

关于设计一个适合中国的二氧化硫排污交易制度的构想

A. Denny Ellerman¹

1. 前言

随着中国经济的发展，空气污染已成为各级政府决策者越来越关心的一个问题。中国主要的污染物之一是二氧化硫。中国盛产煤，燃烧煤会产生不同浓度的二氧化硫污染。过度的二氧化硫排放可以使空气中二氧化硫浓度过高而导致严重的健康问题，也可以导致由酸化带来的其它损害。酸沉降经常发生在远离排放源的地方。

最近几年，中国环保部门正开始有兴趣用排污交易方式来控制二氧化硫排放。产生这种兴趣有几个原因：中国现在更加重视控制污染；世界各国越来越重视运用市场经济方法来达到环保目标以及美国作为另一个燃煤大国已成功地运用排污交易来控制 and 减少二氧化硫排放。另外，市场经济机制可以使成本最小化，这对于中国这样较低收入但有很多社会需求要满足的国家特别适合。

本文主要讨论有关在中国建立二氧化硫排污交易制度的两个问题：从不可交易的排污证向可交易的排污证转变和排污交易与现有制度的整合。第三四节将讨论这两个问题。第二节简要讨论业已存在的控制二氧化硫排放政策，这些政策是建立排污交易制度的起点

¹ 1 A. Denny Ellerman是麻省理工学院管理学院高级讲师，能源环境政策中心主任。非常感谢Stephanie Benkovic, Noreen Clancy, Paulette Middleton及阚宏钧的建议。特别地，Lu Shen, 哈佛管理学院和政府学院硕士研究生，为这项研究提供了助理研究，阚宏钧将本文翻译成中文。

。美国酸雨计划，作为第一个大规模采用排污交易控制排放的制度 (Ellerman et al., 2000)，会被作为一个有用例子谈论到。

限于篇幅，一些问题不得被略去，其中三个问题比较重要，必须跟读者提及。第一，我们不全面比较排污交易制度与其它排污控制制度如税收和行政命令(技术标准、效益标准、排污率限制等)的优劣。在本文中比较排污交易和税收及其它常规管理制度的必要条件难免碰到，但这些讨论是不完全的。对此有兴趣的读者可以参看任何标准的环境经济学教科书(如 Tietenberg, 2000)。

第二，本文不详尽讨论建立一个有效的排污管理体制所要求的标准设定、监控和实施能力。我们作了一个非常简化的假设：不管采用哪种手段中国都将能把二氧化硫排放总量控制在一个适当水平。这个假设使本文可以集中讨论对可交易排污权的要求与其它制度有何不同。本文自始至终有一个重要主题，那就是建立一个有效的排污交易制度的要求与对有效的税收或行政命令制度的要求是大同小异的。虽然每个制度有其特殊之处，大多数不同都是表面上的。所有制度都要求解决相同的深层问题：如何分配减排成本负担，对污染者的具体要求，以及如何保证要求得到执行。

第三，虽然我们认识到中国经济在转型这样一个性质，但并不加以细致讨论。这个转型是两方面的，从前工业时代和社会主义经济向工业和市场经济转换。如名称所揭示的，以市场为基础的控制手段需要市场的存在。如果与市场经济相联系的法律体制、制度和惯例没有充分发展的话，这些手段无论是税收或可交易排污权都会有

一个转型的过程。这并不是要求放弃有效高效控制环境的目标，但这确实意味着成功执行以市场为基础的手段的发展将有赖于总体经济的转型。

2. 中国现有的二氧化硫控制体系²

2.1 总体情况

制定和执行环保政策在中国分中央和地方两级。总体而言，中央政府提出政策方向和总的法律体制框架，而地方政府则负责执行监督，经常包括选择达到中央目标的适当措施。在中央一级有两个主要机构：国务院提出总体指导政策，国家环保局作为一个行政机构制定和具体化总体政策。在地方一级，地方环保局是主要负责机构。这种责任划分有点象美国，在美国主要和次一级的环保标准由联邦建立，而州主要通过州执行计划来达到这些标准。

虽然结构有点相似，中美间有三个明显不同。第一，对地方的授权在中国更大，至少在政策制定方面是如此；第二，中国地方一级环保局进行很多试验项目，比美国多得多，而且，中央鼓励这种尝试，一旦发现有效，就采纳并推广到全国；第三，对地方授权和允许地方上搞政策试验导致一个渐进的政策制定过程。在美国，有关空气污染的环保政策很大程度是具体化1970年洁净空气法中提出的概念和结构。在中国，没有这样的情况，相反，在一个可以被认为是走一步看一步的实用主义的过程中，政策出自于一连串的步骤，每个步骤为地

² 取材于 Benkovic (1999) 和 Luo et al. (2000)。

方做法提供指导和逐渐加强的法律依据。

在七八十年代，中国初期的环保政策是有选择性的或基于特定项目或过程。国家五年计划对国家环境污染治理工程、新项目和一些高污染工艺进行控制并给予特别拨款。但是，除此之外大多数业已存在的设施不受影响。九十年代，中国环保政策开始综合化和非直接化，整体政策目标及控制权由中央负责，执行则交给地方。

这个发展过程也在二氧化硫控制政策形成过程中体现出来。第一项控制政策出现于 1982 年，将七十年代后期采用的排污费制度用到工业二氧化硫排放上。1990 年国务院颁发有关控制酸雨的建议后，二氧化硫排放被更加重视起来。这个文件提出了两控区和划分区域的指导概念，并扫清了接下来采取更具体步骤的道路。1992 年，二氧化硫排污费第一次扩大范围和提高标准。1996 年“九五”计划提出了排放总量控制的概念，管理的重点从排污率转向排污总量。最后，在 2000 年 4 月，人民代表大会通过了对 1987 年大气污染防治法的大幅度修正，为九十年代提出的政策措施的执行提供了一个更强的法律基础。这些变化可以概述为如下：重点整治高污染地区，把整治重点从排污率转为总量，把排污收费从超量收费转为总量排放收费，并把不可交易的排污权作为地方上执行国家政策的工具。

以前环保政策是中央控制，以项目为基础，而最后一项措施使之朝分权化和综合化控制排污方向迈进了一步。地方政府发给企业的排污证中明定排污条款。虽然中国称这些不可交易的单证为排污证，本文称此为厂家排污证以与可交易的排污证相区别。1991 年开始，厂

家排污证制度在 16 个城市中试行，2000 年对大气污染防治法的修正使之得到推广执行。虽然排污权不可交易，这个制度为排污交易提供了基础，并且有限的交易在这 16 个城市也已开展。从厂家排污证到可交易的排污证转变将在下章中讨论。我们先讨论一下现有的三个主要排污控制政策：排污费制度，两控区，和排放总量控制。

