定哪一个均衡的污染损害成本和预防成本之和更小。需要指出的是,通常情况下,除了由排污者和受害者承担的成本 $P(x, y)$ 、 $V(x, y)$ 和 $T(x, y)$ 之外,我们还需考察由这两方之外的主体承担的预期成本 $G(x, y)$ 。例如,有些环境治理成本可能需要政府来承担。我们把社会总成本函数 S 定义为

$$S(x, y) = P(x, y) + V(x, y) + T(x, y) + G(x, y). \quad (3)$$

我们的问题是,找出比较 $S(x^*, y^0)$ 和 $S(x^0, y^*)$ 大小的充分条件,并据此判断哪种环境产权分配更有效率。

三、外部性可完全转移情形下的环境产权分配

我们从一种简单的情形开始。在这种情形下, P 仅为 x 的函数, V 仅为 y 的函数, G 等于零,所有外部性均由某一方来承担。此外,我们还假定成本函数 $P(x)$ 和 $V(y)$ 都是凸连续可微的。给定这些假定,分别使 $P(x)$ 和 $V(y)$ 最小化的 x^0 和 y^0 将与另一方的预防行动水平选择无关。因此,它们可以作为一个自然原点,代表自我保护的预防行动水平。如果在自我保护水平之上,排污者增加任意一数量的预防行动,均比受害者增加相同数量的预防行动更有效率,即对于 $t > 0$, 有

$$S(x^0 + t, y^0) \leq S(x^0, y^0 + t), \quad (4)$$

则称排污者的预防行动是更有效率的。

该假定的含义在于,排污者在自我保护水平之上提高预防行动水平,比受害者在自我保护水平之上提高相同数量的预防行动,能减少更多的社会总

成本。我们把在这种简单情形下得到的结果以定理的形式表述如下：⁸

定理 1 当 $G=0$, $P(x)$ 、 $V(y)$ 和 $T(x, y)$ 为凸连续可微时, 若排污者在成本预防方面更有效率 (即 (4) 式得到满足), 且存在着外部经济 (即 $T_2(x^0, y^0) < 0$)⁹, 则将环境产权分配给受害者是更有效率的。

证明 令 $t \equiv y^*(x^0) - y^0$ 。由于 V 仅依赖于 y , $V(y)$ 和 $T(x, y)$ 为凸连续可微, 且 $T_2 < 0$, 因而 y^* 大于 y^0 。即, 由于 $V(y) + T(x^0, y)$ 在 y^0 处对 y 是递减的, 而且是凸的, 所以使成本 $V(y) + T(x^0, y)$ 最小化的受害者预防行动水平 y^* 大于 y^0 。因此 t 为正值, 我们可以由 (4) 式 $S(x^0 + t, y^0) \leq S(x^0, y^0 + t)$ 得出

$$S(x^0, y^*) = S(x^0, y^0 + (y^* - y^0)) \geq S(x^0 + y^* - y^0, y^0),$$

由于 $x^*(y^0)$ 最小化 $P(x) + T(x, y^0)$, 从而最小化 $S(x, y^0)$, 所以有

$$S(x^0 + y^* - y^0, y^0) \geq S(x^*, y^0).$$

证毕。

将前面的定义稍作延伸, 我们可以说: 如果对于受害者自我保护水平之上的任意一额外预防行动, 在排污者一方均存在某一相应的预防行动水平, 能使社会总成本降得更低, 即对于任何 $y > y^0$, 存在 $\hat{x}(y)$, 使得

$$S(\hat{x}(y), y^0) \leq S(x^0, y), \quad (4a)$$

则称排污者的预防行动是更有效率的。在这一拓展的定义下, 定理 1 仍是成立的, 其理由基本相同, 即 $S(x^0, y^*) \geq S(\hat{x}(y^*), y^0) \geq S(x^*, y^0)$ 。

(4a) 式还有一个有意义的特例, 它与 (4) 式相似, 但是它考察的不是预防行动水平的绝对量变化, 而是其比例变化, 即对于 $\tau > 1$, 有

$$S(\tau x^0, y^0) \leq S(x^0, \tau y^0), \quad (4b)$$

该式表示, 排污者的预防行动在自我保护水平基础上提高 τ 倍所带来的社会总成本的下降, 要大于受害者的预防行动在自我保护水平基础上提高 τ 倍所带来的社会总成本的下降。

