

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2019.02.012

环境税规制农业面源污染研究

——不对称信息和污染者合作共谋的影响^①

周志波^{1,2}, 张卫国¹

1. 西南大学 经济管理学院, 重庆 400715; 2. 重庆市税务局, 重庆 401121

摘要: 研究了完全信息和不完全信息条件下, 污染者存在合作共谋可能性时, 环境税规制农业面源污染问题的机制和效应。研究表明, 在不完全信息条件下, 当污染者之间的合作共谋程度不明确或不能被环境监管者有效观测时, 利用环境税规制农业面源污染将受到极大的限制; 如果监管机构能够投入很高的成本用于监测农业面源污染排放, 从而解决不对称信息问题, 那么最优的监管政策对于合作共谋的污染者集体有利, 会向合作共谋的集体征收税率较低的环境税, 但对不合作共谋的集体中的面源污染个体, 则会征收最优但税率很高的环境税。同时, 如果引入风险偏好因素, 当农业面源污染者厌恶风险时, 社会整体福利水平会随着污染者合作共谋指数的提高而提升。

关键词: 环境税; 农业面源污染; 环境规制; 不完全信息; 合作共谋; 风险偏好

中图分类号: F323.22; F810.424; X71; S19 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-9868(2019)02-0075-15

环境税最初被广泛应用于点源污染的防控, 相关的研究也大多局限于点源污染领域^[1-2]。经济学家们普遍承认, 诸如环境税(排污税)、可转让排污权交易许可等环境政策工具, 通过价格机制促进点源污染减排的能力很强并且十分有效^[3-4]。在环境经济政策工具的共同作用下, 点源污染问题得到有效控制, 但随着经济社会的发展, 面源污染问题却愈发突出, 并逐渐成为污染损害的主要来源。Camacho-Cuena 和 Requate^[4]指出, 许多环境问题, 尤其是由农业引起的环境问题, 都可以归入面源污染问题。农业面源污染作为面源污染的主要形式, 逐渐引起了学术界和实务界的关注, 特别是由于农业导致的湖泊、流域的面源污染问题, 让一些学者开始思考将环境税(补贴)、罚款等在点源污染控制方面运行良好的环境经济制度移植到农业面源污染的管控实践中。实际上, 自 1970 年代开始, 一些学者开始关注污染防控中的不对称信息问题, 并开始研究将环境税用于面源污染的控制^[5-6]。

一般情况下, 环境税的有效实施要求对每一个污染排放者的排污水平具有完全信息, 但农业面源污染不同于点源污染的一个最大特征就是无法有效观测农业生产者个体的污染行为, 污染管制机构只能获得关于总体环境污染排放水平的信息, 而不能获知个体污染排放水平^[4,7-8]。环境管制面临严重的信息不对称问题, 一方面可能源于观测每个个体的排放水平在技术上有困难, 另一方面则可能由于观测和掌握这些污染排放的信息成本非常高^[9]。信息不对称问题在一定程度上阻碍了环境税等政策工具在面

① 收稿日期: 2017-11-29

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(12&ZD100); 国家社会科学基金项目(13BJY149); 国家社会科学基金青年项目(18CGL024)。

作者简介: 周志波(1985-), 男, 博士研究生, 主要从事环境经济学、财税政策、政府管理方面的研究。

通信作者: 张卫国, 教授, 博士研究生导师。

源污染防控领域的应用^[10-12],但有关环境税治理农业面源污染的研究,最早也是从信息不对称方面取得突破的^[13].

关于面源污染环境税规制机制的研究表明,面源污染问题可以利用基于污染排放噪声观测的激励相容机制,在这一方面 Holmström^[14]的研究非常具有代表性,但他建立的理论模型依赖于 3 个假设.首先,总的面源污染排放量可能存在一些测量误差,但一定能够公开进行观测,这样就可以计算和征收环境税(实际上是一种排污税).每一个污染者根据监测到的排污水平,按照环境税税额标准,计算缴纳相应的环境税,第二,在选择污染排放水平时,面源污染者博弈遵循古诺-纳什(Cournot-Nash)行为模式,同时进行排污决策.换言之,面源污染者之间不存在先发优势,也不存在寡头、垄断等市场势力,他们具有同质性,同时进行决策,确定农业面源污染排放水平.第三,污染者是风险中性的.当每个排污主体都承担污染排放增加的边际成本时,环境税就是有效率的^[15-16].这样得出的结论即便在不对称信息条件下,规制者没有关于个体污染排放的信息,利用环境税调节面源污染也是可行的,并且可以实现有效率的配置.实际上,污染者个体污染排放相关的信息毫无价值,合意的环境税制度设计并不需要这些信息,这一结论已经被很多在该领域具有重要影响力的学者的相关研究所证明.例如,Cabe 和 Herriges^[10]建立的静态模型,McAfee 和 McMillan^[17]等引入逆向选择的研究,以及 Xepapadeas^[18]建立的动态模型,都再次验证了这一结论.同时,Lewis^[19]研究了机制设计在环境污染规制问题中的应用,Chambers 和 Quiggin^[20]将这一方法应用于农业面源污染的研究中,属于该领域的开创性研究,并且验证了上述结论.

当然,也有一些先前的研究对环境税的效率问题持否定态度,这种质疑主要来源于两个方面.第一,污染主体必须清楚他们的个体排放行为对于污染排放总水平测量的影响,而排放主体众多是农业面源污染的重要特征,因而要满足这一条件就变得十分困难^[10].第二,环境税一般适用于对污染排放量的随机噪声测量,根据有噪声的随机测量值征收环境税,给污染者带来了风险,而这种风险会使得社会成本非常高,即便污染者是规避风险的.从理论上讲,采用非线性激励机制能够减少对环境税效率问题的质疑,但这样的机制往往会导致自相矛盾的结果,最典型的就是最优政策要求无限处罚但处罚率为零.激励机制的设计也依赖于精确的测量误差的概率分布特性,而这种特性又使得在实际操作层面十分困难.

上述对于环境税规制面源污染的质疑,一般都没有考虑面源污染者之间的沟通协调和合作共谋因素.如果放松污染者合作共谋的假设,可能结论会有所差别,这种质疑可能也会在一定程度上得到合理的解释.实际上,放松非合作行为假设本身是否重要,与面源污染集体的性质有关联,特别是许多农业问题涉及当地流域的污染问题,污染者之间合作共谋的方法在减少污染排放方面可能会有价值.农业生产者之间的合作是必不可少的,他们建设并保护湿地和池塘以捕捉硝酸盐排放量就是这方面的典型例子.此外,在欧洲和其他国家有一种环境政策趋势,就是使用依赖于污染者合作的自愿协议或契约,实现污染减排的目标^[21].从工作场所^[22]、小额信贷机构^[23]到农业环境组织的不同情境,农业面源污染者之间存在的合作都有据可查.Kandel 和 Lazear^[22]的研究表明,因社会道德带来的同行压力为污染者采取合作共谋策略提供了有效的激励,De Janvry 等^[24]研究了污染者之间的合作共谋质量如何依赖于监管和执行成本,本文将说明面源污染者合作共谋是如何在环境政策中发生的.值得注意的是,现有的监管机构往往在社会层面和专业技术层面依赖于地理位置上较近的主体之间的合作,这实际上就是一个同行监测的制度框架.早在 20 世纪 90 年代初,荷兰就成立了农业合作社,以协调政府为防止过量施肥导致富营养化问题而采取的各项政策措施.

