

海河流域 水污染控制与 产业结构调整

— WATER POLLUTION CONTROL AND INDUSTRIAL —
STRUCTURE ADJUSTMENT IN THE HAIHE RIVER BASIN

张 远 王西琴 / 著



中国环境出版社

海河流域水污染控制与产业结构调整

—WATER POLLUTION CONTROL AND INDUSTRIAL—
STRUCTURE ADJUSTMENT IN THE HAIHE RIVER BASIN

张 远 王西琴 著

中国环境出版社·北京

图书在版编目（CIP）数据

海河流域水污染控制与产业结构调整/张远,王西琴著. —北京: 中国环境出版社, 2015.1

ISBN 978-7-5111-2218-6

I. ①海… II. ①张…②王… III. ①海河—流域污染—污染控制—关系—产业结构调整—研究 IV. ①X522.02②F127.21

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2015) 第 016309 号

出版人 王新程
责任编辑 葛莉
助理编辑 郑中海
责任校对 尹芳
封面设计 彭杉

出版发行 中国环境出版社
(100062 北京市东城区广渠门内大街 16 号)
网 址: <http://www.cesp.com.cn>
电子邮箱: bjgl@cesp.com.cn
联系电话: 010-67112765 (编辑管理部)
010-67113412 (教材图书出版中心)
发行热线: 010-67125803, 010-67113405 (传真)

印 刷 北京中科印刷有限公司
经 销 各地新华书店
版 次 2016 年 1 月第 1 版
印 次 2016 年 1 月第 1 次印刷
开 本 787×1092 1/16
印 张 20.5
字 数 450 千字
定 价 62.00 元

【版权所有。未经许可，请勿翻印、转载，违者必究。】
如有缺页、破损、倒装等印装质量问题，请寄回本社更换

前 言

海河流域位于我国心脏地区,是我国重要的工农业基地。以不足全国 1.3%的水资源量,担负着占全国 14%的 GDP、10%的人口、13%的灌溉面积的供水任务,水资源总开发利用率已达 90%以上,水资源供需矛盾十分突出。全球气候变暖,径流量减小、流域内废污水排放量增加、水体自净能力下降,使得流域内水污染问题更加严重,水环境问题引起国内外的高度关注。为此,国务院批准了“九五”“十五”和“十一五”海河流域水污染防治规划,并结合南水北调工程实施,在海河流域出台了一系列水污染防治管理指南。在“十五”规划实施 5 年后,流域的水污染防治计划在减少污染物排放量方面已经达到了部分预期效果,但在防治水污染和改善水质方面进展不明显。因此,分析在实施水污染防治计划(或规划)时存在的技术与实施问题,提高规划实施的环境效果,对于今后流域水污染控制具有非常重要的意义。

由全球环境基金(GEF)资助的“海河流域水资源与水环境综合管理”项目,旨在解决流域水资源保护与水污染控制的问题,其中包括 8 个战略研究课题。本书的核心内容是在战略研究等七课题研究成果的基础上凝练和补充完成的,分别从海河流域、漳卫南子流域、典型地区 3 个层次进行了研究。在整个海河流域层次,研究了工业、城镇生活污染源排放量,入河污染负荷,工业污染特征与控制,城镇生活污染特征与控制,水污染控制方案与目标,产业结构调整,水污染防治规划的评估等问题;在漳卫南子流域层面,研究了流域跨界污染冲突的协调、跨界水污染生态补偿问题;在典型地区层面,研究了新乡市、德州市、潞城市三个地区的产业结构调整与优化问题。本书的特点有以下几个方面:①较全面地评价了“九五”以来海河流域水污染防治规划以及其他的相关规划,揭示规划在制定和实施过程中存在的问题和原因,并提出规划管理改进的建议。②核算了海河流域工业、生活污染源,以及入河污染物量,与基线调查结果对比分析表明,核算结果基本合理,该成果为进一步研究提供了技术支持。③较为详细地分析了海河流域造纸、化工行业污染特征,以及重点污染企业达标排放