虽然这一结果证实了有效性 (用 (4) 式或 (4a) 式来定义) 和环境产权分配效率之间的关系, 但它却是非常脆弱的。该结果在 P 依赖于 y 的情形下仍是成立的。然而, 如果 V 依赖于排污者的预防行动水平 x , 或者 G 不为零, 要想确认出最低成本预防者, 就需要增加额外的条件。在下面的第四、第五

⁸ 由这一假定并不能直接得出不同环境产权分配方案的效率比较结果, 因为它并未保证排污者确实会增加至少是同等数量的额外预防行动。但是就本部分所分析的情形而言, 不需要这类进一步的假定便可进行效率比较。下文中的复杂性恰恰是由于难以比较不同环境产权分配方案下的预防行动水平而引起的。

⁹ T_2 为 T 对第 2 个自变量的偏导数。

部分中,我们将分别对 G 不为零和双方的预防行动水平存在相互作用关系时的情形进行分析。这两种情形均具有外部性不可完全转移的特性。

四、其他主体承担部分成本情形下的环境产权分配

其他假定保持不变,只需放弃 G 等于零的假定,便可使定理 1 不再成立。尽管有效性是根据社会总成本来定义的,但社会总成本还包括了由排污者和受害者双方之外的其他主体承担的成本,这一点却是事实。由于 G 不再等于零,所以即使 $x^*(y^0)$ 能够最小化 $P(x)+V(y^0)+T(x,y^0)$, 它通常也不能最小化 $S(x,y^0)$ 。对于预防行动具有外部经济特性的情形,加上 $G(x,y)$ 随 x 递增而递减的假定是很自然的。但是即使加上这一假定也仍是不够的,因为 x^*-x^0 可能小于 y^*-y^0 , 从而使 $G(x^*,y^0)$ 大于 $G(x^0+y^*-y^0,y^0)$, 并进而有可能使 $S(x^*,y^0)$ 大于 $S(x^0,y^*)$ 。这一点是由于总量评价和边际评价的差异所引起的。 x^*-x^0 和 y^*-y^0 的相对大小依赖于 P 、 V 和 T 的导数值,而迄今为止所讨论的假定却仅考虑了社会总成本的水平。通过附加下面这个假定来结束对这类情形的论证:对于 $t>0$, 有

$$P'(x^0+t)+T_1(x^0+t,y^0)\leq V'(y^0+t)+T_2(x^0,y^0+t), \quad (5)$$

式中 P' 和 V' 为导数。该条件表明,从当事人自身的边际成本节约(就 $P+T$ 或 $V+T$ 而言)来看,排污者在自我保护水平之上提高预防行动所带来的自身边际成本节约,大于受害者在自我保护水平之上提高相同数量的预防行动所能够带来的自身边际成本节约。该条件与有效性条件不同,它关注的是私人成本,而不是社会总成本;并且它考虑的是边际成本,而不是总量成本。由于 $P+T$ 和 $V+T$ 为不同环境产权分配均衡下,分别由排污者和受害者承担的成本,我们可以将(5)式描述为:将环境产权分配给受害者,能够对排污者产生更强的预防激励。为了进一步理解(5)式,可以考虑一个假想的预防行动市场,在该市场上,预防行动的影子价格为 q ; 这样,预防行动不仅会影响成本,而且还有一个市场价格。如果 $\bar{x}(q)$ 最小化 $P(x)+T(x,y^0)+qx$, $\bar{y}(q)$ 最小化 $V(y)+T(x^0,y)+qy$, (5) 式便等价于:对于所有使 $\bar{y}(q)\geq y^0$ 的 q , 有

$$\bar{x}(q)-x^0\geq\bar{y}(q)-y^0. \quad (6)$$

也就是说,在任何价格 q 上,排污者在 x^0 之上增加的预防行动均大于受害者在 y^0 之上增加的预防行动。为理解这一点,将 $t=\bar{y}(q)-y^0$ 代入(5)式,有

