

分类号 F203.9/961

U D C _____

密级 _____

编号 10741

兰州财经大学

LANZHOU UNIVERSITY OF FINANCE AND ECONOMICS

MBA 学位论文

论文题目： 基于环境重置成本法的
排污权初始交易定价研究
——以兰州市烟粉尘排污权初始价格为例

研究生姓名： 王思博

指导教师姓名、职称： 周一虹 教授

学科、专业名称： 工商管理（专业学位）

研究方向： 风险投资

提交日期： 2022年3月18日

独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

学位论文作者签名： 签字日期： 2022.6.16

导师签名： 签字日期： 2022.6.16

关于论文使用授权的说明

本人完全了解学校关于保留、使用学位论文的各项规定， 同意（选择“同意”/“不同意”）以下事项：

- 1.学校有权保留本论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文；
- 2.学校有权将本人的学位论文提交至清华大学“中国学术期刊（光盘版）电子杂志社”用于出版和编入 CNKI《中国知识资源总库》或其他同类数据库，传播本学位论文的全部或部分内容。

学位论文作者签名： 签字日期： 2022.6.16

导师签名： 签字日期： 2022.6.16

**Research on Initial Trading Pricing of
Emission Rights Based on Environmental
Replacement Cost Method
——Example of the Initial Price of
Industrial Dust Emission Right in Lanzhou**

Candidate : Wang Sib0

Supervisor: Zhou Yihong

摘 要

排污权交易机制是国内外最早研究并付诸实践的市场化治理污染和保护环境手段,有助于实现降污减排的总体目标,有效降低全社会治理成本,是行政调控和法律规制手段必要的补充。2014年,随着我国相关法规完善和制度出台,排污权交易在全国开始广泛试点和快速发展,兰州市正是这一时期建立了排污权交易制度并着手实践,统揽目前国内排污权交易开展的情况,普遍存在定价机制僵化、价格地域差异大、市场活跃度低的问题,价格是市场机制运行的核心,排污权初始价格是排污权交易机制的关键,而初始交易价格通常由政府制定,这就需要科学合理、符合实际的定价方法。

因此,本文以排污权初始交易定价为研究内容,首先阐述相关概念、理论基础和国内外交易实践情况,总结交易的特点以及定价的难点;其次,分析初始交易定价的基本原则和影响因素,选用环境重置成本法三层成本结构理念构建排污权初始交易定价模型,并利用经济学、会计学和环境工程等学科知识设定模型变量及公式,力求能科学、全面、规范的反映排污权的真实成本,特别是通常被忽视的外部成本;最后,以兰州市烟粉尘排污权初始价格为实例分析对象,对相关真实数据进行比较分析、比例分析、对标分析等定量分析方法,选取参数代入模型进行核算,以增加城镇居民医疗保健额外支出的角度初步核算了烟粉尘对兰州市城镇居民造成的外部成本,并设定外部成本内部转换比例的情形得出了烟粉尘排污权的初始价格,并对定价结果进行了分析,强调了外部成本的重要性和总量控制指标与定价的量价关系,同时归纳了模型在实际定价应用中的注意事项。

经过本文研究,检验了环境重置成本法应用于排污权初始交易定价的可行性和合理性,结合实例分析得出了两点结论:一是排污权交易机制作用的发挥关键在于初始交易定价,初始价格对整个交易体系和政策效果都有着深远的影响;二是排污权的外部成本虽然尚未有规范和统一的计量方式,但由于其数额巨大、影响广泛,应尝试以科学的方法在排污权初始价格中适当反映,从而引起全社会对环保的重视。

关键词: 排污权初始交易定价 环境重置成本法 定价模型 外部成本

Abstract

The emission trading mechanism is the earliest market-based pollution control and environmental protection method that has been researched and put into practice at home and abroad. It helps to achieve the overall goal of reducing pollution and emission reduction, and effectively reduces the cost of governance for the whole society. It is also a necessary supplement to the means of administrative regulation and legal regulation. In 2014, with the improvement of relevant laws and regulations and the introduction of the system in China, the emission rights trading began to be widely piloted and developed rapidly, Lanzhou city established the emission rights trading system and started to practice during this period. Observing the current situation of domestic emissions trading, there are some problems such as rigid pricing mechanism, large regional differences in prices and low trading activity. Price is the core of the operation of the market mechanism. The initial price of emission rights is the key to the emission rights trading mechanism and usually set by the government. So the initial transaction pricing require scientific, reasonable and practical pricing methods.

Therefore, this paper takes the initial transaction pricing of emission rights as the research content. First, it expounds the relevant concepts,

theoretical basis, and domestic and foreign transaction practices, and summarizes the characteristics of transactions and the difficulties in pricing. Secondly, it analyzes the basic principles and influencing factors of initial transaction pricing. The three-tier cost structure concept of the environmental replacement cost method is used to construct the initial transaction pricing model of emission rights, and the model variables and formulas are set using the knowledge of economics, accounting and environmental engineering, and strive to reflect the emission rights in a scientific, comprehensive and standardized manner, and strives to scientific, comprehensive and standardized reflection of the real cost of emission rights, especially the external cost that is usually ignored; finally, taking the initial price of the emission right of smoke and dust in Lanzhou as an example analysis object, quantitative analysis methods such as comparative analysis, proportional analysis, and benchmarking analysis are carried out on the relevant real data, and the selected parameters are substituted into the model is used for calculation, and the external cost caused by soot and dust to urban residents in Lanzhou City is preliminarily calculated from the perspective of increasing the additional expenditure on medical care of urban residents. The results of pricing are analyzed, the importance of external costs and the relationship between volume and price between total control indicators and pricing are emphasized.

Through the research of this paper, the feasibility and rationality of the environmental replacement cost method in the initial transaction pricing of emission rights are tested, and two conclusions are drawn based on the analysis of examples: first, the key to the role of the emission rights trading mechanism is the initial transaction pricing; The initial price has a far-reaching impact on the entire trading system and policy effects; secondly, although there is no standardized and unified measurement method for the external cost of emission rights, due to its huge amount and wide-ranging influence, it is necessary to try to properly reflect it in the initial price of emission rights in a scientific way, so as to attract the attention of the whole society to environmental protection.

Keywords: Pricing for the initial transaction of emission rights; Environmental replacement cost method; Pricing model; External cost

目 录

1 绪论

1.1 研究的背景和意义	1
1.1.1 研究的背景	1
1.1.2 研究的意义	2
1.2 国内外研究综述	3
1.2.1 国外研究综述	3
1.2.2 国内研究综述	4
1.2.3 综述总结	6
1.3 研究的内容、框架与研究方法	7
1.3.1 研究内容	7
1.3.2 研究框架	8
1.3.3 研究方法	9

2 排污权交易的相关概念、理论基础和交易实践

2.1 排污权交易的相关概念	10
2.1.1 排污权与排污权交易	10
2.1.2 环境容量与污染物排放总量控制	11
2.1.3 排污权的初始分配与再分配	12
2.1.4 排污权交易机构与交易范围	14
2.2 排污权交易的理论基础	15
2.2.1 科斯定理	15
2.2.2 “公地悲剧”理论	16
2.2.3 外部性理论	16
2.2.4 排污权的法学理论基础	17
2.3 排污权交易实践介绍	18
2.3.1 国外排污权交易实践情况	18
2.3.2 国内排污权交易实践情况	20
2.4 排污权交易的特点及其定价难点	22

3 排污权初始交易定价分析及其模型构建

- 3.1 排污权初始交易定价的基本原则·····24
- 3.2 排污权初始交易定价的主要影响因素·····25
- 3.3 排污权初始交易定价的方法及比较分析·····26
 - 3.3.1 影子价格法·····26
 - 3.3.2 机会成本法·····27
 - 3.3.3 收益现值法·····27
 - 3.3.4 恢复成本法·····28
 - 3.3.5 定价方法比较分析·····28
- 3.4 环境重置成本法的选择应用·····29
 - 3.4.1 环境重置成本法的概念及理论依据·····29
 - 3.4.2 排污权初始交易定价的适用性分析·····30
- 3.5 基于环境重置成本法构建排污权初始交易定价模型·····32

4 实例分析：以兰州市烟粉尘排污权初始交易价格为例

- 4.1 兰州市概况及排污权交易情况介绍·····37
- 4.2 大气污染物—烟粉尘的介绍·····39
- 4.3 利用模型测算兰州市烟粉尘排污权初始价格·····41
 - 4.3.1 测算恢复层成本·····41
 - 4.3.2 测算维护层成本·····42
 - 4.3.3 测算战略层成本·····45
 - 4.3.4 兰州市烟粉尘排污权初始价格的定价结果·····49
- 4.4 定价结果分析与模型应用讨论·····50
 - 4.4.1 定价结果同实际价格的比对分析·····50
 - 4.4.2 总量控制指标对模型定价结果的影响分析·····51
 - 4.4.3 模型在实际应用中需注意的事项·····51

5 研究结论、对策建议与论文的不足

- 5.1 研究结论·····53
- 5.2 共性问题及对策建议·····54
 - 5.2.1 当前国内排污权交易中存在的共性问题·····54

5.2.2 结合地方实际的对策建议·····	55
5.3 论文存在的不足·····	56
6 参考文献 ·····	57
7 附录 ·····	60

1 绪论

1.1 研究的背景和意义

1.1.1 研究的背景

自十八世纪第一次工业革命开始,人类社会和经济得到了前所未有的飞跃式发展,这得益于近代以来科学技术和生产关系的长足进步,也依托于化石燃料和矿产资源的大规模开发利用,但这也是以不断增加污染物、牺牲生态环境为代价的,从而带来诸如生态破坏、环境恶化、酸雨浮尘、温室效应等一系列生态环境问题,正在逐步危害着整个人类的健康与生存。正如著名的库兹涅茨曲线(Kuznets Curve)理论所言,经济和收入的发展同环境污染程度呈倒 U 型趋势,在工业化的过程中,伴随着人均 GDP 的增加,环境污染的程度将呈现上升趋势,随着人均 GDP 的进一步提高达到拐点,环境污染程度会逐年呈现下降的趋势^[1]。英、美、法、德等西方发达国家,由于工业发展起步早、工业化程度高,面临环境污染问题也较早,因而环境保护和治理的研究实践也领先于世界其他国家,如今绝大多数发达国家已经渡过库兹涅茨曲线的“拐点”,从而在经济发展方式和政策制度设计上,达到了环境保护和经济发展并重,甚至环境保护相对优先。

同样,我国经济在改革开放后进入高速发展阶段,人民生活水平得到极大的提高,经济总量已经跃居世界第二。但必须清醒的认识到,我国仍是世界上最大的发展中国家,取得的经济成就很大程度上是以牺牲环境和消耗资源为代价的,“十三五”期间,我国单位 GDP 能耗是世界平均水平的 1.5 倍,污染物排放则是发达国家平均水平的 30 倍左右,其中化学需氧量 COD、二氧化硫 SO₂、二氧化碳 CO₂ 的排放总量均是世界第一^[2]。为了改变高污染、高耗能的发展方式,我国须将环境保护和经济发展放在同等地位,可持续发展道路是唯一的选择,特别是步入 21 世纪新时代,“绿水青山就是金山银山”的社会主义生态文明建设思想以及坚持人与自然和谐共生的发展理念已经成为我国基本方略。在这样的大背景下,完全依靠生产技术进步和减排减污工程技术的发展与应用,不能有效解决经济发展和环境保护之间的矛盾,必须要结合国家制度设计,利用行政、法律和市场手段来达到调节经济增长方式、优化产业结构、减少污染物排放和刺激企业生产技术升级。依靠市场来配置环境资源的经济手段越来越受到各国重视,排污权交易制度是当前较为成熟且多数国家已在开展的环境保护市场化手段。排污权交易以污染物排放总量控制为前提,将排污者的污染物排放权利合法化、资产化,

通过排污权交易实现对污染物排放的有效控制,充分发挥市场优化环境资源配置的基础作用,提高了环境资源的利用效率,有效控制和改善了环境污染状况,协调统一了环境保护和经济发展的关系。

美国率先于上世纪六、七十年代开始排污权交易方面的理论研究和实践探索,1976年创立的补偿政策以及后来补充的容量节余政策、储存政策和气泡政策对于环境污染问题起到了很好的遏制作用,通过实践证明了排污权交易对改善和治理环境问题、控制污染物排放总量、提高环保主管部门的效率、实现经济效益和环境效益的有机统一等具有良好的效果。我国排污权交易方面的研究起步于上世纪八十年代,2014年随着《环境保护法》的修订和《国务院办公厅关于进一步推进排污权有偿使用和交易试点工作的指导意见》的出台,我国逐步建立健全了环境监测、项目环境评价、环境公益诉讼、污染物排放总量控制、排污许可和排污权交易等顶层设计。从此,我国排污权交易也迎来了迅猛发展,包括兰州市在内的数十个城市都建立了区域性排污权交易制度和交易机构,并开始交易实践。正如价格是市场机制运行的核心,排污权初始价格是排污权交易机制的关键,而初始交易价格通常由政府制定,这就需要科学合理、符合实际的定价方法,就目前而言,国内外尚未形成标准、统一的定价方法,因此需要对国内排污权交易初始定价相关领域开展必要的研究。

1.1.2 研究的意义

(1) 理论意义。作为排污权交易制度体系的重要组成部分,排污权初始交易定价问题是整个制度设计的重点和难点,初始交易定价直接关系到排污权从政府到市场主体间的初次分配(一级市场),也间接影响市场主体间的再分配(二级市场),决定了排污权市场化交易机制的效率和效果。从理论上讲,排污权初始价格需将当地环境质量状况确定污染物排放总量指标(即环境容量)作为前提,并充分反映污染物的平均治理成本、当地社会经济发展水平、地域差异,还应与市场排污指标的供需情况、交易市场的活跃程度、交易制度政策目标的制定导向密切相关。从实践来看,我国排污权初始价格都是在政府指导下制定的,带有很强的行政色彩,因此各地排污权价格差异显著,部分地区缺乏科学、合理的定价方法,不能反映污染物的实际治理成本和市场供求关系,也缺乏排污权价格同排放总量指标之间的联动机制。因此,结合排污权交易相关理论、经济学的思维逻辑和环境会计的计量方法,开展对排污权初始交易定价研究具有重要的理论意

义。

(2) 实践意义。2014 年，兰州市政府相继下发了《兰州市开展环境资源有偿使用工作的实施意见》、《兰州市排污权有偿使用交易管理办法实施细则》等一系列文件，为开展排污权交易试点打下了政策基础，并于同年成立了地方性环境权益交易机构——兰州环境能源交易中心有限公司，作为全市排污权、碳排放权、用能权等环境权益交易服务的特许经营机构。2015 年兰州环境能源交易中心出台了《兰州市排污权交易办法》，建立了兰州市排污权交易机制并着手交易实践，在排污权初始交易定价方面，兰州市采用了政府直接定价的方式，由物价局联合财政局、环境保护局于 2015 年批复了兰州市排污权初始交易价格，并沿用至今。经过 6 年的交易实践，兰州市排污权交易中出现了交易量波动较大、市场主体活力不足、投机行为层出不穷的问题，这跟长期僵化、脱节实际的排污权价格不无关系。本文希冀通过本次基于环境重置成本法构建的排污权初始交易定价模型，为兰州市排污权的成本核算和交易定价提供一种解决路径，也为其他地区的排污权初始交易定价提供参考。

1.2 国内外研究综述

1.2.1 国外研究综述

1968 年，美国学者 J.H.Dales 在其著作《Pollution, Property & Prices》^[3]中首次提出了排污权交易的概念，开辟了相关领域的研究。随后，学界以及政府部门越来越关注以市场机制治理污染，这一时期的研究主要集中在环境权益、排污权有偿分配、总量控制等相关问题以及排污权交易制度的实施效果上，其中针对排污权交易价格的研究则主要集中于研究二级市场价格的形成，对初始排污权定价方面的研究相对较少，美国学者 T. H. Tietenberg 在其所著的《Emissions Trading, An Exercise in Reforming Pollution Policy》(1992)^[4]中深度阐述了排污权交易相关理论，并对美国已实施的排污权交易和效果做了分析，指出排污权交易代替行政指令体系可以大幅减少控制成本，为后期学者的研究奠定了坚实的理论基础。Montgomery(1972)^[5]在对排污权交易的基础研究中首次引入了数理经济学的方法，并在理论上证明了排污权交易作为一种市场治理污染手段具有较好的经济效率和环保效果，优于传统的行政治理政策。

排污权的初始分配问题在 20 世纪末得到了学界的关注，部分学者对该问题

的重要性以及难点进行了研究,其中:Hahn(1984)^[6]对排污权市场交易的垄断性进行了深入的研究,通过研究表明实际的排污权交易市场并不完全,这种不完全竞争使得一些低效率的市场参与者通过初始排污权分配获取排污指标,不利于环境资源的优化配置,而在在不完全竞争市场中,排污权的初始分配直接决定了排污权市场的产量和成本效率;Barade(1995)^[7]认为初始排污权分配是排污权交易政策形成和制定的关键所在;Heller(1997)^[8]认为初始排污权分配是排污权交易开展过程中的政治性难题,排污权的初始分配价格的合理与否在很大程度上决定了排污权交易政策的后续实施效果,无论制定的价格过高或者过低,都无法实现排污权有偿使用及交易政策的设计初衷;Stavins 在其著作《Transactions Costs and Tradable Permits》(1995)^[9]中提出排污权的初始分配对环境污染治理的效率与质量问题起着十分重要作用;Woerdman(2000)^[10]指出,排污权初始分配、交易制度等的合理性很大程度上决定了排污权交易市场总量及活跃程度。进入 21 世纪,排污权交易相关理论得到了进一步发展,美国著名经济学家 J. Nash 在其著作《Too Much Market? Conflict Between Tradable Pollution Allowance and the Polluter Pays Principle》(2000)^[11]中指出排放交易制度涵盖三个必然阶段:制定许可的排放总量、初始分配、交易环节,并对当前排污权初始分配中存在的不足之处提出了自己的见解。

在排污权定价方法方面,国外对排污权初始分配价格研究主要集中在影子价格法,Lyon, Swinton, Lee, O' Neill, Chao-ning Liao^[12]等学者对影子价格法开展了细致研究。影子价格法运用线性规划的方法进行计算,从而反映社会资源是否获得了最佳配置,由荷兰经济学家 Jan Tinbergen 于 1930s 提出,其中具体应用如 Coggins, Swinton 利用参数模型的方法,依据产出距离函数与收入函数之间的对偶关系,推导出参数形式的二氧化硫影子价格^[12]。另外,基于排污权价格的其他影响因素方面,国外学者也进行了研究,其中 Carolyn(2008)^[13]采用了机会成本法对环境政策和公众参与的影响进行了研究,认为环境政策同排污权价格正相关,而公众参与程度则与排污权价格负相关。Fehr, Hinz(2006)^[14]则在研究中构造了排污权价格定价模型,并在模型的基础上,研究了排污权价格与能源价格和其他排污影响因素之间的关系。

1.2.2 国内研究综述

上世纪 80 年代开始,随着排污权的概念及其相关理论从美国传入国内,引

起了国内学界和政府的关注,但是由于正值改革开发初期,经济发展和城市建设是主要工作,对排污权及其有偿使用方面的研究停留于初始阶段,也未能深入开展试点实践。九十年代末开始,国内学者分别从不同的角度切入对排污权有偿使用开展了探索研究。李寿德、仇胜萍(2002)从环境价值的文化尺度、生态尺度和本质等多个维度分析了排污权交易定价问题的复杂性,基于环境政策中应该更多的发挥经济的激励作用作为排污权交易思想产生的根源。宋国君在2004年《排污权交易》一书中,通过对排污权交易的理论、美国酸雨计划的实施和效果、中国大气污染物排放浓度控制和总量控制的分析,认为中国酸雨控制的首选政策应当是排污权交易,并进一步讨论了建立中国国家二氧化硫排污权交易市场的战略步骤。黄江莺(2006)等学者以环境资源价值为基础探讨了环境容量的价值,从环境资源的稀缺性、环境资源的价值性以及环境资源的外部性等方面进行了论述研究并认为环境容量是有价值的,环境容量的价值是非常重要的资产,是排污权价值的基础^[15]。

在排污权初始分配方面,林巍、傅国伟和刘春华在1996年《基于公理体系的排污总量公平分配模型》一文中基于公平性原则,提出了排污总量分配模型,这是最早的排污权有偿分配的模型研究。李爱年、胡春冬在2003年《排污权初始分配的有偿性研究》一文中认为,由于排污权无偿分配导致的排污权配置腐败问题可能产生的严重后果,必须重新认识排污许可权的目的、性质和作用,排污许可实质是对环境容量这种特殊商品的配置,排污权有偿取得更符合市场机制的公平性原则,更能有效的削减污染物排放量,所以将初始排污权的分配方式从无偿分配变革为有偿分配,建立与我国市场经济相适应的公平、有偿的分配机制势在必行。