情况,为行业污染控制提供了依据。分析了工业污染、生活污染的空间分布特征,揭示了污染空间分布差异。④从污染强度和经济贡献相结合的角度,对海河流域31个地级市进行了分区,共分为四类地区,分别是经济发达以城镇生活污染为主、经济中等发达以工业污染为主、经济不发达以城镇生活污染为主、经济不发达以工业污染为主等地区。并提出了分区、分类的污染控制对策。⑤预测了未来污染物排放量,提出了不同阶段、不同情景的污染控制目标。⑥分析了漳卫南子流域跨界污染问题,围绕3个方面重点展开。首先,河段的污染物累积问题,初步提出了估算河道污染物累积的定量方法,揭示水体污染不仅与污染物入河量、水量有关,还与污染物累积量有关,为河流生态系统恢复提供了科学依据。其次,研究了跨界冲突目标主体之间的协调关系,提出了基于目标满意度的跨界协调模型,并进行了验证,得到各目标主体污染物削减和用水量方案。最后,研究了跨界生态补偿的标准、补偿的模式等,以省为单元,提出了横向补偿模式和纵向补偿模式,估算了各目标冲突主体应提供的补偿金额、应得到的补偿金额,为深入研究提供了基础。⑦对新乡、德州市的产业结构进行了详细的分析,建立了包括产值、污染物排放、水资源约束、生态水量约束等在内的多目标优化模型,并对这两个市进行了实例研究,提出了基于水污染控制的工业结构优化方案,为研究区工业结构调整提供了定量化依据。

本书的一些论据为海河流域水资源保护和水环境管理综合管理提供了决策依据,对今后的进一步研究起到了抛砖引玉的作用。由于作者水平有限,书中错误和不足之处在所难免,敬请读者批评指正。

作者

2016年1月8日

目 录

第 1 章 绪论	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究进展	3
1.3 研究思路与内容	14
1.4 小结	16
第 2 章 海河流域水资源与水环境现状	17
2.1 海河流域基本概况	17
2.2 流域水资源利用状况	22
2.3 流域水环境质量现状与原因分析	32
2.4 协调水资源利用与污染控制的策略	43
2.5 小结	50
第 3 章 海河流域水污染防治相关规划的实施状况评估	51
3.1 水污染防治规划实施效果评估	51
3.2 其他相关规划实施效果评估	55
3.3 规划制定和实施过程中存在的问题及原因分析	61
3.4 流域水污染防治规划管理改进的对策与建议	68
3.5 小结	70
第 4 章 海河流域污染源与污染物入河负荷估算	71
4.1 污染源核算方法	71
4.2 污染源估算	80
4.3 污染物入河量估算	97
4.4 污染负荷总量及其与环境容量比较	99
4.5 与基线调查结果的比较	103
4.6 小结	105

第 5 章 海河流域工业与城市生活污染特征及控制策略	108
5.1 工业污染特征	108
5.2 工业污染空间分布特征	119
5.3 城镇生活污染空间分布	122
5.4 工业污染控制存在的主要问题与控制措施	127
5.5 城镇生活污染控制存在的问题与控制措施	134
5.6 小结	145
第 6 章 海河流域水污染控制目标与控制对策	146
6.1 污染物排放量预测	146
6.2 水污染控制分区	151
6.3 分区污染物控制方案	153
6.4 水污染控制目标与削减率	162
6.5 小结	165
第 7 章 海河流域产业结构调整策略	168
7.1 造纸行业状况与调整政策	168
7.2 化工行业现状与调整政策	187
7.3 产业结构调整政策分析	206
7.4 小结	218
第 8 章 漳卫南运河流域跨界水污染控制策略	220
8.1 水环境状况	220
8.2 流域跨界水污染冲突	224
8.3 河段区间典型污染物累积负荷量	226
8.4 水环境情景模拟	230
8.5 跨界水污染优化控制方案	234
8.6 小结	243
第 9 章 流域跨界污染控制的管理政策与生态补偿	245
9.1 跨界水污染特征	245
9.2 跨界水污染控制的法律法规	245
9.3 跨界水污染控制的管理政策	250
9.4 解决跨界问题的流域规划方法	255
9.5 漳卫南流域跨界水污染补偿	259

9.6 小结	270
第 10 章 海河流域典型城市产业结构调整策略	272
10.1 新乡市产业结构优化	272
10.2 德州市产业结构优化	285
10.3 潞城市产业结构调整对策	292
10.4 小结	302
第 11 章 主要结论与进一步研究的问题	310
11.1 主要结论	310
11.2 进一步研究的问题	314
参考文献	316
后 记	320

