

## 区域环境冲突与排污权交易模型探讨\*

陈 雯<sup>1</sup> 王学山<sup>1,2</sup> 周 勤<sup>3</sup>

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008;

2: 中国科学院研究生院, 北京 100039; 3: 东南大学经济管理学院, 南京 210096)

**提 要** 废水排污权交易地区交叉补贴的设想是通过建立上下游地区之间的排污权交易模型, 将下游地区的排污权交易所得向上游地区转移, 解决上游地区对下游地区的二次污染问题, 从而减少流域污染. 本文在污染权交易基本思路和研究进展的基础上, 在并不考虑交易成本的假设下, 建立了流域污染总量分配模型和存在收入差别的地区间污染源排污权分配模型, 以此来确定污染的总量分配及价格, 计算污染权的地区分配及其收益. 太湖流域由于经济最为发达, 环境问题十分突出, 是目前我国最适宜率先实施污染权交易试点的地区, 因此假定以江苏省无锡和常州两个相邻城市进行污染权交易作为试点, 运用上述模式, 以分别计算基准价格、排污权交易量和交易效用, 研究结果显示出交易具有明显的经济和环境效应.

**关键词** 地区差异 流域环境矛盾 排污权交易模型

**分类号** P342+.4

流域指陆地上由某条河流及其支流(包括湖泊水库)流贯地区. 丰富的水资源和富饶的土地, 使流域往往成为人类活动的集聚地, 也往往是经济与环境之间、区域与区域之间相互作用剧烈的区域. 特别是流域作为地表相对独立的一个地理单元, 内部水系相通, 因此在经济发展过程中, 污水排放的交叉影响问题比较突出, 特别是上游对下游的污染、集水区对出水区的影响. 为此, 从水污染控制要求看, 污染企业应当集中布局在流域下游或出水区.

一些流域的下游三角洲地区或湖泊出水区往往人口集聚、经济发达、产业技术水平较高, 污染强度下降. 相反在上游地区或湖泊集水区往往又处于工业扩展时期, 污染企业在不断集聚. 针对这种状况, 如果任其发展, 对上游污染企业的发展不加控制, 不仅破坏上游环境, 而且也因污染下游, 造成流域水体质量恶化. 如果仅仅通过环境监管或征收“庇古”税等, 来限制这些地区发展以资源消耗和以环境污染为代价的产业, 很可能导致两种不平衡的存在: 一是经济社会发展的不平衡, 产业萎缩, 地区财政困难, 地区收入差距进一步扩大; 二是污染权分配不公平, 下游地区可以占用了大量污染权发展污染企业, 而上游地区的污染权不能得到应有的补偿.

为了保证区域社会经济环境的公平性, 保证相对发达地区收入的提高, 同时又符合区域社会经济环境的整体利益需求, 本文提出废水排污权交易地区交叉补贴的设想, 并建立废水排污权交易模型进行探讨, 即通过建立一个地区之间的排污权交易的模型, 将下游(集水区)地区的污权交易所得向上游(出水区)地区转移, 缓解上游地区对下游地区的二次

\*中国科学院知识创新项目(KZCX3-SW-427)资助.

2003-07-12 收稿; 2003-11-28 收修修改稿. 陈雯, 女, 1967 年生, 研究员, email:wchen@niglas.ac.cn.

污染问题，减少流域污染问题。

## 1 排污权交易的基本思路和研究进展

排污权交易思想最早在美国提出，并被成功地付诸实践。美国政府从 1976 年起开始准备，1982 年实施空气污染许可证、汽油含铅量许可证和向水体排放污染物许可证的交易；1990 年《空气清洁法案修正案》有了排污权交易详细的规定，包括从初始排污权分配，到许可证的获得、交易、受影响污染源的范围、监测要求、超许可排放的处罚等完整操作体系<sup>[1-3]</sup>。通过排污权交易，企业可以在购买排污权和治理之间做出利益最大化的选择，从而产生节约环境物品、加快环境治理达标、促进技术革新等的动机。