$$P'(x^0+\bar{y}(q)-y^0)+T_1(x^0+\bar{y}(q)-y^0,y^0)\leq -q. \quad (7)$$

根据成本函数的凸性假定,这意味着,若 x 减小则成本将增大,也就是说,

$\bar{x}(q) \geq x^0 + \bar{y}(q) - y^0$ ，而这正是 (6) 式。

特别地，当 $q=0$ 时，即 $\bar{x}(q)=x^*$ 、 $\bar{y}(q)=y^*$ ，(6) 式也成立，于是有

$$x^* - x^0 \geq y^* - y^0, \quad (8)$$

因此，将环境产权分配给受害者将导致更高的总预防行动水平，即 $x^* + y^0 \geq x^0 + y^*$ 。这一条件加上我们所假定的 G 随 x 递增而递减的条件，便可结束我们的论证。我们将这一结果以更正式的形式表述出来。

定理 2 当成本函数 $P(x)$ 、 $V(y)$ 、 $T(x, y)$ 和 $G(x, y)$ 为凸连续可微时，若：(i) 排污者的预防行动更有效率（即 (4) 式得到满足）；(ii) 将环境产权分配给受害者能够对排污者产生更强的预防激励（即 (5) 式得到满足）；并且 (iii) 存在着外部经济，即 $T_2(x^0, y^0) < 0$ ，且对于 $x > x^0$ ， $G_1(x, y^0) < 0$ ；则将环境产权分配给受害者是更有效率的。

证明 和在定理 1 中一样， $y^* - y^0 > 0$ ，因而根据 (4) 式 $S(x^0 + t, y^0) \leq S(x^0, y^0 + t)$ ，有

$$\begin{aligned} S(x^0, y^*) &= S(x^0, y^0 + y^* - y^0) \geq S(x^0 + y^* - y^0, y^0) \\ &= P(x^0 + y^* - y^0) + V(y^0) + T(x^0 + y^* - y^0, y^0) \\ &\quad + G(x^0 + y^* - y^0, y^0). \end{aligned}$$

由于 x^* 最小化 $P(x) + V(y^0) + T(x, y^0)$ ，而且 $x^* \geq x^0 + y^* - y^0$ ，成本函数 G 随它的第 1 个自变量的递增而递减，所以第二个等式至少将和 $S(x^*, y^0)$ 一样大。证毕。

比较定理 1 和定理 2，有一点也许是值得注意的，需要作进一步假定的原因在于 G 依赖于 x 。如果 G 仅依赖于 y ，则定理 1 的结果仍能成立。当然，在有效性条件下对 $S(x^0 + t, y^0)$ 和 $S(x^0, y^0 + t)$ 进行比较时，必须考虑到 G 对 y 的依赖。

五、双方预防行动均具有外部经济特性时的环境产权分配

当每一方的预期成本均部分地取决于另一方的预防行动水平时，要想确认出更有效率的环境产权分配方案，就必须设定更为严格的条件。前面的分析将 (x^0, y^0) 作为一个固定的原点，这是很自然的，因为 x^0 由 P 决定， y^0 由 V 决定。在更为一般的情形下， (x^*, y^0) 和 (x^0, y^*) 将由 P 、 V 、 T 以及 G 共同决定。这使得比较由产权变更引起的预防行动变化量变得更为困难。而且，在没有有效地解决该问题的计算方法的情况下， (x^0, y^0) 水平的确定也变得更加困难。然而，由于有效性条件（即 (4) 式）和激励条件（即 (5) 式）在