绪论

1.1 研究背景

海河流域是我国的心脏地区，也是我国重要的工农业基地。海河流域的主要部分在我国华北地区。包括北京市、天津市、河北省、山西省、山东省、河南省、辽宁省和内蒙古自治区，共5省2市1区、260多个县（市、旗）。流域面积31.8万 km^2 ，占全国总面积的3.3%，水资源总量只占全国的1.3%。共有九个水系：滦河、北三河、永定河、大清河、子牙河、黑龙港运河、漳卫南运河、徒骇马颊河水系。还有引滦入津、引黄济冀等大型跨流域引水工程。

海河流域水资源十分短缺，多年平均水资源总量为419亿 m^3 （1956—1998年水文资料），水资源总量约占全国的1.3%，有耕地面积1.66亿亩（1亩=1/15 hm^2 ），占全国的10.8%，是我国水资源与人口、耕地组合极不平衡的地区。海河流域人均水量为335 m^3 ，仅为全国平均值的1/7。目前，全流域地表水的开发利用大于90%，地下水的开发利用超过100%，总水资源利用率为98%。2007年全流域各类供水工程总供水量为384.5亿 m^3 ，其中当地地表水占22.3%，地下水占65.0%，引黄水占11.2%，其他水源占1.5%。全流域用水消耗量为269.4亿 m^3 ，占总用水量的70.1%。2013年海河流域水资源总量356.3亿 m^3 ，其中地表水资源量176.2亿 m^3 ，2013年总供水量370.9亿 m^3 ，其中地表水占35.0%，地下水占60.1%，其他占4.4%。由于流域内废污水排放量大，河流的径流量小，在非汛期有些河流甚至干涸，水体自净能力差，使得流域内水污染问题更加严重。

海河流域地表水资源匮乏，造成地下水严重超采。据统计，目前全流域机电井总数达100多万眼，流域许多地区深、浅层地下水都处在严重超采状态，大中城市尤为突出，已经出现大片地下水位大幅度下降的漏斗区，尤其是许多生活供水水源地处于漏斗区；此外，供水水质因地下水污染而逐渐变差，直接影响人民群众的身体健康，同时引发地面沉降、海水入侵等一系列环境地质问题。

随着工农业生产的迅速发展和人民生活水平的不断提高，以及乡（镇）企业的兴起和农药、化肥的普遍施用，由此产生越来越多的废污水排入河道，造成水体污染。海河流域主要的排污行业为化工、造纸、电力、食品、冶金等，这五个行业的废水排放量占全部工

业废水排放量的一半以上。主要污染物为化学需氧量、氨氮、挥发酚等。

全流域废污水排放总量为 47.5 亿 t, 其中工业和建筑业废污水排放量为 26.3 亿 t, 占 55.4%; 城镇居民生活污水排放量为 13.4 亿 t, 占 28.2%; 第三产业污水排放量为 7.8 亿 t, 占 16.4%。

2007 年流域评价河长 11 819.3 km, 未受污染(水质为 I~III 类)的评价河长 3 221.9 km, 占评价河长的 27.3%; 受污染(水质劣于 III 类)的河长 8 597.4 km, 占评价河长的 72.7%; 其中, 受严重污染的河长有 6 786.1 km, 占评价河长的 57.4%。总体来看, 海河流域水体污染严重, 80% 的水体功能区不能达到规定的水质要求。流经城镇或近郊工矿区的河道几乎都成了排污沟, 广大平原地区已基本无清水, 形成了“有河皆臭, 有水皆污”的恶劣生态环境。

海河流域大部分大中城市及平原地区的农村都是以地下水为主要水源地。目前, 在城市周围、污水灌区、排污河两岸及遭受严重污染的水体周围的地下水已经严重污染, 直接危害当地人民的饮水安全。海河流域大量未经处理的污水被引用灌溉, 农业引污灌溉已有 20 多年的历史。全流域污灌面积已经超过 1 000 万亩, 占流域总灌溉面积的 10% 以上。污水灌溉造成地表水、地下水、土壤、农作物等农业生态环境的污染和破坏, 对人体健康已经构成了威胁。渤海湾接纳了大量来自陆域污染源排放的污水, 使得渤海湾近岸海域水体逐渐被污染, 并且水体富营养化问题突出。