有关同行监测的研究文献表明,当污染主体之间共享规制者(政府)不能观测掌握的相关信息时,签订协议进行同行监测就有价值^[25-26],有利于面源污染的减排和控制,与规制者(政府)相比,污染主体在污染排放方面拥有很多的信息优势,这种同行监测的优势已被一些实证研究用于公共财产资源管理^[27-28].地理上的邻近有助于监测可能的共谋偏离(违约),合作也需要对不合作的违约方实施制裁的能力,否则这种合

作共谋就是一种松散的、没有任何保障的“口头协议”,会对面源污染者的决策行为模式造成重大的影响,因为每一个参与合作共谋的污染者都可能为了获得额外的利益而背离“协议”。从这一点上说,将违约者排斥在共同项目(例如农业合作、专业协会、联合研究)之外的威胁可以形成一种有效的行为约束,阻止污染者对合作的偏离或者违约,保证污染者之间的合作共谋行为具有稳定性。众所周知,在重复的博弈中,如果污染主体的贴现因子足够高,诸如社会孤立等可信的威胁有助于维持污染主体之间的合作。农业面源污染主体如果在博弈中同时决策、同时行动,也可能出现合作的结果,例如社会协作,或者合作社共享共同的生产要素。如果污染主体停止减排合作,通过使用触发策略并威胁恢复到非合作的二次博弈均衡状态,他们就可能在排放和减排方面维持合作^[29]。注意,即使对合作的背离无法有效观测,某些合作仍然是可持续的。在这种情况下,对农业面源污染排污行为的惩戒制裁必须针对污染者集体,并且总体排放水平高于设定的某一阈值。在均衡状态下,没有人偏离设定的排放水平,但如果污染排放监测是随机的,惩戒制裁却是无效率的,这与Green和Porter^[30]的研究结果吻合。

总体上看,此前的文献很少研究环境政策的配合问题。Hansen^[3]提出,设置环境税(排污费)的最低支付额度,我们可以证明这种制度调整在经济学意义上是有助于增进社会福利的。然而,Hansen的这一建议并不总是有效的,当污染排放总水平的测量有噪音时,结论就依赖于对测量误差分布函数的确切信息。

本文将分析第三个质疑环境税效率结果的理由,即污染者之间是否可能采取合作共谋策略。我们把合作共谋定义为污染者为了实现集体利润(或者收益、福利)最大化而协调各自污染排放水平的一种能力,并假设这种合作共谋是污染者的一种外生性特征,即合作共谋的程度是外生决定的。这个假设让我们可以更清晰地分析政府如何利用环境税规制采取合作共谋策略的农业面源污染者,即给定污染者之间的合作共谋程度,规制者(政府)如何作出反应。至于污染者合作共谋与政府规制之间是否存在倒置的因果关系,或者说政府规制如何引致污染者合作共谋,又是另一个重要的问题,在本文中暂不做探讨。不过,分析污染者合作导致的影响十分重要,本文将着重进行深入剖析。通常而言,针对污染排放总量征收的环境税,让每一个污染者付出代价。在没有合作的情况下,每一个农业面源污染者在做出排放决策时,都不会考虑其他污染者为污染排放而额外付出的代价,因而在通常的古诺-纳什博弈(Cournot-Nash game)中,最优污染排放水平对整个污染者集体而言,是缺乏效率的,即个体理性与集体理性相悖离,造成社会福利的无谓损失。相反,如果农业面源污染者能够通过沟通协调进行合作,可以将他们的排放总量降到更低的水平,进而实现社会福利水平的提升,即帕累托效率改进,这也是本文研究的动力和目的所在。

下文将论证在征收环境税的情况下,合作共谋的可能性对行为有重要影响。然而,现实中对农业面源污染单独征收环境税的例子很少,美国的区域污染管制算是一个近似的例子。比如“大沼泽地永久行动”,在这一制度框架下,如果总的降磷目标没有实现,那么土地税税率就自动调增^[31-32]。接下来将论证,现实中征收环境税的困难可能源于监管机构无法获知污染者是否会采取合作共谋的行为方式。事实上,监管者很难观察到同行监控的有效性、农业面源污染主体的不同博弈以及博弈中相关威胁的价值和有效性。本文首先建立了基本模型并分析了完全信息条件下环境税规制农业面源污染的情况,分析了当农业面源污染者合作的程度无法获知的情况下环境税机制的运行情况,接着引入了一种基于排污监控的新的政策工具,对不合作共谋的农业面源污染者采用排污税机制,而对合作的污染者采用环境税机制分析了这种规制机制如何在一个简单的两类型(完全合作与完全不合作)模型以及连续型(合作共谋指数多元连续)模型中运行,并且证明了这种规制机制在面源污染者厌恶风险的情况下十分有效。最后还比较分析了本文建立的农业面源污染规制机制和现有文献提供的各种政策工具的科学性和可操作性。

1 环境税规制农业面源污染:基准模型

我们将建立一个环境税规制农业面源污染的基本分析框架,之后逐步放松假设条件,并引入污染者的

风险偏好、合作共赢等因素,比较分析完全信息和不完全信息条件下环境税规制面源污染的效率。

1.1 模型基本假设

1.1.1 面源污染者行为

为了简化问题、便于分析,我们假设在经济中存在 n 个相同的、风险中性的农业面源污染主体,暂不考虑污染主体的异质性问题,同时不考虑产品市场,因而没有引入消费者剩余变量. 污染主体 $i = 1, 2, \dots, n$ 同时决策,选择污染排放水平 e_i ,其生产经营利润 $\pi(e_i)$ 减去向政府支付的净金额(环境税或排污税扣除一次转移支付)后为其净收益 U . 利润 $\pi(e_i)$ 是污染排放 e_i 的函数,并且是严格凹的,其一阶导数单调递减,因而其反函数 $\varepsilon = (\pi')^{-1}$ 也是严格凹的. 这样,农业面源污染者的问题就是:面对政府对每单位污染排放征收排污税 t 的政策,选择一个最大化净收益的污染排放水平 $e = \varepsilon(t)$. 我们有如下假设条件:

假设 1 税收收入 $t\varepsilon(t)$, 是一个关于 t 的凹函数.

直观上,这个假设让环境税(排污税)函数具有“拉弗曲线”的形状. 实际上,这个假设并不苛刻,利润函数的三阶导数非正即可满足条件. 在对称信息条件下,农业面源污染者排放 e ,并向政府缴纳费用 F . 单个污染者的净收益为

$$U = \pi(e) - F \quad (1)$$

需要说明的是,农业面源污染者向政府缴纳的费用 F ,既可以是排污税,也可以是环境税.

1.1.2 环境损害函数

假设环境损害 D 与农业面源污染排放总量 $E = \sum_{i=1}^n e_i$ 有关,并且污染排放的边际损害递增,即环境损害

函数 $D(\sum_{i=1}^n e_i)$ 是凸的,其二阶导数 $D''(\sum_{i=1}^n e_i) > 0$.

1.1.3 政府行为

假设政府在筹集公共收入方面采取比较温和的政策,且环保意识比较高,基于观测到的一些变量对农业面源污染者实行货币性征收惩罚,以实现降低污染排放带来的环境损害的政策目标. 假设政府对每个农业面源污染者根据污染排放量定额征收排污税或环境税 t ,其总量为 F . 同时,假设政府筹集公共收入的边际成本为 $1 + \lambda$,其中 λ 是一个与政府预算约束相关的乘数,是一个常数外生变量.