使用许多不同的原点时都可能是成立的,所以即使不能确切地知道 (x^0, y^0) 在哪里,也有理由断言它相对于 $(0, 0)$ 的大致位置。

与前文相同,我们假定所有的成本函数在其控制变量上均是凸连续可微的。我们注意到,在给定 y 下最小化 P 的 x 值,即 $x^0(y)$,确实随着 y 的变化而变化;同样地,最小化 V 的 $y^0(x)$ 也随着 x 的变化而变化。当 P 和 V 均为 x 和 y 的加性可分(additively separable)函数时,有效分配的充分条件实际上可以以一个推论的形式由定理2给出。我们可将 P 、 V 写成下述形式: $P=P^{(1)}(x)+P^{(2)}(y)$ 、 $V=V^{(1)}(x)+V^{(2)}(y)$ 。可以看出,该情形和成本为 $P^{(1)}$ 、 $V^{(2)}$ 、 T 及 $G=P^{(2)}+V^{(1)}$ 时的情形完全相同。在这种情形下,定理2将确保我们可以通过将有效性条件和激励条件结合起来,而得出环境产权有效分配的充分条件。为了沿用定理2中的方法,我们将那里用到的核心论点以引理的形式独立出来,该引理的条件可以从有关成本函数的假定中导出。

引理 1 在下述条件下,将环境产权分配给受害者是更有效率的:

(i) 排污者的预防行动是更有效率的,即对于 $t>0$,有 $S(x^0+t, y^0) \leq S(x^0, y^0+t)$;

(ii) 如果将环境产权分配给排污者,那么在均衡情况下,受害者将更加谨慎,即 $y^* \geq y^0$;

(iii) 当环境产权分配给受害者时,排污者提高其预防行动水平的行为具有外部经济特性,即 $V_1(x, y^0)+G_1(x, y^0) \leq 0$;

(iv) 将环境产权转移给受害者时,所引起的排污者均衡预防行动水平的提高,超过受害者均衡预防行动水平的下降,即 $x^*-x^0 \geq y^*-y^0$ 。

证明

$$\begin{aligned} S(x^0, y^*) &\geq S(x^0 + y^* - y^0, y^0) \\ &= [P(x^0 + y^* - y^0, y^0) + T(x^0 + y^* - y^0, y^0)] \\ &\quad + V(x^0 + y^* - y^0, y^0) + G(x^0 + y^* - y^0, y^0) \\ &\geq [P(x^*, y^0) + T(x^*, y^0)] + V(x^*, y^0) + G(x^*, y^0), \end{aligned}$$

其中,第一个不等式根据条件(i)和(ii)得出,第二个不等式是由 x^* 最小化 $P(x, y^0)+T(x, y^0)$ 及条件(iii)和(iv)得出的。证毕。

和定理2中的讨论相似,引理1相对于定理1的复杂性也主要是因为 V 对 x 的依赖,而不是因为 P 对 y 的依赖。如果 V 不依赖于 x ,当 $T_2 < 0$ 时, y^* 将大于 y^0 ,同时条件(iii)将会被满足,条件(iv)将是不必要的。为了在一般情形下使用引理1,我们必须找出确保 $y^* > y^0$ 及 $x^*-x^0 \geq y^*-y^0$ 的条件。给定条件(i),若(5)式得到满足,即排污者具有更强的预防激励,则条件(ii)也会被满足。我们用本部分的符号将(5)式重述如下:对于 $t > 0$,有

$$P_1(x^0+t, y^0) + T_1(x^0+t, y^0) \leq V_2(x^0, y^0+t) + T_2(x^0, y^0+t). \quad (5)$$

由于 x^0 、 y^0 是分别和 y^* 及 x^* 同时决定的，(5) 式中的直观含义相对于前面的情形有所减弱。在这种情形下，根据总预防行动水平而不是更强的预防激励来思考问题也可能更为直观。

当 V 独立于 x 时，条件 $T_2(x^0, y^0) < 0$ 便可确保 $y^* > y^0$ 。在这一条件下， $y^*(x)$ 将处处大于 y^0 。因而 $y^*(x^0)$ 也大于 y^0 。当 V 既依赖于 y ，又依赖于 x 时，条件 $T_2(x, y) < 0$ 将意味着 $y^*(x) > y^0(x)$ ，但仅有这一点并不能保证 $y^*(x^0) > y^0(x^*)$ 。要使 $y^*(x^0) > y^0(x^*)$ ，还需要有 $T_1(x, y) < 0$ ，以及 y^0 和 y^* 均为 x 的递减函数这两个附加条件。这两个条件具有现实基础：可转移成本 $T(x, y)$ 随着排污者和受害者双方的预防行动水平的提高而下降；受害者的预防行动水平随着排污者的预防行动水平的提高而下降。