海河流域河流均自西向东流入我国的渤海。渤海是世界上具有重要生态意义并受到严重威胁的海域之一。它为中国、日本、韩国、朝鲜提供了重要的渔业资源, 也是黄海的鱼类和贝类的繁育地之一。从陆地有 40 多条河流流入渤海, 海河流域是流入渤海的最大的流域之一。渤海生态环境下降的重要原因是干流向渤海湾流入的污染物排放得不到有效控制。由于城市、工业、农业、畜牧业等陆地污染源给渤海造成了严重的污染, 削弱了渤海的生态系统的功能, 而且流入渤海的淡水总量也日益减少。

由于水资源短缺、水体污染、生态环境恶化问题日益严重, 极大地制约了海河流域及环渤海地区社会的可持续发展。面对日益严重的水资源与水环境问题, 我国政府从“九五”时期开始就在海河流域制定和实施水污染防治规划, 并对于一些污染严重的中小企业实行了“关、停、并、改”等措施, 但是海河流域水污染问题的严峻局面仍然没有得到缓解。因此, 从水资源与水环境综合管理的战略角度, 深入开展海河流域水污染控制和产业结构调整对策的研究, 提出恢复海河流域水环境质量的战略对策与建议, 具有重要的现实意义。

为彻底解决海河流域水污染防治问题, 全球环境基金(GEF)把“海河流域项目”列入全球环境基金资助项目计划, 世界银行和我国政府签署了《赠款协议》《项目协议》, 以用于海河流域水资源和水环境综合管理体制的建立。本书的主要内容正是全球环境基金“海河流域水资源与水环境综合管理”项目中所列出的 8 个战略研究课题之一的主要成果, 目的是针对海河流域水污染特征与水污染防治规划存在的问题, 提出海河流域的水污染防治规划、管理及产业结构调整的战略建议, 从而为恢复海河流域水生态环境、水污染防治

以及经济的持续发展提供决策依据。其他 7 个战略课题涉及政策与法规、渤海环境保护、水生态、地下水、水量管理等多个方面。

本书通过对流域水污染排放状况、水环境状况的分析,确定流域主要污染河段和主要污染物,确定流域的点污染源控制主要控制对象和重点区域。以典型示范区域为例,研究流域水污染控制目标,研究流域跨边界水污染控制策略,解决流域水污染跨边界水污染冲突问题。根据不同区域水环境特征和综合资源特征,研究流域的产业合理结构,提出产业结构调整战略对策。总体目标是研究典型区域的产业政策,从节水与减污的目的出发,提出实用可行的区域产业结构调整实施政策建议,提出漳卫南运河流域的水污染控制战略对策。

1.2 研究进展

1.2.1 流域水环境管理的研究进展

1.2.1.1 水资源与水环境综合管理

针对水资源短缺、水环境污染,一些国家从 20 世纪 60 年代就提出了相应的水资源环境管理措施。尤其是近几年,面对不断加剧的水资源危机,世界各国都进行了一系列的改革活动,以建立适应可持续发展要求的现代水资源管理体系,突出水质管理和水环境保护的重要性,强调水资源综合管理的地位和作用。

由于江河按单一用途管理常常导致环境质量降低,而流域水资源和水环境综合管理将水资源管理和水污染防治统归流域管理机构,将流域作为一个核算单元,有助于使外部影响内部化,改变水资源管理和水污染控制相互交叉和推诿的混乱局面,使水的多目标用途和规模经济的潜力最大化。因此,大多数发达国家一般通过流域范围内的综合利用来对水资源与水污染实行统一管理。1933 年美国最早对田纳西河流域进行综合开发和治理,一方面对流域的土地资源和水资源进行综合整治和开发利用;另一方面在治理开发流域、发展经济的同时,注重生态环境的保护(刘曼明,2002)。加拿大在解决伊利湖、圣劳伦斯河等水污染问题上取得明显的成效。英国政府根据 1963 年、1974 年和 1989 年《水资源法》建立 10 个区域性水管理局,综合管理辖区内的水资源、污染控制、渔业、防洪、水土恢复与保持等问题,取得了显著的成效(House,1990)。德国主要从法律约束、市场调节和与邻国合作等方面来保护水环境(姜彤,2002)。荷兰针对莱茵河污染物排放以及受北海影响造成的盐碱化问题,与沿岸各国政府进行谈判,一致认为水管理问题应从 4 个方面进行解决,即地表水水量、地下水水量、地表水水质与地下水水质。当前,荷兰的水资源管理活动由公共事业部门负责,其管理对象包括地下水、地表水、水量、水质与水环境,还包括河床、河岸及技术性的基础设施。法国的水资源管理活动以流域为主体,流域委员会