美国的排污权交易开始时采用基准—信用模式（ERC），环境管理部门制定污染源的污染排放基准许可水平，当污染源的 actual 排污水平低于许可水平，可从环保部门获得可交易的排污削减信用（Emission Reduction Credits），具体包括了补偿（offset）、泡泡（bubble），排放银行（emission banking），净得（netting）等四种政策。研究估计美国已发生 7000—12000 次大宗稳定的污染源排放交易，节省了  $100 \times 10^8$  美元的环境费用，企业更加自觉地遵守相关环境规定，但丝毫不影响治理环境费用投入的意识，同时也为生产带来了灵活性，一些无法控制的污染源超常部分也可以通过排污权交易来解决<sup>[4-5]</sup>。

然而，基准—信用模式的问题在于交易成本很高，包括环保部门需要对削减信用的产生和交易的逐笔审查费用和不确定性而产生的政府信用问题等。1996 年结束这一方法。之后则主要采用总量—交易模式（EA）：环保部门将污染排放总量（某地区或行业）进行划分，以排污许可证的形式发放给各个污染源，污染源可以自由选择将得到的许可证存入银行或用于交易<sup>[4]</sup>。

美国是排污权市场交易推行最为普遍的国家，污染权交易还存在以下问题：第一，交易使污染物排放在某些地区过于集中。第二，交易的活跃程度不令人满意，特别是在美国把污染工业向海外转移，自身发展非污染和小污染企业。美国的交易倾向，并不意味着在中国没有意义。作为发展中国家，特别是中国沿海地区作为“世界工厂”，绝大部分地区的经济增长还不能摆脱污染企业的“生态阴影”，在相当长时间内污染环境还可能有利可图。在我国污染总量控制的约束下，排污权市场是一个买方市场，而污染排放集中，更可以进行有效地集中治理，降低污染处理的边际费用<sup>[6]</sup>。

我国在排污权交易的理论研究和时间还都刚刚开始，一些学者已经在关注这一问题。马中等<sup>[7]</sup>从总量控制与排污权交易的基本内涵和相互联系出发，分析总量控制与排污权交易一体化政策的意义，并提出政策条件。李寿德，程少川等<sup>[8]</sup>指出我国组建排污交易市场存在的难度：市场条件局限、粗放型经济增长难以进行污染总量控制，交易费用过高等。李寿德等<sup>[9]</sup>还讨论了定价的文化、生态价值的原则问题。杨展里等<sup>[10]</sup>对中国排污权交易的可行性进行了研究。

国家环保局在上海试点开展排污权交易的实践。上海的青浦、松江和闵行是水源污染区，也是经济快速增长区，新建项目不断，但苦于排污总量有限，为了解决这一问题，进行了大胆探索：主动关闭一些效益差、污染严重企业，让出排污指标给经济效益好、环境污染少的新项目，接收排污指标的企业对关闭企业给予一定补偿。目前上海市已有 60 多家企业开展了排污指标交易，交易价格也从每日每公斤 COD7000—8000 元上扬至 15000—20000

元. 一些效益差、污染多的企业被效益好、污染少的企业所取代, 这样就形成了良性循环<sup>[2]</sup>.

从国际国内的污染权交易来看, 绝大部分集中于以企业为单元的交易. 对区域单元的排污权交易方面研究很少. 而且由于地区的环境总量控制限定, 以及地区之间的收入差别问题, 传统污染权交易很难在跨越地区之间的企业开展.