下面我们来证明一个定理。这个定理考虑的是当 T 为 x 和 y 的减函数，即可转移成本在这两个变量上均递减时的情形。这种情形意味着，在 (x, y) 空间上， $x^*(y)$ 、 $x^0(y)$ 、 $y^*(x)$ 和 $y^0(x)$ 这四条反应曲线的分布为： y^* -曲线位于 y^0 -曲线的上方， x^* -曲线位于 x^0 -曲线的右方。而且，这四个函数均是其自变量的减函数。图 1 给出了这四条反应曲线的一种具体分布情形，代表均衡的两个点被画上了圈。

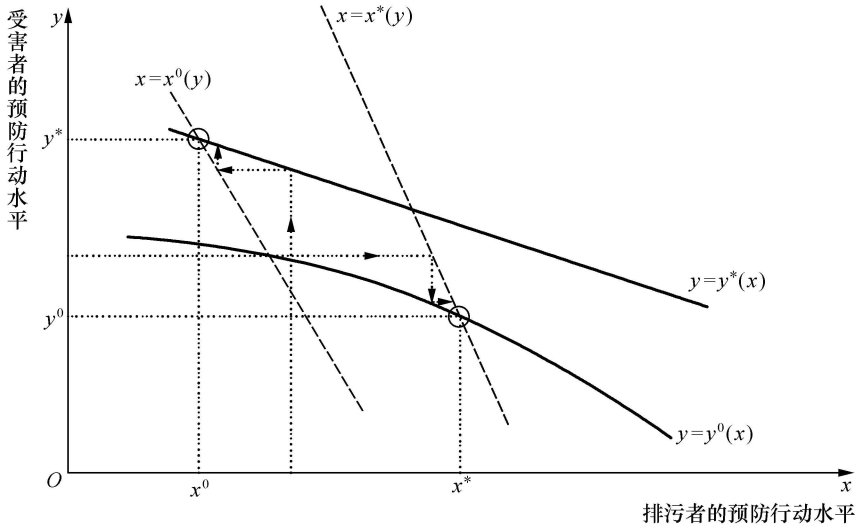


图 1 向均衡点收敛

在图 1 所示情形中， x -曲线比 y -曲线更陡。将这一情形视为稳定的情形是很自然的。根据排污者和受害者不断对对方的行动作出反应而得到的一系列点将向均衡点收敛。更一般地，稳定性的充分条件为：对于所有的 x 和 y ，有

$$\left| \frac{dx^*}{dy} \right| \left| \frac{dy^0}{dx} \right| < 1, \quad \left| \frac{dx^0}{dy} \right| \left| \frac{dy^*}{dx} \right| < 1. \quad (9)$$

如图 1 所示, y -曲线斜率的绝对值应小于 x -曲线斜率的绝对值。我们仅考虑具有这些特征的情形。在图 1 中, $y^* > y^0$, 而且很显然, 只要 y -曲线是向下倾斜的, 情形便会如此: 这一点可以在下述定理的证明中被严格论证。

定理 3 当可转移成本在两个变量上均递减 (即 $T_1(x, y) < 0$, $T_2(x, y) < 0$), 且均衡点是稳定的时, 如果排污者的预防行动更为有效 (即 (4) 式被满足)、排污者具有更强的预防激励 (即 (5) 式被满足), 并且排污者提高预防行动水平具有外部经济性 (即 $V_1(x, y^0) + G_1(x, y^0) \leq 0$), 以及下面四个条件之一成立的话, 将环境产权分配给受害者便是更有效率的。这四个条件为:

- (i) $y^0(x)$ 是一个减函数;
- (ii) $y^*(x)$ 是一个减函数;
- (iii) 对于所有的 $s \geq x^0$,

$$\frac{y^*(x^0) - y^0(x^0)}{x^*(y^*) - x^0(y^*)} \geq \frac{y^0(s) - y^0(x^0)}{s - x^0};$$

- (iv) 对于所有的 x, y , $V_2(x^0, y) + G_2(x^0, y) \leq 0$ 且 $V_1(x, y^0) + G_1(x, y^0) \leq V_2(x^0, y) + G_2(x^0, y)$ 。