负责起草制定流域水资源开发和管理总体规划,确定水资源平衡、水量、水质管理的基本方针。挪威制定了旨在防止水电开发给河流带来不利影响的环境保护计划。欧洲的水环境控磷策略与污水除磷技术也日益完善(郝晓地等,1998)。20世纪末,日本提出面向21世纪的河流治理策略,采取流域整体综合治理措施,提高水利设施的可靠性,保证工程与自然环境的协调,形成良好的河流景观和濒水环境,同时,对琵琶湖实施了水质保护和综合开发计划,加强污水排放控制,有效地防止了琵琶湖的富营养化。韩国从20世纪90年代开始实施河流保护计划,从1995年起对位于首尔的德良才川进行综合治理,遏制水质恶化。

近年来,水环境管理研究已经不仅仅局限在污染控制,还涉及水生态保护以及区域经济发展,水资源和水环境管理的研究范围已经跳出纯粹的水系统,而是在资源-环境-生态-人类社会大系统中进行研究。美国许多州已经开始实施流域保护方法,这种方法把重点放在水体的生态目标以及水体质量目标的实现上,而不是把重点放在污染源控制上;管理决策不但考虑传统的化学因子,还考虑一些非化学因子;解决问题的办法也不再仅是污染源控制,而是在更高的层次上,例如生态系统的恢复等。

我国的水环境研究经历了一个孕育(1973—1980年)、探索(1981—1985年)、发展(1986—1996年)和快速发展(1996年后)的过程。从“六五”时期开始,国家在水环境方面开展国家攻关项目,已先后经历了“六五”“七五”“八五”“九五”“十五”规划等时期。其中“八五”时期攻关的主要进展是将水资源开发利用与区域宏观经济联系起来研究,提出了基于宏观经济的水资源优化配置理论和方法,并对解决华北地区的水资源短缺问题进行了具体研究。“九五”时期“西北地区水资源合理开发利用与生态环境保护研究”攻关项目,是在以往研究成果的基础上,将水资源与经济发展、生态环境三者联系起来统一研究,强调水资源在生态系统中的重要作用,在国民经济发展中的基础作用以及它们之间的相互依存、相互制约的定量关系与转化规律。1996年通过《水污染防治法》的修订,国家继续努力使各省和中央在水污染控制进行合作,并制定了重点流域、湖泊和海域的“九五”(1996—2000年)和“十五”(2001—2005年)水污染防治规划,实施了以总量控制为核心的水污染防治策略。“十一五”期间,我国水环境管理从目标总量控制向容量总量控制转变,从单纯的化学污染控制向水生态系统保护的方向转变,这就迫切要求进一步完善和发展现有水环境质量标准体系。“十二五”继续深化主要污染物总量减排,实现基于容量总量控制的排污许可证管理制度的双轨制运行,实现水质达标管理向水生态管理的转变,实现目标总量控制向容量总量控制的转变。吴丰昌等(2008)结合我国水环境质量基准与标准研究的实际,深入探讨了如何建立新型污染物和复合污染水质基准,以及在水质基准支持条件下的水生态安全以及污染物总量控制。

我国已与联合国环境规划署(UNDP)、世界银行、亚洲银行和发达国家的水文水资源研究部门开展了有关项目的合作研究,如UNDP的华北地区水资源研究项目、黄河水资源经济模型研究项目、湖北省四湖地区水资源优化调度项目等。近年来,在主要流域开展了

水资源和水环境综合管理的研究和实践,包括黄河、海河、长江等。从生态环境保护角度出发,在流域尺度上进行水资源可持续利用、水质改善与经济持续发展的综合研究和规划管理。如利用全球环境基金的赠款,水利部和环境保护部在海河流域开展了水资源与水环境综合管理项目。

我国水环境污染呈现复合型、多元性、结构性的特点,严重威胁人体健康和生态安全,已成为制约经济和社会发展的瓶颈。与发达国家相比,我国亟须加强水资源和水环境综合管理水平,以区域和流域整体经济发展和环境保护为目标,建立具有时空分布特性的水资源的评价信息系统,加强水资源管理体制和经济手段问题的研究,建立以可持续发展为目标的水资源和水环境综合管理决策支持系统。