目前在我国许多地区, 下游作为经济较为发达的地区, 其产业发展开始向低污染、高附加值方向发展, 而上游工业化刚刚起步, 大多发展环境门槛比较低的高污染行业, 不仅污染本区域环境, 而且也通过水体流动, 对下游地区造成二次污染. 如果考虑将上游排污权交易给下游地区, 即通过污染权交易限制上游污染产业发展, 上游发展机会损失由下游来补偿, 补偿费用主要用于上游产业结构调整、人民生活水平的提高、公共设施的建设和生态环境的保护等. 这样, 就能够从区域整体利益出发, 考虑上下游经济效率差异及协调环境一效益的区域冲突, 使之达到经济—环境利益的较大化, 实现公平与效率的结合. 与企业排污交易的市场化不同的是, 地区之间的排污权交易是地方政府间根据市场原则进行的交换和补偿, 涉及水环境容量区域分配模式、上下游生产力布局与宏观调控等战略问题.

## 2 排污权交易模型

本文拟建立一个存在收入差别的地区间的污染权交易的模型, 通过将下游地区的排污权交易所得向上游地区转移, 解决上游地区对下游地区的二次污染问题, 从而减缓流域污染状况.

模型主要分为两部分: 一是流域内污染总量分配模型, 确定在工业、农业、生活三方面的污染的总量分配及价格. 二是污染源排污权地区分配模型, 解决污染权的地区分配及其收益分配为问题.

### 2.1 流域污染总量分配模型

一般水域的污染主要来自三个方面, 即农业、工业和生活污染. 本文据此建立总量分配模型. 模型基本假设如下: (1) 流域是一个污染总量封闭的区域, 即整个流域的污染仅来之本地区, 不存在来自区外的污染和区域间的交叉污染现象. (2) 在一定时间内流域自净化总量是稳定的, 即为一个常数. 不考虑自然因素的特殊变化所导致的流域自净化能力的变化. (3) 每年的排污染总量不应超过流域自净总量.

根据上述假设建立污染总量的分配模型. 设流域工业污染为  $P_i$ , 农业污染为  $P_a$ , 生活污染为  $P_h$ . 如果考虑污染的自增强因素, 那么, 污染总量 ( $TP$ ) 为:

$$TP = kP_i^\alpha P_a^\beta P_h^\gamma \quad \text{其中 } k, \alpha, \beta, \gamma \text{ 为常数, 且 } \alpha + \beta + \gamma = 1$$

如果用于治污的总预算为  $B_p$ , 则有

$$B_p = r_i P_i + r_a P_a + r_h P_h, \quad \text{其中 } r_i, r_a, r_h \text{ 分别是单位工业污水、单位农业污水、单位}$$

生活污水的治理费用. 那么, 在预算一定 ( $B_p$ ) 的条件下最大可洁净量为

$$L = kP_i^\alpha P_a^\beta P_h^\gamma + \lambda (B_p - r_i P_i - r_a P_a - r_h P_h) \quad (1)$$

$$\text{则 } \frac{MP_i}{r_i} = \frac{MP_a}{r_a} = \frac{MP_h}{r_h} = \lambda \quad (2)$$

即预算约束下的最优排污价格 $\lambda$ ，也就是说，减少污染的边际收益等于成本。

## 2.2 地区之间的最优污染权交易模型

模型的基本假设：(1) 根据第二部分分析，最优价格和污染排放量是污染权交易的基准价格和数量；(2) 排污权交易在区域之间进行，不涉及企业；(3) 不考虑建立污染权交易的费用。

假设上、下游地区环境污染权消费的效用函数分别为  $S_1$  和  $S_2$ ，单位环境污染权效用消耗的排污量分别为  $q_1$  和  $q_2$ ，环境资源污染权初始容量分别为  $v_1$  和  $v_2$ ，单位污染治理成本为  $c_1$  和  $c_2$ ，环境污染权交易价格为  $r^*$ ，交易量为  $v_i^*$ ，那么，上、下游地区污染权消费收益  $R_1$  和  $R_2$  分别为其效用减去相应的成本，交易后的效用必须大于或等于交易前的效用。因此，

$$R_{1i} = S_{1i}(v_{1i} + v_i^*) - c_{1i}q_{1i}S_{1i}(v_{1i} + v_i^*) - r_i^*v_i^* \quad (3)$$