由于污染者在决策时并未考虑环境损害的成本,政府调控就显得尤为必要,因此我们假设政府的政策目标就是实现社会总体剩余 SS 最大化. 在征收排污税的情况下,单个农业面源污染者总的支付 $F = t\varepsilon(t)$,社会总剩余为

$$SS = nU - D(ne) + (1 + \lambda)nF \quad (2)$$

其中,其中 λ 是一个与政府预算约束相关的乘数, $1 + \lambda$ 为政府筹集公共收入的边际成本. 将(1)代入(2)做 $F = \pi(e) - U$ 的替换可以得到:

$$SS = n(1 + \lambda)\pi(e) - D(ne) - n\lambda U \quad (3)$$

可以发现,给农业面源污染者个体留下经济租的社会成本非常高昂,因为政府筹集公共收入的成本比较高(具体多高取决于常数变量 λ). 同时,由于污染者可以选择停业或者迁址,我们假设所有的制度规制都必须满足参与约束,即农业面源污染者的净收益 U 必须高于一个合理必要的水平,以维持其正常的生产和再生产,即净收益的下限(比如 $U = u$). 参与约束条件防止政府使用一次总付税手段筹集财政资金,同时,政府为了筹集足够的公共收入,必然会通过其他税收制造经济扭曲,即其他税种必然扭曲经济资源配置,这也是政府公共收入的边际成本大于 1 的重要原因^[33-34]. 这样,在参与约束条件 $U = u$ 下,求解(3)式最大化的条件,假设均衡条件下污染者个体排放水平为 e^* ,最优的排污税为 t^* ,一阶条件可以表示为

$$\pi'(e^*) = \frac{D'(ne^*)}{1 + \lambda} \equiv t^* \quad (4)$$

在这个基准模型中, 政府通过对农业面源污染者个体征收税率为 t^* 的从量排污税, 并实行一次转移支付, 确保满足参与约束条件. 尽管这一排污税水平因公共收入边际成本大于 1 而对资源配置造成了扭曲, 但它仍然是一个最优环境下的税率水平, 在存在其他约束条件的情况下, 均衡的税率水平与最优税率水平会有一些的差异.

在实践中, 观测排污行为的成本很高, 因为如果要精确地测量农业面源污染排污水平, 政府必须安装一系列价格高昂的专业化设备. 排污监测的成本不仅包括设备安装的成本, 还包括一些其他相关成本, 比如向监测工作者支付的工资福利以及防范合作合谋的约束成本. 这种监管制度使得向排污者定额征收排污费具有可操作性, 与之前建立的基准模型的唯一差别在于, 均衡条件下社会总剩余水平因为监管成本的存在而减少了.

如果政府选择不增加排污监管系统的成本, 那么农业面源污染者的个体排放水平就难以观测. 在现实中, 从更为宏观的层面看, 全球污染水平通常是可以通过关于全球环境损害或诸如水体污染浓度测算等手段计算出来的. 由此引申, 污染的总体水平一般是可以测算的, 但个体污染排放水平难以监测, 这样的假设具有一定的合理性. 因此, 我们假设政府可以监测的唯一变量是农业面源污染排放总水平, 并且这一观测值 m 是有噪音的、真实估计的且无偏的, 以数学形式表达为

$$E(m \mid \sum_i e_i) = \sum_i e_i \quad (5)$$

上式中, E 是算术平均(期望)符号. 观测值 m 有噪音这一假设在模型分析过程中具有重要的作用. 在这样一个面源污染问题中, 规制政策工具在收费(征税)中依据的唯一变量就是 m . 接下来, 我们首先考虑一致的线性征税问题, 即:

$$F(m) = \tau m + T \quad (6)$$

上式中, τ 是基于监测总排放值征收的环境税, 而 T 则是一次总付税, 这实际上是为了满足污染者的参与约束条件, 政府(规制者)对污染者的转移支付($T < 0$), 在本质上属于一种环境税式支出制度安排. 污染者支付的环境税等于税率 τ 乘以监测到的面源污染排放总水平 m , 但是, 给定其他所有污染者的排放水平, 对污染者个体而言, τ 也是自身增加单位排放的边际环境税支出(成本), 因而, 对污染者个体而言, 环境税 τ 实际上就是一种排污税.

1.2 农业面源污染者非合作基准模型

当农业面源污染者采取非合作策略, 环境税 τ 对其行为的影响可以通过求解一个简单的古诺-纳什博弈问题进行分析. 对污染者 i 而言, 给定其他污染者 $j \neq i$ 的排污策略 $(e_j)_{j \neq i}$ 时, 其目标函数为

$$\text{MAX. } E[\pi(e_i) - \tau m \mid \sum_{j=1}^n e_j] = \pi(e_i) - \tau \sum_{j=1}^n e_j \quad (7)$$

污染者根据期望收益最大化的原则, 选择最优的排污水平 $e = \varepsilon(\tau)$, 最优的排污税水平就是将环境税税率设定在 $\tau = t^*$ 的水平. 因此, 关于污染者个体排放水平的相关信息就没有价值了, 也就是环境税规制面源污染有效率^[13-15, 17]的一个典型例子和有力证据. 值得注意的是, 在上述均衡状态下, 农业面源污染者的集体收益(利润)并未实现最大化, 因为每个污染者在做出污染排放决策时并未将其他污染者必须支付的费用内生化的, 即排污决策并未考虑其他污染者必须承担的成本.

1.3 农业面源污染者合作的基准模型

分析农业面源污染者采取合作共谋策略的情形. 所谓合作共谋, 是指污染者协调排放选择、实现更好的成本“内部化”结果的一种能力和行为^[35-36]. 为了简化问题, 不对污染者之间合作的产生机制进行分析, 而将其合作视为一个外生变量. 污染者之间的合作共谋程度, 依赖于污染者观测其他污染者排放水平的能力. 因为如果污染者无法通过有效观测掌握其他污染者排放情况的信息, 可能会导致其他污染者采取损害其利益的排污行为. 推而广之, 如果每个污染者都面临这样的情形, 合作共谋的可能性就会

明显降低,甚至出现无法合作的情形.对于政府(规制者)而言,即便不能有效监测污染排放水平,但可以采用复杂的制度机制,通过面源污染者申报排污水平而逐步获得真实的排污量信息.但是,为了简化这个问题,我们对环境税 τ 和一次总付税 T 进行分析说明,必须承认,这种分析有一定的局限性,但可以通过稳健性考虑加以论证.在完全信息条件下,如果已知一个污染群体是否合作,这种局限性就没有任何影响,因为有效的均衡总是可以实现的.但在不完全信息条件下,这种局限就变得很重要,对所分析的问题影响很大,因为政府可能需要通过复杂的制度机制设计,以获知农业面源污染群体在排污水平的选择上是否采取合作共谋策略.