2.2 排污费制度

中国时间最长的控制排放政策是排污费制度，该制度适用于所有污染排放，原则上，它对一特定工艺或厂家超量排放征收罚款。排污费从法律角度上讲，不属国家税务部门的范围，相反，排污费由地方环保部门征收和执行，收入用于地方环保部门的行政开支和资助减排项目。因而，排污费制度很好地体现了中央和地方在制定执行环境政策上的关系。基本指导和法律来源于中央一级，但监测、征收和使用收入都属地方管辖。

也许排污费最重要的效果就是支持全国 1600 多个地方环保局，这些部门有 2 万多名人员在执行中央指导下的环保政策。这样，排污费支持了地方行政部门并造就了特殊的分权行政架构，这个架构有能力来执行中央政策。如其他研究人员指出的 (Wang, 2000; Wang and Wheeler, 未注时间)，这种分权化解释了内生化的执行结果——不同经济发展和环境状况导致各地方不同的压力和不同的执行效果。

政策制定的渐进性在排污费制度的实践中体现了出来。排污费制度在 1982 年开始适用于二氧化硫排放，对工业污染源 (不含电力工

业)超标排放征收 0.04 元/公斤的罚款。九十年代,对二氧化硫排放控制越来越重视,在 9 个城市中执行了一个新的政策,将排污费提高了 5 倍至 0.20 元/公斤,并对工业包括电力行业的总排放进行征收。1996 年开始,这项政策扩大到两控区。在两种情况下征收了更高的排污费:新项目排污罚款加倍至 0.40 元/公斤(Meng et al., 2000);1998 年,在三个城市中执行了更高的排污费制度,排污费达到 0.63 元/公斤。最后,最重要的是,2000 年的大气污染防治法为排污总量收费提供了正式法律依据。

虽然排污费支持了环保部门的行政开支,它也有一些问题。第一,它只适用中、大型污染源,对小企业,尤其乡镇、村办企业很少适用。尽管如此,征收结果还是比应该预期的来得低³;第二,排污费过低,难以刺激二氧化硫减排,大家一直提到的有效水平 1.26 元/公斤是目前排污费的 6 倍;第三,排污费收入重新投资有待改善。排污费收入 80%应用于排污控制项目再投资,余下为行政费用,然而真正被作为再投资的只有 50-60%,再投资的排污费往往被返回给支付排污费的企业作为对采取排污措施的补偿,这种作法自然导致一些企业要求不支付那部分会被退回的款项,从最好的来说,排污费再投资没有投入到经济效益最佳的减排项目上;从最坏的说,有效的排污费从原来已很低的水平被更加减低了;最后,排放监测上的问题使排污费支付不能准确地以实际排污量为基础。排污费一开始是通过协商决定,这也许是不可避免的,但是,如果要使排污费真正影响减排行为,排污

³ 例如,据估计,对电力企业的征收只达到 25%的排放量(Benkovic, 1999)。

费负担必须与实际排放紧密联系起来。

2.3 两控区

国务院 1990 “建议”第一次引进了“两控区”的概念，一个是酸雨区，另一个是二氧化硫浓度区。这个概念在 1996 年通过的“九五”计划中得以落实。两控区作为二氧化硫控制政策不是一项如排污费影响减排行为的政策工具，而是为了区别二氧化硫控制措施的轻重缓急。它制定了标准，指定了哪些城市和地区需要重视与投入。二氧化硫控制区包括了华北一些二氧化硫浓度超过 $60\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的城市。酸雨控制区包括了华南一些降雨 pH 值低于 4.5 和酸沉降超过临界量的地区。两控区涵盖中国 76% 的人口。在两控区中，一些城市被定为重点市，将执行更严格的排放控制标准。

作为一个区分轻重缓急的措施，两控区没有规定选择什么减排措施，它可以与排污费制度、排污总量控制、排污交易以及任何其它有用和有效措施并存。这从排污费制度的发展过程中就可以看出。排污费费率、适用范围的变化都是先在重点城市中试行，待成功后推广到两控区其它城市，最后根据环保、政治目标和限制扩展到非两控区的其它地区。2000 年 4 月对大气污染防治法的修改和“十五”计划执行方案保留并加强了两控区政策，二氧化硫总量控制目标更加明确，重点城市数由“九五”计划的 47 个增加到“十五”计划的 100 个⁴。

⁴ 二氧化硫浓度在中国城市中正缓慢但稳定地下降，还有许多工作要做(Wu, Wang, and Mang, 2000)。1999 年数据显示大约 1/3 的中国 338 个城市二氧化硫浓度超过居住地区国家二级标准 ($0.06\text{mg}/\text{m}^3$)，15%超过应用于工业地区的国家三级标准 ($0.10\text{mg}/\text{m}^3$)。

2.4 排放总量控制

排放总量控制是新政策，是 2000 年来最重要的环保政策。具体讲，它对 12 种主要污染物包括二氧化硫的排放规定了一个上限。这个概念起源于 1996 年一系列国务院文件和环保总局的行动计划，并在“九五”计划修订中被包括进去，与既有的两控区政策一起执行。2000 年对大气污染防治法的修订把排放总量控制包括于这个基本法律中，重点从控制浓度转换到控制排放总量。在没有对总量突破明确硬性的惩罚措施情况下，排放总量控制提供了一个目标而非硬性上限，但它仍然可以用来衡量控制措施的有效性。2000 年修订大气污染防治法也加强了执法力度。

二氧化硫排放总量控制在“九五”计划中的目标是 2450 万吨，大致为 1995 年排放水平⁵，这个目标被分解到 31 个地区中。这些目标试图将两控区中所有地区的排放限制在 1995 年水平，但分配给华东一些城市的目标额比 1995 年基线低 10%，因为这些城市人口密度高，经济发展水平高，并有更多的当地资源可以执行政策。

至 1999 年，中国二氧化硫排放总量是 1860 万吨，比国家总量控制目标低 25%。除了三个地区，所有地区都在“九五”计划中达到了目标。虽然地方上对大污染源的控制努力帮助实现了对二氧化硫排放的显著削减，中国经济调整的另外两个方面也起了重要作用。第一，经济变化和明确的政策帮助实现了对小企业的关闭，尤其是生产较

⁵ 1995 年二氧化硫排放量是 2370 万吨，2000 年排放目标增加了一些以反映 95 年特别低的排放量。

高硫煤的小煤矿和没有效率的热电机组；第二，中国经济转型也减低了大中型国有企业的产量，这些企业的生产往往产生较高的二氧化硫排放。

“十五”计划定出到 2005 年的总量控制目标为 1800 万吨，大致为 2000 年水平，同时两控区要达到更严格的 1000 万吨标准。两控区目标的逐级分配正在进行当中，对高排放、高污染和未达标的城市将进行重点整治。

3. 从厂家排污许可证到排污交易

在中国发展一套二氧化硫排污交易制度可被视为从厂家排污许可证制度到可交易的许可证的一个转变过程。这个区别比较微妙，但却对理解可能的发展很重要。厂家许可证对一个厂家的排放作某种限制。可交易许可证或叫许可量，允许持有者排放一定数量的污染，不附带其它条件，发放出去的排污证在总量限额内。