在总量控制方面,林红等对总量控制方面的问题进行了深入研究,在她1995年著作的《大气排污交易政策在我国的试点》文中就对总量控制与排污权交易进行了探讨,介绍了美国的排污权交易、部分实施排污权交易的案例,提出了排污交易量、排污交易费用确定的原则及管理办法。马中、牡丹德等学者从总量控制与排污权交易的基本内涵和相互联系出发,分析了总量控制和排污权交易一体化政策对环境管理等领域的重要意义,提出了实施总量控制和排污权交易一体化政策体系的设计内容。

在初始排污权定价方法方面,国内学者分为三个研究方向:

一是以市场法为基础的方法研究,主要以恢复成本法、重置成本法等为主。

毕军(2007)^[16]采用恢复成本法建立了初始排污权的定价模型,该方法综合考虑了地区差异和行业差异并以治理成本为基础此对排污权价格进行评估,其对江苏省苏中、苏南和苏北三个区域的电厂二氧化硫的初始排污权进行了计算,表明了方法的可操作性。张有贤等(2010)^[17]采用重置成本法来评估环境容量的价格,针对大气污染的环境影响进行了分析,并从人体健康损失和农业损失两个方面来核算二氧化硫污染引起的社会总损失,进而计算出初始排污权价格,该方法给了本文从健康角度考虑外部成本核算带来了启发。二是采用线性规划的方法开展研究。线性规划是运筹学中的重要分支,其研究较为成熟,主要研究不同约束条件下线性目标函数的极值问题。该方法主要包括影子价格法和其他线性规划方法,可在定价问题中具体应用时可以把治污成本最小化和排污收益最大化等作为目标函数来构造规划模型,并运用库恩塔克条件求最优解。三是其他方法,如采用博弈论法、贴现值法等自建排污权定价模型并开展实例研究。如:崔志芳等(2011)对集中治污模式的实施条件以及排污价格进行了研究,建立了针对于集中治污的中小企业的排污定价博弈模型,其中考虑了包括企业利润、社会福利等多项因素;张胜军等人(2010)采用污染物处理成本的贴现值(按污染物处理投资项目的使用年限来计)来为初始排污权定价,并应用于浙江省 COD 和 SO₂排放指标有偿使用价格的计算;胡庆年(2011)中利用成本定价法,以治污成本为基础建立了化学需氧量、二氧化硫定价数学模型;张培等人(2012)参考了水价、电价的阶梯式定价思路,提出了初始排污权阶梯式定价,并在恢复成本法定价的基础上将该方法应用于河南省化学需氧量有偿使用价格的制定^[18]。

1.2.3 总结

综上所述,国内外众多学者对环境容量、总量控制、排污权交易机制、排污权初始分配及其定价等方面进行了深入研究,为当前排污权交易理论研究和交易实践推广夯实了基础,其中有两点值得关注:

首先,国内与国外的研究路线有所不同。国外学者对排污权交易理论的研究是从无到有、从浅到深,从基于经济学和环保领域的基础研究,逐步发展到跨领域和跨学科研究。同时,由于国外排污权交易实践较早、范围较广,所有理论研究与交易实践结合较高,对排污权有偿使用及交易制度的实施效果进行了较为深入的剖析,从而对排污权交易的市场机制具有深刻的理解。国内关于排污权交易

相关理论研究起步较晚，基于国外已形成的理论基础之上，虽然我国在排污权交易制度、初始分配及其定价方面的研究取得了一定的成果，但与国外相比，基础理论过于单薄，大范围、长时间的交易实践经验较少，多数研究停留在理论探讨阶段，在各地交易实践中的应用较少。

其次，国内与国外的研究重点有所不同。由于经济体制和国情的不同，国外研究倾向于充分发挥市场机制分配初始排污权，同时注重对二级市场的研究，对于以政府为主导的排污权初始分配及其定价研究相对较少。以政府主导的排污权初始分配及其定价问题逐渐成为国内研究的焦点，就定价方法而言，近年来主要集中在对资源定价方法和通过自建模型定价方面的研究。因此，本文基于环境重置成本法对排污权初始交易定价进行研究符合当前理论研究的方向。

1.3 研究的内容、框架与研究方法

1.3.1 研究内容

本文正文共分五个章节：

第一章为绪论。引出主题，理清脉络。主要介绍论文的研究背景、意义、国内外研究综述，同时概述本文研究的内容、思路、框架和方法，

第二章步入主题，介绍排污权交易相关概念和理论基础，具体介绍了排污权和排污权交易的概念、理论基础、国内外交易实践情况等。本章对排污权交易体系涉及的基本概念、总量控制、交易市场、交易机构和交易范围等核心要素进行了具体阐述，并从理论基础和交易实践两方面入手研究，总结排污权交易的特点及其定价难点。

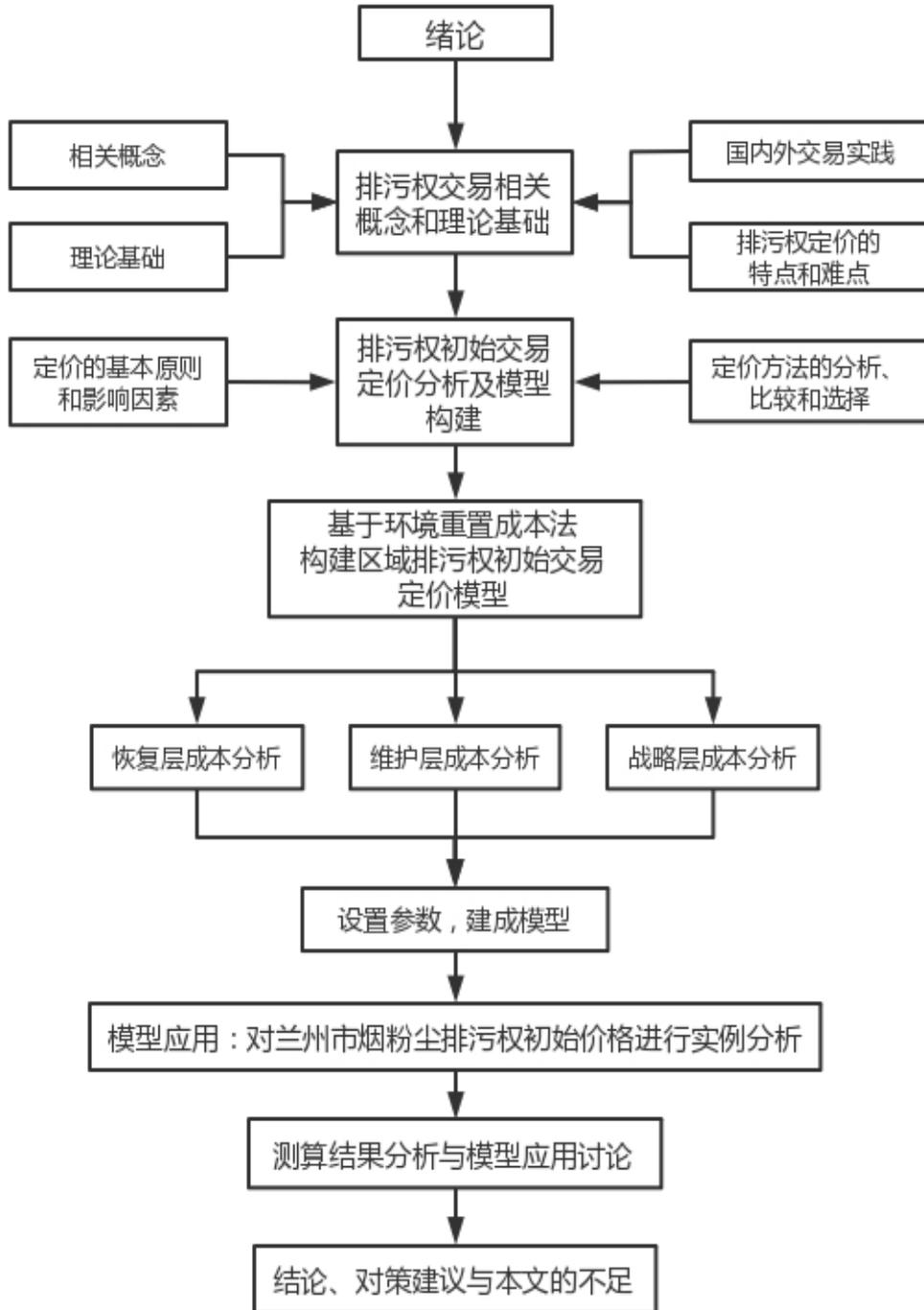
第三章是理论应用与模型构建。通过上一章的铺垫，对开展排污权初始交易定价研究具备了基础，本章借鉴国内外排污权交易实践经验和定价方法，找出排污权初始交易定价的基本原则和主要影响因素，结合区域经济发展和环境禀赋的不同，创新性地应用环境重置成本法三层成本结构理念构建了排污权初始交易定价模型，并结合经济学、会计学和环境工程相关学科设定了模型参数。

第四章是实例分析。在介绍了兰州市城市概况和开展排污权交易的情况后，利用本文构建的定价模型对兰州市烟粉尘排污权初始交易定价进行了实例研究，并对定价结果进行了分析，着重分析了外部成本对排污权价格的重要影响和总量

控制目标同排污权价格之间的量价关系。

第五章对本次研究工作进行总结。阐述本文的结论、探讨排污权交易存在的共性问题并结合地方实际提出了对策建议，最后总结了本文的不足。

1.3.2 研究框架



1.3.3 研究方法

(1) 文献研究法。笔者通过广泛研读国内外排污权交易相关领域的理论书籍和研究文献，超过五十余篇，根据论文选题和有关材料进行综合分析，对相关成果予以吸收借鉴，为本文研究提供了重要参考，并在此基础上进行拓展研究。同时，笔者多次向导师请教，对导师提出的环境重置成本法进行了重点研究。

(2) 实证分析法。本文以兰州市烟粉尘排污权初始交易定价为例进行了实例分析，通过在国家统计局、甘肃省和兰州市统计年鉴和环境公报、以及环保主管部门和交易服务部门收集真实数据资料，将兰州市 2017 至 2019 年的三年数据同全国、全省平均数，同标杆城市西安市进行了横向、纵向对比分析。然后选用真实数据代入本文构建的定价模型进行计算，并对结果开展了进一步分析。

(3) 定量分析法。本文在针对兰州市烟粉尘排污权初始定价开展实例分析时，对相关真实数据进行了比较分析、比例分析、趋势分析、对标分析等定量分析方法，并将参数带入本文构建的排污权初始交易定价模型进行相应数学运算，从而使本文研究结果更具有科学性、逻辑性、可检验性。

(4) 实地调查法。实地调查法是本次论文所运用的一种重要方法，笔者在兰州市国资系统工作，既是兰州市特许排污权交易机构——兰州环境能源交易中心有限公司的国资股东，也是部分工业生产企业和市政公共服务企业的国资股东，可以从多个角度了解企业排污、政府治污和排污权交易。本文搜集了兰州市自 2015 年开展排污权交易试点以来的原始数据资料，同时也向兰州市生态环境局（原环保局）、兰州公共资源交易中心等行业主管单位进行对接了解，同相关领域的专家学者进行了沟通交流，为本次论文研究提供了实践经验、前沿理论和宝贵经验。

2 排污权交易的相关概念、理论基础和交易实践

2.1 排污权交易相关概念

2.1.1 排污权与排污权交易

排污权，通常国内外的专家学者对其有广义和狭义两种认识，本文所述的排污权主要指狭义排污权。

广义的排污权是环境权的一种表现形式，外延宽泛且并无法定，可指权利主体向环境中排放各类污染物的行为权利。广义排污权的权利主体既包括自然人、法人，也包括其他自然生物和非法人组织，排污内容不仅有生产性的污染物还有生活性的污染物，这种广义排污权具有普遍性和一般性。

狭义的排污权不同于广义排污权的“客观存在”，具有法律内涵，由法律、法规和行政规章调节产生或直接规定，例如我国《环境保护法》第 27 条规定：“排放污染物的企业事业单位，必须依照国务院环境保护行政主管部门的规定申报登记。”2021 年发布实施的《排污许可管理条例》（国务院令 736 号）第二条规定：“依照法律规定实行排污许可管理的企事业单位和其他生产经营者，应当依照本条例规定申请取得排污许可证；未取得排污许可证的，不得排放污染物。实行排污许可管理的排污单位范围、实施步骤和管理类别名录，由国务院生态环境主管部门拟订并报国务院批准后公布实施。”由此可见，狭义排污权通常是自然人、法人或非法人组织等权利主体，由于生产经营的需要，根据相关法律、法规和行政规章的规定，通过国家行政主管部门审核而获得的向自然环境中排放规定污染物的权利。

排污权交易建立在排污权概念之上，通常以环境容量和污染物排放总量控制为前提，在一定区域内由政府与排污主体以及各类排污主体之间通过市场交易方式来分配和调节排污指标。排污权交易的核心思想是将排污主体的污染物排放权利合法化，并以排污许可和排污指标的形式确认其排污权，通过初始分配和再分配的方式实现对污染物排放的有效控制。排污权交易制度充分发挥了市场优化环境资源配置的基础作用，提高了环境资源的利用效率，很好的控制和改善了环境污染状况，协调了环境保护和经济发展的关系使其统一起来为社会进步服务^[19]。

2.1.2 环境容量与污染物排放总量控制

(1) 环境容量的概念。环境容量 (environment capacity) 指在人类健康和自然生态系统在不受危害的前提下, 某一特定环境所能容纳污染物的最大负荷值, 环境容量是排污权交易的基础。生态环境拥有自净能力, 能够通过自身物理、化学和生物的特性及过程消解或降解人类活动产生的部分污染物, 但是这种能力是有空间和时间的限度的, 且对辐射物质、重金属等重污染物质的自净过程非常漫长, 超过一定限度甚至可能反而破坏生态环境的自净功能, 带来不可逆的严重生态破坏。基于此, 人类通过对生态环境的不断认知, 逐步形成了环境容量的概念, “环境容量”概念在 1968 年率先由日本学者阿布泰隆、淡路刚久等人在《环境法》一书中提出, 污染物浓度控制的法令规定了各个污染源排放污染物的容许浓度标准, 但没有规定排入环境中的污染物的数量, 也没有考虑环境净化和容纳的能力, 这样在污染源集中的城市和工矿区, 尽管各个污染源排放的污染物达到 (包括稀释排放而达到的) 浓度控制标准, 但由于污染物排放的总量过大, 仍然会使环境受到严重污染, 必须形成将各个污染源排入某一环境的污染物总量限制在一定的数值之内的总量控制制度。因此, 各国的环保实践从单纯对限制污染物排放的研究, 发展到基于环境容量对污染物排放实施总量控制的研究阶段^[20]。

(2) 环境容量与污染物排放总量控制的关系。污染物排放总量控制是以控制一定时段一定区域内排污单位排放污染物总量为核心的环境管理方法体系, 对于环境保护和治理发挥了巨大的作用, 是排污权交易得以实施的前提。环境容量是环境能够利用自净能力承受的污染物的量, 这是环境的自然属性。二者是高度统一的关系: 首先, 环境容量是一种有限的环境资源, 一旦人类活动排放污染物的数量超过了环境的自净能力则会发生不良的后果, 而总量控制明确了环境容量资源的稀缺性; 其次, 总量控制基于环境容量, 通过总量控制在一定时段一定区域明确了排污单位对环境容量资源的使用总额, 继而产生配额分配。污染物排放总量控制制度历经了单纯的浓度控制、浓度控制与总量控制相结合以及目标总量控制的逐层递进, 已有部分环境法律、法规对其做出了概括性规定, 并在水污染防治、大气污染防治中得到一定程度的应用。

(3) 污染物排放总量控制的方法。排污权总量控制通常可分为行业总量、容量总量、目标总量三种类型。行业总量是通过控制在某行业生产中投入的能源、资源的种类和数量等生产工艺控制手段削减环境污染物排放量, 将产生的污染物排放量控制在行业管理目标限定的范围之内, 主要用于限定行业的节能减排控制; 容量总量是指以环境容量控制要求为出发点, 在充分考量环境自我修复能力后, 利用大气环境理论和环境质量模型计算得出环境所能承受的最大排污量, 据此确定环境容量所允许的污染物排放总量

控制目标，从而决定了区域污染物的排放上限；目标总量是基于当前的污染物排放量，根据区域污染物排放总量目标或总量削减目标，在技术可行性和经济可行性分析的基础上制定控制排放目标的实施方案，将污染物排放总量或削减总量在各污染源之间优化分配，从而实现已确定的污染物排放控制总量目标或总量削减目标。

目前，我国各地区对污染物排放总量采用的主要是目标总量控制，目标总量可以以历史统计资料或经验数据为获得依据，也可以通过燃料使用量等间接方法获得。根据《甘肃省“十四五”生态环境保护规划》，大气污染的治理目标一般以空气质量优良天数比例、PM_{2.5}和PM₁₀浓度为主，2015年至2020年甘肃省十三五期间大气污染治理中，总量控制目标是化学需氧量总量五年累计下降8.2%、氨氮、二氧化硫、氮氧化物总量五年累计下降8.2%、烟粉尘无目标，2020至2025年甘肃省十四五期间大气污染治理中，总量控制目标是化学需氧量五年累计下降2.27%、氨氮五年累计下降0.03、氮氧化物总量五年累计下降1.84%、烟粉尘无目标，增加挥发性有机物0.7%、二氧化硫无。

本文在构建排污权初始交易定价模型的过程中采用的污染物排放总量控制方式是目标总量控制。

2.1.3 排污权的初始分配与再分配

(1) 排污权初始分配和再分配的概念。排污权交易的实质是将污染物排放总量以排污权配额的形式利用市场机制进行分配的过程，完整的排污权交易包括初始分配过程（一级市场）和再分配过程（二级市场）。初始分配是在以政府为主导的一级市场进行的，交易主体主要是政府环保主管部门以及各重点排污企业，交易价格一般由政府制定，主要包括初始交易价格，即排污权有偿使用的收费标准，另外有些政府还会设定储备排污权价格，储备排污权投放市场时往往由政府直接定价或底价拍卖。排污权再分配是在完全依靠市场机制配置排污权的二级市场进行的，政府在二级市场中主要应当充当组织者和监管者的作用，各类排污企业是交易主体，二级市场价格一般可分为交易基准价和交易成交价，其中交易基准价也是二级市场的底价，通常由一级市场的价格决定。由此可见，排污权的一级市场价格直接关系到排污权的初次分配，也间接影响再分配，直接决定了排污权市场化交易机制的效率和效果。如果排污权价格过高，超过了企业可承受能力和当地社会经济发展水平，必然影响企业生产活动和工业投资环境，进而增加制度推行的社会阻力和企业偷排瞒报的风险，最终限制了区域相关产业发展；如果排污权价格过低，则无法真实反映环境资源的价值和实际治理成本，也会导致污染治理效果不佳，

企业利用配额进行投机活动等问题。

(2) 排污权初始分配的模式。就初始分配方式而言,主要有免费分配和有偿分配两种模式:一是免费分配模式,指环保主管部门将区域内的某种污染物排放总量根据一定的标准划分为定量的等份,并通过排污许可证的方式将排污权免费分配给区域内的排污单位的分配方法。在免费分配模式下,排污单位不需要为获得初始排污权支付成本费用,实践中有多种免费分配模式,如以现实产量水平为依据进行初始排污权分配,即用某种污染物总量控制目标/预计的产量水平,计算得出单位产量的允许排污量;还有以排污单位的治污效率高低为依据的成本效率分配模式,将较多的排污权分配给治污效率高的单位,对治污效率低的单位执行反向操作。例如美国在对二氧化硫 SO₂ 排放实行总量控制的实践中,采用的是以总量控制目标为分母,以现有企业某一年度的产量或排污量为分子直接分配的方法。二是有偿分配模式,主要有政府定价出售和公开拍卖两种方式,定价出售与收取排污费或者排污税相类似,环境主管部门给排污单位排放的污染物设定一个价格,不必对排污单位进行严格的初始排污权定量分配,排污单位按照设定的价格从政府相关部门或者其他排污单位购买排污权,这个价格即为排污权的初始定价,也是排污权交易二级市场交易的价格依据。排污权拍卖是以初始定价为基础,采用公开竞拍的方式,出价高的排污企业获得排污权。国外普遍采用的排污权有偿分配方式,并以拍卖方式为主,国内目前尚无统一的排污权初始分配方式,但是采用有偿分配并且进行公开拍卖是发展的方向。