$$S_{1i}(v_{1i} + v_i^*) - c_{1i}q_{1i}S_{1i}(v_{1i} + v_i^*) - r_i^*v_i^* \geq S_{1i}(v_{1i}) - c_{1i}q_{1i}S_{1i}(v_{1i}) \quad (4)$$

$$R_{2i} = S_{2i}(v_{2i} - v_i^*) - c_{2i}q_{2i}S_{2i}(v_{2i} - v_i^*) + r_i^*v_i^* \quad (5)$$

$$S_{2i}(v_{2i} - v_i^*) - c_{2i}q_{2i}S_{2i}(v_{2i} - v_i^*) + r_i^*v_i^* \geq S_{2i}(v_{2i}) - c_{2i}q_{2i}S_{2i}(v_{2i}) \quad (6)$$

上下游的水污染权最优交易，就是分别在 (4) 式和 (6) 式的约束下对 (3) 式和 (5) 式，求得效用极大值。(3) 和 (5) 式的最优化一阶条件分别为：

$$S'_{1i}(v_{1i} + v_i^*)(1 - c_{1i}q_{1i}) - r_i^* = 0 \quad (7)$$

$$S'_{2i}(v_{2i} - v_i^*)(1 - c_{2i}q_{2i}) + r_i^* = 0 \quad (8)$$

(7) 式和 (8) 式联立，可得污染权最优交易价格和交易数量。

$$r_i^* = f(v_{1i}, v_{2i}, c_{1i}, c_{2i}, q_{1i}, q_{2i}) \quad (9)$$

$$v_i^* = g(v_{1i}, v_{2i}, c_{1i}, c_{2i}, q_{1i}, q_{2i}) \quad (10)$$

总体上看，交易价格和交易数量的大小，与两个区域的废水排放量、污染处理成本、污染效益直接相关。其中两地的效用差异越大，交易可能性也趋大，交易数量占本地废水排放量比重趋大，交易价格趋小。污染处理成本和平均效益不变的情况下，购买区的废水排放量越大，交易需求越强，交易量趋大。

## 3 实证分析

本文选择位于太湖流域的江苏省无锡市和常州市作为污染权交易试验的区域。这一地

区也是我国经济最为发达的区域之一. 无锡市位于太湖流域出水区域, 常州位于太湖流域集水区域, 且经济发展水平和产业结构优化方面相对比无锡差; 两个城市彼此相邻, 水污染排放存在交叉影响; 随着太湖富营养化日益严重, 环境冲突日益加重, 流域内这两个城市都在污染排放上面临严格的总量控制. 通过污染权交易, 提高环境资源利用效率, 协调太湖流域经济与环境矛盾.

由于环境污染权消费效用, 在很大程度上体现在经济产出方面, 而环境污染权的实际使用者主要是各个工业企业, 为此假定环境污染权消费的效用函数等要素不变, 以环境资源为单一投入变量的工业生产函数. 将工业增加值作为环境污染权消费的纯收益. 另一方面, 我国目前的环境监管主要采取排污收费和超标罚款等环境资源使用政策, 本文将工业企业实际排放废水中污染物总量作为地区环境污染权实际使用量, 并将污染治理设施的运行费用、固定资产投资折旧、超标罚款和污染事故所造成的直接经济损失等皆作为污染物处理费用.