为了将污染者之间的合作共谋程度纳入模型,假设一个污染群体中有 n 个污染者,并且这些污染者被分为 n/k 个组,每组 k 个污染者.因此,定义农业面源污染者的合作共谋指数 $x = k/n, x \in [1/n, 1]$.面对政府根据监测到的总排放水平征收环境税 τ 的政策,每组污染者都相互合作,确定自身的污染排放水平,以实现集体利益(收益)最大化.对于一个有 k 个成员的组,如果用 S 代表其他组的排放总水平,那么整个污染群体的总排放水平为 $S + ke = S + xne$.该组每一个污染者(在支付一次总付税 T 之前)的净收益为

$$b(x, \tau) = \pi(e) - \tau(xne + S)$$

每个污染者净收益最大化的一阶条件可以表示为

$$\pi'(e) - xn\tau = 0$$

在均衡状态下,排污税的水平满足下列条件:

$$\pi'(e^*) = xn\tau \equiv t^* \quad (8)$$

当组内每个污染者都选择排放水平 $e = \varepsilon(xn\tau)$ 时,收益实现最大化.由于所有污染者都据此做出决策,

$$xne + S = n\varepsilon(xn\tau)$$

可以计算污染者个体的利润水平为

$$b(x, \tau) = \pi[\varepsilon(xn\tau)] - n\tau\varepsilon(xn\tau) \quad (9)$$

求解 $b(x, \tau)$ 对 x 的偏导数可得:

$$\frac{\partial b(x, \tau)}{\partial x} = \pi'(e) \cdot \xi'(xn\tau) \cdot n\tau - n^2\tau^2 \cdot \xi'(xn\tau)$$

在均衡条件下,将(8)式代入上式可得:

$$\frac{\partial b(x, \tau)}{\partial x} = (x-1)n^2\tau^2 \cdot \xi'(xn\tau) > 0 \quad (10)$$

求解 $b(x, \tau)$ 对 x, τ 的交叉偏导数可得:

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 b(x, \tau)}{\partial x \partial \tau} &= (x-1) \cdot n^2 \cdot 2\tau \cdot \xi'(xn\tau) + x(x-1) \cdot n^3\tau^2 \cdot \xi''(xn\tau) = \\ &= \frac{n\tau(x-1)}{x} [2\xi'(xn\tau) \cdot nx + \xi''(xn\tau) \cdot n^2x^2\tau] > 0 \end{aligned} \quad (11)$$

由此可见, $b(x, \tau)$ 是关于 x 的递增函数,并且随着税率 τ 的提高,污染者之间合作共谋获得的收益也会增加.我们可以正式得出以下推论:

推论 1 $b(x, \tau)$ 是关于 x 的递增函数,并且在假设 1(税收函数 $t\varepsilon(t)$ 是 t 的凹函数)下, $b(x, \tau)$ 对 x 和 τ 的交叉偏导数为正,从而面源污染者间采取合作共谋策略获取的收益会随着环境税税率 τ 单调递增.

由(8)式可知,如果监管者(政府)清楚农业面源污染者合作共谋的程度(x 的值),那么,环境税有效率的结果可以拓展到采取合作策略的污染群体.实际上,我们可以继续得出以下推论:

推论 2 在已知污染者合作程度 x 的完全信息条件下,最优资源配置要求环境税税率 $\tau = \frac{t^*}{xn} = \frac{t^*}{k}$,因而最优环境税税率 τ 随着污染者合作指数 x 的增大而递减.

这一结果隐含的结论是,关于农业面源污染者个体排放的信息没有价值.有趣的是,最优的环境税水

平差别较大,对于不合作的污染群体($x=1/n$)最优环境税为 t^* ,而对合作的污染群体($x=1$)最优环境税为 t^*/n .实际上,根据 $e=\epsilon(xn\tau)$ 可以得知,给定环境税水平的激励作用随着合作共谋指数 x 的增加而提升,即合作程度越高,均衡的污染排放越大,这也是让环境税制度体系遭受质疑的一个重要原因.比如,如果污染群体的合作程度足够高,在实践中通过环境税实现较大数额的转移支付的可行性就大打折扣.值得一提的是,如果污染者不了解他们自己的行为将如何影响政策^[10],可以在模型中令 $x=0$ 加以解决,但在这种情形下,环境税显然没有效率.

2 环境税规制农业面源污染:不完全信息模型

我们假设已知农业面源污染者之间的合作程度(以指数 x 表示),分析了最优规制政策如何随着污染群体的合作指数 x 变化而变化.实际上,解释污染者之间合作程度的变量看上去并不能被政府(规制者)所观测或掌握,这些变量包括:邻近和同行监控的努力,来自社会规范的压力,存在着另一种博弈均衡(合作的或非合作的)等等.因此,政府(规制者)不能预先知道农业面源污染主体属于哪种类型.接下来,我们将分析如何获取农业面源污染者合作类型相关信息的问题.

和契约理论一样,显示性原理允许我们将研究重点集中于直接调控机制.在这种机制下,政府(规制者)根据农业面源污染主体的合作程度(以合作指数 x 衡量)提供一种契约,设定环境税 $\tau(x)$ 和一次转移支付 $T(x)$.同时,这种机制还要满足以下激励相容约束条件:

$$\forall x, \tilde{x}: b(x, \tau(x)) + T(x) \geq b(\tilde{x}, \tau(\tilde{x})) + T(\tilde{x})$$

其中, \tilde{x} 是除 x 外的污染者合作指数的任何其他值.环境税规制农业面源污染的结果会令人十分惊讶.如果政策组合 $(\tau(x), T(x))$ 和 $(\tau(\tilde{x}), T(\tilde{x}))$ 比较而言,合作指数为 x 的污染群体更加偏好前者,合作指数为 \tilde{x} 的污染群体更加偏好后者,则必有:

$$\begin{aligned} b(x, \tau(x)) + T(x) &\geq b(x, \tau(\tilde{x})) + T(\tilde{x}) \\ b(\tilde{x}, \tau(\tilde{x})) + T(\tilde{x}) &\geq b(\tilde{x}, \tau(x)) + T(x) \end{aligned}$$

以上两式经过替换可得:

$$b(\tilde{x}, \tau(x)) - b(x, \tau(x)) \leq b(\tilde{x}, \tau(\tilde{x})) - b(x, \tau(\tilde{x})) \quad (12)$$

根据推论1, $b(x, \tau)$ 对 x 和 τ 的交叉偏导数为正,我们可以得出以下结论:

推论3 在假设1下,任何激励相容的环境税 $\tau(x)$ 必须是关于 x 的非递减函数.

从经济学意义上讲,推论3意味着合作程度高的群体能够更好地应对环境税的提高,结果却会导致更高的环境税.但是,从推论2可知,政府(规制者)在实践中更愿意采取的政策与该结论正好相反,因为在完全信息条件下最优的环境税 $\tau = \frac{t^*}{xn}$.因此,环境税规制面源污染的政策严重受限于不完全信息,并且环境税规制面源污染有效的结论不能拓展到污染者可能合作的情形,这一结论对于不完全信息条件下的最优面源污染规制政策具有重要的影响,因为对政府(规制者)而言,只有提高环境税税率是可行的,并希望环境税率随着污染者合作指数 x 上升而降低(与完全信息条件下的情况保持一致).最优的也是可行的规制政策应当让具有不同合作指数 x 的农业面源污染群体面临相同的环境税 τ ,尽管资源配置的效率性要求不同的环境税税率.因此,环境税必须设置在一个中间值,对非合作群体而言税率过低,而对合作群体而言税率过高.换言之,与最优状态相比,非合作群体的污染排放高于最优水平,合作群体的污染排放低于最优水平,出现这一否定的结论的关键在于严格的激励相容约束.因此,在不完全信息条件下,要实现环境税规制农业面源污染有效,需要引入其他的政策工具,即成本高昂的排污监控制度,以放松激励相容约束.

3 农业面源污染的有效规制:环境税配合排污监控

一般来说,最优的面源污染规制政策应当是提供两种政策选择:环境税机制和对个体排放进行监控并

实施传统庇古税的机制. 以 C 代表监控每一农业面源污染排放者排放量的成本. 由于合作程度高 (x 值较大) 的群体可以更好地应对环境税的调整, 合作程度较低 (x 值较小) 的群体看起来应当倾向于选择后者 (排污税或基于排放监控的庇古税), 而合作程度较高 (x 值较大) 的污染群体则更倾向于选择环境税. 接下来, 我们将遵循从特殊到一般的原则, 逐步放松假设, 分析农业面源污染者合作共谋指数 x 对最优环境税规制政策选择的影响.