这两种许可证都能有效地减少排污，但是第一种通过对特定企业排污加以限制来达到减排目标，而第二种则要求某厂家的所有排污都受同样数额的排污许可量限制。交易在两种制度下都可以进行。在第一种制度下，可以行政批准一定量的可交易信用额度，而第二种制度下，交易是一种权力。两种制度都让厂家有排放的权力，第一种制度下，这种权力被赋予达到条件的厂家，并在行政批准允许的情况下进行交易，而第二种制度下，这种权力是明显的不言而喻的，并可

与特定厂家分开。

美国和 OECD 国家正在执行或准备执行排污交易，中国从不可交易的许可证制度转换到可交易的许可证制度的过程与美国和 OECD 国家不同。厂家许可证制度及其监测和执行能力通常在这些国家已具备，排污交易制度只要加上即可。相反，中国对厂家许可证制度还缺乏经验，这两种制度多多少少将同时发展。

人们可能会想是否可以避免厂家许可证而直接施行排污许可量制度。但是，实际现实是厂家许可证在早期执行排污控制措施中是不可缺少的，特别是在那些市场机制不完善的国家。另外，在那些环保目标多元化如同时改进城市空气质量和减少酸沉降的地方，有一种以上的环保措施的经验是有用的。即使在如美国这样市场经济发达的国家，厂家许可证与排污交易许可证也同时并存，使多元目标可以得到实行⁶。

即使如此，快速地过渡到排污交易制度还是有利的，要做到如此，我们设计厂家许可证时需要考虑到排污交易制度，使这一转换自然而迅速。为此，我们讨论排污交易制度特殊的要求，和如何把这些特殊要求考虑进厂家许可证制度的设计中以利于排污交易的发展。

3.1 确定总量

排污交易制度的一个特点是有一个排污总量上限。在有效执行前

⁶ 在美国，空气质量标准通过传统的行政命令方式达到，这些措施在一些情况下限制厂家在酸雨计划下可以交易排污权的程度。

提下，这个限制使排放量成为稀缺资源并赋予其价值。在对中国环保政策总量控制的讨论中，我们指出该特点已存在。

全国排放总量不但要被确定，这个总量还要被分解分配到各级政府。这些分解额可以被看作地区限额，地区限额相加等于全国限额。在“九五”计划中，2400万吨全国限额已被分配到31个地区。

“十五”计划中订定的1800万吨排放目标正在被分解到地区，⁷但是与“九五”计划不同，总量控制将层层分解到更低一级的政府直至厂家。

对地方环保局而言主要问题是如何将这些目标转化为对企业的指示，而这些指示将保证总量不会被突破。这些指示将决定达到总量控制目标的成本，以及排污交易制度是否会形成。要使排污交易制度形成，地方环保局必须将配额以将来可交易的许可证形式分配给其管辖的污染源。

3.2 分配总量配额并建立可交易性

地方环保局在管辖区内对厂家实施管理有较大的自由度，一种形式是要求厂家支付一定的税使之不得不把排放减少到目标以内。另外，可以要求排污源加装设备或采取措施以把总排放量降到要求水平以下。最后，作为国家总量控制目标分解到下级政府的自然延伸，可以直接要求厂家不得排放超过一定限量，正如九十年代许可证制度试验所做的那样。

⁷ Wu et al. (2000)提出了一个把1800万吨国家总量控制目标和1000万吨两控区总量目标分配

在许可证制度下的总量控制与排污交易下的总量控制看似相同，但却有两个重要区别。第一，排污交易下的总量限制以小单位的排污份额的形式发放。第二，对厂家的要求是每排放一吨污染就销掉一个份额，而不是把排污量控制在排污许可量之下。在许可证制度下，一有 100 吨许可量的厂家必须保证不能超过这个限制。在排污交易制度下，该厂家分配到 100 个排污份额，每排 1 吨就要销掉一个份额。在允许交易情况下，只要份额价格低于其治理成本，这个厂家可以通过买进份额来排放比分配到的份额更多的污染。它也可以通过出卖多余份额排放比配额少的污染，只要其减排边际成本比其它企业来得低。

如果没有排污份额的市场，这两种制度是一样的。在不可交易的许可证制度下，份额被销掉，多余份额会没有价值。但是，可交易许可证的特点是这些许可证有自身价值。这是因为环保部门不管如何分配配额，例如总额限制或相等份额，几乎可以肯定结果不会是所有污染源的边际成本都相同。特别在转型经济中，起初厂家会把他们分配到的配额当作上限而导致不同的边际治理成本；然而，如果他们清楚认识到并接受许可证可以买卖，厂家就会去找交易对象以通过消除边际成本的差异来降低成本。这样，数量限制同时使按边际成本交易可行和容易，可以为厂家和其它中介商参与形成一个市场提供经济刺激，从而带来众所周知的效益上的收获。

环保部门面临的一大难题是如何分配份额给每个辖区里的污染者。这个分配过程因为十分明显透明，往往是政治化和吃力不讨好

到 31 个地区的方案。

的。但是，本质上的任务——在部门和企业间分摊减排成本——不管是采用排污交易或更熟悉的行政命令方式都是相同的。实行一个统一的排放率限制或技术要求使排放总量达到目标表面上客观地分配了减排要求，但减排成本的分配还是一样的。由于厂家有不同的减排机会成本，这种方式不大可能达到既均等又有效率。虽然行政命令分配方式可能令成本负担分配隐形化，减排总成本会更高。

虽然如此，如果采用一些基本原则，分配配额会比较容易。这种原则可以是即使不搞排污交易也会采纳的标准。美国酸雨计划即是如此。每百万 Btu 排放 1.2 磅二氧化硫(每千卡路里 137 克)已成为美国空气污染监管制度采用的标准，这个排放率是按照七十年代早期最好技术所能达到的排放率计算出来的。因而，一开始分配份额的原则是 85-87 年三年历史平均耗能量乘这个排放率⁸。按照这个公式计算出来的总排放量为 900 万吨，是 1980 年排放量的一半。这个水平被认为足够达到去除酸雨损害的环保目标。

这个基本原则可以调整，也确实在美国排污交易中被调整。有关法律包含 30 多项例外，可以让某些厂家获得比标准来得多的份额，而其它厂家的份额因此成比例下调以保证减排总量不变⁹。例如，佛罗里达州成功地说明因为很多退休人员移居该州，相较于居民输出的其它州，排污封顶额将对该州居民带来更高的电费负担。因而，该州电厂获得比标准公式多的排污份额。

⁸ 1985 年排放率低于 1.2 的污染源采用其实际排放率。

⁹ Ellerman(2000) 第三章详细讨论这些例外。

这些对排污许可的调整在受影响的厂家间重新分配了成本分担，这与政策管理者认识到执行统一标准的成本负担是不同的并因此区别对待厂家的道理是一样的，它可以对低减排成本的厂家实施较严厉的限制，对高成本的厂家实行较宽松的限制，以期达到公平高效的目标。可惜的是，管理者不大可能准确掌握减排机会和成本的信息，因而不可避免地只能对困难企业进行事后的行政调整。即使一个拥有良好信息、善意的管理者可能公平地执行调整，标准调整将只会朝一个方向进行，这是因为没有一个低减排成本企业可以被指望站出来主动要求执行更严格的标准。