表 1 无锡和常州市外排工业废水污染物及工业废水污染总成本表  
(Tab.1 The gross cost of purifying the industrial wastewater and the quantity of emission of that from the cities of Wuxi and Changzhou)

年份	无锡		常州	
	外排工业废水中 污染物总量 (t)	污染总成本 ( $\times 10^4$ 元)	外排工业废水中 污染物总量 (t)	污染总成本 ( $\times 10^4$ 元)
1991	51437.02	1191457	43068.58	619558.1
1992	41481.81	1839793	44932.12	869196.3
1993	41134.77	2608554	36217.17	1377635
1994	36939.21	3551498	28918.48	1871388
1995	44552.96	4295630	31707.66	2041388
1996	36365.97	4847804	23209.5	2249667
1997	77897.05	5271532	36730.19	2418811
1998	64766.42	5682959	46467.06	2577108
1999	37665.84	6105873	27463.46	2732265
2000	27988.34	6296696	22428.1	331935.2

利用表 1 的资料, 利用拉格朗日插值公式对数据系列进行修改, 以弥补十年数据不够丰富的缺憾, 根据回归分析方法, 求得两个城市环境污染权消费的效用函数如下所示.

$$\text{无锡为: } S_1 = 0.0048v_1^2 - 490.59v_1 + 15860591.77$$

$$F = 6.18123 \quad \text{Signif } F = 0.0049$$

$$\text{常州为: } S_2 = -0.0053v_2^2 + 358.77v_2 - 4087017.45$$

$$F = 12.03523 \quad \text{Signif } F = 0.0001$$

其中,  $v_1$ ,  $v_2$  分别为无锡和常州外排工业废水中的污染物数量.

根据以上公式, 运用 (7) 和 (8) 式, 计算在无锡购买常州的污染权交易地情况下, 无锡与常州两地 1991—2000 年每年可能发生的污染权交易数量、交易价格以及交易发生后两个城市净增的污染权消费效用以及总净增效用 (表 2).

表 2 无锡和常州市污染权交易结果

Tab.2 The trade of pollution right between Wuxi and Changzhou )

年份	污染权交易 数量 (t)	污染权交易价格 ( $\times 10^4$ 元)	无锡净增纯 收益 ( $\times 10^4$ 元)	常州净增纯 收益 ( $\times 10^4$ 元)	两城市净增废水 处理投资 ( $\times 10^4$ 元)	交易后可减少排污 量 (t)
1991	4417.96	20.94	9382.08	30001.13	61.79	1396.77
1992	12037.74	42.76	17596.88	285139.55	75.31	1394.91
1993	8674.54	40.82	194758.62	27028.61	206.10	3608.46
1994	7676.93	81.94	107861.84	135121.06	211.87	3304.50
1995	3644.74	80.92	55765.57	62002.04	58.12	725.79
1996	4457.25	122.82	45695.24	118299.57	7.15	92.03
1997	-15454.48	-66.00	-2062661.83	2029234.55	-165.11	-2299.41
1998	3713.07	60.39	99418.47	22723.19	330.80	1640.69
1999	6865.54	99.16	426660.28	9342.49	449.60	2324.96

可以看出, 进行污染权交易的地区可以获得较显著效益. 无锡市 1991 年获利最低为  $9382.08 \times 10^4$  元, 1999 年最高为  $426660.28 \times 10^4$  元; 常州获利更高, 1999 年最低为  $9342.49 \times 10^4$  元, 1995 年最高为  $62002.04 \times 10^4$  元. 各年份交易净增收益占当年工业增加值的比例, 无锡在 0.94% (1996 年) 到 7.48% (1993 年) 之间, 常州在 0.35% (1998 年) 到 33.18% (1992 年) 之间. 如果交易能够发生, 那么, 按照无锡与常州平均单位外排工业废水处理投资额计算, 两城市净增工业废水处理投资量至少为  $(7.15-449.60) \times 10^4$  元, 可减少外排污染物 92.3-2324.96t, 因此, 地区间排污权交易, 不仅具有明显的经济效益而且具有明显的环境效益.