3.1 污染者两类型的情况: 完全不合作与完全合作

首先, 我们考虑污染者整个群体可以是完全非合作 ($x=1/n$) 或完全合作 ($x=1$) 的情形. 当监控成本 C 非常高时, 政府 (规制者) 为农业面源污染者提供政策选择: 两种环境税配合不同的一次转移性支付, 即 (τ, T) 和 $(\tilde{\tau}, \tilde{T})$. 这样, 激励相容约束可以写成:

$$U = b\left(\frac{1}{n}, \tau\right) + T \geq b\left(\frac{1}{n}, \tilde{\tau}\right) + \tilde{T} \text{ (完全非合作群体)}$$

$$\tilde{U} = b(1, \tilde{\tau}) + \tilde{T} \geq b(1, \tau) + T \text{ (完全合作群体)}$$

其中, U 和 \tilde{U} 分别为完全非合作群体、完全合作群体的净收益. 根据以上两式可以得到:

$$b(1, \tau) - b\left(\frac{1}{n}, \tau\right) \leq \tilde{U} - U \leq b(1, \tilde{\tau}) - b\left(\frac{1}{n}, \tilde{\tau}\right) \quad (13)$$

(13) 式中第一个不等式表明, 规制政策给完全合作的农业面源污染群体留下了社会成本很高的经济租, 因为推论 1 决定了不等式左边的表达式为正, 并且随着 τ 的增加而增加. 因此, 政府 (规制者) 的最佳反应是让 τ 向下偏离最优值. 同样, 只有当 $\tau \leq \tilde{\tau}$ 时, 关于利润差的不等式才成立, $\tau \leq \tilde{\tau}$ 也是环境税 τ 被扭曲低于 t^* 的另一个原因, 并且如果约束条件仍然满足, 那么 τ 应当被扭曲高于 $\frac{t^*}{xn}$. 总之, 这种统一的环境税规制是没有效率的.

现在再来分析一下当社会成本 C 不太高时, 政府 (规制者) 可以向污染者提供两种政策选择时会出现什么情况: 一种政策是对面源污染排放进行监控, 对污染排放征收排污税 t 并实施一次转移支付 T ; 另一种政策是不对面源污染排放进行监控, 而对污染排放行为征收环境税 $\tilde{\tau}$ 并实施一次转移支付 \tilde{T} . 需要注意的是, 在征收排污税 t 的情况下, 不论污染者是否合作, 整个群体的决策行为都一致, 每个排污者的收益为

$$\pi(\xi(t)) - t\xi(t)$$

实际上,

$$\pi(\xi(t)) - t\xi(t) = b\left(1, \frac{t}{xn}\right)$$

因此, 激励相容约束简化为

$$U = b\left(1, \frac{t}{xn}\right) + T \geq b\left(\frac{1}{n}, \tilde{\tau}\right) + \tilde{T} \text{ (非合作群体)}$$

$$\tilde{U} = b(1, \tilde{\tau}) + \tilde{T} \geq b\left(1, \frac{t}{xn}\right) + T \text{ (合作群体)}$$

规制政策还必须满足参与约束条件. 假设两种类型的农业面源污染群体的保留效用 u (这是最初没有环境税政策的状态) 都相同, 我们会发现令人吃惊的结果: 在无需让农业面源污染主体获得经济租的前提下, 就可以实现资源的最优配置. 实际上, 可以令 $t = xn\tilde{\tau} = t^*$ 和 $T = \tilde{T}$, 激励相容约束条件自然得到满足. 并且, 通过提供一次转移支付 $T = \tilde{T} = u - b\left(1, \frac{t^*}{xn}\right)$, 实现 $U = \tilde{U} = u$. 从而, 我们可以得出以下推论:

推论 4 当农业面源污染群体可能完全合作或完全不合作时, 最优的规制政策是为污染者提供一种政策选择: 要么选择对个体征收排污税 t^* , 要么对个体征收环境税 $\tau = \frac{t^*}{xn}$ 并且进行数额为 $u - b\left(1, \frac{t^*}{xn}\right)$ 的一

次转移支付. 除了当污染者完全不合作时发生监控成本外, 这种环境税规制政策是有效率的.

实际上, 这种环境税规制机制是非常简单的, 并且让政府(规制者)在污染者合作时使监控成本最小化. 更重要的是, 这种机制不会给农业面源污染者留下任何的信息租, 这是一个面临预算约束的政府(规制者)需要考虑的问题. 同时, 在这种机制下, 农业面源污染者不知道自己的个体行为对总体排放观测值 m 的影响, 其合作指数 $x = 0$, 因此最后必然会以传统的排污税结果(如果监管成本不超过整个社会剩余).

3.2 污染者类型连续的情况: 多种水平的合作

上面的结论是否适用于污染群体合作指数 x 可以取两个以上的值的情况呢? 这一部分主要分析更为一般的最优规制政策, 合作指数 x 可以取 $\left[\frac{1}{n}, 1\right]$ 之间的任意值. 为了不失一般性, 合作共谋指数为 x (x 属于某一集合 X , X 也可能是空集) 的污染群体倾向于监控他们个体排放水平, 并征收排污税 t 、实施一次转移支付 T , 其他污染群体应该从一系列环境税政策组合 $(\tau(x), T(x))$ 中进行选择.

首先假设污染者 i 不属于集合 X , 那么, 相对于排污税政策组合 (t, T) , 污染者 i 必然偏好于环境税政策组合 $(\tau(x), T(x))$:

$$b(x, \tau(x)) + T(x) \geq b\left(1, \frac{t}{xn}\right) + T$$

现在考虑合作程度更高的群体: $\tilde{x} > x$. 由于 $b(x, t)$ 是 x 的递增函数, 可以得到:

$$b(\tilde{x}, \tau(x)) + T(x) > b\left(1, \frac{t}{xn}\right) + T \quad (14)$$

因此, 任何 $\tilde{x} > x$ 必然更加倾向于选择环境税. 我们也证明倾向于排污税的集合 $X \in [0, x^*]$, 所有合作程度低于 x^* 的群体都倾向于排污监控政策, 其他所有类型都倾向于环境税. 考虑后面两种类型, 正如前文所述, 激励相容约束条件为

$$\forall x, \tilde{x} > x^*: U(x) = b(x, \tau(x)) + T(x) \geq b(\tilde{x}, \tau(\tilde{x})) + T(\tilde{x})$$

其中, $U(x)$ 是每个污染主体的收益. 根据包络理论可得:

$$\frac{dU}{dx} = b_x(x, \tau(x)) > 0 \quad (15)$$

因此, 所有合作指数高于 x^* 的所有类型都获得了经济租. 通过减少一次转移支付 T , 可以保证合作指数低于 x^* 的所有类型的污染群体参与约束条件仍然满足. 因此, 必然有

$$b\left(x^*, \frac{t}{nx^*}\right) + T = u \quad (16)$$

并且, 合作指数 $x > x^*$ 的所有类型的污染者的经济租为

$$U(x) = u + \int_{x^*}^x b_x(r, t(r)) dr \quad (17)$$

根据前文, 可知期望剩余为

$$W = \int_0^{x^*} \left[\pi(\xi(t)) - \frac{\lambda}{1+\lambda} u - \frac{1}{n} \frac{D(n\xi(t))}{1+\lambda} - C \right] dH(x) + \int_{x^*}^1 \left[\pi(\xi(xn\tau(x))) - \frac{\lambda}{1+\lambda} U(x) - \frac{1}{n} \frac{D(n\xi(xn\tau(x)))}{1+\lambda} \right] dH(x)$$