(3) 免费分配模式与有偿分配模式的比较。一是在免费分配模式下,排污单位可以零成本获得初始排污权,因此不会给排污企业的生产增加成本费用,故企业都愿意接受免费分配模式。但由于这种分配方式完全依赖于政府行政手段的支持,一旦没有完善的分配制度和有效的监控手段,就有可能出现寻租行为,当通过行贿获得排污权的成本低于污染治理成本时,部分企业将不再通过增加环保设施、采用环保新技术等手段进行污染减排,那将使通过利益激励促进排污单位减排的政策目标无法达成,买卖双方都会对排污权分配制度的公平性、公正性产生质疑,最终导致排污权分配制度效果大打折扣,偷排漏排和徇私舞弊行为层出不穷。二是在有偿分配模式下,排污单位必须以一定的成本从一级市场或二级市场上购买污染物排放权,这将促使排污单位不断创新减排技术手段,控制污染物排放量,这即可以减少排污权的需求从而降低排污成本,也可以将减排的余量排污权在二级市场出售并获得收益,从而激励排污企业自觉控制污染物排放,最终实现环境保护的政策目标。另外,有偿分配模式的弊端在于会增加排污单位的成本负

担。在有偿分配定价时，政府主管部门制定的交易价格可能歪曲市场价格，不能真实反映排污权交易市场的供求状况，如果排污权价格过高，超过了企业可承受能力和当地社会经济发展水平，必然影响企业生产活动和工业经济发展，进而增加制度推行的社会阻力和企业偷排瞒报的风险；如果排污权价格过低，则无法真实反映环境资源的价值和实际治理成本，即导致污染物排放总量控制目标落空，也会造成企业利用排污权进行投机活动，从而不断增加环境负荷、侵蚀环境自净能力，最终导致生态环境不断恶化。

经过比较分析，本文认为排污权初始分配应当采取政府主导下的有偿分配模式，因此本文着重分析和研究排污权的初始分配（一级市场）及其有偿分配下的定价机制。

2.1.4 排污权交易机构与排污权交易范围

（1）排污权交易机构。目前国内外的排污权交易基本都通过专业的产权交易所来实施。产权交易所是保证排污权有序交易、发掘价值和促进流通的场所，“公开性”和“竞争性”是产权交易所的两个基本原则，从而为客户提供公平、规范、高效的交易机会。产权交易所能够推动要素资源重组，实现各种要素资源在不同地区、部门和企业之间的优化配置，是多层次资本市场体系的基础组成部分，此外还具有资源聚积、价格发现、资金融通、咨询策划等功能和作用。为促进权益转让和商品流通，我国各地陆续成立了一些从事企业股权、实物资产、大宗商品、稀有金属和文化艺术品等交易的各种类型的产权交易所，我国的产权交易所大多数是提供公共服务的平台，不完全以盈利为目的，主要由政府主导搭建，实行国有独资或控股经营。环境能源类交易所也是产权交易所的一种，部分地区也称环境资源交易中心，是国家或地方政府为实现节能减排目标，以市场化方式配置环境权益资产的交易机构，由其对排污权等环境权益的供求双方进行撮合竞价或大宗交易，从而充分挖掘环境资源价值、提高资源使用效率、促进企业进行节能减排。目前国内具有代表性且具备一定交易规模的环境权益交易所上海环境能源交易所、北京绿色交易所、湖北环境能源交易中心、广东环境权益交易所等。

（2）排污权交易范围。如同本文 2.1.1 关于排污权的定义所述，排污权的权利边界、排污内容与标准均由法律规定或政府制定，因此纳入排污权交易范围的污染物通常都需要国家通过制定标准化的规则，将排污权转化为可以货币衡量的、具有特定单位的标准化交易产品，才能进行交易流转。由于污染物排放在不同区域性的特点，各省市均按照其区域特征制定了不同的排污权交易政策和交易范围，从纳入排污权交易的污染物类型来说，绝大部分省市均纳入了国家规定的四项主要污染物（二氧化硫、氮氧化物、

化学需氧量、氨氮)，包括甘肃在内的部分地区根据实际所需纳入了大气污染物烟粉尘，而被纳入排污权交易的其他水体污染物较少。本文通过查询相关公开信息，整理了具有代表性的部分省份纳入排污权交易范围的污染物类型，具体如表 2.1 所示。

表 2.1 国内部分省份纳入排污权交易范围的污染物类型

污染物类型	浙江省	山西省	江苏省	福建省	湖北省	甘肃省
二氧化硫	√	√	√	√	√	√
氮氧化物	√	√	√	√	√	√
化学需氧量	√	√	√	√	√	√
氨氮	√	√	√	√	√	√
其他气体污染物		烟粉尘	挥发性有机物			烟粉尘
其他水体污染物			总磷 总氮			

资料来源：兰州环境能源交易中心提供。

2.2 排污权交易的理论基础

2.2.1 科斯定理

1960 年，科斯定理（Coase Theorem）由新制度经济学的鼻祖、美国著名经济学家 R.H. Coase 提出，并由其名字命名。科斯定理具体由三个定理组成，其中：科斯第一定理指当市场没有交易费用时，只要产权界定是明确的，产权的初始分配不会对市场配置资源的效率产生影响，无论初始产权如何安排，市场机制都会自动实现资源的帕累托最优配置；科斯第二定理指当市场存在交易费用时，不同的产权分配制度安排会产生不同的交易活动成本，进而影响资源的配置效率；科斯第三定理指制定产权制度也是有成本的，怎么制定产权制度以及制定什么样的产权制度也会产生不同的经济效率。科斯第一定理说明了产权制度是市场机制实现最优资源配置的制度基础；第二定理强调了交易费用对资源配置效率的影响；第三定理反映了政府通过产权制度的成本收益比较，选择合适的产权制度的重要性。排污权交易制度正是通过界定环境容量资源总量，明确排污权的产权属性，建立合法的排污权，并允许这种权利像商品一样买卖，通过市场机制调动排污者治理污染的积极性，实现污染减排和环境容量资源优化配置的环境经济政策。同

时，通过政府的制度安排最大限度的降低交易成本，从而解决环境污染的外部不经济性问题。美国经济学家 J.H.Dales 正是基于科斯定理，于 1968 年在其著作《Pollution, Property & Prices》中首次提出了排污权交易的概念，美国国家环保局（EPA）采纳了 Dales 的观点，并用于大气污染源及河流污染源管理。基于此，EPA 于 1977 年开始先后制定了《清洁空气法》等一系列政策法规，允许不同的工厂企业之间转让和交换排污削减量指标（Reduced Wastewater Discharge），而后德国、英国、澳大利亚等国家相继实行了排污权交易的实践。

2.2.2 “公地悲剧”理论

1968 年，英国 G. J. Hardin 在《Science》杂志上发表了一篇题为“The Tragedy of the Commons”的文章，提出了著名“公地悲剧”理论模型：一群牧民在一块公共草场放牛，由于公共草场的成本牧民不用承担，而牛的收益却由牧民独享，因此每个牧民都不断增加牛的数量，希望得到利益最大化。在公共草地上每增加一头牛会有两种结果，一是获得边际收入，二是加重公共草地的资源负荷。因而，随着牧民出于理性经济人的考量，牧场最终过度使用，草地状况迅速恶化，致使所有牧民的牛均饿死，悲剧就这样发生了。Hardin 提到像公共草地破坏、人口过度增长这样的困境不能依靠生产技术的解决，只能通过制度规制或道德约束来解决。

“公地悲剧”反映环境资源这种准公有物品具有的“非竞争性”和“非排他性”特性，如果“牧民”不是从公地中获取利益，而是增加污染物破坏环境，则排污者为了减少自身污染治理成本，追求个体利益最大化，就会企图将企业成本外部化，当排放的污染物超过环境总体承载能力，则环境损害的后果将由区域内的所有居民承担，这时“公地悲剧”就表现为环境严重污染，影响居民的健康与生存。生态环境资源作为一项稀缺的公共资源，由多个经济主体乃至整个社会共同占有，产权不明晰，经济主体可以从中获得利益，却不必为此支付相应的对价，导致污染物无节制的排放，最终将会使整个社会遭受损失，甚至威胁人类的生存和发展。排污权交易如同 Hardin 所建议，通过法律和制度的方式实施区域排放总体指标控制，通过排污许可证制度确认了排污者的排污权产权属性，并使排污权从无偿使用变为付费使用，增加了排污者的使用成本，促使排污者自觉实施减排措施，对排污行为进行有效监管和控制，最终达到保护环境的目的。

2.2.3 外部性理论

在西方经济学中，经济活动的外部性可以解释环境污染问题形成的基本理论。简而言之，外部性就是经济主体（自然人、法人等）在从事经济活动的过程中对其他人产生的受损或者受益的影响，若是正面影响则称为正外部性（Positive Externality），若是负面影响则称为负外部性（Negative Externality）。外部性（Externality）的概念源于 Alfred Marshall 在 1890 年发表的《经济学原理》，但是 Marshall 并未明确提出外部性理论。Alfred Marshall 的学生 Arthur Pigou 继承并发展了外部性理论，他在其 1920 年的著作《The Economics of Welfare》中提出了基于外部性理论的“庇古税（Pigouvian Taxes）”开创了环境污染外部性问题的治理研究，Pigou 认为企业在生产中造成的环境污染并未包含在企业的生产成本中，而是形成了社会成本，由社会各方共担，从而在私人成本和社会成本中出现差额，这就形成了负外部性效应。因此，应该根据污染所造成的危害程度对排污者征收税费，用来弥补私人成本和社会成本之间的差额。环境污染问题是典型的负外部性结果，生产者为了经济价值的创造，通过把污染物直接排入环境中而节约污染治理的私人成本，从而污染物对环境造成了污染，污染造成的不良后果将会损害其他人的利益，甚至使整个社会为之付出成本代价^[21]。

环境污染问题产生的经济根源在于企业排污行为的负外部性，那么将负外部性成本进行内部化转化就成为解决环境污染问题的根本途径。排污权交易就是通过市场机制变相将污染物排放成本在不同排污者之间重新分配，从而将排污成本内部化，优化环境容量资源的配置，最终达到有效治理环境污染的目的，这正是排污权交易制度设计的理论基础和政策目标。如果仅仅是以“庇古税”的方式收取排污许可费或环境税来解决排污成本内部化，则仅停留在行政手段上，没有发挥市场机制来对环境容量资源实施有效分配，不利于实施污染物排放的总量控制。与其他外部成本内部化的措施如排污收费制度相比，排污权交易制度对促进企业自主治污减排，降低污染物的社会治理成本，消减环境污染的负外部性有更好的政策效果^[21]。

2.2.4 排污权交易的法学理论基础

环境权益理论是排污权交易法律制度的法学理论基础。环境权益源于欧美国家的法学概念——环境权（Environmental right），环境权益指权利主体享有的在健康生态环境中的生存权和对生态资源的开发利用权。20 世纪 70 年代美国密执安大学教授约瑟夫·萨克斯(Joesph.Sax)率先提出“公共信托理论”理论，指出公民享有在健康、安全、舒适的环境中生活的权利相关理论，意在解决美国严峻的环境污染和人权问题。1972

年联合国在瑞典首都斯德哥尔摩召开的人类环境会议上通过的《人类环境宣言》中提出，“人类拥有在能够保持尊严和幸福的优良环境中，过自由、平等和充足的生活条件的权利。”环境权的确立有利于各国环保工作的开展，全世界部分国家已将环境权作为公民所享有的一种基本权利写入宪法或相关法律。

公共信托理论是指政府作为公权力主体，接受全民委托授权，义务保管公共资源，这些公共资源包括海洋、湖泊、河流、土地等，考虑到这种公共资源无法交由个人保管和所有，因此把此类公共资源一并委托给政府，政府成为受托人，以便代替公众管理这部分公共资源的一项制度。政府还需承担管理义务和委托管理之责，无权随意处分这类委托资源。公共信托理论反映在排污权交易制度上表现为，全体人民将无法由个人控制的环境资源即排污权交给政府管理，政府作为受委托人负有义务和责任管理和分配排污权。政府在总量控制的基础上，通过排污企业的申请，政府将一部分排污权分配给申请企业，之后再在市场建立交易场所将剩余的排污权进行公开拍卖，所获对价用以治理环境污染，以此来达到管理和使用排污权的目的^[22]。

2.3 排污权交易实践介绍

2.3.1 国外排污权交易实践情况

纵览排污权交易在美国的发展历程，主要可分两个阶段。

(1) 探索实践阶段（1970s 至 1990）。美国于 1976 年首次施行了排污权交易政策，美国环保署 (Environmental Protection Agency, EPA) 将排污权交易政策用于部分重污染地区的大气污染源及河流污染源管理并逐步建立起了“排污削减信用”的排污权交易体系。排污削减信用 (Emission Mitigation Credit) 是美国排污权交易体系的核心，指排污企业可以通过削减排污量，使污染物排放量达到政府规定的排放标准，然后企业可将削减的污染物排放量通过当地政府核准后，认定为排污削减信用，排污削减信用则可后期用于企业储备调剂使用或向其他排污企业出售流转。以“排污削减信用”为核心的美国排污权交易体系拥有四大支撑政策：

一是“气泡政策 (Bubble Policy)”。指把每个排污企业当做一个气泡，每个气泡包括不同的污染源，只要该气泡排放的污染物总量符合政府要求，则允许排污企业在污染物排放总量不变的前提下可在不同的污染源之间调剂使用污染物排放量；

二是“补偿政策 (Compensation Policy)”。指排污企业（气泡）新增的排污量可以

用其他污染源的削减量抵消，也可以购买其他排污企业的“排污削减信用”来抵消；

三是“储蓄政策 (Emission Bank)”。指排污企业（气泡）可将政府核准认定的排污削减信用存入指定的“排污银行”，以备自身后期使用或出售给排污企业（气泡）。储蓄政策使得排污权具有了金融属性，EPA 先后在全美批准了 24 家“排污银行”，“排污银行”主要提供排污权交易登记、市场咨询、居间交易等业务，在排污权交易中发挥了重要作用。

四是“容量结余 (Net Benefit Policy)”。指排污企业（气泡）在污染物排放总量没有增加的前提下，可以用自身排污削减信用抵消因自身新建、改建、扩建而增加的污染物排放量，如新、改、扩建后的污染源预计排污量没有超过总量指标则可以简化项目立项环保审查等程序。

美国在探索实践阶段的实际治理成效并没有达到预期水平，但对随后排污权交易体系的完善与全面推广提供了宝贵的实践经验，排污削减信用系统已经形成了现代排污权交易体系的雏形，并用实践证明可以通过排污权交易方式解决经济发展与环境容量之间的矛盾^[23]。

(2) 全面推广阶段（1990 至今）。1990 年，美国联邦政府颁布了《清洁空气法修正案》(Clean Air Act Amendments of 1990)，标志着美国排污权交易制度进入了全面推广阶段。EPA 在《清洁空气法修正案》修正案中建立了“酸雨计划” (Acid Rain Program)，要求电力部门减少排放造成酸雨的主要污染物二氧化硫 (SO₂) 和氮氧化物，“酸雨计划”明确提出了 2010 年要将美国二氧化硫 (SO₂) 的年排放量比 1980 年减少 1000 万吨并规定所有计划范围内的排污单位必须持有排污许可证来合法排污，排污许可证不仅是法定排污许可还设有排污配额账户，并由政府利用无偿或有偿拍卖的方式向各排污单位分配排污配额，同时要求电力企业在每座污染物排放烟囱上安装监测系统，并对企业排污进行实时监控。“酸雨计划”建立了美国总量限额和配额交易 (Cap and Trade) 的排污权交易体系，在排污权法定和“总量控制”的基础上，利用市场机制来激励企业减少污染物排放，同时在政府和排污企业、排污企业之间有效分配排污配额资源，该计划至今仍在实施。该阶段美国的排污权交易呈现出总量控制和法定配额的特点，实施范围涵盖了全美国，交易的标的物也延伸至汞、臭氧层消耗物等，排污交易政策获得了明显成效，从而使得美国的排污交易机制正式走向市场化。

此外，2003 年由美国洲际交易所成立的芝加哥气候交易所 (Chicago Climate Exchange) 是全球第一个具有法律约束力、基于国际规则的温室气体排放登记、减排和

交易平台，由各注册会员自愿参与，芝加哥交易所现有会员近 200 个，分别来自航空、汽车、电力、环境、交通等数十个不同行业。会员分两类：一类是来自企业、城市和其它排放温室气体的各个实体单位，必须遵守其承诺的减排目标；另一类是该交易所的市场参与者。芝加哥气候交易所开展的减排交易项目涉及二氧化碳、甲烷、氧化亚氮、氢氟碳化物、全氟化物和六氟化硫等 6 种温室气体。芝加哥气候交易所 2004 年在欧洲建立了分支机构——欧洲气候交易所，2005 年又与印度商品交易所建立了伙伴关系，此后又在加拿大建立了蒙特利尔气候交易所。美国实施的大气污染物排污权交易取得了巨大的成功并积累了丰富的经验，大气环境质量得到改善，使大气污染治理的社会边际治理成本降低。

德国、澳大利亚、加拿大、英国等国基于美国实践经验的基础上，相继于 2001 年前后开展了排污权交易，如澳大利亚开展了流域范围内的水污染排放权交易，加拿大开展了二氧化硫、氮氧化物等交易用来解决酸雨问题和削减臭氧层污染物。排污权交易成为发达国家治污减排、改善环境的重要措施。

2.3.2 国内排污权交易实践情况

(1) 起步尝试阶段(1988-2001 年)，该阶段我国开展了排污权交易的初步尝试，为进一步推广试点提供了借鉴。20 世纪 80 年代开始我国对排污权交易开展探索和实践，上海在国内开创了排污权交易的先河，1987 年上海市闵行区开展了水污染物排放指标在企业之间的排污权交易的试验，上海市政府通过并实施总量控制以及许可证制度，在七十多家向黄浦江排污的工厂之间进行化学需氧量 COD 排污指标交易。1991 年，环保总局在上海、天津、太原、包头等 16 个城市开展针对二氧化硫 SO₂、烟尘、COD、工业废水等排放指标的交易计划，1994 年在包头、太原等 6 个城市进行了大气污染物排污权交易试点。“九五”期间我国将污染物排放总量控制制度正式列为环境保护考核目标，排污总量控制制度和排污许可证制度的推广为排污权交易制度奠定了基础。1999 年，中美两国在排污权交易试点合作方面达成一致并签订了《“在中国利用市场机制减少二氧化硫排放的可行性研究”合作协议》，根据协议中美两国成立了研究小组将南通和本溪作为二氧化硫(SO₂)排污权交易试点研究。2000 年的《大气污染防治法》为污染物排放总量控制制度由浓度控制转向浓度和总量控制提供了法律支撑，确定了排污许可证制度的法律地位。这一阶段主要在环保部门的推动下，在国内试点城市开展了排污权交易初步尝试，取得了有益的经验，为进一步推广试点提供了借鉴。

(2) 试点摸索阶段(2001-2006 年), 该阶段主要在政府主导下开展部分地区、部分污染物排污权交易的试点工作。2000 年国家修订了《水污染防治实施细则》和《大气污染防治法》正式引入了排污许可证制度, 结合污染物总量控制制度为我国进一步推进排污权交易发展奠定了基础。在“十五”期间, 我国环境保护部门将污染物总量控制制度作为环保工作的重点, 原国家环保总局在全国推动排污许可证制度的实施以促进总量控制制度的实施, 并在 2001 年前后开展了一系列的排污权交易试点工作, 其中在江苏的南通市达成了我国首例省级区域企业间的排污权有偿转让先例, 南京醋酸纤维化工厂 20 万元购买了南通市天生港发电公司 1800 吨二氧化硫排放权。2001 年嘉兴市成为国内首个水污染物排污权交易试点, 出台了《水污染物排放总量控制和排污权交易暂行办法》, 规定了水污染物初始排污权施行有偿分配, 并于 2006 年成立了我国首个排污权交易中心, 开展污染物排放权交易。江苏省在总结本省排污权交易的实践经验基础上, 2004 年出台了我国首个省级污染物排污权有偿分配和交易试点研究方案。2006 年原国家环保总局会同财政部召开了专家座谈会, 认为在全国范围内率先开展 SO₂ 排放权交易试点工作已经具备条件, 同时 COD、氨氮等水污染物排放权交易试点工作也逐步着手开展。