排污交易可以使这些事后调整在没有管理者的情况下自动进行，而且每个调整都会被一个方向相反的调整抵消。实际上，减少排污的成本分担通过两个步骤进行。第一步，管理者以其当时所有的信息对排污权进行最公平的分配；第二步，厂家基于自身利益进行交易而使边际成本趋同。一个政治化地分配既定数量排污权的过程是个零和游戏，然而，市场化地重新分配排污权和减排努力使买卖双方得益，并能减低社会总成本。相反，以行政命令或税收来达到公平目标往往导致有效性和效率的损失。

3.3 交易范围

排污交易必须在一定空间和时间中进行。当进行厂家许可证信用额度交易时，时间和地点是一个案例一个案例确定的，因而不会有这个问题，然而，会有很高的交易成本和不佳效果。相反，许可量交易避

免了交易成本，交易是一种权利，但是需要政府部门在一开始来决定交易时空范围。

3.3.1 交易空间

交易的地理空间可以很窄地定义为在一家厂商里的几个污染源，或环保局辖内的所有污染源，或甚至更广范围内邻近环保局辖内的所有污染源。基本考虑是一份排放的边际环境影响，但是这种影响必须被现实地评价。显然，在一家厂里几个烟囱排放出的污染对环境的影响是相同的，而这个推理也适用于邻近厂家排放的污染。同样明显的是与一个非常远的污染源进行交易对当地的状况并无影响，这会使实现环保目标受挫，因而问题在于交易区域应划分到多大。

对于辖区含盖几个城市地区的环保部门，有几种选择。一个是让每个城区自行交易，而不进行跨区交易。但是，很少情况下一个区的排污只影响该区的环境。典型地，某区的污染中有一部分来自于由风带来的其它地区的污染。一种选择是让不同地区的许可证具有不同的价值单位。这样，A区的每个许可证在A区可代表一吨的排污，但邻近B区的每个许可证如果到A区来用只代表半吨的排污。如果存在大气运动和转化的足够信息，差别定价是可以设计的。然而，这种信息并不是一直存在，既使有的话，额外增加的复杂程度和成本也可能会超过环境效益。如果风向一直在变，决定了大气转变的气象条件也在变，那么我们会发现不同地区的污染是互相影响的。这种污染互动性使我们想到另一种选择，即把交易区域扩大到A区和B区，使这两个区的

许可证等值。当我们不清楚某个污染源污染排放的环境影响或者政策目标是总的减少排放以达到多重环保目标时，最后一个选择就特别适合。

然而，既使我们承认不确定性和污染的互动性，这两者都指向扩大交易区域，但仍存在一个可能问题，那就是热点区域。这个术语是指这样一种可能，即在一个广泛的不加限制的市场进行交易所带来的区域减排状况可能会导致在某些热点地区排污过于集中而违反了当地环保标准。当导致最糟糕污染的排污也是最费钱减排时，这种情形就会出现。这个问题解决方法不是限制交易，而是运用另外政策工具来保证达到纯粹当地的环保目标。

美国酸雨计划就是如此。它附加到一个复杂的业已存在的行政命令管理体制上，这个体制是用来避免二氧化硫在当地对健康的影响，在酸雨计划实施前，这个常规的管理体制已存在了超过二十年。虽然我们偶然说美国的二氧化硫交易是不受限制的，这是不对的，更精确的说法是，在业已存在的管理体制的要求和限制允许下，排污交易是不受限制的。由于几乎所有污染源在酸雨计划实施时都已符合以前的空气质量标准，而酸雨计划要求降低一半的二氧化硫排放总额，因而大多数污染源在交易时未受当地空气质量标准的限制。它们仍在当地环保标准以内进行交易。这样，因为二氧化硫控制制度产生的特定先后顺序，违反当地空气质量标准的热点地区在美国并未出现。

美国先有当地环保标准，然后再由排污交易解决区域性的问题，这个顺序不一定也要在中国重现。现实情况是大多数地区地方环保标

准和区域性的环保标准都没有达到，两者都需要减排。最要紧的是减排，在哪些地方和如何减排都是次要的。如果排污交易更能减排，那么就应采纳它。这并不是说要忽略当地情况，只是说先减排，后注意当地情况，比相反的顺序一样甚至更有道理。不管怎样，两者都要求减排二氧化硫。最近中国环科院的一个报告持同样观点，该报告说，除非两控区二氧化硫排放减低到 1200 万吨以下，国家二级空气标准中有关二氧化硫的部分不大可能达到 (Wu et al., 2000)。

这个道理对地方环保部门和全国都适用。常规的行政命令手段也会导致热点地区产生，只是对特定企业的监管可以随时改变以保证达到当地空气质量标准。这对排污交易制度同样适用。如果排污上限成功实施并在总体上是足够的，那么就不太可能出现热点地区。即使有热点地区，也可以用补充措施，如下节讨论的更高的排污费或其它与厂家排污证相容的行政命令来解决。这些补充措施会使减排边际成本不同，但这是自然的，因为统一的空气质量标准在某些地区达标成本肯定会更高¹⁰。

3.3.2 交易时间

交易空间不是唯一需要决定的。排污交易可以跨时间进行，这有很多好处。跨时间交易可以是储蓄——把某时间发放的许可证存起来以后再用，和借贷——现在使用将来才发的许可证。在大多数排污交

¹⁰ 热点地区的这些补充措施将增加热点地区以外的排放，然而，那些地区已比热点地区更多减排，因此更可能超过了当地的减排要求。采用同样的过程，新的热点地区出现后我们采取更多的行动直到环保目标达到为止。

易体制中，储蓄可以但借贷不行。

如美国酸雨计划所显示的，储蓄有诸多重要目的。最重要的是当排污标准分阶段引进时能把排污转移到将来。例如，美国酸雨计划是分阶段深化的，因为1999年后减排成本将升高，导致了1995-1999年发放的1100万份被存起来用于1999年后的排放。实际上，在一开始的年份里，排放量比份额发放量少了1100万吨，而在后来的年份里，则多了1100万吨。中国的总量控制目标也是把排放逐渐地降下来，从2000年的1195万吨降到2005年的1795万吨(全国)和1000万吨(两控区)。虽然2000年全国目标很容易地完成了，而2005年目标与以前基线年相同，由于中国经济的转型和新增项目不增排放的政策，两控区的1000万吨目标要求更多地减排。这样，两控区的污染源将被要求逐步减少它们的排放。