证明 首先证明在条件 (i)、(ii) 以及 (iii) 下 $y^* \geq y^0$ 。激励条件 (即 (5) 式) 意味着 $x^* - x^0 \geq y^* - y^0$ 。因而应用引理 1 便可完成这三种情形下的证明。最后证明由条件 (iv) 可以直接得出定理的结果。

根据假定, $y^*(x) \geq y^0(x)$, $x^*(y) \geq x^0(y)$, 并且在均衡点上, x -曲线比 y -曲线更陡。因此, $y^0(x)$ 和 $x^*(y)$ 的交点 (x^*, y^0) 必然位于 $y^*(x)$ 的下方及 $x^0(y)$ 的右方。由于 $x^0(y)$ 在每一个 y 上的值是唯一确定的, 以及稳定性条件的存在, 使得 $y^* \geq y^0$ 。类似地, 可以得出 $x^* \geq x^0$ 。

现假定条件 (iii) 成立。根据假定, 曲线 $y^0(x)$ 位于 $(x^0, y^0(x^0))$ 和 $(x^*(y^*), y^*)$ 这两点之间连线的下方。由于 $y^*(x^0) \geq y^0(x^0)$ 、 $x^*(y^*) \geq x^0(y^*)$, 因此, 根据稳定性条件, $x^*(y)$ 必然在 y^* 以下的 y 值上与 $y^0(x)$ 相交。从而 $y^0 \leq y^*$ 。

现假定条件 (iv) 成立。那么当 $y^* \geq y^0$, $x^* \geq x^0$ 时,

$$\begin{aligned} S(x^0, y^*) &= P(x^0, y^*) + T(x^0, y^*) + V(x^0, y^*) + G(x^0, y^*) \\ &\geq P(x^0 + y^* - y^0, y^0) + T(x^0 + y^* - y^0, y^0) \\ &\quad + V(x^0, y^*) + G(x^0, y^*) \\ &\geq P(x^*, y^0) + T(x^*, y^0) + V(x^0, y^*) + G(x^0, y^*) \\ &\geq P(x^*, y^0) + T(x^*, y^0) + V(x^*, y^0) + G(x^*, y^0) \\ &= S(x^*, y^0), \end{aligned}$$

式中, 第一个不等式根据有效性条件, 即 (4) 式, 得出; 第二个不等式是根据 x^* 最小化 $P(x, y^0) + T(x, y^0)$ 而得出的; 最后一个不等式根据 $V_1(x, y^0) +$

$G_1(x, y^0) \leq V_2(x^0, y) + G_2(x^0, y)$ 而得出。证毕。

定理 3 给出了三种确保 y^* 大于 y^0 ，从而可使用引理 1 的途径。一方的预防行动水平随另一方的预防行动水平的增加而递减，是一个很容易检验的假定，并且该假定经常是能够成立的。当然，如果要在 $y^0(x)$ 及 $y^*(x)$ 条件的背后作进一步的探讨，我们就需要对 V_{12} 和 $V_{12} + T_{12}$ 的符号进行考察，但是集中讨论供给曲线本身却更为直观。条件 (iii) 将预防行动供给曲线之间的距离和其中一条曲线的平均斜率进行了比较。在这一意义上说，条件 (iii) 所关注的是，与作为受害者预防行动决定因素的排污者预防行动相比，可转移成本转移的相对重要性。条件 (iv) 表明，当双方的预防行动均具有外部经济特性时，我们可以从有效性和激励这两个基本条件中得出将环境产权配置给受害者能导致更有效率的结果。

六、结论及进一步说明

在本文中，我们从确认最低成本预防者的角度来分析环境产权的分配。首先，我们证明，当外部性仅存在于将要进行转移的那部分成本之中时，如果排污者的预防行动对社会总成本更为重要，则将环境产权分配给受害者将导致更高的效率。进而指出，如果在可转移的外部性之外还有其他的外部性，那么仅靠污染预防行动对社会总成本更为重要这一条件，就不足以确认最低成本预防者了，从而也就无法判断哪一种环境产权分配均衡是更有效率的。最后，我们对外部性不可完全转移的两种情形分别进行了分析。我们证明在这些更为复杂也更为接近现实的情形下，如果排污者的预防行动对社会总成本更为重要，且将环境产权分配给受害者能增加排污者和受害者双方的预防行动水平之和，那么将环境产权分配给受害者将会导致更有效率的结果。