(3) 深化试点阶段(2007 至今)。该阶段我国的环境保护政策策略已从传统的行政管制手段转变为行政、法律、市场结合来治理污染, 对于利用市场机制治理污染日益重视。2007 年开始国家先后批复的排污权有偿使用和交易试点地区有 11 个, 分别为: 浙江、江苏、天津、河北、内蒙古、湖北、湖南、陕西、重庆、山西和河南, 除此之外广东省、辽宁省、贵州省等其他省份也独立自主开展排污权有偿使用和交易的实践探索, 并分别出台了关于开展排污权交易的相关指导意见。这一时期排污权交易发展的典型模式是“以点带面”即由重点城市先行开展排污权交易试点, 然后再向全省或跨省区域推广覆盖。2014 年国务院办公厅下发《关于进一步推进排污权有偿使用和交易试点工作的指导意见》, 该指导意见从国家顶层设计上为推进排污权有偿使用制度的建立、加快推进排污权交易试点以及利用市场机制创新开展治污减排工作指明了发展方向。除明确获批的 11 个排污权交易试点省市以外, 包括甘肃省在内的其他 16 个省份全部自行开展探索排污权交易实践。这一阶段各省及试点市基本都建立起了排污权有偿使用和交易制度, 部分省市建立了符合区域特色的排污权交易体系, 如河南、江苏、浙江、湖北、湖南、青岛主要以工业企业排污单位为主, 重庆市在涵盖了工业企业以外的服务业和畜牧业排污单位, 内蒙古、陕西、山西、河北、甘肃将省内各行业污染物排污单位统一纳入到了排污权交易市场之中。从交易方式上看, 大部分省市都采取了竞价交易的方式来进

行排污权初始分配和交易，排污权初始价格由政府制定。排污权的交易主要集中在一级市场，除山西、浙江、湖南、湖北的排污权交易拓展到了二级市场，其他试点省市均没有发展排污权二级交易市场。二氧化硫是排污权为各试点省市最为基础的排污权标的物，氮氧化物、COD、氨氮为大部分试点省市基本的交易标的物，其中江苏将总磷 TP、总氮 TN、挥发性有机物 VOCs 纳入了排污权交易的标的物范围，山西、甘肃、青岛将工业粉尘、烟粉尘纳入排污权交易标的物的范围，湖南将铅、镉等重金属也纳入了排污权交易计划的标的物之中。

通过搜集资料整理我国各试点省份排污权交易市场的公开交易数据和国家财政部于 2019 年披露的相关数据，截止 2018 年，现有试点地区的排污权交易一级市场收入额已多达 117.7 亿元人民币，二级市场交易收入也累计达 72.3 亿元。由于多个省份没有披露具体交易数据，排污权交易信息的公开透明度不高。

2.4 排污权交易的特点及其定价难点

本文依据国内外排污权理论研究和交易实践，总结了排污权交易的特点，也引申出了排污权有偿分配的定价难点，具体表现为以下方面^[24]：

(1) 排污权的内在价值难以计量。作为一种环境权益类无形资产，其价值影响因素较多，且难以客观计量。从理论上分析，排污权的价值可以从三个角度进行计量，一是从其成本角度上，核算加总排污权各类相关成本后得出；二是从收益角度上，根据净现值法对利用排污权未来获得的收益进行贴现计算；三是根据同类排污权在活跃市场上的有序交易中获得其公允价值。然而从实际操作的角度上看，测算排污权的现值和公允价值难度很大，且不具备计量可靠性、谨慎性的原则。

(2) 排污权交易市场机制的瓶颈。与商品交易市场的使用需求和资本交易市场的投资需求不同，排污权交易的主要目的是利用市场机制“控制总量、调节存量”，并不是完全为了权益的充分利用或增值获利。排污权就其渊源来讲，是基于环境容量而派生出的一种他物权，拥有了排污权就等于拥有了一定量的使用环境容量的权利，这种权利的总量是有限的，超过一定程度甚至是不可再生。因此，市场供求机制在排污权交易具有鲜明的特点，特别是排污权初始交易市场往往都是卖方市场，排污权的属性类似于准公共物品，因此法律法规的执行、交易制度的设计、双方交易意愿的差距都会导致排污权交易市场出现问题，不容易形成市场均衡价格，甚至导致交易市场失灵。

(3) 排污权交易的市场势力影响。所谓市场势力，指卖方垄断者或买方垄断者市

场中策略性操纵价格的行为。就初始交易市场（一级市场）而言，对于买方排污者来说，希望以较低的价格获得排污指标以实现正常生产或避免因超指标排放而受到处罚，因此排污权价格越低其交易的期望很高；而对于卖方来讲，由于参与者往往是政府，排污权的数量和价格均由其决定，往往市场势力很大。从排污权二级市场上看，需求者过度的集中在工业大企业，则可能由于其市场势力使得其它企业的污染控制成本上升，而自己的成本下降。这两种现象的最后结果可能导致排污权交易价格偏离完全竞争市场下的价格和排污权内在价值。

（4）排污权交易价格定价的复杂性。排污总量的变化、污染治理技术的水平、排污权治理成本的核算方式均会影响排污权初始交易价格定价。同时，由于初始交易价格由政府决定，政策目标和政治目的也是影响排污权交易价格的重要因素。

因此，对于排污权的成本进行科学、合理、全面的核算和可靠、谨慎的计量，是其价值发现和有偿分配定价的基础，从而辅助政府决策如何通过污染物排放总量控制和初始分配价格调节达到环境污染与经济平衡。

3 排污权初始交易定价分析及其模型构建

3.1 排污权初始交易定价的基本原则

对于排污权的定价机制和定价理论，国内外学者进行了较多研究，并取得了显著成果，科学合理的排污权交易制度以及排污权初始定价机制，是影响排污权市场表现的重要因素，价格因素在很大程度上决定了排污权交易的市场总量、活跃程度和制度实施效果，在开展排污权初始交易定价时应当遵循以下原则。

(1) 与治污成本挂钩原则。排污权初始价格的确定是排污权定价机制的一个难点，它不仅要考虑当前各种技术条件下的污染治理成本，还要考虑企业的经济承受能力。基准价格定价过高，会导致企业无法承受，环境容量资源利用不足，影响经济发展；定价过低，会导致环境容量资源利用过度，环境质量发生不可逆转的恶化，通过排污权有偿使用和交易引导产业结构调整 and 地区合理分布的目的也不能实现。因此，充分考虑我国国情和地区情况，排污权的初始价格应适当高于全社会平均治理成本，一方面可以充分体现环境容量的资源价值，另一方面可以促进企业减排治污和技术研发的动力。

(2) 与地区环境质量挂钩原则。排污权是对环境容量资源的占有、使用权，而环境容量是指某一地区的环境容量，因此排污权也就具有很强的地域性。地区的产业结构、生态环境禀赋直接决定了环境容量的大小，在以工业特别是重工业为主、生态环境脆弱的地区其环境容量必然很小，在以服务业为主、生态环境自我恢复功能较强的地区，其环境容量必然较大，当然以旅游业为主的地区其环境容量虽然可能较大，但由于其经济发展的特殊性，总量管控必然会强。由于排污权在不同地区的紧缺程度不同，根据市场经济的属性，其价格也必然有所区别，环境容量较大的地区，排污权的价格相对较低，反之亦然。因此，排污权初始定价时应当反映不同地区的环境容量差异，这与地区的生态环境质量密切相关。

(3) 与行业差异挂钩原则。行业差异是影响排污权价格的一个重要因素，不同的行业产生不同的污染物，如火电、水泥、钢铁、玻璃等行业二氧化硫 SO_2 排放量大，严重影响大气环境质量，而化工、造纸、酿造等行业化学需氧量 COD 排放量大，严重影响水环境质量。同行业不同企业由于生产规模、生产工艺、生产技术的不同，在单位产量污染物排放量以及单位污染物处理成本上也存在差异。因此，需要对企业排放的污染物、

污染物排放量以及单位污染物的治理成本进行合理、标准的分类核算，不可一视同仁。

3.2 排污权初始交易定价的主要影响因素

初始排污权交易（一级市场）价格的定价机制不同于二级市场，因为初始分配是由政府主导，该价格影响着环境与经济之间的协调发展关系，影响着区域内环境资源的流向与配置，影响着排污企业之间的共生关系。因而初始排污权交易价格的影响因素涉及到许多方面，其中主要的是自然、经济、政策和技术因素。

（1）自然因素。环境容量是决定排污权价格最重要的因素。自然环境从一定意义上来讲是一种可以循环往复利用的可再生资源，其再生能力主要体现在对进入其中的污染物具有一定的净化能力，即经过物理、化学以及生物的作用，使污染物浓度得以降低。经过一段时间的自净过程，环境一般会恢复到受损之前的状态。但是，这种自净能力是有限度的，超过该限度，环境将发生持续恶化。因此环境的状态从整体上决定了可利用的环境资源的“质”和“量”，对初始排污权价格有着极其重要的影响。

（2）经济因素。污染物处理水平依赖于经济社会发展水平，二者之间的关系非常密切。制定初始排污权价格时应当对地区经济社会发展水平予以考虑，受社会经济因素所影响的污染物处理水平将会影响到价格的高低。在核算不同地区的污染治理成本时，应充分了解不同污染物以及不同地区环境容量、经济社会发展水平之间的差异，通过制定较为合理的经济社会发展水平差异系数对价格进行调整，从而形成行业排污权有偿使用价格基础。

（3）政策因素。在环境政策的实施过程中就需要国家强制性的政策和法规等作为保障。初始排污权定价也是如此，即借助政府这只“有形的手”，直接管理排污权的一级市场，进而为排污权交易二级市场打下坚实基础。除了政府直接颁布的环境保护政策外，还包括项目审批、税收非税收入、能源耗能成本、融资成本和生产补贴等调控措施，从而通过政策调控经济结构、经济增长以及经济布局等方面。

（4）技术因素。国家通过推行各种环境政策试图将排污者生产所带来的外部成本内部化，而企业自身也通过引进污染物处理设施以及革新生产技术来控制污染物的排放。故从企业的角度来看，初始排污权价格的制定应与处理工程的运行成本、工程折旧以及生产技术水平等紧密结合起来。污染物处理成本是排污权有偿使用价格制定的基

础，其高低直接影响价格的制定和企业的效益。

3.3 排污权初始交易定价的方法及比较分析

排污权作为一种建立在环境容量基础上的环境权益，因此排污权交易重点和难点除了产权界定，就是交易定价，特别是初始交易定价问题。产权界定问题可以通过法律制度的方式解决，而定价问题要综合考虑法律、政治、经济因素，兼顾科学性、可行性和易操作性，要充分体现不同区域环境资源的禀赋特征、产业结构的现状和发展导向，因此排污权初始交易定价方法复杂多样、尚未统一。随着排污权交易试点的增加与环境问题的日趋严重，国内外许多学者都针对排污权初始交易定价进行了研究，对排污权有偿使用的价值核算方式也进行了研究，基于自然资源或生态环境的核算和评估方法，提出了多种定价方法和模型，主要包括：影子价格法、边际机会成本法、收益现值法、恢复成本法以及一般均衡模型、市场估价模型等，以下对一些具有有代表性和应用性的定价方法进行简要介绍。

3.3.1 影子价格法

荷兰经济学家 Jan Tinbergen 于 1930s 最先提出了影子价格理论。从经济的角度看，影子价格(Shadow Price)又称最优计划价格，是以对稀缺的资源优化配置并有效利用为原则，以达到经济效益最大化为目标的一种理论价格。具体来说就是当某种资源每增加一个单位，经济目标效果也增加一定的单位，不同的资源有不同的边际贡献，这种资源的边际贡献就定义为该资源的影子价格。从数学角度来说影子价格就是求线性对偶规划所得到的最优解。影子价格反映了社会经济处于某种最优状态下的资源稀缺程度和对最终产品的需求情况，可以作为一个价格信号来指导资源进行有效配置。排污权的影子价格就是将排污权视为一种稀缺的资源，在其得到最优分配的情况即社会总效益最大时，求解其单位变动对社会总效益的影响。影子价格法具有代表性的应用研究是 Coggins, Swinton (1996) [25] 等人，首次利用参数模型方法推导出参数形式的 SO₂ 排放权的影子价格。

3.3.2 机会成本法

机会成本是指在使用一种资源时，在其他条件都相同的前提下，获得某项收入而

放弃的另一项收入，或是把某种资源用于某种用途而放弃了其他用途的最高效益。应用机会成本来确定环境资源的价格，就是某种环境资源经济相应的利润就放弃了该种环境资源其他用途获利的机会。

在实际应用过程中，机会成本法多数利用生态保护而造成的经济价值的损失概念来构建环境资源的机会成本价值核算模型，模型按照第一、第二和第三产业的划分别列计量，再加总核算得出，具体产业机会成本的计量需要根据实际情况选用参数进行确定。何慧爽, 单蓓 (2021)^[26]对机会成本法进行了最新的诠释和应用，并基于机会成本法对黄河流域上游地区生态补偿标准进行了研究，在研究中主要测算黄河流域上游地区第一产业和第二产业的机会成本，生态保护对以旅游业和生态相关产业为主的第三产业来说是机遇而不是挑战，因此不对第三产业的机会成本进行测算。其中：第一产业机会成本选用单位面积土地的收益来衡量，为简化分析仅以农业的机会成本代表第一产业的损失，不考虑林、渔、畜牧业；第二产业机会成本将黄河流域上游地区与全国的经济增长速度在实施生态保护前后进行对比，两者之间的差异即可代表上游地区第二产业的机会成本。最终加总各产业的机会成本得出黄河上游地区生态环境的价值。

3.3.3 收益现值法

收益现值法也称为收益法，是常用的市场定价方法，广泛应用于各类资产的价值评估，该方法是通过估算被评估资产的未来预期收益并按适宜的折现率折算成现值来评估资产价值。将收益现值法应用于环境资源的定价，基础在对环境资源开发利用的深度认识，即资源的开发利用是可以带来可量化经济收益的，但也会造成不同程度的环境污染。收益现值法涉及到的基本参数包括折现率、收益期限和收益额，其中折现率是由社会平均资产收益率以及行业性风险等因素综合决定的，折现率同资产价值呈反比，收益额同资产价值呈正比。环境收益现值法的数学表达式如下所示：

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{P_i}{(1+r)^i}, \text{ 其中:}$$

P 为某种环境资源的价格， P_i 为未来第 i 年的环境资源预期收益额 ($i=1,2,3,\dots,n$)； n 为受益年限， r 为折现率。当 $n \rightarrow \infty$ 时，即环境资源可以无限期收益时且预期收益值较稳定时，上式可简化表示为： $P=P_i/r$ 。

3.3.4 恢复成本法

恢复成本法是指通过将受损环境恢复到原有状态所花费成本费用来衡量原始环境资源价值的方法，一般被认为是该环境资源的最低价值。恢复成本法考虑了污染物治理平均成本，同时结合地区差异与行业差异的影响，通常恢复成本所消耗的价值被看作为资源环境的最低价值^[27]。恢复成本法的使用有两个假设前提：一是由于该方法的核心在于恢复，故应假定环境是由现有状态恢复到原有状态，恢复状态与原有状态具有完全替代性；二是恢复成本法的基本思想是运用恢复的成本费用来衡量环境资源的价值，故应假设恢复环境资源所需的成本费用与环境资源损失的效益价值等价，由此不具备市场表现形式的环境容量资源的自身价值可以用可测的环境容量资源恢复成本来衡量。基于恢复成本法构建的数学模型表达式如下所示：

$$P_{ij}=P_{id}\times\omega_{ij}\times\lambda_i, \text{ 其中:}$$

P_{ij} 为 i 地区 j 行业的初始排污权价格； P_{id} 为 j 行业污染物平均处理成本； ω_{ij} 为 i 地区 j 行业调整系数； λ_i 为地区差异调整系数。行业调整系数 ω_{ij} 与地区产业结构相关，地区差异调整系数 λ_i 和区域的环境污染状况、经济发展程度、社会状况密切相关。

3.3.5 定价方法的比较分析

影子价格是通过求解数学规划的方法得出，体现在资源得到最优利用时的价格，反映了资源利用的社会总效益和总损失，符合环境资源定价的基本原则，是国外环境资源定价的常用方法。但影子价格法需要大量的真实经济数据支撑，在数据量不足或不真实的情况下，影子价格法计算困难，也不够准确。

机会成本法测算环境资源的价值，其优点是理论成熟、计算简单、可操作性强，同时数据获取较为容易，能够客观全面地测算出上游受偿区损失的生态资本价值。不足之处在于测算方法以及参考标准多样，选择不同的测算方法、计算模型会有不同的结果，而且测算结果偏大。

收益现值法属于市场定价方法，在其他资产评估或定价应用中较为广泛，其定价基础是开发使用环境资源所带来的可量化预期经济收益，对货币时间价值的考虑也具有科学性，同时一定程度上可反映环境资源持有者对未来的市场预期。但由于环境资源的特点，在实际应用中对预期收益额的预测及贴现率的确定难度较大，且资产收益期限越长价值评估的准确度越低，因此收益现值法的适用范围较小。

恢复成本法在目前国内环境资源价值核算当中应用较为普遍，基于防护某一种环境资源不受污染或恢复环境资源原貌所需费用的理念，将污染物的平均治理成本纳入到价格核算的公式当中，并考虑了地区经济影响和行业差异，将环境资源定价与污染治理相结合作为对环境资源破坏可能带来的经济损失的最低估计。但是由于恢复成本是对环境资源价值的最低估计，难以衡量环境资源的真实价值，也难以涵盖环境破坏或恢复环境的外部成本，所有虽然恢复成本法可操作性强，但是其成本核算范围较为狭窄。

总结来说，通过对排污权定价方法的对比分析可以看出，定价方法呈现出多而杂的现象，每个定价方法都各有侧重，同时也都存在一定的缺点，部分定价方法在我国还主要停留在理论探讨和研究阶段，实践中应用的较少。我国目前的排污权交易初始交易还没有形成统一、规范的定价机制，部分交易试点城市在排污权初始交易定价中采用了恢复成本法，但由于其方法对环境污染成本的核算范围相对较窄，并不能全面、真实的反映全部成本。因此，需要一种能够全面、真实反映污染物排放成本，且具备规范性、标准性、可操作性的污染治理成本核算方法，作为排污权初始交易的定价方法。

3.4 环境重置成本法的选择应用

3.4.1 环境重置成本法的概念及理论依据

环境重置成本法作为一种计量环境价值的方法，是周一虹教授于 2011 年在中国会计学会环境会计专业委员会举行的年会上提出的，并多次发表在相关学术专刊，多次应用于流域、荒漠、森林、湿地等复杂多变的生态环境价值计量研究中^[28]。环境重置成本法是指当生态环境遭到破坏后，通过计算恢复生态环境到原状所要支付的费用，即恢复原生态环境状态与生态系统服务功能所要发生的成本，借以估算生态环境变化所影响的经济价值或者治理生态环境问题需要付出的成本。其中，环境重置成本是指在现行市场公允价值条件下，重新构建该生态环境资产或重新达到该生态环境资产生态服务功能所要花费的所有货币价值总额。该方法的创新思路是把重置成本法在资产评估和环境治理评价的应用中进行了同构，将生态环境视为一种资产，当人类的社会生产、经营等活动对生态环境造成破坏时，该生态环境资产的价值就会被降低和破坏，这部分被破坏的价值，则可以通过重新构建的一项新的生态环境资产进行重置。

在环境重置成本法下，生态环境价值计量包含三个层次的成本，如下图所示：

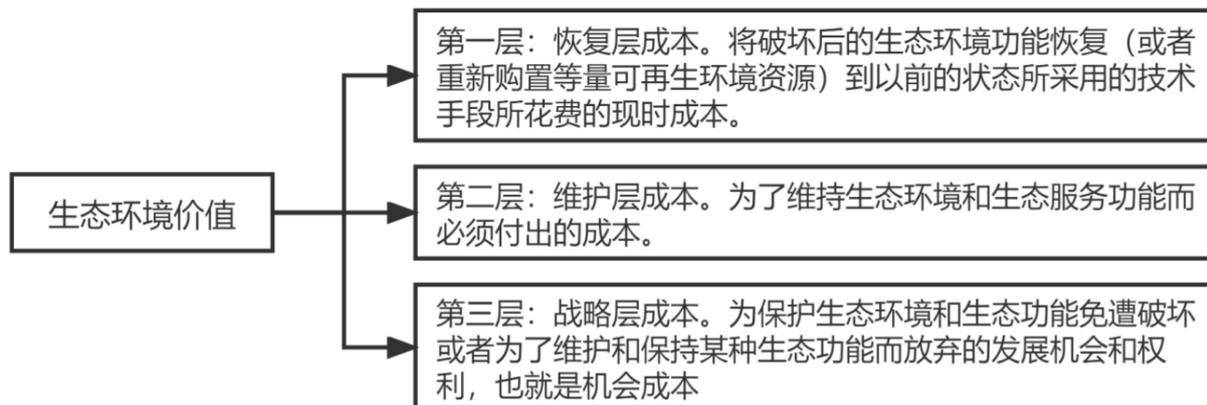


图 3.1 环境重置成本法计量生态环境价值的三层成本结构

一是**恢复层成本 (Govern Cost)**，即基于对生态系统功能恢复的考虑，在破坏发生后治理所发生的成本，具体是指对计量范围内已破坏的生态系统功能进行恢复，使其达到原有或理想状态的生态服务功能而使用的各种方法所花费的现时成本总和；二是**维护层成本 (Maintain Cost)**，因为生态环境治理与保护不是一蹴而就的，是一个循序渐进的过程，需要花费时间才能够保持原来的状态，所以必须要花费一定的人力、物力和财力去维持生态环境和生态系统服务功能，这样既能够避免生态环境再次遭受破坏，又能使之提供正常的生态系统服务功能，这一过程中花费的所有成本即为维护层成本的主要内容；三是**战略层成本 (Strategy Cost)**，基于为保护生态环境质量而放弃的经济社会发展的考虑，这一层成本主要是指为保护生态系统功能免遭破坏或者为了维护和保持某种生态系统功能而放弃的发展机会和权利，与机会成本的内涵相一致，所以本质上说战略层成本即为机会成本^[29]。