在这种情况下，储存可以刺激企业把早期的排放不用而用于将来，这是由于将来减排目标更严格后减排边际成本也会更高，例如，假设一个企业有3个减排方案：(1)以较低成本减少10%的排放；(2)以较高成本减少25%的排放；(3)以高成本减少50%的排放。进一步假设该企业被要求先减少10%的排放，然后减少50%。在没有储蓄的情况下，这个企业将先采用10%减排技术，然后被要求时再采用50%减排技术。它没有经济刺激在早期采用25%的减排技术。有了储存后，企业有了经济刺激去采用25%的减排技术，以储存节约下来的排放额用于将来，这样就可以推迟采用50%减排技术的时间。从总的效果来看，

总排放量是一样的,但在早年减少的量更多。即使这会导致需要更多年达到最终控制目标,对想尽快减少高污染区的国家如中国来说,这种经济刺激仍非常有利。

当人们怀疑排污交易市场多快能发展起来时,这个经济刺激就特别重要。在前例中,企业可以既使不为储存而采用 25%减排技术,只要能找到肯买其未用的排污量的买家即可。但如果没有这样一个市场,唯一刺激采用 25%减排技术是储存,因为它能推迟(而非避免)将来更高成本的减排。进一步,在分阶段加强减排的政策下,即使单个企业仍能在市场上出售限期内用不掉的排污量,所有企业作为一个整体将会储存排污量到将来使用,实际上,企业会自己加速减排,虽然减排总量不变,但减排会发生得更早。

允许储存的第二个重要目的是避免排污量价格的大起大落。储存可以让一个企业保有一定的排污量库存,就象生产过程需要的燃料及其它必需品一样。如果没有这样的库存,每个时期的价格会因一些偶然因素如天气导致的需求波动而大起大落。没有储存,每个时期排污量的供应是定死的,任何未预期到的需求波动都将导致价格大幅度起落。有了储存,未使用的排污量可以在下期仍有价值,这使价格下降有了个底线。同样,前期的排污量存货可以对未预期到的需求增长起缓冲作用。虽然很少允许,借贷也可以有同样的缓冲效果¹¹。

时间上的灵活性有很重要的作用,它可以刺激更早地具有成本

¹¹ 加州洛杉矶氮氧化物交易计划的最近经验显示借贷的有用性。因为该市场地域狭小,基本上没有储存和借贷发生。一系列事件的巧合使洛杉矶的电力需求大增,这使氮氧化物排污权的价格从 2000 美元一吨增加到 80000 美元一吨,上涨了四十倍。

效益地减排和减小价格波动。但是，不管是由于环境的原因或市场发展太慢，当交易市场空间狭小时，时间上灵活性就特别重要。对中国这样一个转型经济来讲，这尤为重要。

3.4 测量、登记和执行规定

排污交易对监管者提出特殊的测量和会计要求。第一，排污必须加以测量以决定冲销多少排污权。相对地，在大多数行政命令管理体制如技术标准和排污率限制中，排污不需要被测量，但检查有效性就隐含了测量；第二，监管者必须知道上交的排污权是有效的。在美国酸雨计划中，这是通过一个排污权登记系统来完成的。这个系统登记了所有排污权的发放、转让和上交。

测量排污的成本或难度是应用行政命令制度而不用排污交易或税收制度的原因之一。如执行有关采用低硫燃料或加装减排设备的规定，必然会减少排放。减排程度视燃料和设备的特性而定。管理者只要定期检查所用燃料的特性或设备是否安装并运行就可以了。问题是如何保证查访以后设备仍在运行，但是在测量困难和费钱的地方，几乎没有其它选择。

在中国，采用排污总量控制政策时，更不用说排污费制度，对总的排污量进行某种估计是需要的，而这种估计可能会非常接近于排污交易所要求的测量。例如，要求煤的含硫量低于一定水平就要求有煤的含硫量数据。如果环保要求是使用一定质量的煤或低于一定的排

污率, 则只要证明所用煤达到一定质量就行了。但是, 环保部门若要保证排放低于某个上限, 它需要估计耗煤量, 或厂家的生产量。对减排设备来讲也是如此。在两种情况下, 环保部门都要求有能够让它知道总排放量的信息, 这也是排污交易所需要的。

两控区内的新建、扩建和改造热电厂必须加装二氧化硫连续测量设备, 因而越来越多的电厂会有这样的监测能力。然而, 排污交易所要求的监测能力不一定要实时和连续的, 近似估计方法也可以, 基于燃料抽样和工程特点的物料存量计算就可以提供足够精确的数值。实际上, 这种替代方法在美国酸雨计划中被用于小的污染源, 对它们来说, 加装连续测量设备太贵了。关键在于数据的质量和公证性, 而非如何取得数据。

在决定哪些污染源应包括在排污交易制度中, 测量困难度是重要考虑因素。即使环保部门必须测量所有污染源的数据以确定排污上限是否达标, 某些污染源可能永远都无法提供可用于排污交易质量足够好的监测数据, 住家排放就是一个例子。相比较试图获得住家用煤数量和质量数据, 限制住家用煤可能更容易。这样, 环保部门辖区内的一些污染源可能无法包括在交易制度内, 排污上限的一部份必须保留给哪些不容易测量或测量成本太高的污染源, 这些污染源可以用常规管理办法加以控制。

排污交易制度要求实行一个排污权登记制度。一个污染源必须上交与其排污等额的排污权。但上交的排污权不一定是一开始发放的, 所以必须有一个方法来追踪排污权发放直至上交的过程, 并保证排污

证不会被重复使用。这样，如果企业 A 和 B 都收到了 100 吨的排污权，而 A 从 B 买了 25 个排污权，以便排放 125 吨的污染，监管者应知道企业 B 只能排放 75 吨的污染，除非 B 又从其它企业买了额外的排污权。

一个登记制度应对每个企业建立一个帐户，一开始发放的排污权存在里面，在期末则将实际排放量从中扣除¹²。由于没有实际的证明发给污染源，帐户内的排污权可以直接根据持户人或污染源的指示从一个帐户转入另一帐户，这正象资金在银行支票帐户间转移一样。一般地，排污权有自己的序号以便于跟踪。

虽然登记制度是排污交易制度必需的，但确定污染源是否执行了规定的任务却简化了。第一，我们不需要象行政命令制度那样有一支检查队伍来确定规定的技术或其它减排措施是否被执行了。唯一要做的现场检查是排污测量器或其它确定排污量的措施执行情况；第二，确定污染源是否执行了规定没有摸棱两可的地方，不象技术规定和最好惯例那样设备可能坏掉，惯例难以跟踪，排污交易唯一标准是你有没有与实际排污量相等的排污证。这与排污费一样道理：唯一要问的是与排污量吻合的排污费是否交付了；第三，由于下一期的排污证掌握在监管者手里，因此收取罚款的手段一直掌握在监管者手中，不象排污费要去排污者那里去征收。这有点象排污者必须把所欠的排污费自动放在一边。如果没有准备足够的税或排污权时仍有个采取强制措施的问题，大多数情况下执行规定是自动完成的。