需要进一步说明的是，在实践中，相比于分散处理，对污染的集中处理具有明显的成本优势。在降低社会总成本方面，排污者实施污染预防措施要优于末端处理。而相对于排污者的末端处理，受害者的预防行动处于更为“末端”的位置。这使得相比于受害者，排污者的预防行动对降低社会总成本更为重要。随着污染物平均浓度的下降，进一步治理污染的难度更大，相应的边际治理成本也就更高。而且，相对于受害者的边际污染损害，排污者的边际治理成本也是非常小的 (Ng, 2005)。这使得将环境产权分配给受害者能增加双方的预防行动水平总和。¹⁰ 因此，权衡两种不同的分配均衡，将环境产权配置给受害者可能会导致更有效率的结果。

本文确认的有效性和激励这两个条件为“排污者付费原则” (Principles

¹⁰ 需要强调的是， $x^* + y^0$ 和 $y^* + x^0$ 的相对大小依赖于 P 、 V 和 T 的导数值。

for Polluters Pay, PPP) 提供了理论依据, 可以作为进行环境产权分配的一个信息指南。¹¹当然, 这些条件仅仅是进行将环境产权转移到受害者的充分条件, 而不是必要条件。因为环境产权的分配还受到政治、法律、文化以及心理等因素的影响。然而, 在一个有意于实现社会效用最大化的经济体中, 效率在环境产权分配中应起着主导性的作用。一个设计良好的环境产权分配体系, 应该把环境污染责任配置到那些能够最有效地预防污染的主体手里。这有利于社会效用最大化的实现。现实中, 产权的界定、交换、实施及其运行都需要成本。环境生态服务功能的特殊属性决定了环境产权界定起来很难, 有些是技术上难以操作, 有些即使在技术上可行, 但交易成本却非常高。因此环境产权的分配还不能具体到私人产权。尽管环境产权还只能保留在集体产权形态, 但它的确立或界定为个体之间谈判、议价以及缔结合约等提供了明确的基准。界定明确和受保护的环境产权, 将为排污者的减污努力提供激励, 对环境保护将产生巨大的促进作用, 为环境保护以及在环境保护中使用经济手段奠定了法律基础。

在环境规制过程中, 为了适应规制问题的复杂性, 政府设计了一些基于市场的规制机制, 如减污补贴、可交易排污许可等。这些机制的目的在于保护环境, 为排污者减污提供激励, 是为了克服环境规制过程中的信息不对称问题, 而向现实作出的一些基本妥协。它们与环境产权的分配有着本质的不同。因为“永久性”是产权的定义特征 (defining feature) 之一。正是这种“永久性”给予了人们作长期的、高成本的投资的信心和动机。¹²由基于市场的规制机制向排污者让渡的排放权, 并不是通常意义上的产权, 因为从原理上说, 政府可以减少或废除它们, 而拥有者没有提出索赔的权利 (Joskow and Schmalensee, 1998)。¹³

参考文献

- [1] Ancev, T., and M. Harris, "Pigou and Coase Re-visited: Ethics, Norms, and Markets-Implications for Environmental and Resource Economics", Paper Selected for the 33th Australian Conference of Economists, 2004.
- [2] Baumol, W., and W. Oates, *The Theory of Environmental Policy*, Second Edition. Cambridge, England: Cambridge University Press, 1988.