3.4.2 排污权初始交易定价的适用性分析

排污权作为一种环境容量的使用权，是一种特殊的生态环境资产，排污权交易的目标，不是纯粹为了追求减少污染物的排放，而是利用市场化机制的手段，寻求总量控制、减排目标与经济平衡的平衡点，促使污染物排放行为的“市场出清”，因此，排污权的初始交易定价必须全面、准确的反映污染物的治理成本、环境资源的稀缺性和市场供求关系，还要符合可靠性、可操作性的要求。由于现行经济制度下对生态环境类的资产并无购置、销售、现金流入、流出等相关交易事项，所以采用历史成本、现值、可变现净值与公允价值对其进行计量是没有依据且不合理的。同时，行使排污权即排污行为发生

后，其成本包括了污染物直接处理成本、相关环境治理成本等多重成本，追溯计量较为困难，特别是外部成本难以测算。

环境重置成本法充分考虑到自然环境资产和生态环境服务功能的特性，根据会计计量方法的重置成本原理，用现行市场条件下重新购置自然资源资产和生态环境资产或者使该资产恢复到原貌所花费的成本，用来估算环境变化所影响的经济价值或者治理环境污染所要支付的全部支出，将治理环境污染的所有措施所花费的成本按照治理环境污染的成本动因进行分类和整理，能够反映出为了达到环境治理要求和环境质量标准所付出的所有行动和花费的所有成本，甚至包括机会成本和外部成本。同时，环境重置成本法在生态环境价值计量的要素确认和计量过程要求具有可靠性和可操作性，在计量核算的结果上要求具有可靠性和可解释性。因此，采用环境重置成本法对环境治理成本进行计量核算，具有一定的科学性、标准性和可操作性。

3.5 基于环境重置成本法构建排污权初始交易定价模型

基于环境重置成本法的三层成本计量思路，结合排污权初始定价影响因素，经过对相关数据运营、演绎、推算等定量分析，本着科学性、合理性、标准性、易操作的排污权初始价格定价原则，本文构建了用于排污权初始交易的定价模型，并设定了相应参数。模型主要结构为：

污染物 i 的排污权初始价格 $P_i = \text{恢复层成本}(PG_i) + \text{维护层成本}(PM_i) + \text{战略层成本}(PS_i)$ ，具体结构如下图所示：



图 3.2 基于环境重置成本法构建的排污权初始交易定价模型主要结构

本模型适用于城市常见工业污染源下国家规定的可交易大气污染物（如二氧化硫 SO_2 、氮氧化物、烟粉尘）和水污染物（化学需氧量 COD、氨氮、石油污染类）的初始定价。下面对定价模型的三层成本结构进行具体解析：

（1）恢复层成本 PG。即防治、处理污染物排放而采取的一系列措施所消耗的现时成本，本文结合了恢复成本法的定价思路，以国家标准或行业标准衡量直接治理成本，并考虑了地区经济发展水平和生态环境差异两个重要变量因素对标准成本的影响。

恢复层成本的数学表达式为 $PG_i = AC_i \times \beta \times \lambda$ ，其中：

① AC_i 为国内现行技术条件下污染物 i 的单位平均治理成本。作为排污权初始价格的基础，本文认为污染物的单位平均治理成本核算方式必须具有科学性、规范性、通用性和易操作性，因此实际调查法、虚拟治理成本法等由于存在操作性复杂、计量口径误差、结果普适性差等问题未予适用。本文采用的是我国《环境保护税法》（2016年12月颁布）及其《实施条例》（国务院令 第 693 号）提出的污染物污染程度及治理成本衡量方法，即污染当量值法，该方法源于生态环保部对全国各地环保部门长期工作实践和环境监察实际数据的汇总分析和科学核算，污染当量值法应用于全国范围内的污染治理成本衡量、环境损害鉴定评估等，具有最强的规范性、统一的标准性、广泛的适用性和易操作性。《环境保护税法》于 2018 年 1 月 1 日起施行，环境保护税取代排污许可费，我国有偿排污行为从行政性收费向法规性收税的转变，符合了国际通行做法。环境保护税由生态环境主管部门对污染物排放种类和数量进行监测和核算，纳税人（排放企业）自主申报，并由地方税务机关依法征收。参考《环境保护税法》污染当量值法，现有技术条件下污染物 i 的平均单位治理成本 AC_i 的计算方式为：

$AC_i = \text{污染物 } i \text{ 的污染当量值} \times \text{每污染当量值的价格}$

污染当量值指根据污染物或者污染排放活动对环境的有害程度以及处理的技术经济性，衡量不同污染物对环境污染的综合性指标或计量单位。污染当量值反映了不同污染物或污染排放量之间的污染危害和处理费用的相对关系，同一介质相同污染当量值的不同污染物其污染程度和处理费用基本相当，通常由生态环保部根据污染物特性进行核定并制定标准执行，具体由《环境保护税法》附件《应税污染物和当量值表》规定，《环境保护税法》目前规定了 44 种水污染物和大气污染物的单位污染当量值，具体查询本文附录。污染当量值的价格由生态环保部按照环境税标准统一制定，并且《环境保护税法》规定可由省、自治区、直辖市人民政府统筹考虑本地区环境承载能力、污染物排放

现状和经济社会生态发展目标要求可以进行自主确定或调整，并报全国人民代表大会常务委员会和国务院备案。

根据生态环保部及各省环保部门发布的数据，本文总结了 2020 年全国各地区的污染物当量税额标准情况，如下表所示：

表 3.1 全国 31 个省（自治区、直辖市）污染物当量税额标准一览表

分类	地区	大气污染物每污染当量税额标准	水污染物每污染当量税额标准	备注
I 类	北京、天津、上海、河北、江苏、河南	4.8-12.0 元	4.8-14.0 元	高于国家最低标准 300%及以上，并依据排放情况浮动执行。
II 类	重庆、山西、内蒙古、山东、湖南、湖北、广东、广西、海南、四川、贵州、云南	1.8-3.9 元	2.1-3.5 元	高于国家最低标准 50%及以上，并依据排放情况浮动执行。
III 类	黑龙江、辽宁、吉林、浙江、安徽、福建、江西、陕西、甘肃、青海、宁夏、	1.2 元	1.4 元	执行国家最低标准，且不浮动。

资料来源：兰州环境能源交易中心提供。

② β 为地区经济发展水平差异调整系数。本文认为排污权作为一种权益类资产，价格必然会受到区域经济发展因素的影响，经济发展水平越高的地区其能源强度越大、产业集中度越强、对外开放程度越高，因此污染物单位治理成本越高，故初始排污权价格也应当越高^[30]。同时，随着经济社会发展程度的提高，城镇居民对人居环境和环境质量的要求也越高。本文将 β 系数的计算方式设定为：

$$B = \frac{\text{近三年目标地区人均 GDP 水平}}{\text{近三年全国人均 GDP 水平}}$$

选择近三年平均水平主要为了消除极端年份对模型可靠性、适用性的影响，具体数据可通过查询国家及相应地方统计局公布数据得出。

③ λ 为地区生态环境现状差异调整系数。本文认为除经济发展水平外，地区的生态环境和自然禀赋的差异会导致环境容量的不同，从而影响排污权的供给和单位污染物的治理价格，如本身大气环境较差且污染物存量较高的地区，其能够提供的可交易排污指标必然较少，单位污染物的治理价格也必然较高，由此影响排污权初始价格。生态环境现状差异具体可分 λ 大气环境和 λ 水资源环境两类，主要以空气质量达标水平或水质达标水平同全国平均水平对比值进行衡量，本文以 λ （大气环境）为例，计算方式设定为：

$$\lambda(\text{大气环境}) = \frac{\text{近三年全国地级及以上城市平均空气质量达标天数水平}}{\text{目标地区近三年平均空气质量达标天数水平}}$$

同样,选择近三年平均水平主要是为了消除极端年份对模型可靠性、适用性的影响,具体数据可通过查询国家及相应地方环境统计公布数据得出。

(2) 维护层成本 PM。本文认为排污权的维护层成本主要包括三个方面:一是政府部门年度列支的污染防治直接支出,主要包括可直接归属于污染源的治理支出,按照可靠性、相关性的原则,主要包括列入政府年度一般公共预算支出的治污减排专项支出、环境监测支出、生态环境执法监察支出三项,不包括环保部门行政办公、自然生态保护、气候应对、突发环保应急事件等非直接关联性支出;二是社会部门(非排污主体)利用非财政性经费建立的且列入环保统计的集中式污染治理设施的年度运维费用,主要以企业或 NGO 组织建立的污水污泥处理厂、固体垃圾填埋场、危险废物集中处置场等;三是企业部门(排污主体)为满足污染物排放要求而购置的减排降污设施的年度运维费用,主要为列入环保统计范围的工业企业污水处理设施、废气脱硫设施、废气脱硝设施和除尘设施。

$$\text{维护层成本的数学表达式为 } PM_i = \frac{(\sum G + \sum N) \times W_i + \sum C}{TQ_i}, \text{ 其中:}$$

① $\sum G$ 为政府部门年度列支的污染防治直接支出,可通过查询地区政府年度一般公共预算支出项目细则加总得出;

② $\sum N$ 为社会部门(非排污主体)利用非财政性经费建立的集中式污染治理设施的年度运维费用,可通过查询地区环保统计数据 and 环保行业数据,结合开展企业实际调研等方式得出;

③ $\sum C$ 为企业部门(排污主体)为满足污染物排放要求而购置的减排降污设施的年度运维费用,可通过查询地区环保统计数据 and 环保行业数据,对重点排污企业开展实际调研等方式得出;

④ W_i 为近三年污染物 i (工业污染源) 排放量占全年同介质污染物排放总量比重的平均值,主要用于计算污染物 i 在 $\sum G$ 、 $\sum N$ 的总费用中的具体分摊额。为便于本次研究计算和保持模型数据口径一致,本文按照污染当量值法,测算污染物 i 在同介质污染物排放总量的年均污染当量比重进行计算 w_i 。

⑤ TQ_i 是自变量,为污染物 i (工业污染源) 的年目标排放量。地区环保主管部门可在历年排放量的基础上,依据地区环境容量、空气质量水平、减排计划等制定本年度

目标排放额，从而对污染物 i （工业污染源）的排放权初始交易定价产生影响。

（3）战略层成本 PS 。环境重置成本法的应用研究主要集中在区域生态环境、生态服务功能总价值的宏观核算，本文创新性的将环境重置成本法的思路应用在相对微观层面，即特定污染物排污权的成本计量和交易初始定价中。本文认为，以往的排污权成本计量和初始定价方法，大多数没有将排污权利的使用造成的外部成本纳入其中，污染物排放造成生态环境的污染和人居环境的恶化，由此引发的居民健康状况下降就是重要的外部成本。本文经过分析，选用以污染物排放造成城镇居民人均医疗保健的额外支出，作为外部成本的衡量方式。这种外部成本也可以理解为机会成本，即城镇居民因承担污染物排放造成自身健康影响的医疗保健支出增加，从而放弃的可用于其他方面家庭消费支出的资金。

$$\text{战略层成本的数学表达式为 } PS_i = \frac{\delta H P_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_i}{T Q_i} \times \alpha, \text{ 其中:}$$

① $\delta H P_{\text{额外支出}}$ 为地区总体污染物排放造成城镇居民人均医疗保健支出的增加额。需通过比较目标地区、全国平均和参照地区的城镇居民人均医疗保健支出额、人均消费支出总额、人均可支配收入总额等数值，排除人均可支配收入增长因素导致的城镇居民人均医疗保健支出增加，从而计算获得因污染物排放造成的城镇居民医疗保健支出的增加额，计算方式为：

$$\delta H P_{\text{额外支出}} = H P_{\text{目标地区}} - T P_{\text{目标地区}} \times r$$

$H P_{\text{当前水平}}$ 为目标地区近三年城镇居民医疗保健支出平均水平； $T P_{\text{目标地区}}$ 为目标地区近三年城镇居民人均消费支出总额； r 为居民医疗保健支出调整系数，即消除环境污染对居民健康状况影响后的正常居民医疗保健支出比例，可采用近三年全国城镇居民家庭人均医疗保健支出占家庭人均消费支出总额的平均比率。

② $Q_{\text{人口}}$ 为地区近三年城镇居民人口总量；

③ W_i 为近三年污染物 i （工业污染源）排放量占全年同介质污染物排放总量比重的平均值，主要用于计算污染物 i 在 $\delta H P_{\text{额外支出}}$ 中的具体分摊额，同维护层成本 P_m 中的 w_i 测算方法一致，

④ α 为外部成本转换系数（数值取 0 至 1），即政府在制定污染物 i 排放权初始交易价格时采用的外部成本纳入比例（0-100%），数值越高，代表污染物排放造成的外部成

本内部化转换的程度越高。

(4) 总体模型数学表达式。加总上述 P_g 、 P_m 和 P_s 三层成本结构的数学表达式，最终得出污染物 i 的单位排放权初始交易定价模型：

$$P_i = AC_i \times \beta \times \lambda + \frac{(\sum G + \sum N) \times W_i + \sum C}{TQ_i} + \frac{\delta HP_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_i}{TQ_i} \times \alpha$$

4 实例分析：以兰州市烟粉尘排污权初始交易价格为例

4.1 兰州市概况及排污权交易情况介绍

(1) 兰州市的生态环境特点。兰州作为我国西北地区的中心城市与交通枢纽，兰州是唯一由黄河穿越市区中心而过的省会城市，黄河穿城而过，城市沿河谷而建，城区南北被两山夹持，东西两侧峡口窄狭，是我国典型的山地河谷城市。兰州市区平均海拔超过 1500 米，年均降水量 360mm 而蒸发量是其 5.6 倍约 2000mm，呈现降水少、蒸发多的特点，并且降水主要集中在 6 至 9 月的夏季，季节性干旱是兰州市的气候特征之一。兰州市区常年盛行东风，静风频率高，年均静风率达 60%，盆地内风速小，一年四季均有逆温层存在，逆温发生频率为 81%，冬季高达 96%，由于城市上空存在逆温层，导致空气的水平、垂直流动都受到强烈抑制，污染物聚集在城区上空无法扩散和稀释，不利于城市排入大气的各种物质的清除和向谷外输送。同时，兰州市森林覆盖率低，仅为 2.21%，低于全国平均水平 8.15%，各种原因导致兰州市极易形成沙尘、浮尘天气，这是兰州市生态环境的天然弊端。

(2) 兰州市的经济发展特点。兰州市自建国以来一直是我国重要的工业城市，“一五”、“二五”时期就开始承接国家重要的工业和军工项目，经过几十年的发展，形成了以石油化工、装备制造、农产品加工、医药生物、能源电力、冶金有色和高新技术为主体，门类比较齐全的工业体系，成为全国重要的石油化工、冶金有色和装备制造业基地，同时也成为西部重要的原材料工业基地和黄河上游最大的工业城市。但由于工业化的快速发展以及早期在城市规划、环境保护认识上的缺乏，再加上兰州独特的自然禀赋，使其产生的污染物尤其是大气污染物不利于有效的扩散，环境污染问题越来越严重，甚至是 1998 年的全球十大污染城市之一，对兰州市城镇居民的人居环境以及动植物环境产生了严重负面影响。“十二五”时期兰州市的产业结构开始发生变化，第三产业占比逐渐超过第二产业并占总产值的 50%以上，建筑业在第二产业的占比不断增大，同时也成为重要污染源，传统工业企业面临“出城入园”搬迁升级或淘汰转型的政策压力。

(3) 兰州市近年生态环境治理情况。2012 年前后，兰州市开展大气污染方面的专项治理，下大力气开始大气污染防治和环境整治，具体实施的措施有：加强了燃煤锅炉的改造，实现了燃煤锅炉及其污染物“双清零”；实施了火电行业脱硫烟气旁路封堵、除尘、脱硫脱硝以及水泥行业脱硝深度治理的改造；全面落实城区网格化监管措施，对污染源实行全覆盖、全方位、全时段管控；重污染和静稳天气下的机动车单双号限行和

路面洒水等措施。在水污染治理方面采取的措施有：加强污水处理厂的建设和运行管理；加大工业污水和农业污染源治理等措施。通过治理环境状况在一定程度上得到了好转，但要从根本上缓解环境污染与经济发展之间的矛盾，不能仅依靠行政手段，还要结合市场手段，兰州市也意识到了这一点并于 2014 年开始启动排污权交易相关工作。

(4) 兰州市开展排污权交易的情况。在借鉴和吸收了其他试点城市治理环境污染问题和控制污染物排放总量的经验并在结合本市实际情况的前提下，兰州市政府于 2014 年印发了《兰州市排污权有偿使用交易管理办法》，并以兰州环境能源交易中心作为兰州市排污权等环境权益有偿使用咨询机构和交易平台，推动环境资源配置向市场化运作过渡。从 2015 年 4 月开始，兰州市逐步将行政区域内的新、改、扩建工业企业排污项目所涉及的二氧化硫、氮氧化物、化学需氧量、氨氮四项主要污染物排污权进行有偿使用和交易，并正式出台了排污权初始交易的基准价格，分别为二氧化硫 4.80 元/kg、氮氧化物 4.80 元/kg、化学需氧量 10 元/kg、氨氮 10 元/kg。2017 年起兰州市增加烟粉尘排污权的初始交易，并核定基准价格为 3 元/kg，具体交易情况如下表所示：

表 4.1 兰州市各类排污权初始交易情况统计（2015-2020） 单位：千克

交易时间		二氧化硫 成交总量	氮氧化物 成交总量	化学需氧量 成交总量	氨氮 成交总量	烟粉尘 成交总量
2015 年	4 月	70000	80000	0	0	0
	6 月	21500	32000	0	0	0
	8 月	46671	87655	15290	1410	0
2016 年	1 月	13034	25000	650	50	0
	6 月	61865	85108	2935	110	0
	10 月	17450	20108	1126	126	0
2017 年	1 月	16736	18800	12800	1800	0
	4 月	8500	8500	5543	908	0
	7 月	44464	75019	312	4	2
	10 月	30000	40000	0	0	8000
2018 年	12 月	17000	38000	0	0	13000
	2 月	11981	28159	0	0	10860
	5 月	1300	2600	0	36	16500
	9 月	104000	86500	600	80	9300
2019 年	10 月	50000	40000	0	0	6998
	4 月	15500	8100	250	38	15894
	8 月	61617	42938	0	0	10766
2020 年	5 月	6100	8200	0	0	13827
	11 月	44800	61500	0	0	27100

资料来源：兰州环境能源交易中心提供。

总体来看，二氧化硫和氮氧化物两项大气污染物排污权的成交量自 2015 年兰州市开展交易以来稳步上升，化学需氧量和氨氮两项水体污染物的排污权成交量较小，并由于产业结构调整原因，交易量逐步归零。烟粉尘自 2017 年纳入排污权交易范围，成交量逐步上升，同时经向兰州市环保部门了解，由于环保监测还不完善，大量烟粉尘污染源的还未纳入环保监测范围，后期纳入监管范围并进行交易的空间还很大。烟粉尘兰州市各主要污染物在 2015 年至 2020 年排污权初始交易累计成交总量的占比如下图所示：