¹² 这个做法假设排污权免费发放，这是最通常的做法。如果拍卖排污权，厂家会公开竞买并将

4. 整合排污交易和排污费制度

排污交易和排污费作为实现环保目标互相排斥的替代方法常在理论和应用文献中讨论。这种替代性可能意味着排污交易制度应代替中国的排污费制度，但做起来会有许多实际问题。排污费制度不仅是中国建立最完善的环保制度，它还资助了地方环保局，而不管采用何种控制污染措施，环保局是执行二氧化硫有效控制的关键政府部门。还好，这种选择不是两者必须取一。本节将解释排污交易制度并不需要也不应该代替排污费制度。

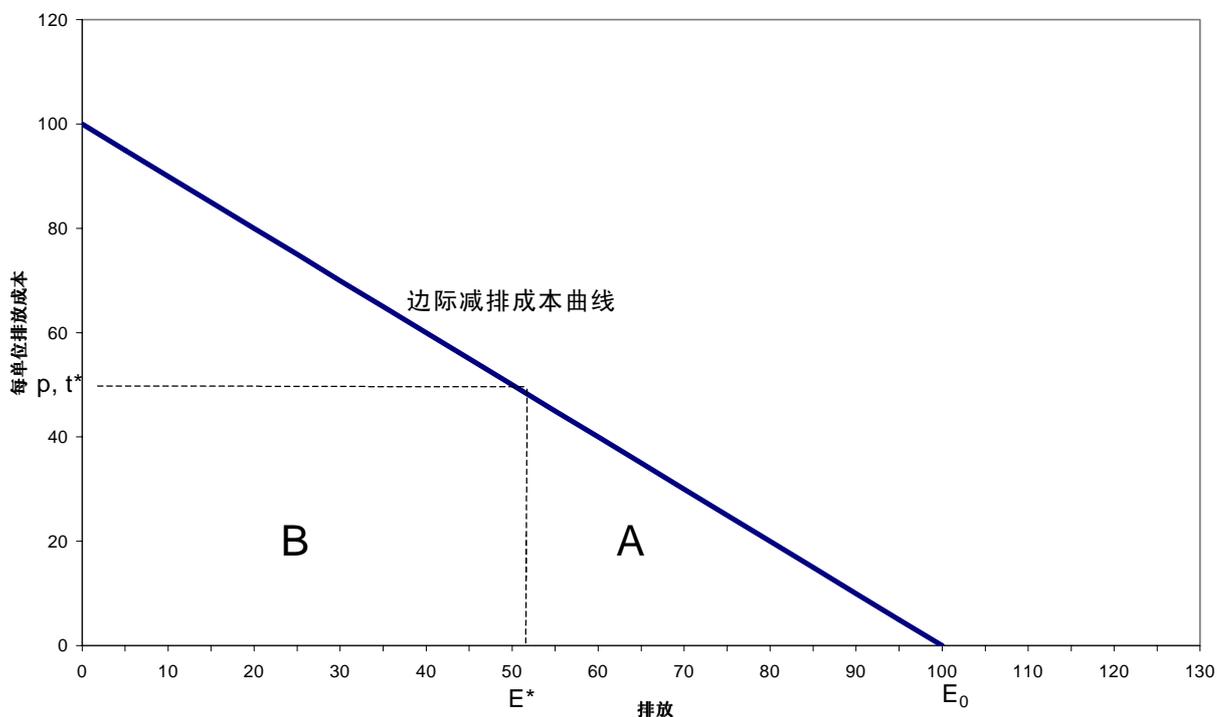
以排污交易来取代排污费制度以控制二氧化硫排放既不必要也不可取。但是我们必须两者中选择一个作为达到环保目标的主要手段。如果排污交易是主要手段，排污费制度可以继续存在作为达到其他目标的次要手段。总量控制决定减排目标，排污费制度根据减排目标进行课税，排污证价格将降低相应数额，两种制度可以并行不悖。但是反过来则不然。如果排污费制度是主要手段，排污交易制度会成为多余，记录、发放排污证或设计交易范围都将没有意义。

4.1 税收抑或排污交易？

讨论税收和排污交易制度的一些基本特点有助于解释这两种制度如何可以并存。图 A 显示了排污水平和减排成本间的关系。

排污权存入帐户内。

图 A



水平轴代表排污量，垂直轴代表减排成本，斜线代表边际减排成本，在图 A 中，数字是假设的，这条边际成本线可以代表一个企业，或地方环保局辖下的所有企业，或整个中国。排放水平 E_0 代表没有任何控制措施下的排放，根据定义此时边际减排成本为 0，任何排放的减少必然会有成本，边际成本自然会随着减排量的增加而增加¹³。在某个较高的边际成本，企业会转为烧天然气，而使二氧化硫排放降为零。

图 A 可以用来说明排污费和排污交易制度是等价的。假设我们要

¹³ 实际上，边际减排成本曲线不必平滑地递增，它也可以是按照由不同长度的水平线段组成的

把排污总量控制在 E^* 。一种办法是发放 E^* 的排污权，并对超量排放课以很高的罚款。在交易市场发育良好情况下，排污权价格为 P ，是达到减排目标上限 E^* 时的边际成本。另一种方法是监管者征税 t^* ， t^* 和 P 相等。这将使企业采用成本低于或等于 t^* 的减排措施，并达到与排污交易下同样的排污上限 E^* 。这样看来，发放 E^* 的排污证和征收 t^* 税收没有区别。排污总量、总成本和边际成本都相同，但区别在于信息和成本分配上，而这些是重要的。

信息上的考虑指监管者不一定知道边际成本曲线。以上假设监管者明确地知道如边际成本曲线所示的价格和数量间的关系。如有这样的信息，选择 t^* 或 E^* 对排污控制是没有区别的。事实上，监管者并不清楚或最好情况下模糊地知道减排与其边际成本间的关系。因而，监管者必须从以下两种选择中选一：要么在不知边际成本的情况下发放 E^* 以固定排污量，要么在不知可能达到的排污量情况下征收 t^* 以固定边际成本。¹⁴

分配上的差别可以从图 A 中的面积 A 和 B 看出来，面积 A 代表从 E_0 减排到 E^* 总的成本，它是边际成本曲线的积分，不管是排污费或排污交易，这个成本总是会发生的。面积 B 代表与排污上限 E^* 联系在一起 的稀缺租金，而这块租金的分配是排污费和排污交易的差别之一。

当 t^* 被征收时，B 是为排放 E^* 付给政府的总税收。实际上，政

曲线增长。

¹⁴ 对这个问题的经典答案是这要看边际收益和边际成本曲线的相对斜率(Weitzman, 1974)。然而，出于政治经济的原因，即使价格工具更有利，人们往往选择数量限制。

府收取了允许排放带来的稀缺租金。而排污企业则自然地会把排污减少到边际成本小于 t^* 的程度，总的减排成本因而是 A 。企业总的负担是 $A+B$ ，税收带来的额外边际及总成本将在产品价格中反映出来。