¹¹ 本文所得出的结论, 不仅对于生产性环境污染是适用的, 对于消费性环境污染可能也是适用的。

¹² 日本的环境立法将环境产权配置给受害者, 规定企业是产业公害的责任方。因此, 在 20 世纪 60 年代至 80 年代初, 在政府的支持下, 日本企业对污染治理进行了大规模的投资 (Mani and Wheeler, 1997)。

¹³ 20 世纪 80 年代在美国兴起的铅排放交易制度, 旨在为汽油提炼商在达标排放方面提供更大的灵活性, 在该制度实施的前两年内汽油含铅量就降到了原先的 10%。1982 年, 美国国家环保局批准了提炼商之间的铅排放信用交易。如果提炼商生产出来的汽油其含铅量低于规定的标准, 它将会获得铅排放信用。在 1985 年, 美国国家环保局颁布了允许提炼商存储铅排放信用的举措, 厂商也充分利用了这一制度。当铅排放削减获得阶段性的成功之后, 环保局于 1987 年末终止了这一制度 (Stavins, 2002)。

- [3] Calabresi, G., *Costs of Accidents*. New Haven: Yale University Press, 1970.
- [4] Coase, R., "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 1960, 3(1), 1—44.
- [5] Cropper, M., and W. Oates, "Environmental Economics: A Survey", *Journal of Economic Literature*, 1992, 30(2), 675—740.
- [6] Demsetz, H., "When Does the Rule of Liability Matter?" *Journal of Legal Studies*, 1972, 1(1), 13—28.
- [7] Demsetz, H., "The Core Disagreement between Pigou, the Profession, and Coase in the Analyses of the Externality Question", *European Journal of Political Economy*, 1996, 12(4), 565—579.
- [8] Diamond, P., and J. Mirrlees, "On the Assignment of Liability: The Uniform Case", *Bell Journal of Economics*, 1975, 6(2), 487—516.
- [9] Dixit, A., and M. Olson, "Does Voluntary Participation Undermine the Coase Theorem?" *Journal of Public Economics*, 2000, 76(3), 309—335.
- [10] Joskow, P., and R. Schmalensee, "The Political Economy of Market-Based Environmental Policy: The U. S. Acid Rain Program", *Journal of Law and Economics*, 1998, 41(1), 37—85.
- [11] Kasper, W., and M. Streit, *Institutional Economics: Social Order and Public Policy*. Edward Elgar: Cheltenham, 1998.
- [12] 厉以宁、章铮,《环境经济学》。北京:中国计划出版社,1995年。
- [13] Ma, S., "The Efficient Assignment of Environmental Pollution Liability", Working Paper, first presented at 7th Association of Pacific Rim Universities (APRU) Doctoral Students Conference (DSC), National University of Singapore, July 17—21, 2006.
- [14] Mani, M., and D. Wheeler, "In Search of Pollution Havens? Dirty Industry in the World Economy, 1960—1995", World Bank Working Paper, 1997.
- [15] Ng, Y., "Optimal Environmental Charges/Taxes: Easy to Estimate and Surplus-yielding", *Environmental and Resource Economics*, 2004, 28(4), 395—408.
- [16] Ng, Y., "Eternal Coase and External Costs: A Case for Bilateral Taxation and Amenity Rights", Awarded Best Paper Prize at the Economics and Environment Network National Workshop, Australian National University, 2005.
- [17] Pigou, A., *The Economics of Welfare*. London: Macmillan, 1920.
- [18] Stavins, R., "Market-Based Environmental Policies", in Portney, P. and R. Stavins (eds.), *Public Policies for Environmental Protection*, second edition. Washington, DC: Resources for the Future, 2002.
- [19] Sterner, T., *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*. Washington, DC: Resource for the Future, 2002.
- [20] Turvey, R., "On Divergences between Social Cost and Private Cost", *Economica*, 1963, 30(119), 309—313.
- [21] 赵细康,《环境保护与产业国际竞争力:理论与实证分析》。北京:中国社会科学出版社,2003年。

The Efficient Assignment of Environmental Property Rights

SHIGUO MA

(East China University of Science and Technology)

Abstract Because of the existence of two-side moral hazards, simply shifting environmental property rights will not, in general, result in efficient avoidance allocation decisions by polluters and victims. Therefore, such simple shifting does not, generally speaking, result in a competitive equilibrium that is a Pareto optimum. Comparing different avoidance allocations arising from two different patterns of environmental property rights assignment is thus a comparison of two inefficient equilibria. This comparison helps to identify the cheapest cost avoider and confirm which pattern is more efficient.

JEL Classification D39, D62, K32