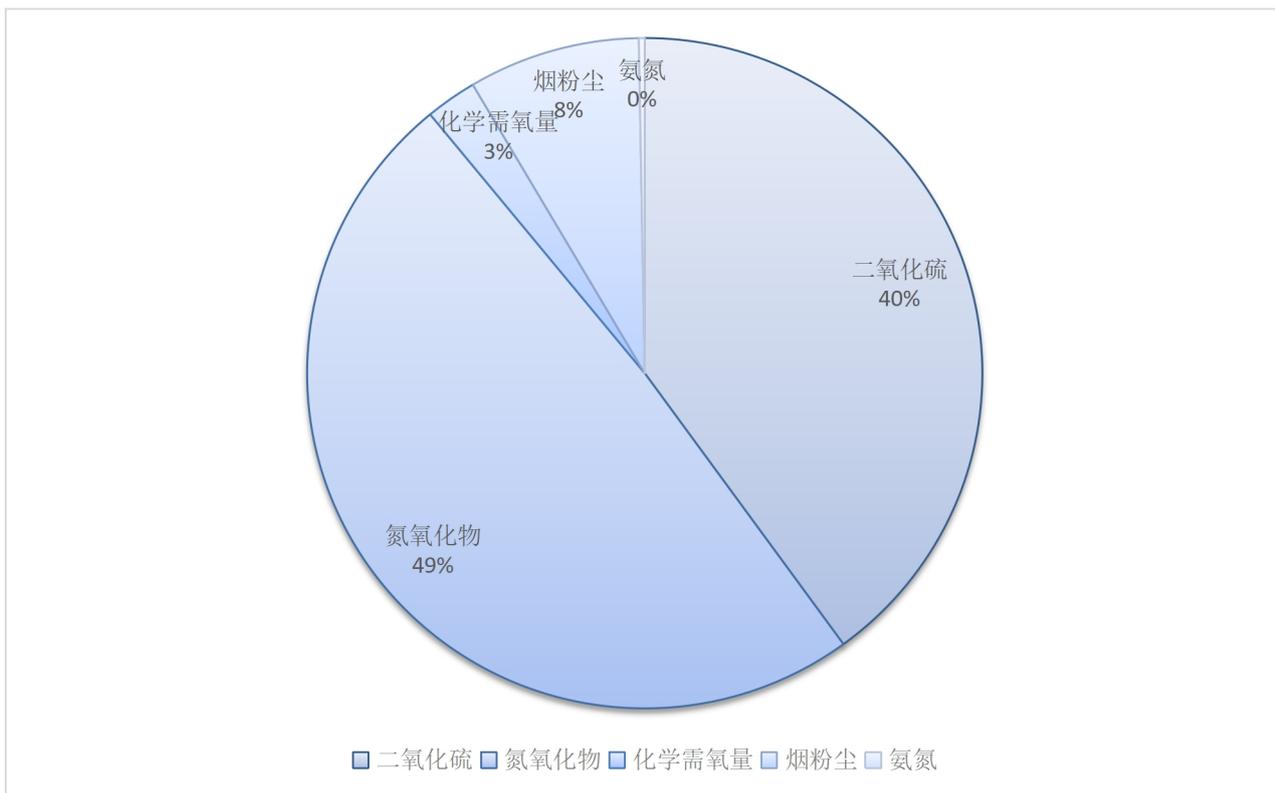


图 4.1 主要污染物在兰州市（2015-2020）排污权初始交易总量中的占比情况

4.2 大气污染物——烟粉尘的介绍

烟（粉）尘又称为工业粉尘（Industrial Dust），主要来源于固体物料的机械粉碎和研磨，粉状物料的混合、筛分、包装及运输，物质及燃料燃烧产生的烟尘，物质被加热时产生的蒸气在空气中的氧化和凝结。工业领域的烟（粉）尘排放量影响很大，主要是工业企业生产过程中使用化石能源的燃烧排放、建筑材料生产及建筑装饰施工工地、道路建设施工等释放的扬尘。工业粉尘严重危害人体健康，有毒的金属粉尘和非金属粉尘（铬、锰、镉、铅、汞、砷等）进入人体后，会引起中毒以至死亡。在工业生产中，不同部门排放的污染物各不相同，产出值也不尽相同，因此各部门的污染物排放强度也会

有很大的差异。

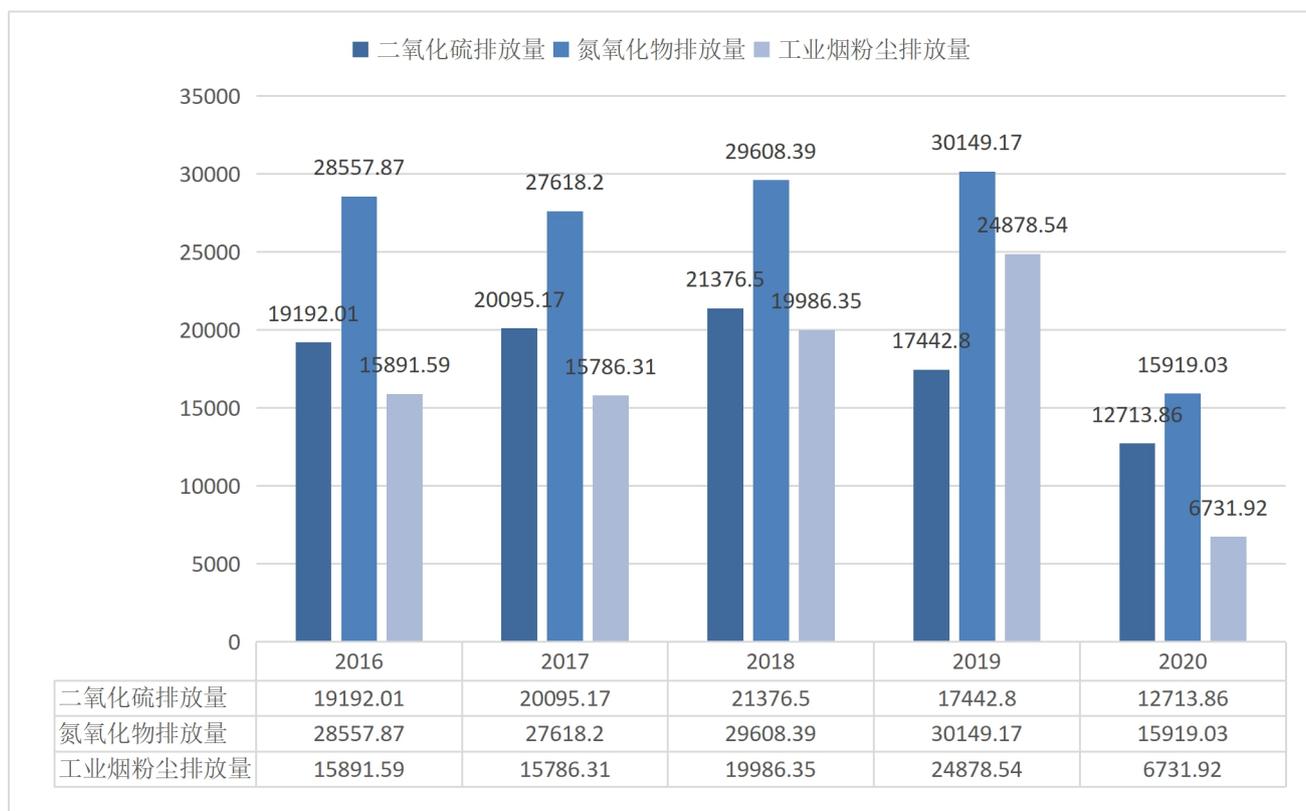
从兰州市大气污染物的情况来看，烟（粉）尘是主要污染物之一，是居民能够直观观察、明显感受到的空气污染物。经查阅 2016 至 2020 年《兰州市环境公报》《兰州市统计年鉴》和 2020 年底发布的《兰州市第二次全国污染源普查公报》以及兰州市生态环境局获取的相关资料和数据，兰州市近年来大气污染物情况如下：

（1）兰州市空气质量状况。2016 至 2019 年兰州市空气质量达标天数分别为 243 天、233 天、213 天、296 天，2020 年空气质量优良天数首次突破 300 天大关，达到 312 天创历史新高，是 2013 年国家发布新标准评价环境空气质量以来优良天数最多的年份。优良天数比例比“十二五”末的 2015 年提升 16.2 个百分点，比 2013 年提升 32.9 个百分点。

（2）大气污染物排放总量。兰州市的大气污染物（工业污染源）主要有二氧化硫、氮氧化物和工业烟粉尘，2016 年至 2020 年的总体排放情况如下图所示：

表 4.3 2016 至 2020 年兰州市主要大气污染物排放量情况

单位：吨



资料来源：兰州市统计年鉴（2016-2020）。

其中：2020 年全年大气污染物排放总量中：二氧化硫排放总量 1.27 万吨，氮氧化物

排放总量 1.59 万吨，颗粒物排放总量 0.67 万吨。由此可见，大气污染物的排放量跟这跟空气质量状况密切相关，2020 年兰州市的空气质量创历史新高，其中氮氧化物排放量同比 2019 年下降 47.2%，工业烟粉尘排放量同比 2019 年下降甚至高达 72.94%！本文认为，在环境统计方式和污染源不发生明显变动的情况下，2020 年大气污染物的大幅下降离不开兰州市长期以来的大气污染防治工作，但也存在受新冠疫情防控政策、宏观经济增长放缓等因素影响了工业企业生产的可能。

(3) 工业污染源处理设施普查数据。根据兰州市第二次全国污染源普查的结果，全市工业企业安装脱硫设施 298 套，脱硝设施 63 套，除尘设施 2626 套。其中：烟粉尘颗粒物排放量位居前 3 位的行业为非金属矿物制品业、金属冶炼和压延加工业、建筑材料生产加工业，上述 3 个行业合计占工业污染源烟粉尘颗粒物排放量的 70% 以上。

4.3 利用模型测算兰州市烟粉尘排污权初始价格

现利用本文构建的区域排污权初始交易定价模型核算兰州市烟粉尘排污权的初始价格（价格应用的基准日为 2021 年）。

定价模型基本结构：烟粉尘的排污权初始价格 $P_{\text{烟粉尘}}$ = 恢复层成本 ($PG_{\text{烟粉尘}}$) + 维护层成本 ($PM_{\text{烟粉尘}}$) + 战略层成本 ($PS_{\text{烟粉尘}}$)，定价模型数学表达式为：

$$P_{\text{烟粉尘}} = AC_{\text{烟粉尘}} \times \beta_{\text{兰州}} \times \lambda_{\text{兰州}} + \frac{(\sum G + \sum N) \times W_{\text{烟粉尘}} + \sum C}{TQ_{\text{烟粉尘}}} + \frac{\delta H P_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_{\text{烟粉尘}}}{TQ_{\text{烟粉尘}}} \times \alpha$$

4.3.1 测算恢复层成本

根据本文构建的模型，单位污染物恢复层成本 PG 的数学表达式为：

单位烟粉尘 $PG = AC_{\text{烟粉尘}} \times \beta_{\text{兰州}} \times \lambda_{\text{兰州}}$ ，式中各数值核算过程如下：

(1) 国内现行技术条件下烟粉尘（工业污染源）的平均单位治理成本 $AC_{\text{烟粉尘}}$ 。按照《环境保护税法》规定污染当量值方法，现行技术条件下烟粉尘（工业污染源）的平均单位治理成本 = 烟粉尘（工业污染源）的污染当量值 \times 每污染当量值的价格，经查询《环境保护税法》附件《应税污染物和当量值表》可得烟尘的污染当量值为 4/kg，一般性粉尘的污染当量值为 2.5/kg，为便于本文计算，假设烟粉尘排放污染当量值为上述两类同介质污染物的均值，即 3.25/kg。根据本文归纳的《31 个省（自治区、直辖市）污染物当量税额一览表》，甘肃省适用国家最低取费标准，即大气污染物每污染当量税额为 1.2

元。

因此，兰州市 2020 年烟粉尘（工业污染源）污染物的平均单位治理成本
 $AC_{\text{烟粉尘}} = 3.25/\text{kg} \times 1.2 \text{ 元} = 3.9 \text{ 元}/\text{kg}$

(2) 计算地区经济发展水平差异调整系数 β 。经查询统计年鉴公布数据：

表 4.3 2018 至 2020 年兰州市人均 GDP 水平与全国人均 GDP 水平对比

单位：元	2018 年	2019 年	2020 年
全国人均 GDP 水平	64644	70892	72447
兰州市人均 GDP 水平	73042	75217	76200

由此可知， $\beta_{\text{兰州}} = \frac{\text{近三年兰州市人均 GDP 水平}}{\text{近三年全国人均 GDP 水平}} = 1.0792$

(3) 计算地区生态环境水平差异调整系数 λ 。经查询环保统计数据：

表 4.4 2018 至 2020 年兰州市空气质量与全国空气质量平均水平对比

单位：百分比	2018 年	2019 年	2020 年
全国 337 个地级及以上城市平均优良天数比例	79.3%	82%	87%
兰州市空气质量优良天数比例	67%	81.1%	85.2%

由此可知， $\lambda_{\text{兰州}} = \frac{\text{近三年全国地级及以上城市平均空气质量达标优良比例}}{\text{近三年兰州市平均空气质量优良比例}} = 1.0844$

(4) 将上述数据代入单位污染物恢复层成本公式计算可得：

$$\text{单位烟粉尘 } PG_{\text{烟粉尘}} = 3.9 \times 1.0792 \times 1.0844 \approx 4.56 \text{ 元}/\text{kg}$$

4.3.2 测算维护层成本

根据本文构建的模型，单位污染物维护层成本 Pm 的数学表达式为：

$$\text{单位烟粉尘 } PM_{\text{烟粉尘}} = \frac{(\sum G_{\text{烟粉尘}} + \sum N_{\text{烟粉尘}}) \times W_{\text{烟粉尘}} + \sum C}{TQ_{\text{烟粉尘}}}$$
， 式中各数值核算过程如下：

(1) 计算政府部门 2020 年度列支的污染防治直接支出 $\sum G$ 。

经查询兰州市财政局的相关数据，2020 年兰州市全年一般公共预算支出预算表（节选第十章：节能环保支出方面）如表所示：

表 4.5 2020 年兰州市全市一般公共预算支出统计表（节选） 单位：万元

项目	全年预算合计	本级预算数
十、节能环保支出	36219	20249
环境保护管理事务	7200	7000
行政运行	6667	6467
环境保护法规、规划及标准	60	60
其他环境保护管理事务支出	473	473
环境监测与监察	940	940
其他环境监测与监察支出	940	940
污染防治	9245	5645
大气	5872	4295
水体	1835	1350
其他污染防治支出	1538	
自然生态保护	6268	5023
生态保护	3335	3180
农村环境保护	2933	1843
天然林保护	58	11
社会保险补助	58	11
退耕还林还草	5526	
退耕现金	5526	
污染减排	263	263
生态环境监测与信息	133	133
生态环境执法监察	130	130
循环经济	120	120
其他节能环保支出	6599	1247

资料来源：兰州市财政局公示资料。

结合向兰州市环保主管部门了解的情况，上述污染防治中可直接归属于大气污染源的治理支出主要为 2020 年全市 31 台蒸吨煤粉锅炉超低排放改造，全市石化、化工、包装印刷、工业涂装、油品储运销等重点行业 640 家单位的工业大气污染治理以及精细化管理道路、交通、拆迁等施工现场各类扬尘污染。由上表可得 2020 年兰州市一般公共预算支出中可直接归属于污染源的治理支出为环境监测与监察、污染防治（大气）、污染减排三项，为便于本次研究计算（精确数值可通过了解兰州市一般公共预算支出明细账目获取），本文假设上述环境监测与监察、污染减排两项支出中，用于大气污染防治的比率为 50%。则 $\Sigma G = 940 \text{ 万}/2 + 5872 \text{ 万} + 263 \text{ 万元}/2$ ，即 ΣG 为 6,473.5 万元。

（2）计算社会部门（非排污主体）利用非财政性经费建立的集中式污染治理设施

的年度运维费用 ΣN 。经本文查阅资料和网络信息检索，在环保统计口径中未发现有任何企业（非排污主体）、NGO 组织在兰州市开展大气污染（烟粉尘）集中式污染治理设施的投入，因此 ΣN 为 0。

（3）计算企业部门（排污主体）为满足污染物排放要求而购置的减排降污设施的年度运维费用 ΣC 。经本文向主管部门及企业走访了解，兰州市目前大气污染源重点排放单位有：大唐电力兰州范家坪热电厂和西固电厂、中铝集团兰州铝厂及其自备电厂、国电兰州二热电厂、兰鑫钢铁有限公司、酒钢集团榆钢公司以及部分混凝土、水泥生产企业等，重点排放单位的排污设施均有固定的环保监测系统。经向部分排放企业及环保行业人士了解，针对烟粉尘排放的治理，主要采用的除尘技术为湿式静电除尘、布袋除尘，除部分排放企业采用自行定制化的除尘设施外，通常布袋除尘设施价格在 2 万元/套组至 5 万元/套组，湿式静电除尘（不含脱硫）设施价格在 3 万元/套组至 12 万元/套组之间，使用寿命为 3-6 年，年运维成本在设备总值的 15-25%。根据兰州市第二次全国污染源普查的结果（2020 年底公布），经处理的烟粉尘排放浓度须满足《锅炉大气污染物排放标准》（GB13271-2014）和无组织烟粉尘排放需满足《大气污染物综合排放标准》（GB16297-1996），兰州市工业污染源企业共有除尘设施 2626 套，均符合上述标准。为便于本次研究计算（精确数值可通过调研全部重点排放企业核算获取），本文假设除尘设施的年运维成本分为两部分：一是非付现成本，即代表设备使用损耗的折旧值，假定兰州市当前计入环保统计口径的除尘设施的平均购置价格为 8 万元/套组，平均使用寿命 4.5 年，残值 3%，采用直线法计提折旧，则年均非付现成本为 17,244 元/每套组，二是付现成本，即除尘设施使用所发生的功耗、能耗、养护等实际费用，设备不许专人操作故无人工成本，假定以设备平均购置成本的 20%即 16000 元/每套组计量，则年均付现成本为 16000 元/每套组，合计除尘设施年运维成本为 33244.44 元/每套组。

因此，2020 年全市计入环保统计口径的企业部门（排污主体）2626 套除尘设施的年运维费用约为 $33244.44 \times 2626 = 8729.99$ 万元，即 ΣC 为 8729.99 万元。

（4）计算兰州市近三年烟粉尘（工业污染源）排放量占全年同介质污染物排放总量的权重值 $W_{\text{烟粉尘}}$ 。经本文查询资料和环保主管部门了解，兰州市工业污染源主要为工业废水和工业废气，由企业自行处理后排放或无组织排放，其中水污染物以化学需氧量、氨氮、石油为主，大气污染物为二氧化硫、氮氧化物、工业烟粉尘为主，生活污水和固

体废物基本上都进入城市集中式污染治理设施进行处理。本文统计了 2018 至 2020 年兰州市工业污染源主要污染物的排放情况,并结合我国《环境保护税法》及其《应税污染物和当量值表》的污染当量法进行了测算,具体如下表所示:

表 4.6 2018 至 2020 年兰州市工业污染源主要污染物污染当量统计表

单位:kg、污染当量

类别	污染物种类	2018 年排放量	2019 年排放量	2020 年排放量	三年均值	每千克污染当量值	年均污染当量
水污染类	化学需氧量	1093250	1043780	813540	983523.33	1	983523.33
	氨氮	43620	32770	35660	37350	0.8	29880
	石油	38470	43170	11880	31173.33	0.1	3117.33
大气污染类	二氧化硫	21376500	17442800	12713860	17177720	0.95	16318834
	氮氧化物	29608390	30149170	15919030	25225530	0.95	23964253.5
	工业烟粉尘	19986350	24878540	6731920	17198936.67	3.25	55896544.17

为便于本次研究计算和保持模型数据口径一致,本文按照烟粉尘排放量的年均污染当量占兰州市大气污染物排放总量的年均污染当量总值的比重进行计算,且取烟粉尘污染当量值为一般性粉尘 4/kg 与烟尘 2/kg 的平均数,即 3.25/kg,则

$$W_{\text{烟粉尘}} = \frac{55896544.17}{16318834 + 23964253.5 + 55896544.17} \times 100\% = 58.12\%, \text{ 即 } W_{\text{烟粉尘}} \text{ 为 } 0.5812。$$

(5) 设定兰州市烟粉尘(工业污染源)的年目标排放量 $TQ_{\text{烟粉尘}}$ 。

经查阅兰州市环保统计数据,2020 年兰州市烟粉尘污染物(工业污染源)的实际排放量为 6731.92 吨,考虑到 2020 年兰州市工业企业受疫情影响导致生产低于往年平均水平的因素,本文相应设定目标排放额为 6731.92 的 1.25 倍数,即增加排放量到 7964.9 吨,即 $TQ_{\text{烟粉尘}} = 7964900\text{kg}$ 。

(6) 将上述数据代入单位污染物维护层成本公式计算可得:

$$\text{单位烟粉尘 PM}_{\text{烟粉尘}} = \frac{(6,473.5 + 0) \times 0.5812 + 8729.99}{7964900} \approx 0.0016 \text{ 元/kg}$$

4.3.3 测算战略层成本

本文选用以污染物排放造成城镇居民人均医疗保健的额外支出,作为战略层成本(外部成本)的衡量方式。经查询统计数据,首先选取 2017 至 2019 年的全国、甘肃省、