其中, H 是一个关于 x 的累积概率分布函数, 以 h 表示其概率密度函数, 通过分部积分, 可以得到:

$$W = \int_0^{x^*} \left[\pi(\xi(t)) - \frac{1}{n} \frac{D(n\xi(t))}{1+\lambda} - C \right] dH(x) - u + \int_{x^*}^1 \left[\pi(\xi(xn\tau(x))) - \frac{\lambda}{1+\lambda} \frac{1-H(x)}{h(x)} b_x(x, \tau(x)) - \frac{1}{n} \frac{D(n\xi(xn\tau(x)))}{1+\lambda} \right] dH(x) \quad (18)$$

我们忽略约束条件, 最优的环境税 $\tau(x)$ 必然满足以下条件:

$$\tau(x) = \frac{D'(n\xi(xn\tau(x)))}{xn(1+\lambda)} + \frac{\lambda}{1+\lambda} \frac{1-H(x)}{h(x)} \frac{b_{x\tau}(x, \tau(x))}{x^2 n^2 \xi'(xn\tau(x))} \quad (19)$$

等式右边第二项主要源于不完全信息, 并且在推论 1 下为负, 从而将环境税扭曲到最优水平 $\frac{t^*}{xn}$ 以下. 但要注意, 如果第二项表达式随 x 的变化而变化不大(也就是公共收入的边际成本 λ 不太高时), $\tau(x)$ 的导数由环境损害函数 $D(n\xi(xn\tau(x)))$ 对 x 的导数给出, 并且 $\frac{d\tau}{dx}$ 是负的. 因此, 对每个 x 的值, 都有一个聚束, 因而只有一个环境税的税率. 我们很容易证明, 对任何一个 $\tau > t^*$ 甚至对任何一个 $\tau > \frac{t^*}{x^*n}$, 第二个表达式中的每个部分都是 τ 的递减函数, 因此, 环境税的税率设在一个更低的水平, 从而, 我们得到以下推论:

推论 5 在不完全信息条件下, 最优的农业面源污染规制是提供一种在排污监控配合最优排污税 t^* 及征收环境税 $\tau(x)$ 两种政策之间的选择. 合作指数较低的污染群体选择排污监控配合最优的排污税政策, 并且无法获得经济租(信息租); 合作指数较高的污染群体选择环境税政策. 在假设 1 下, 环境税低于最优排污税 t^* , 并且如果 λ 足够小, 污染者只会选择环境税政策, 政府(规制者)也只会采用环境税政策.

这一推论将推论 4 的结果推广到更为一般的情况. 一个共同的特征就是, 如果农业面源污染群体合作指数足够高, 就可以节约排污监控成本. 这种积极的效应必须权衡信息租和排污监控成本, 以便正确地设置 x^* 这个临界值. 即使由于经济租、环境税被扭曲或者高昂的排污监控成本等原因, 最终的结果不再是最优的, 这项政策仍然很简单, 可能在实践操作层面更有意义.

3.3 引入污染者风险偏好的情况: 风险规避

对环境税政策的一种普遍质疑认为, 由于污染测量误差的存在, 污染者所承担的风险较高, 因此很多研究支持建立一个成本高昂的污染排放监控系统. 事实上, 如果有一个完善的监控系统, 风险和合作两种因素的存在都不会有任何影响, 因为个体的污染排放都被征了税, 补偿了污染排放造成的社会成本. 为了将问题分析得更透彻, 我们将分析模型拓展到风险规避型污染者的情况. 正如上文所述, 在污染者规避风险的情况下, 必要的环境税税率更低, 直观地讲, 与测量误差相关的风险应当大幅降低. 因此, 只要农业面源污染主体的合作程度足够高, 就可以使用线性的环境税政策, 即使在面源污染群体采取合作共谋策略的条件下, 污染个体也是规避风险的. 事实上, 我们可以正式地证明这一点:

根据假设条件, 我们可以得到:

$$m = \sum_i e_i + y \quad (Ey = 0) \quad (20)$$

其中, y 为污染排放总量监测值的随机噪声, 其概率分布不依赖于污染排放量. 在这种情况下, 个体污染者选择的污染排放水平与其对待风险的态度和偏好没有关系, 这可以总结为冯·纽曼-摩根斯坦函数, 或者期望效用函数 V , 给定保留效用 u , 规制者的最优化问题变为:

$$\text{MAX}_{\tau, T} \quad n\tau\xi(xn\tau) + T - \frac{1}{n} \frac{D(n\xi(xn\tau))}{1+\lambda} \quad (21)$$

参与约束条件为

$$EV(b(x, \tau) - T - \tau y) \geq u \quad (22)$$

约束条件束紧, 所以 T 由 $EV = u$ 隐含给定. 由于 $Ey = 0$, 可以得到:

$$\begin{aligned} \frac{\partial T}{\partial \tau} &= b_\tau - \frac{\text{cov}(y, V')}{EV'} \\ \frac{\partial T}{\partial x} &= b_x \end{aligned} \quad (23)$$

现在可以推导最优化问题的一阶条件:

$$n\xi(xn\tau) + n^2\tau x\xi' + b_\tau - \frac{\text{cov}(y, V')}{EV'} - \frac{D'(n\xi(xn\tau))}{1+\lambda}xn\xi' = 0 \quad (24)$$

根据 $b(x, \tau)$ 的定义, 可以得到:

$$b_\tau = \tau x^2 n^2 \xi' - n\xi - n^2 \tau x \xi' \quad (25)$$

因此, 一阶必要条件简化为

$$\tau = \frac{1}{nx} \frac{D'(n\xi(xn\tau))}{1+\lambda} + \frac{1}{x^2 n^2 \xi'(xn\tau)} \frac{\text{cov}(y, V')}{EV'} \quad (26)$$

可以发现, 如果农业面源污染个体是风险规避型的, 那么协方差 $\text{cov}(y, V')$ 为正, 从而最优的税率由于风险规避而降低了。

为了分析目标函数随 x 的变化趋势, 我们简单地利用包络理论, 推导目标函数对 x 的导数可得到:

$$Y \equiv - \frac{D'}{1+\lambda} n\tau\xi' + n^2\tau^2\xi' + b_x \quad (27)$$

利用(10)式进行替换, 可以得到:

$$Y = \xi' n\tau \left(xn\tau - \frac{D'}{1+\lambda} \right) \quad (28)$$

利用(26)式进行替换, 最终得到:

$$Y = \frac{\tau}{x} \frac{\text{cov}(y, V')}{EV'} > 0 \quad (29)$$

因此, 当合作共谋指数 x 足够高时, 环境税由于排污税政策, 我们可以总结得到以下推论:

推论 6 假设测量误差是可加的, 如果面源污染者是风险规避型的, 环境税政策实现的社会福利水平会随着农业面源污染者合作指数 x 的提高而递增. 因此, 只要 x 足够高, 就采用环境税政策; 反之, 采用排污监控配合排污税的政策就是首选.

因此, 对环境税规制机制的一种典型批判, 即面源污染者厌恶风险, 在污染者可能合作的情形下变得缺乏说服力了. 同时, 如果已知存在合作共谋, 排污监控系统的成本则可以得以避免. 这些结论与 Xepapadeas^[7] 的研究结果相似, 但也有一些重要的差异. 他研究了污染者非合作的情形, 并且提出了包括个体排污税和环境税的一种“混合机制”, 这一结论被污染者厌恶风险的事实所证明, 因而他们愿意支付部分排污监控成本. 本文的结论不同, 因为我们发现, 风险规避型污染者可以因为采取合作策略的效应, 在没有排污监控系统时, 或者在完全的排污监控机制下, 被有效地进行规制.