在排污交易制度下，排污权的分配决定了租金分配结果。如果政府把排污权拍卖，则对企业来讲，与税收的结果是一样的，管理当局将拥有稀缺租金，厂家则花费 $A+B$ ，而边际成本将在产品价格中反映出来。如果排污证白送给厂家，厂家将会收到稀缺租金。排污交易将使边际成本达到 P ，因而总减排成本仍如以前是 A 。然而，厂家所面对的总成本是 $A-B$ ，虽然边际成本总是 P ，厂家净减排总成本可是正的 ($B < A$) 或是负的 ($B > A$)，这取决于边际减排成本曲线及允许排放量。同样地，对每个企业的最后结果将取决于它所获得的排污证及其边际减排成本。一些企业将难免比其它企业得到更多好处，但所有企业都将比税收或拍卖排污证得到更多好处。

最后的分配结果取决于企业或政府如何使用稀缺租金 B 。很多文献讨论了政府将从环保税收和排污权拍卖中得到的收益再投入以得到“双倍收益”，但是对环保部门来讲更直接和实际的问题是企业对这些不同政策的态度。税收带来更高的成本，而免费分送的排污权则可能带来利润。这种经济刺激（或贿赂）可能使控制排放更加容易被接受。例如，智利的经验证明，免费发放的排污权可以让企业更坦率地报告如何测量排污以及排污量以取得有限的排污权 (Montero et al., 2000)。相反，税收制度则没有这样鼓励申报和接受排污限制的机制。如果管理当局是有力和合理的，这项考虑可以放在一边。然而，

如果成功地执行环境标准取决于被管理者的同意与合作，这个动力刺激的重要性将增加。

4. 2 排污交易和业已存在的排污费制度间互动关系

上一节图 A 讨论的价格和数量控制似乎只能两者取一，这为现在我们讨论两者同时进行打下了基础。

图 B

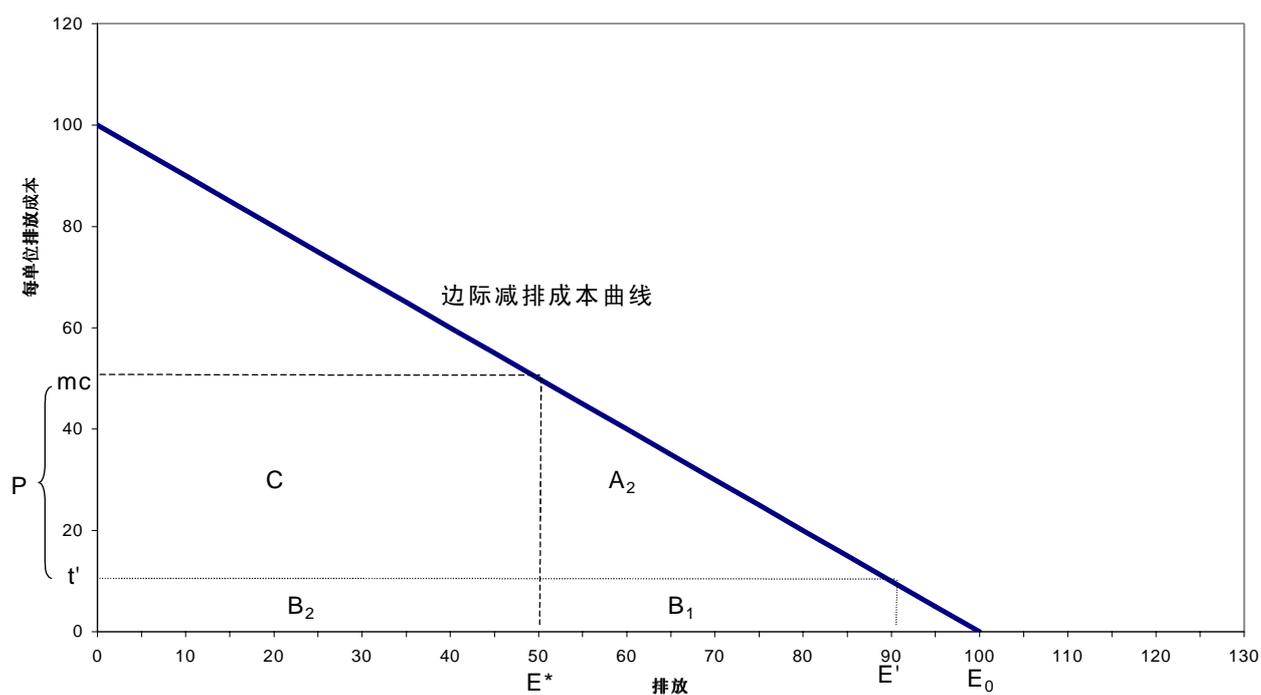


图 B 和图 A 不同地方是排污费 t' 比图 A 低，因而减排比较少，总排放比排放上限来得高。如果所有污染源都上交了排污费，则总减

排成本是 A，而政府税收是 B1 和 B2。

在这排污费制度上再加一个免费发放的有效的排污交易制度有几个后果。从 E' 降到 E*，减排量及边际减排成本将更高，排放降低导致排污费收入减少 B1，企业将其用于减排费用加上增加的一块费用 A2。企业获得的稀缺租金是 C，比图 A 中的 B 少了一块排污费收入 B2。实质上，稀缺租金是按照边际成本和 t' 间的关系在企业和政府间划分了。最后，市场上的排污权价格将是 P，达到减排至 E*时边际成本与排污费 t' 间的差值。

排污交易制度的结果之一是排污费收入可能少了一块 B1，对环保部门有影响，对此可以有几个对策。第一，“可能”少了一块的“可能”应强调一下。如果排污费不是所有的污染源都交或只交一部份的话，B2 可能比目前收得的排放 E' 钱大的多；第二种对策是提高排污费以抵消一部份或全部 B1 的损失。提高排污费会改变稀缺租金在污染企业和环保部门间的分配，但环保部门分到的一块增加不必然很高。第三个对策是改变排污费在再投入和行政费用间的划分。80%再投入，20%用于行政开支，这个现有比例是可以改变的。用图 B 中的数字，如果从 90 排污单位收取收入的 20%需要用于行政开支，则 36% (18/50) 的从 50 个污染单位收取收入应被用于行政开支。由于排污费收入损失 B1 在更严格的总量控制下被用来支付减排开支，环保部门截留和减排项目收到的资金都不会改变。

4. 3 以排污费制度来加强排污交易制度

排污费制度作用不只限于作为一个业已存在的可以支持环保部门的二氧化硫减排制度。从把现有制度的作用发挥出最大作用的角度来讲，排污费制度可以用来加强排污交易制度，两者共同来减少排放和达到环保目标。以下两种互相加强作用是可以设想的。