兰州市、西安市的城乡家庭人均可支配收入及人均消费支出情况，如下表所示：

表 4.7 2017 年至 2019 年兰州市城镇居民家庭人均医疗保健支出对比表

单位：元、百分比

区域	项目	2017 年	占收入	2018 年	占收入	2019 年	占收入	三年均值	占收入
全国 人均 数	可支配收入	36396	100%	39251	100%	42359	100%	39335	100%
	消费支出总额	24445	67.16%	26112	66.53%	28063	66.25%	26207	66.63%
	医疗保健支出	1777	4.88%	2046	5.21%	2283	5.39%	2035	5.17%
甘肃 省人 均数	可支配收入	27763	100%	29957	100%	32323	100%	30014	100%
	消费支出总额	20659	86.70%	22606	75.46%	24454	75.66%	22573	75.21%
	医疗保健支出	1741	6.27%	2207	7.37%	2224	6.88%	2057.5	6.86%
兰州 市人 均数	可支配收入	32331	100%	35014	100%	38095	100%	35147	100%
	消费支出总额	24071	74.45%	26130	74.63%	27035	70.97%	25745	73.25%
	医疗保健支出	2189	6.77%	2461	7.03%	2312	6.07%	2320.6	6.60%
西安 市人 均数	可支配收入	38536	100%	38729	100%	41850	100%	39705	100%
	消费支出总额	25374	65.84%	25962	67.04%	28140	67.24%	26492	66.72%
	医疗保健支出	2100	5.45%	2330	6.02%	2519	6.02%	2316	5.83%

注：2020 年因新冠疫情影响数据不具备代表性，故选用 2017-2019 年的相关数据。

资料来源：国家统计局、甘肃省统计局、兰州市统计局及西安市统计局公开数据。

根据上表结合其他相关数据分析：

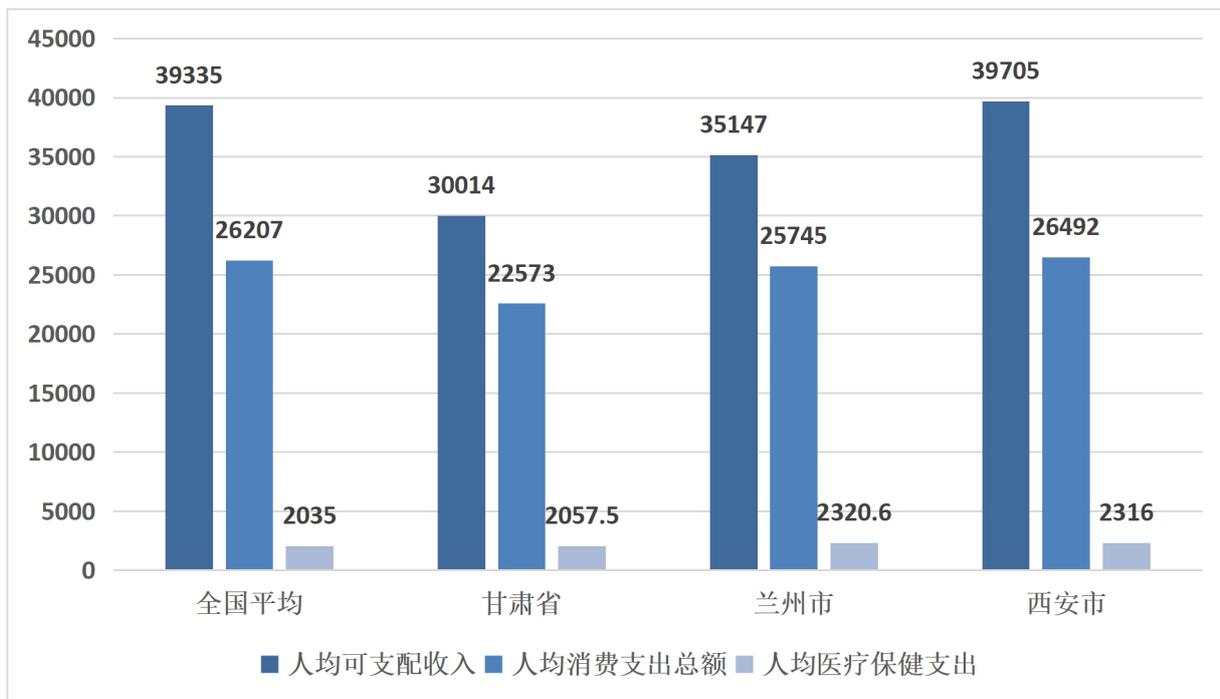
一是横向对比城镇居民家庭人均医疗保健支出水平。从上表可以直观的看出，2017 至 2019 年间，甘肃省城镇居民家庭人均医疗保健支出占家庭人均可支配收入及消费支出总额的比率均高于全国平均水平，三年平均的绝对数（2057.53 元）也高于全国平均水平（2035 元），这其中以兰州市最为突出（2320.6 元），高于全国平均水平 14.12%。兰州市作为甘肃省省会，城镇化水平全省最高，医疗机构的数量和质量也是全省首位，且主要以公立医院为主，按照 2019 年末常住人口口径统计，兰州市城镇居民 307.21 万人，城镇化率 81.04%，占全省城镇总人口 1283.74 万人的 23.93%，接近四分之一。但是同样作为省会城市，经济水平更高、医疗条件更好的西安市，其城镇居民人均医疗保健支出的三年平均水平（2316 元）却低于兰州。考虑到城市医疗保健服务均以公立机构为主，且收费价格受到国家严格监管，不会出现较大的价差问题，故本文认为兰州市人均医疗保健支出大于全国平均水平及西安市水平大致有两方面原因：一方面是主观原因，

即随着收入水平的不断提高，兰州居民更加关注自身的健康，从而增加对医疗保健服务的需求；另一方面是客观原因，即兰州居民的平均健康状况相对全国平均水平及西安市水平较低，需要更高的医疗保健支出。

二是结合城镇居民人均可支配收入进行分析。

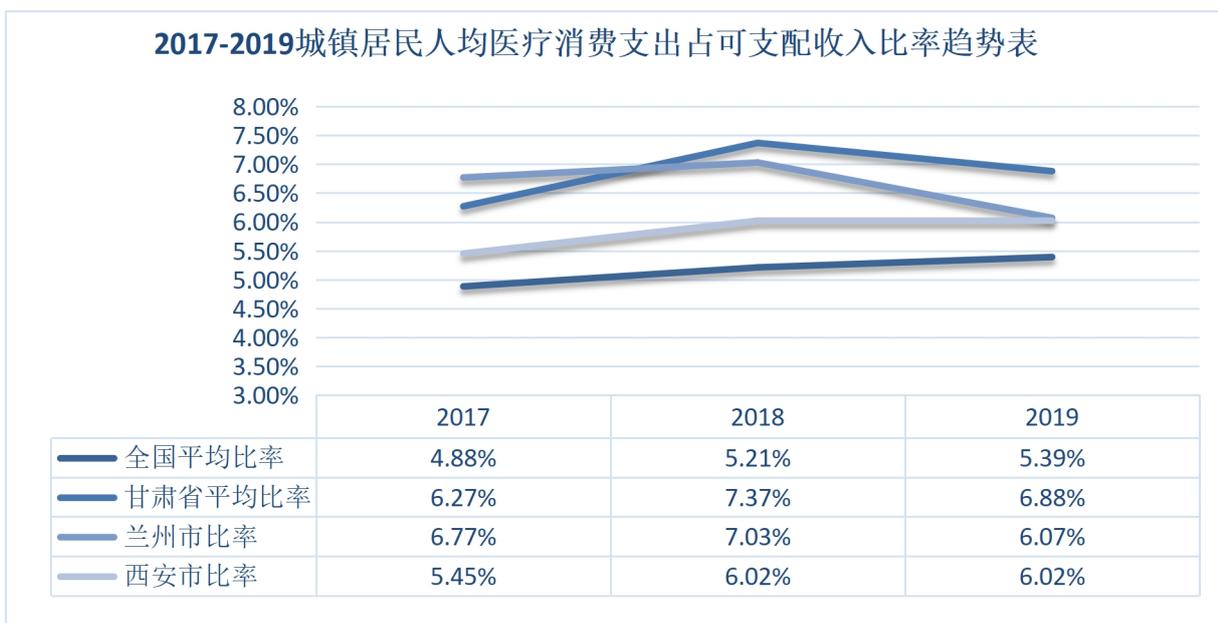
表 4.8 2017 至 2019 年兰州市城镇居民年均收入与医疗支出对比表

单位：元



资料来源：国家统计局、甘肃省统计局、兰州市统计局及西安市统计局公开数据。

表 4.9 2017 至 2019 年兰州市城镇居民人均医疗消费支出占可支配收入比率趋势表



资料来源：兰州市统计年鉴（2017-2019）。

根据表 4.7、表 4.8 和表 4.9 分析，2017 至 2019 年间，兰州市的人均可支配收入的平均数（35147 元）低于全国平均水平（39335 元），且始终保持 4000 元左右的差距，而同期西安市人均可支配收入平均数（39705 元）略高于全国平均水平。同时，2017 至 2019 年年均兰州市城镇居民家庭人均医疗保健支出占家庭人均可支配收入的平均比率高达 6.60%，高于同期全国平均水平 5.17% 和西安市平均水平 5.83%，这说明兰州市城镇居民家庭人均医疗保健支出并不是由于收入增加产生的对医疗保健服务的需求增加。

三是结合居民健康状况和城市卫生服务水平分析。根据国家卫健委公开数据，在 2015 年到 2019 年底的“十三五”期间，中国居民人均预期寿命从 76.3 岁提高到 77.3 岁；根据甘肃省和兰州市卫健委公布的数据，“十三五”期间甘肃省人均预期寿命达到 73.92 岁，兰州市人均预期寿命达到 74.5 岁；根据西安市卫健委公布的数据，“十三五”期间西安市人均预期寿命达到 80.3 岁。截止 2019 年底，兰州市人均预期寿命低于全国平均水平 1.8 岁、低于西安市平均水平高达 5.8 岁！但是兰州市的医疗服务机构数量和质量并不低，根据兰州市卫健委统计数据，截止 2019 年末，兰州市卫生机构总数 2277 个（含村卫生室），占全省 85.31%，其中三甲医院 13 所；兰州市医疗机构床位 31409 张，占全省 18.20%，每千人口床位 8.29 张（高于全国平均水平 6.3 张）；兰州市卫生技术人员 39723 人，占全省 22.21%，每千人口卫生技术人员 10.48 人（高于全国平均水平 7.3 人）。

由此可见，兰州市在城镇居民人均可支配收入和全市人均预期寿命明显低于全国平均水平及对标城市西安市水平，但人均医疗保健支出却大于同期全国平均水平及西安市水平，并非是由于收入和价格方面的经济原因，而是由于兰州市城镇居民健康状况相对全国平均水平及西安市的水平较低，需要更多的医疗保健服务造成的。而出现居民平均健康状况的区域性差异性，一般情况下主要受地区自然环境和人居环境的影响，根据陈瑞等人 2020 年发布的《2014—2018 年兰州市居民死因监测数据分析》^[31] 研究，循环系统疾病、恶性肿瘤、呼吸系统疾病和意外伤害是威胁兰州市居民的主要死因和减寿原因，循环系统疾病、恶性肿瘤、呼吸系统疾病均属于慢性非传染性疾病，受自然、人居环境和个体差异影响，其中大气污染是呼吸系统疾病的主要致病因素，水污染和食品问题是循环系统疾病的主要致病因素。

根据本文构建的模型，单位污染物战略层成本的数学表达式为：

$$\text{每单位烟粉尘 } PS_{\text{烟粉尘}} = \frac{\delta HP_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_{\text{烟粉尘}}}{TQ_{\text{烟粉尘}}}, \text{ 式中各数值核算过程如下:}$$

(1) 计算烟粉尘排放造成兰州市城镇居民人均医疗保健支出的增加额 $\delta H P_{\text{额外支出}}$ 。

$\delta H P_{\text{额外支出}} = H P_{\text{兰州市}} - T P_{\text{兰州市}} \times r$ ，其中 $H P_{\text{兰州市}}$ 为兰州市近三年城镇居民医疗保健支出平均水平（2320.6 元）；由于兰州市的城镇居民消费支出占人均可支配收入的比率较全国平均水平差异较大，考虑到地区消费倾向差异性的原因，本文选用兰州市近三年城镇居民人均消费支出总额平均水平作为 $T P_{\text{兰州市}}$ ； r 为居民医疗保健支出调整系数，与 $T P_{\text{兰州市}}$ 的口径一致，为近三年全国城镇居民家庭人均医疗保健支出占家庭人均消费支付总额的平均比例（7.77%）。则 $\delta H P_{\text{额外支出}} = 2320.6 - 25745 \times 7.77\% = 320$ （元）。

(2) 计算兰州市近三年城镇居民人口总量平均数 $Q_{\text{人口}}$ 。经查询统计数据，2018 年、2019 年、2020 年兰州市城镇居民总人口分别为 231.25 万人、235.75 人和 246.13 万人，可知 $Q_{\text{人口}} = 235.85$ （万人）。

(3) 计算近三年烟粉尘（工业污染源）排放量占兰州市全年主要污染物排放总量比重的平均值 $W_{\text{烟粉尘}}$ 。为便于本次研究计算和保持模型数据口径一致，此处仍采用污染当量值法计算，即按照烟粉尘排放量的年均污染当量占兰州市大气污染物和水污染物排放总量的年均污染当量总值的比重进行计算，且取烟粉尘污染当量值为 3.25/kg，则 $W_{\text{烟粉尘}} = \frac{55896544.17}{983523.33 + 29880 + 3117.33 + 16318834 + 23964253.5 + 55896544.17} \times 100\% = 57.51\%$ ，即 W 为 0.5751。

(4) 设定兰州市烟粉尘（工业污染源）的年目标排放量 $T Q_{\text{烟粉尘}}$ 。此处 $T Q_{\text{烟粉尘}}$ 与维护层成本 P_m 成本计量时的设定数值一致，修正了新冠疫情对企业生产的影响，即 $T Q_{\text{烟粉尘}} = 7964900 \text{kg}$ 。

(5) 设定外部成本转换系数 α 为 0 或 1，即分为将污染物排放造成的外部成本不进行转换或 100%转换为排污权价格中的内部成本两种情形进行分析。

(6) 将上述数据代入单位污染物战略成本公式计算可得：

$$\text{单位烟粉尘 } P S_{\text{烟粉尘}} = \frac{320 \times 2358500 \times 0.5751}{7964900} \times \alpha = 54.59 \text{ 元/kg} (\alpha \text{取 } 1 \text{ 时})$$

4.3.4 兰州市烟粉尘排污权初始价格的定价结果

根据本文构建模型，加总单位烟粉尘排污权的恢复层成本 P_g 、维护层成本 P_m 和战略层成本 P_s ，同时考虑将污染物排放造成的外部成本设定为不进行转换或全部转换为排污权价格中的内部成本两种情形，得出兰州市单位烟粉尘排污权价格为：

情形 1: 设定烟粉尘年目标排放量为 7964.9 吨(即 2020 年兰州市实际排放量 125%)，烟粉尘排放造成的外部成本转换率为 100%，即 $\alpha=1$ 时，则：

$$\begin{aligned}
 P_{\text{烟粉尘}} &= AC_{\text{烟粉尘}} \times \beta_{\text{兰州}} \times \lambda_{\text{兰州}} + \frac{(\sum G + \sum N) \times W_{\text{烟粉尘}} + \sum C}{TQ_{\text{烟粉尘}}} + \frac{\delta HP_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_{\text{烟粉尘}}}{TQ_{\text{烟粉尘}}} \times \alpha \\
 &= 3.9 \times 1.0792 \times 1.0844 + \frac{(6,473.5 + 0) \times 0.5812 + 8729.99}{7964900} + \frac{320 \times 2358500 \times 0.5751}{7964900} \times 1 \\
 &= 4.56 + 0.0016 + 54.59 \\
 &= 59.15 \text{ (元/kg)}
 \end{aligned}$$

情形 2: 设定烟粉尘年目标排放量为 7964.9 吨(即 2020 年兰州市实际排放量 125%)，烟粉尘排放造成的外部成本转换率为 0%，即 $\alpha=0$ 时，则：

$$\begin{aligned}
 P_{\text{烟粉尘}} &= AC_{\text{烟粉尘}} \times \beta_{\text{兰州}} \times \lambda_{\text{兰州}} + \frac{(\sum G + \sum N) \times W_{\text{烟粉尘}} + \sum C}{TQ_{\text{烟粉尘}}} + \frac{\delta HP_{\text{额外支出}} \times Q_{\text{人口}} \times W_{\text{烟粉尘}}}{TQ_{\text{烟粉尘}}} \times \alpha \\
 &= 3.9 \times 1.0792 \times 1.0844 + \frac{(6,473.5 + 0) \times 0.5812 + 8729.99}{7964900} + \frac{320 \times 2358500 \times 0.5751}{7964900} \times 0 \\
 &= 4.56 + 0.0016 + 0 \\
 &= 4.5616 \text{ (元/kg)}
 \end{aligned}$$

4.4 测算结果分析及模型应用讨论

4.4.1 测算结果同实际价格的比对分析

根据本文模型的核算结果，在将外部成本转换系数设定为 1，即将污染物排放造成的外部成本 100%转换为排污权的内部成本时，兰州市烟粉尘排污权的初始交易价格为 53.16 元/kg，而兰州市目前实际烟粉尘排污权初始交易价格为 2017 年政府制定并沿用至今的指导价 3 元/kg，可见差距非常大；在将外部成本转换系数设定为 0，即将污染物排放造成的外部成本完全不转换为排污权的内部成本时，兰州市烟粉尘排污权的初始交易价格为 4.5616 元/kg，同政府直接制定的指导价 3 元/kg 较为接近。由此可见，根据本文构建的定价模型，排污权的外部成本对初始交易定价影响很大，这一方面是参数设定对模型计算的数学影响，另一方面也是由于外部成本数额确实较大，且往往被人忽视。就

本文实例分析而言,包括烟粉尘在内的污染物排放造成 2017 至 2019 年间兰州市城镇居民的年均额外医疗保健支出总额高达 7.55 亿元!人均每年额外支出为 320 元,这部分成本是真实发生且有据可查的,本文选用该部分成本作为模型下战略成本既有数据可靠性、相关性和易取得性的原因,也是为了体现外部成本的重要性,从而呼吁提高生态环境保护和污染防治的全社会意识。

4.4.2 总量控制指标对模型定价结果的影响分析

在本次研究中查阅资料发现,包括兰州市在内的多个排污权交易实践城市在排污权初始定价上存在价量关联度不高、价量由政府分离制定、缺乏市场化的调节机制等问题,导致国内部分地区排污权一级市场价格僵化,成交量因政策调整原因波动较大,二级市场普遍不够活跃,以非排污企业为主的投机性交易逐步增多。针对于此,本文在基于环境重置成本法的思路构建排污权定价模型时,将反映社会综合治污支出的维护层成本 PM 和反映外部成本的战略层成本 PS 与目标排放量 TQ_i 相结合,构建了量价一体的逻辑关系,即在其他条件不变的情况下,由政府部门根据地区环境容量和减排计划制定污染物目标排放量指标 TQ_i ,随着目标排放量指标 TQ_i 的增减变化,排污权的维护层成本 PM 和战略层成本 PS 也相应作出变化,进而导致单位污染物排污权的初始价格作出升降调整。这样就可以进一步发挥排污权交易的市场机制,降低行政管理成本,调节供求关系和价格指标,并引导排污权二级市场有序发展。

4.4.3 模型在实际应用中需注意的事项

通过兰州市烟粉尘排污权初始交易定价的实例分析,对基于环境重置成本法三层成本结构理念构建的排污权初始交易定价模型进行了初步应用检验,结果基本达到了本文研究的初衷和模型参数设计的目的。在实际应用过程中,还应注意以下三个方面:

一是相较于恢复层成本和维护层成本,战略性成本具有不确定性和主观性较大的特点,其参数设定的角度和口径不同,会导致数值存在较大差异性,本文选用以污染物排放造成地区城镇居民人均医疗保健支出的增加额进行核算,主要基于环境污染影响居民健康的逻辑关系、多年来的真实统计数据和近年来地区死因病理因素分析,同时与全国平均数和对标城市相关数据进行了比对分析,但由于影响居民健康和医疗保健额外支出的因素较多,在应用过程中应结合地方实际情况进行认真分析和甄别,确保参数设定的

合理性、科学性和客观性；

二是模型参数数值的取值要尽量避免极端数值的影响，还要保证数据口径及单位的一致性，本文在实例分析中对主要参数变量取值采用近三年的算数平均数，并排除了 2020 年由于新冠肺炎疫情的不可抗力因素导致部分参数同往年比较存在重大异常的情况，因此最好采用近五年参数数值的算数平均数或平均中位数；

三是关于战略成本中外部成本转换系数 α ，战略成本是环境重置成本法中最有意义的部分，本文从污染物排放造成外部成本的角度对战略成本进行了核算，因此战略成本对定价模型具有较高的价值和意义，本文模型中设定了转换系数 α 来决定外部成本纳入定价结果的比例，从而使得战略成本具有较高的可操作性，这就可以在模型实际应用中根据所在地区的经济发展状况、自身生态环境禀赋，以及污染治理、产业发展和结构调整等政策需要选择适宜的转换系数，既要避免定价过高脱离当前实际而失去意义，也要避免对外部成本的忽略而发生过度的负外部性影响。