4 环境税与其他机制规制农业面源污染的社会福利比较

本文建立的环境税规制农业面源污染的机制避免了承担排污监控成本, 因而在排污监控成本非常高的情况下, 这种机制优于对所有污染群体征收庇古税的政策. 正如推论 4 所示, 我们提出的这种面源污染规制机制也优于对所有污染群体一致线性地征收环境税的机制, 如果对农业面源污染征收非线性的环境税, 结果又会怎样呢? 还会有效率吗? 为了分析这一问题, 我们将模型推导更为一般化.

假设测量的是真实变量 m , 并且 m 的概率分布条件只是面源污染排放总量 $Z = \sum_{i=1}^n e_i$. 以 $G(m, Z)$ 表示给定 Z 条件下 m 的条件概率分布函数, 并且假设 G 是平滑的, 通常占优条件 G 随 Z 递减, 因而偏导数 $G_z \equiv \frac{\partial G(m; Z)}{\partial Z} < 0$. 因而, 线性的环境税实际上是一个关于污染排放总量测量值 m 的函数, 当 m 被观测到时每个污染者就必须支付 $F(m)$. 我们可以假设函数 $F(m)$ 是非递减的, 并且是有界的(但并不必

然连续)。现在, 可以将污染排放总量 Z 条件下的环境税期望值写成

$$f(Z) = E(F(m) | Z) \quad (30)$$

在关于分布 G 的弱正则假设下, 最关键的一点是期望支付 $f(Z)$ 处处可微。这是因为测量误差使得 $F(m)$ 的非连续性更为平滑, 只要 $F(m)$ 不是常数, 环境税 $f(Z)$ 就是单调递增的。现在, 考虑一个完全合作的污染群体, 这个群体选择共同的排放水平 e_1 以最大化其集体收益 $n[\pi(e) - f(ne)]$, 求解集体收益最大化的一阶必要条件为

$$\pi'(e_1) = nf'(ne_1) \quad (31)$$

至于完全非合作群体, 其对称的污染排放水平 e_0 通过纳什均衡条件获得, e_0 必须最大化个体收益, 即

$$\text{MAX. } \pi(e) - f((n-1)e_0 + e) \quad (32)$$

求解最大化问题, 得到一阶条件为

$$\pi'(e_0) = f'(ne_0) \quad (33)$$

很明显, 完全合作和完全不合作问题的一阶条件是不相同的。根据 e_1 和 e_0 的定义, 我们可以得到:

$$\begin{aligned} \pi(e_1) - f(ne_1) &\geq \pi(e_0) - f(ne_0) \\ \pi(e_0) - f(ne_0) &\geq \pi(e_1) - f((n-1)e_0 + e_1) \end{aligned}$$

根据以上两式可得:

$$f((n-1)e_0 + e_1) \geq f(ne_1) \quad (34)$$

根据假设可知, f 是关于 e 的递增函数, 因而必然有 $e_0 > e_1$, 检验函数 f 的一阶导数就可以发现 e_0 和 e_1 是显著不同的污染排放水平。因此, 我们可以得出以下推论:

推论 7 在非线性环境税机制下, 合作的农业面源污染群体选择的污染排放水平低于非合作污染群体, 即 $e_1 < e_0$ 。

由此可知, 在非线性的环境税机制下, 永远达不到有效率的资源配置, 因为合作和非合作条件下, 均衡的污染排放水平不相等, 为了让两种条件下的污染排放水平差距缩小或者更加接近, 可以让 $f'(ne_0)$ 变大的同时 $f'(ne_1)$ 变小。这种规制机制的政策含义与 Hansen 提出的建议类似, 他主张实行环境税费支付下限制度, 这样的机制在 $Z < ne^*$ 时尽可能平缓, 在 $Z \geq ne^*$ 时尽可能陡峭, 显然, 这样的改变是正确的, 尽管有效率的结果再次无法实现(除了当测量误差消失的情况)。

最后, 我们给出任何非线性环境税机制效率的约束边界, 上述问题的一阶条件是:

$$\pi'(e_0) = f'(ne_0) = \int F'(m)[-G_Z(m; ne_0)]dm \quad (\text{非合作污染群体})$$

$$\pi'(e_1) = nf'(ne_1) = n \int F'(m)[-G_Z(m; ne_1)]dm \quad (\text{合作污染群体})$$

我们定义:

$$K(Z_0, Z_1) = \text{Inf}_m \frac{G_z(m; Z_1)}{G_z(m; Z_0)} \geq 0 \quad (35)$$

由于 $F(m)$ 是非递减函数, 通过选择 $Z_0 = ne_0$ 和 $Z_1 = ne_1$, 可以将其带入上式得到:

$$\pi' \left(\frac{Z_1}{n} \right) \geq nK(Z_0, Z_1) \pi' \left(\frac{Z_0}{n} \right) \quad (36)$$

这一公式证实了只要满足 $n \geq 2$ 就无法获得有效率的结果, 因为效率要求 $Z_0 = Z_1 = ne^*$, 这又意味着 $K = 1$ 。当允许 $Z_0 \neq Z_1$ 时, 会出现两种情况。如果 Z_0 接近于 Z_1 但 $K(Z_0, Z_1)$ 接近于 1 时, 约束条件不能成立, 因而即便是在随机的非线性环境税下也只能排放不同水平的面源污染, 而这又是与有效的资源配置相背离的结果。如果 Z_0 接近于 Z_1 但 $K(Z_0, Z_1)$ 接近于 0 时, 情况会更为复杂, Mirrless 对此进行了研究。结果证明, 当 m 趋近于无穷时, 我们定义的 K 所表示的比率趋近于 0, 即

$$\lim_{m \rightarrow \infty} K = 0$$

在这种情况下,最好的环境税机制就是实施任意大的惩罚,但概率(或者征收率)趋于零,只有在这一点,上述约束才会以极限的形式消失,因而有可能接近有效率的结果。但是,这样的结果要以没有限制的转移支付为条件,这一特征使得在现实中这种规制机制不具有可行性,因为政府的公共支出总是有诸多限制的,并且需要经历比较复杂的行政决策程序,我们所建立的规制机制并不依赖于这一特征,不要求实行无限转移支付,并且无需准确掌握测量误差的概率分布情况,这就是为什么没有必要分析一系列的非线性环境税机制优于本文提出的机制,这一系列非线性政策的设计可能在很大程度上依赖于噪声分布已知的假设。

5 结 论

本文研究了污染者之间的合作共谋对环境税规制农业面源污染问题的影响。我们认为,由于种种原因,政府(监管机构)很难观察到一个污染群体内部的合作程度。我们解决了当政府(规制者)不清楚农业面源污染群体的合作类型时最优的规制问题,并且发现这种规制的效率严重受限于不对称信息。因此,环境税规制农业面源污染有效的结论在污染者可能合作的情境下不一定成立。我们引入了以一定的成本监控污染排放这一因素后发现:对非合作群体征收排污税、对合作群体征收较低的环境税,可以实现最优的污染排放配置。这样的环境政策能够实现最优污染排放配置并且不会给污染者留下任何的经济租,但是当污染者采取非合作策略时社会必须承担监控测量成本。本文提出的农业面源污染规制机制适用于不同合作程度的污染群体,更容易反驳一些对环境税的批判,特别是环境税对于风险规避型污染主体的影响,因为在污染者采取合作策略时,环境税可能更低。

最后,为了弄清污染者合作对环境税规制面源污染问题的影响,本文的分析将合作作为农业面源污染者的一个外生性特征,这给未来的研究留了两个方向,即解释为什么存在合作共谋,将污染者的合作行为内生化于环境规制模型中,共同财产制度研究在解释污染主体之间的合作方面已经取得重大进展。环境税可能引致污染者在何种程度上合作,也是未来一个值得研究的方向,并且实验经济学的方法可以大有作为。