4. 3. 1 第二层的罚款

如其它监管系统，排污交易制度必须惩罚违规行为。排污费显然也可以惩罚违规，它本来就对超量排放征收罚款。最近排污费制度开始对总量排污收费，排污费制度就可作为一个对超过排污权排放的更高的第二层的罚款制度。在这种安排下，污染企业上交排污权，交纳限量范围内的较低的罚款，交纳超过限量的更高的罚款。

这样一个体制的关键问题是第二层的罚款应多高，如果罚款太低，则起不了太大作用刺激减排或交易，如果太高，则会加重企业负担，或更糟的是无法找到交易对象时从排污交易制度中退出。问题关键是是否存在一个交易市场使具有不同边际减排成本的厂家能参加交易。如有这样的市场，高罚款可以保证总量限额达标并鼓励交易。否则，高罚款会增加企业太多负担，较低的渐进罚款率则更能在一开始刺激减排与交易。

一个严格的排污交易制度会规定对超量排放征收比市场价高许多的罚款。没有一个理性的厂家会超额排放，在这种情况下，总额限制是硬性的。美国酸雨计划中的超量罚款十倍于市场价，但是，该计划是全国性且可储存的。中国地方环保局要执行其总量上限情况则不

同。在最好情况下，交易将是当地性的，在市场转型过程中，当地交易市场发育可能较慢。在这种情况下，比第一层排污费率高但比最终水平低的罚款率是合适的。

目前的排污费一致公认太低，但调高的阻力也很大。排污交易可打破这一僵局。但硬性的总量限制和高罚款额要求有一个成熟的市场，这对中国来说可能是个问题。一个初期较低的罚款额在市场转型过程中可以避免高罚款带来的负面效果，既不会迫使企业退出又保持交易和减排的动力。初期低罚款率还考虑到一开始地方环保局承接的全国总量控制目标并不是很硬性这样一种可能性，而硬性目标只有在交易市场发育后才可能。当交易市场发育后，罚款可以被提高至能保证总量控制硬性目标的水平。

4. 3. 2 以第一层次作为第二种达到当地环境指标的政策工具

排污费制度的另一种加强作用是作为实现当地排污目标的第二种政策工具。在讨论交易的空间范围那节中，我们指出符合当地空气质量标准和在广大地区进行交易可能有矛盾。美国酸雨计划结果显示热点地区问题可能并不严重，但如果各种条件巧合在一起仍可能发生。在发生问题的地区，第二种政策工具就需要用来保证空气质量达标。第二种工具可以是如上所述的某种独立于排污交易量制度的行政命令政策，也可以把当地的第一层次的排污量提高到从外面买排污权不合算的水平。

由于其与交易市场的相互关系，第一层的排污费制度是可以利用

的。如前所述，在一个完全发育的市场上，排污价格等于企业的减排边际成本和第一层次的排污费之差。提高对热点产生负责的企业的排污费将降低他们购买排污权更多减排的意愿。因此，市场上排污权的价格将有所降低使其他企业减排量下降，实际效果是排污总量上限在地区间重新分配，高污染地区排放下降。这两个地区的边际减排成本将不相同，成本差别反映了这两个地区对减排赋予的不同价值。更重要的是，两地区间的交易仍应进行以在当地环保标准限制下获得效益上的收益。最终理想模式是一个广大的地区，乃至整个中国，成为一个统一市场，国家总量控制目标通过排污交易制度和当地排污费的修正来分配，同时也保证当地空气质量达标。

5. 结论

在中国建立一个有效的二氧化硫排污交易制度将不易，但这种困难不应被高估。大多数建立排污交易制度的困难其实对任何其它有效的控制制度也适用。排污交易对监管者如何建立监管制度有些陌生特殊要求，而这些特殊性多是形式上而非实质上。在采用行政命令体制的地方，排污交易带来的经济效益和有效环境控制使克服排污交易困难的更大努力显得值得。

中国管理部门无法在建立排污交易制度时不考虑已存在的环保政策和不完善的市场机制。已采用的二氧化硫控制政策幸好不与排污交易制度排斥，特别地，总量控制目标为排污量控制政策如排污交易打下了基础。然而，政策执行有赖于地方一级，地方上有执行政策的

充分自由，而地方政策运用有很多实际考虑。其中两种最重要实际考虑已在本文中提出：1)如何下放排污权以利于排污交易制度发展；2)如何整合交易制度和排污费制度。这两个问题对建立排污交易制度都不是不可逾越的

美国及其它地区排污交易的经验可以借鉴，但中国情况并不相同。中国环保体制同时有自上而下和自下而上的特点，地方试行和渐进发展十分重要，而这种实用主义的作法使一蹴而就自上而下的如美国酸雨计划那样的措施行不通。相反，实际可能过程会是随着制度和市场的建立国家总量控制目标渐进地从厂家排污许可证的软上限发展成为排污交易的硬上限。这一制度转换速度将不可避免地取决于中国经济的转型速度。然而，承认这点并不是说就应推迟执行以市场经济为基础的政策。事实上，采用这些政策将有利于促进更重要的市场经济转型，同时对环境目标的达成毫无不利影响。

参考文献:

- Benkovic, Stephanie; “SO₂ Emissions Control Policy in China,” staff paper, Clean Air Markets Division, U.S. Environmental Protection Agency, July 1999.
- Ellerman, A. Denny, Paul L. Joskow, Richard Schmalensee, Juan-Pablo Montero, and Elizabeth M. Bailey, *Markets for Clean Air: The U.S. Acid Rain Program*, Cambridge University Press, 2000.
- Luo, Hong, Jinnan Wang, Jintian Yang, and Zi Liou. “Recent Developments of Cleaner Air Legislation and its Implications for SO₂ Emissions Trading in China,” paper presented at Second EPA-SEPA Workshop on SO₂ Emissions Trading, October, 2000, Washington, D.C.
- Meng, Fan, Fahe Cai, Jianxiang Yang, and Yifen Pu. “Management and Monitoring of SO₂ Emissions Sources in China,” paper presented at First SEPA-EPA Workshop on SO₂ Emissions Trading, November, 1999, Beijing, China.
- Montero, Juan-Pablo, Jose Miguel Sanchez, and Ricardo Katz, “A market-based environmental policy experiment in Chile,” MIT CEEPR Working Paper 2000-005, August 2000.
- Tietenberg, Thomas H., *Environmental and Natural Resource Economics* 5th edition, Addison Wesley Publishing Company, 2000.
- Wang, Hua, “Pollution charge, community pressure and abatement cost: An analysis of Chinese industries,” working paper of the Development Research Group, World Bank, January 2000
- Wang, Hua and David Wheeler, “Endogenous enforcement and effectiveness of China’s Pollution Levy System” working paper of the Development Research Group, World Bank, undated.
- Wu, Zuefang, Jinnan Wang, and Fan Meng. “Proposed Scenarios for Total Amount Control of SO₂ during the Tenth Five-years in China,” paper presented at Second EPA-SEPA Workshop on SO₂ Emissions Trading, October, 2000, Washington, D.C.