5 研究结论、对策建议与论文不足

5.1 研究结论

本文通过对排污权交易相关理论、国内外实践经验的总结研究，查阅了大量数据资料，分析了排污权有偿分配的必要性和初始交易定价的重要性，归纳了排污权定价的影响因素和基本原则，经过对环境资源定价方法的比较，确定使用环境重置成本法三层成本结构理念构建排污权初始交易定价模型，并利用模型对兰州市烟粉尘排污权初始交易定价进行了实例分析。通过本文研究，主要得出以下结论：

一是排污权有偿使用及其交易机制的作用发挥关键在于初始交易定价，初始价格对整个交易体系和政策效果都有着深远的影响。兰州市目前的排污权初始定价机制同大多数排污权交易试点城市一样，主要采用的是恢复成本法，以排污企业平均污染治理成本为主，继而由政府直接定价，以这种方法制定的价格并未包含政府治理污染的财政直接投入、非排污企业等进行环境保护的社会投入，更没有包含类似于对城镇居民健康状况下降进行补偿的外部成本。通过应用环境会计领域环境重置成本法的理念构建的排污权初始交易定价模型，能够更全面、准确、合理的核算排污权使用时的直接处理成本、间接治理费用和社会性外部成本。

二是外部性因素是环境污染的代价也是市场失灵的原因，针对于此，排污权初始定价时应当予考虑外部成本内部化的策略。本文尝试以污染物排放造成城镇居民人均医疗保健的额外支出作为外部成本的衡量方式，通过对兰州市烟粉尘排污权进行实例分析，得出兰州市在人均可支配收入、城镇居民人均消费支出均低于同期全国平均水平、西北地区对标城市西安市平均水平的情况下，城镇居民人均医疗保健支出却相对较高，在剔除收入因素、价格因素和消费习惯因素影响后，确定了兰州市城镇居民额外医疗保健支出是生态破坏、环境污染导致的直接外部成本，如果按照同时期全国城镇家庭人均医疗保健消费支出占总消费支出比例换算下来，2017至2019年间兰州市城镇居民的年均额外医疗保健支出总额高达7.55亿元，人均每年额外支出约320元。

所以，应当将原先未能在价格中体现的财政成本、社会成本、外部成本进行甄别核算，并对当前的排污权初始交易定价机制进行优化改进具有必要性。基于此，本文认为采用环境重置成本法计量排污权初始价值符合可靠性、相关性、可比性和谨慎性的原则，基于环境重置成本法构建的排污权初始交易定价模型是科学、合理且可行的。

5.2 共性问题及对策建议

5.2.1 当前国内排污权交易中存在的共性问题

从 2001 年江苏南通市达成了国内首例排污权交易起至今，我国排污权交易的实践探索已经过去了 20 年，虽然目前多个省份和试点城市基本建立了规范的排污权有偿使用和交易制度，初步形成了排污权交易市场和管理体系。但是客观的看，排污权交易市场仍处于初期探索阶段，无论在政策制定、机制建设还是实践操作上都存在着需进一步优化的地方，仅依靠科学合理的排污权初始交易定价机制尚不能发挥出市场机制的作用，许多现实性、迫切性的问题依然存在，主要表现在以下两个方面：

一是排污权市场边界仍不清晰。我国排污权交易试点的开展均以行政区域划定界限，但并未明确行政区域的级别，除部分省份建立了全省统一的交易市场，如山西省、湖南省，大多数地区还是以省内各市级层面、甚至县区层面开展交易试点，缺乏整体性、协调性的区域市场，也没有统一、规范的交易系统。污染物通常具有扩散性、流动性、不可控性的特点，影响范围通常是自然区域而非行政区域，特别是在河流流域与大气领域表现得尤为突出，因此依据自然区域特性建立跨区域的排污权交易市场且形成统一的交易系统是排污权交易发展的必然趋势；

二是排污权总量控制和价格制定方式仍不完善。就目前国内交易实践而言，基于区域环境容量下的污染物排放总量控制和以治理成本为主、政府主导定价的排污权初始价格制定机制仍不完善。宏观层面上需要科学、合理地制定区域排污权总量指标、统一的排污权分配方式与初始价格，微观层面上应当加强对主要排污企业、主要污染源的全天候数据监测和大数据分析，全面、科学、真实的核算污染物排放造成环境破坏的全部成本，继而结合区域内的环境容量、排放控制目标、经济社会发展水平和产业政策调整目标开展排污权初始交易定价。

5.2.2 结合地方实际的对策建议

就甘肃省而言，自 2014 年根据国办相关指导意见制定下发甘肃省排污权有偿使用和交易试点工作的总体部署以来，主要在兰州市、平凉市（仅限平凉工业园区）开展排污权交易试点，故本文结合地方实际和试点交易开展的情况提出以下对策建议：

一是打造排污权统一交易机构，构建跨区域排污权交易系统。建立以省级行政区域或跨区域的排污权交易市场是必然趋势，这离不开统一的排污权交易系统和交易机构。

甘肃省获得特许经营许可、可从事环境权益交易的机构目前仅有两家，即省国资控股的甘肃省碳排放权交易中心有限公司和兰州市国资参股的兰州环境能源交易中心有限公司，且兰州环境能源交易中心持有甘肃省碳排放权交易中心 49% 的股权，两家机构业务各有侧重但也存在业务趋同、发展竞业的问题，平凉市仅针对平凉工业园区内的企业通过现有的区域公共资源交易中心进行排污权交易试点，并未设立专门交易机构，而省内其他市州还在筹划排污权交易相关工作。因此，推动全省排污权交易进一步发展，必须“整盘考虑、以点带面”，以兰州为中心带动全省，在现有全省排污权有偿使用和交易试点的基础上建立区域性综合市场体系和统一交易机构，加快落实省政府关于环境权益同类交易机构整合的部署安排，将甘肃省碳排放交易中心和兰州环境能源交易中心进行合并重组，形成面向全省的国有控股环境权益交易专业平台机构，同时要将兰州环境能源交易中心现有的且经环保部门认证的排污权交易系统并入全省公共资源交易平台管理体系，利用各市州的公共资源交易中心进行延伸，从而实现全省排污权等环境权益入场登记、统一交易、公开竞价。

二是进行总量指标科学控制，强化环保监测和监察。正如本文所述，以环境容量为基础的污染物排放总量指标是排污权交易机制发挥作用的前提，总量指标的前提是摸清底数，因此需要进一步加强污染源管理基础工作，建立污染源基础数据库信息系统和污染源管理台账，完善污染物排放监测，对重点区域、重点企业和重点污染源实施全天候在线监测，构建运行良好的重点企业环境监控体系。积极推进区域环境容量、排污总量、行业排污绩效、行业平均污染治理成本的动态监测、期间测算和大数据分析，为实施排污总量监控、加强环境监测监控监管、开展排污权有偿使用和交易工作提供强有力的技术支撑。同时，加大环境执法力度，坚决打击偷排漏排等违法排污行为，建立适应排污权有偿使用和交易的排污监管执法体系，确保排污权合法、公开、有偿使用和排污权交易公平、公正、有序进行。

三是拓宽排污权交易对象，强化社会公众参与意识。在现有国家规定的二氧化硫、氮氧化物、化学需氧量、氨氮四项主要污染物交易标的基础上，尝试将地区环境质量影响较大的特征性污染物纳入试点交易范围，并将有偿使用对象扩展到实施排污权交易地区县级及以上政府审批的所有新、改、扩建项目单位。自然环境问题直接关系到每一个公民的身心健康和生存发展，加强对污染物排放的监管，不仅要发挥政府环境保护的主体作用，还要发动“群众的力量”，提高公众环境保护的参与程度，排污权交易制度可以充分利用市场机制来激励社会公众参与排污权一级市场及二级市场的交易，监督违法

排污行为，从而降低整个社会的环境治理成本。

四是建立科学的排污权定价机制，合理发挥政府宏观调控作用。本文主要以排污权初始交易定价为研究对象，主要目的是给相关主管单位提供借鉴，在排污权定价时应综合地区生态环境价值、污染治理成本、交易市场活跃程度和企业承受度等影响因素，建立科学、合理的排污权交易定价模型，构建完善的排污权价格形成机制，形成与地区经济社会水平相协调、适应生态环境保护实际需要的排污权交易价格体系，定期测算、合理核定并及时调整排污权交易价格。同时，对排污权有偿使用和交易进行管理，要充分发挥政府部门的调控作用，调控管理涉及到经济、社会、法律以及技术等多个方面，要运用综合手段，充分发挥整体效益和市场配置资源的作用，以达到污染减排、环境容量资源优化配置的目的。

5.3 论文存在的不足

本文由于研究条件、资料获取等限制，以及研究的问题横跨学科较多，故存在一些不足之处，主要表现在：一是本文在模型构建过程中部分参数设计的不足。如在恢复层成本的计算中，本文选择了《环境保护税法》规定的污染当量来核算污染物单位直接治理成本，虽然具有全国统一的规范性和标准性，但是离真实成本肯定存有差距；再如在战略层成本计算中，本文利用全国城镇居民家庭人均医疗保健支出占家庭人均消费支付总额的平均比例，来衡量消除污染物排放影响后的家庭人均医疗保健支出水平，虽然具备一定的逻辑性和易操作性，但是影响城镇居民医疗保健支出的因素仍然很多，本文考虑的相对简单，需要进一步延伸分析。二是本文在针对兰州市烟粉尘排污权交易定价的实例分析过程中，由于存在数据获取及口径等问题，针对排污企业实际投入的治污减排成本等参数进行了简单估算，会与实际值存在一定的偏差。同时，对于统计数值的应用，本文均采用了近三年（2018-2020年）的平均数，虽然一定程度上排除了极端年份数值干扰，但仍不够准确，继而会对计算结果也会产生影响。因而，还需要对本文构建的模型及其参数设定及其核算进一步开展优化改进。

兰州市在学习借鉴其他省市排污权交易试点经验的基础上，根据实际制定了排污权交易体系，并已实施多年，在甘肃省开创了先河。本文希望以基于环境重置成本法构建的排污权初始交易定价模型能够为兰州市乃至甘肃省等地区制定排污权初始交易定价机制时提供一定程度上的参考和借鉴，不足之处也请各位专家和读者批评指正。

参考文献

- [1]王国蒙, 王云地等. 环境管制对环境库兹涅茨曲线的影响研究[J]. 软科学, 2017, 31(12):5. 四川大学中央高校基本科研业务费专项(哲学社会科学)项目
- [2]2020 中国生态环境状况公报. 生态环境部, 2021
- [3]J. H. Dales.Pollution, Property & Prices: An Essay Policy-making and Economics[M]. Toronto: University of Toronto Press, 1968
- [4]Tietenberg T. H.Emissions trading: an exercise in reforming pollution policy[M]. Washington D. C.: Resources for the future, 1985
- [5]W.D. Montgomery. Markets in licenses and Efficient Pollution control Programs [J].Journal of Economic Theory, 1972, (3):395-418
- [6]Hahn Robert, Roger Noll. Design a Market for Transferable Permits[M]. Cambridge M A: Ballinger, 1982:78-83
- [7]JP. Barde. Environmental Policy and Policy Instruments[J]. Principals of Environmental and Resource Economics: A Guide for Students and Decision-Maker, 1995:201-227
- [8]T. Heller. The Path to EU Climate Change Policy[A]. Global Competition and EU Environmental Policy, 1998:108-141
- [9]R. N. Stavins,Transactions Costs and Tradable Permits[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1995:133-148
- [10]Edwin Woerdman, Implementing the Kyoto protocol: why JI and CDM show More promise than international emissions trading[J]. Energy Policy, 2000, 28(1): 29-38
- [11]Nash J. R.,Too Much Market? Conflict Between Tradable Pollution Allowances and the 'Polluter Pays' Principle[J]. The Harvard environmental law review: HELR, 2000, 24(2):1-59
- [12]Chao-Ning liao. Average Shadow price and equilibrium price: A case study of tradable pollution permit markets[J]. European Journal of Operational Research, 2009, (196):1207-1213
- [13]Carolyn Fischer. Emissions pricing, spillovers and public investment in environmentally friendly technologies[J]. Energy Economics, 2008, (30):487-502
- [14]M. Fehr, J Hinz. A Quantitative Approach to Carbon Price Risk Modeling[R]. Working Paper Institute for Operations Research, ETH Zentrum, Zurich, 2006
- [15]林海平. 环境产权交易论[M]. 北京:社会科学文献出版社, 2012
- [16]赵文会. 排污权交易市场理论与实践[M]. 北京:中国电力出版社, 2010
- [17]毕军, 周国梅, 张炳等. 排污权有偿使用的初始分配价格研究[J]. 环境保护, 2007(13):51-54

- [18]张有贤, 汤镇远. 排污权有偿分配的定价研究[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(6): 3084-3086
- [19]彭本利, 李爱年. 排污权交易法律制度理论与实践[M]. 北京:法律出版社, 2017
- [20]杨秋霞. 大气环境容量理论与核算方法演变历程与展望[J]. 资源节约与环保, 2021(09):143-145
- [21]胡雪萍, 梁玉磊. 治理雾霾的政策选择——基于庇古税和污染权的启示[J]. 科技管理研究, 2015, 35(08)220-226
- [22]王灵波. 公共信托理论在美国自然资源配置中的作用和启示[J]. 苏州大学学报(哲学社会科学版), 2018, 39(01):56-66
- [23]胡彩娟. 美国排污权交易的演进历程、基本经验及中国的启示[J]. 经济体制改革, 2017, (03):164-169
- [24]邓皓月. 当前排污权交易市场化机制的问题及对策研究[J]. 中国管理信息化, 2018, 21(08):129-131
- [25]Coggins J.S, Swinton J. R. The Price of Pollution: A Dual Approach to Valuing SO₂ Allowances[J]. Journal of environmental economics and management, 1996, 30(1): 58-72
- [26]皮钰丽, 黄歌. 基于恢复成本法的排污权有偿使用和交易定价研究—以武汉市 COD 排放为例[J]. 价值工程, 2018, 51(02):108-116
- [27]何慧爽, 单蓓. 基于机会成本的黄河流域上游地区生态补充标准研究[J]. 华北水利水电大学学报(社会科学版), 2021. 37(4)15-21. 河南高校科技创新人才支持计划(人文社科类)项目(2020-cx-005); 郑州市哲学社会科学研究基地项目(54)
- [28]周一虹, 赵雷刚. 基于环境重置成本法的流域生态补偿价值计量方法研究—以黄河流域(兰州段)为例[C]//中国会计学会环境资源会计专业委员会学术年会 2014 学术年会论文集. 南京, 2014:179-196
- [29]周一虹. 生态环境价值计量的环境重置成本法探索[J]. 学海, 2015(4):109-117
- [30]曹琴琴. 中国区域污染治理成本的差异性与影响因素研究[J]. 科技和产业, 2021(4):40-44
- [31]陈瑞, 孙建云等. 2014-2018 年兰州市居民死因监测数据分析[J]. 环境卫生学, 2020, 6(10):255-260
- [32]卢克飞等. 生态资源资本化实践路径[M]. 北京:中国环境出版集团, 2021
- [33]孙鹏程等. 排污权交易制度设计、实践与拓展[M]. 北京:化学工业出版社, 2017
- [34]严刚, 王金南. 中国排污权交易实践与案例[M]. 北京:中国环境出版集团, 2011
- [35]邵帅, 侯效敏. 排污权有偿使用和交易制度对绿色技术创新水平的影响[J]. 生态经济, 2020, 36(11):165-171
- [36]常超, 陈青. 中国排污权有偿使用与交易价格体系现状及问题[J]. 安徽师范大学学报, 2021(3):14-16
- [37]王萍萍. 治理成本确定方法在生态环境损害赔偿中的应用[J]. 环境保护科学,

2021(3):13-23

[38]许梦博,张一楠. 排污权交易制度的制约因素及政府角色探析[J]. 延边大学学报, 2018, 51(02):108-114

[39]田永. 中国减排定价机制的实践研究—纪念价格改革四十周年[J]. 价格理论与实践, 2018(12):29-33

[40]段艳平,周尉慧. 基于机会成本角度对广西大气污染损失的研究[J]. 当地经济, 2017(5):73-77

[41]杨建军等. 城市大气污染治理成本核算及其总量、结构分析—以西安市为例[J]. 环境污染与防治, 2014(11):100-107

[42]胡庆年,陈海棠. 化学需氧量二氧化硫排污权价格测算[J]. 水资源保护, 2011(7)78-83

[43]郭默. 基于最优控制的中国排污权有偿使用定价[D]. 南京大学博士学位毕业论文, 2018

[44]徐晓梅. 不确定条件下跨流域排污权交易规划模型研究[D]. 青岛大学硕士学位论文, 2021

[45]路国庆. 基于环境重置成本法的陇南森林生态补偿价值计量研究[D]. 兰州财经大学硕士学位论文, 2021

[46]丁建. 基于交易成本理论的排污权交易现状研究—以重庆市为例[D]. 西南大学硕士学位论文, 2020

[47]朱然然. 我国排污权交易制度完善研究[D]. 郑州大学硕士学位论文, 2019

[48]梁丹青. 重庆市主要大气污染物排放权交易定价机制研究[D]. 重庆大学硕士学位论文, 2019

[49]孙海涛. 排污权交易对环境资源配置效率的影响研究[D]. 湖南大学硕士学位论文, 2019

[50]张芳兰. 兰州市大气污染治理绩效审计评价标准研究[D]. 兰州财经大学硕士学位论文, 2018

[51]梁娟. 兰州市排污权交易研究[D]. 兰州大学硕士学位论文, 2016

[52]See Hahn, R.W, Market Power and Transferable Property Rights[J]. Quarterly Journal of Economics, Vol.99, 1984

[53] US. EPA. The United States Experience with Economic Incentives to Control Environmental Pollution[R]. Washington D. C :US EPA, 1992

[54]Lo A. Y.,Chen K.Policy selection of knowledge: The changing network of experts in the development of an emission trading scheme[J]. Geoforum, 2019, 106(Nov.):1-12

附 录

《中华人民共和国环境保护税法》附表应税污染物和当量值表

第一类：水污染物污染当量值	
污染物	污染当量值(千克)
1. 总汞	0.0005
2. 总镉	0.005
3. 总铬	0.04
4. 六价铬	0.02
5. 总砷	0.02
6. 总铅	0.025
7. 总镍	0.025
8. 苯并（a）芘	0.0000003
9. 总铍	0.01
10. 总银	0.02

第二类：水污染物污染当量值		
污染物	污染当量值(千克)	备注
11. 悬浮物(SS)	4	
12. 生化需氧量(BODs)	0.5	同一排放口中的化学需氧量、生化需氧量和总有机碳，只征收一项
13. 化学需氧量(CODcr)	1	
14. 总有机碳(TOC)	0.49	
15. 石油类	0.1	
16. 动植物油	0.16	
17. 挥发酚	0.08	
18. 总氰化物	0.05	
19. 硫化物	0.125	
20. 氨氮	0.8	
21. 氟化物	0.5	
22. 甲醛	0.125	
23. 苯胺类	0.2	
24. 硝基苯类	0.2	
25. 阴离子表面活性剂(LAS)	0.2	
26. 总铜	0.1	
27. 总锌	0.2	
28. 总锰	0.2	
29. 彩色显影剂(CD-2)	0.2	
30. 总磷	0.25	
31. 单质磷(以P计)	0.05	
32. 有机磷农药(以P计)	0.05	

33.	乐果	0.05	
34.	甲基对硫磷	0.05	
35.	马拉硫磷	0.05	
36.	对硫磷	0.05	
37.	五氯酚及五氯酚钠	0.25	
38.	三氯甲烷	0.04	
39.	可吸附有机卤化物	0.25	
40.	四氯化碳	0.04	
41.	三氯乙烯	0.04	
42.	四氯乙烯	0.04	
43.	苯	0.02	
44.	甲苯	0.02	
45.	乙苯	0.02	
46.	邻二甲苯	0.02	
47.	对二甲苯	0.02	
48.	间二甲苯	0.02	
49.	氯苯	0.02	
50.	邻二氯苯	0.02	
51.	对二氯苯	0.02	
52.	对硝基氯苯	0.02	
53.	2,4-二硝基氯苯	0.02	
54.	苯酚	0.02	
55.	间一甲酚	0.02	
56.	2,4-二氯酚	0.02	
57.	2,4,6-三氯酚	0.02	
58.	邻苯二甲酸二丁酯	0.02	
59.	邻苯二甲酸二辛脂	0.02	
60.	丙烯腈	0.125	
61.	总硒	0.02	