#### 4 结语

根据上述分析可以得到下面几个结论:

(1) 进行排污权交易和再分配在我国具有实践意义, 但是目前可以实施的范围是比较有限的. 从上述分析的结论可以看出, 不同经济发展水平的上下游地区进行排污权交易能够优化区域经济效益, 有利于污染物的集中治理和减少污染, 而且也有利于落后地区环境质量的改善以及产业结构的调整, 从而向减少污染、社会经济可持续发展的战略目标方向迈进. 太湖流域目前的水环境压力较大, 在这一区域, 既有以上海、无锡、苏州等为代表的经济发展水平较高、水污染排放趋于下降的区域, 也有以常州以及湖州市为代表, 经济增长和水污染排放同步上升的区域. 继续讨论这两种类型之间的排污权交易问题对较大限度地利用太湖水体环境容量、改善水环境, 并继续维持经济高速增长, 有极其重大的意义.

(2) 实施污染权交易的基础是确定基准价格, 特别是对不同类别的污染源的基准价格的确定是需要较长的时间和反复的摸索.

(3) 流域上游集水域对下游二次污染影响大, 要使交易成功, 必须使上下游的经济效率差异大, 下游在市场、资本等约束下得到仍能够达到一定经济规模以保证下游对上游的交易的污染权价格不高于边际成本或等于边际收益, 上游得到的补偿量能够满足收入增长的需求.

(4) 由于污染权交易必然伴随新的制度安排, 制度约束下的污染权的交易成本足够小是保证制度实施的先决条件. 模型的进一步研究拟将考虑交易成本影响下的交易状况.

#### 参 考 文 献

- 1 HTTP://WWW.EPA.GOV/acdran/als.html. SO<sub>2</sub> emissions trading program(EB-OL). 2000
- 2 赵 贺. 排污权交易的理论与实践——结合上海排放权交易. 上海综合经济, 2002, 11
- 3 钱 谊, 周军英. 运用市场机制控制大气污染——美国酸雨进化中的二氧化硫排放交易系统. 农业环境保护, 2001, 20(6):465-467
- 4 Tietenberg Tom. Environmental and Natural Resource Economics. fifth edition, Addison Wesley, 2000:363-387
- 5 徐璟等. 排污权交易体系两种基本模式的比较. 云南环境科学, 2001, 20(3):21-23
- 6 张志耀等. 排污权交易的经济优化机制研究. 重庆环境科学, 2000, 22(5):9-12
- 7 马 中等. 论总量控制与排污权交易. 中国环境科学, 2002, (1):89-92
- 8 李寿德, 程少川等. 我国组建排污权交易市场问题研究. 中国软科学, 2000, 8:19-23
- 9 李寿德等. 排污权交易思想及其初始分配与定价问题探析. 科学学与科学技术管理, 2002, (1):69-71
- 10 杨展里. 中国排污权交易的可行性研究. 环境保护, 2001, (4):31-33

## Conflict of Regional Environmental contradiction and the Transaction Model of Pollution Emission Rights

CHEN Wen<sup>1</sup>, WANG Xueshan<sup>1,2</sup> & ZHOU Qin<sup>3</sup>

(1: Nanjing Institute of Geography and Limnology, CAS, Nanjing 210008, P.R.China; 2: Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, P.R.China; 3: School of Economics Management, South-East University, Nanjing 210096, P.R.China)

#### Abstract

In order to certificate the economic distribution upon environment optimizing and the equity of regional development, the paper has summarized the study on tradable emission right, and given tentative ideas on trans-regional intercross allowance of the tradable emission right. The idea of the paper is to set the model of trans-regional emission right tradable with evident income difference, so that the rich areas can buy the emission right from the poor areas and then in return transfer the earnings to the poor areas, consequently decrease the second time pollution from upstream poor areas as well as the whole pollution amount. After using the data of Wuxi and Changzhou to prove the ideas, the paper lastly drawn out that carrying out trans-regional tradable emission right policy has special significance in China, however, Taihu Basin would be the most compatible area for practice sat present. The basic conditions such as the standard price, the regional disparity, institution for the minimum exchange cost would be prior to succeed the trade.

**Keywords:** Regional gap, environment conflict of watershed, model of pollution emission, transaction of emission rights