参考文献:

- [1] 周志波,张卫国. 环境税规制农业面源污染研究综述 [J]. 重庆大学学报(社会科学版), 2017, 23(4): 37-45.
- [2] 周志波,张卫国. 农业面源污染环境税规制机制研究进展 [J]. 西南大学学报(社会科学版), 2018, 44(3): 43-51.
- [3] HANSEN L G. A Damage Based Tax Mechanism for Regulation of Non-Point Emissions [J]. Environmental and Resource Economics, 1998, 12(1): 99-112.
- [4] CAMACHO-CUENA E, REQUATE T. The Regulation of Non-Point Source Pollution and Risk Preferences: An Experimental Approach [J]. Ecological Economics, 2012, 73: 17-187.
- [5] HARFORD J D. Firm Behavior Under Imperfectly Enforceable Pollution Standards and Taxes [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1978, 5(1): 26-43.
- [6] FISHELSON G. Emission Control Policies Under Uncertainty [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1976, 3(3): 189-197.
- [7] XEPAPADEAS A P. Observability and Choice of Instrument Mix in the Control of Externalities [J]. Journal of Public Economics, 1995, 56(3): 485-498.
- [8] XEPAPADEAS A P, DE ZEEUW A. Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1999, 37(2): 165-182.
- [9] SCHMULZLER A. Pollution Control with Imperfectly Observable Emissions [J]. Environmental and Resource Economics, 1996, 7(3): 251-262.

- [10] CABER, HERRIGES, J A. The Regulation of Nonpoint Source Pollution under Imperfect and Asymmetric Information [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1992, 22(3): 134—146.
- [11] SHORTLE J, ABLER D, HORAN R. Research Issues in Nonpoint Pollution Control [J]. *Environmental and Resource Economics*, 1998, 11(3/4): 571—585.
- [12] WU J J, BABCOCK B A. The Relative Efficiency of Voluntary vs Mandatory Environmental Regulations [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1999, 38(2): 158—175.
- [13] HORAN R D, SHORTLE J S, ABLER D G. Ambient Taxes when Polluters Have Multiple Choices [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1998, 36(2): 186—199.
- [14] HOLSTROM B. Moral Hazard in Teams [J]. *Bell Journal of Economics*, 1982, 13: 324—40.
- [15] MERAN G, SCHWALBE U. Pollution Control and Collective Penalties [J]. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 1987, 143(11): 616—629.
- [16] SEGERSON K. Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1988, 15(3): 87—98.
- [17] MCAFEE R P, MCMILLAN J. Optimal Contracts for Teams. *International Economic Review*, 1991, 32(8): 561—77.
- [18] XEPAPADEAS A P. Environmental Policy Design and Dynamic Nonpoint-Source Pollution [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1992, 23(7): 22—39.
- [19] LEVIS T. Protecting the Environment when Costs and Benefits are Privately Known [J]. *RAND Journal of Economics*, 1996, 27: 819—847.
- [20] CHAMBERS R G, QUIGGIN J. Non-Point Source Pollution Regulation as a Multi-Task Principal-Agent Problem [J]. *Journal of Public Economics*, 1996, 59(1): 95—116.
- [21] BÖRKEY P, GLANCHANT M, LEVEQUE F. Voluntary Approaches for Environmental Policy in OECD Countries [R]. Paris: OECD, 1998.
- [22] KANDEL E, LAZEAR E P. Peer Pressure and Partnerships [J]. *Journal of Political Economy*, 1992, 100(8): 801—817.
- [23] BESLEY T, AND COATE, S. Group Lending, Repayment Incentives and Social Collateral [J]. *Journal of Development Economics*, 1995 46(2): 1—18.
- [24] DE JANVRY A, MCCARTHY N, SADOULET E. Endogenous Provision and Appropriation in the Commons [J]. *American Journal of Agricultural Economics*, 1998, 80(8): 658—664.
- [25] VARIAN H R. Monitoring Agents with Other Agents [J]. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 1990, 146: 153—174.
- [26] HOLMSTROM B, MILGROM. Regulating Trade Among Agents [J]. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 1990, 146(3): 85—105.
- [27] OSTROM E. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action* [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1990.
- [28] OSTROM E. Collective Action and the Evolution of Social Norms [J]. *Journal of Economic Perspectives*, 2000, 14: 137—158.
- [29] SPAGNOLO G. Social Relations and Cooperation in Organizations [J]. *Journal of Economic Behaviour and Organization*, 1999, 38(1): 1—25.
- [30] GREEN E J, PORTER, R H. Noncooperative Collusion Under Imperfect Price Information [J]. *Econometrica*, 1984, 52(1): 87—100.
- [31] RIBAUDO M O, CASWELL M. Environmental Regulation in Agriculture and the Adoption of Environmental Technology [C] // *In Flexible Incentives for the Adoption of Environmental Technologies in Agriculture*. F. Casey, A. Schmitz, S. Swinton and D. Zilberman, eds., Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999: 7—25.
- [32] HORAN R D, SHORTLE J S. Endogenous Risk and Point-Nonpoint Uncertainty Trading Ratios [J]. *American Journal*

of Agricultural Economics, 2017, 99(2): 427–446.

- [33] WARDROPPER C B, GILLO S, RISSMAN A R. Uncertain Monitoring and Modeling in a Watershed Nonpoint Pollution Program [J]. Land Use Policy, 2017, 67: 690–701.
- [34] KAPLOWITZ M D, LUPI F. Stakeholder Preferences for Best Management Practices for Non-Point Source Pollution and Stormwater Control [J]. Landscape and Urban Planning, 2012, 3–4(15): 364–372.
- [35] MIN J, SHI W M. Nitrogen Discharge Pathways in Vegetable Production as Non-Point Sources of Pollution and Measures to Control it [J]. Science of The Total Environment, 2018, 613–614(1): 123–130.
- [36] HUANG S Y, LIANG C J. A Conceptual Study on the Formulation of a Permeable Reactive Pavement with Activated Carbon Additives for Controlling the Fate of Non-Point Source Environmental Organic Contaminants [J]. Chemosphere, 2018, 193(1): 438–446.

Study on Regulation of Agricultural Non-Point Source Pollution by Environmental Taxes

——Analysis Based on Asymmetric Information and Cooperative Collusion

ZHOU Zhi-bo^{1,2}, ZHANG Wei-guo¹

1. School of Economics and Management, Southwestern University, Chongqing 400715, China;

2. Chongqing Taxation Bureau, Chongqing 401121, China

Abstract: The mechanism and effect of environmental tax on agricultural non-point source pollution are studied under the condition of complete information and incomplete information. The results show that under incomplete information, when the degree of cooperation and collusion between polluters is not clear or can not be effectively observed by environmental regulators, the regulation of agricultural non-point source pollution by environmental tax will be greatly restricted. If regulators can invest a high cost in monitoring agricultural non-point source pollution emissions to solve the problem of asymmetric information, then the optimal regulatory policy will be beneficial to the co-conspirators collectively, and will levy a lower environmental tax on the co-conspirators collectively, but will levy an optimal but high tax rate on non-point source pollution individuals in the non-cooperative conspirators collectively. At the same time, if risk preference factor is introduced, when agricultural non-point source polluters are risk averse, the overall social welfare level will increase with the increase of the polluter's cooperative conspiracy index.

Key words: environmental tax; agricultural non-point source pollution; environmental regulation; incomplete information; cooperative collusion; risk preference

责任编辑 汤振金