1.2.1.2 水污染控制技术

美国从1961年着手研究特拉华河流污染控制方案,根据对河流水质和主要污染源的调查,确定了河流主要污染物,通过对河流水质模型的计算,找出河流对污染物的自净迁移规律,从而提出了三种控制污染的管理方法、15种可供选择方案,最后经计算和人为权衡,选出了最优方案进行实施,该河经10多年综合治理,到1973年基本完成,河水水质大为改观,治理费用比传统处理方法要低。1972年美国又对新英格兰州的马利麦克的区域污水处理系统进行了最优规划。其他国家的实例研究工作有英国的泰晤士河、特伦河,加拿大的圣约翰河,德国的乃卡河等,都取得了明显的成绩。

我国在1972—1975年开展的“官厅水系水源保护研究”,是我国最早开展的跨区域的水源保护综合性工作。随后各地开展了多种污染监测与评价项目,如“黄河兰州段水质评价与污染源分析”“黄浦江上游水环境容量及综合治理规划”“四川沱江水质模拟研究”“常州市水污染控制规划研究”“天津市水污染综合治理”“无锡市污水综合治理”等项工作。20世纪90年代又对淮河淮南段、沈阳市污水排放系统等进行了研究。之后,我国制定和实施了重点河流、湖泊和海域的“九五”“十五”“十一五”时期水污染防治规划,实行了以污染物总量控制为核心的水污染防治策略,为遏制我国水环境进一步恶化发挥了重要作用。“十二五”时期以水专项为标志的水环境管理实践,重点开展“太湖流域水环境管理技术集成综合示范项目”,预期将构建太湖流域水生态功能分区管理、水生态监测网络体系、水环境风险预警平台等,支撑数字流域管理体系的构建。

1.2.2 跨界问题的研究进展

“跨界”是指跨越两个或两个以上主体,凡是发生在两个或两个主体边界上的问题都可以归为跨界问题(赵来军等,2003)。流域跨界问题是一个广泛存在的问题,世界各个国家或地区都面临着规模与层次不等的流域跨界问题(Alberini,2001)。早在20世纪50年代,莱茵河的污染就引起了瑞士、法国、德国等沿岸9国的矛盾与冲突(Andreas et al.,2006)。我国自20世纪80年代以来,经济进入高速发展时期,导致不少流域出现跨界水

污染纠纷。迄今为止,流域跨界水污染纠纷的协调与解决依然是有关领域关注的焦点。

长江、黄河、海河、辽河、珠江、淮河、松花江七大河流,均为跨省界河流,20世纪90年代以来,伴随着流域内地表水环境问题的日益严重,跨界水污染问题日益突出,其中不仅包括突发性的水污染事故,也包括长期存在的跨界水污染纠纷。如松花江污染、太湖蓝藻事件等突发性事件,浙江、江苏两省的污染冲突,黑河流域水事纠纷,漳卫南运河流域水资源、水质冲突等。

自从1989年马勒提出在博弈论框架下分析酸雨问题以来,越来越多的论文致力于跨界环境问题的博弈论研究(赵晓兵,1999)。许多研究者利用合作博弈论研究跨国、跨省、跨部门、跨使用者之间的水资源冲突问题,通过比较合作和非合作利益分析,公平分配合作带来的增加效益,以获得“双赢”结果。Kucukmehmetoglu(2009)提出了非合作解决方法和合作解决方法,分析了上游国家通过环境媒质污染下游国家的情况。在非合作解决方法中,每个国家都追求各自的效用最大化或成本最小化;在跨境水污染问题的合作解决方法中,两个国家追求联合成本(Joint Cost)最小化,并给出了明确的合作模型。Becker等(1997)对美国 and 加拿大各州关于大湖水位的冲突,采用合作博弈解的方法探讨了大湖合作排水的各方利益变化情况,探讨合作实现的可能性。Wang等(2008)利用多目标优化和合作博弈方法提出了流域合作水资源分配模型,在流域水资源初始产权配置的基础上,通过水权交易对效益的再分配得到全流域最大的社会福利。这一领域的研究主要采用博弈论工具对各国合作和国际环境协议进行分析,探讨在缺乏超国家规制主体的情况下,如何设计可以自我实施的稳定的环境合作协议。

我国跨界水污染治理困难的主要原因在于地理单元和行政区的分割,我国的各级环境保护部门隶属于当地各级人民政府,对其责任的考核与监管由各级人民政府实施,而各级政府在进行政绩考核时,往往以考核经济指标为主,容易忽略环境指标,使得环境保护部门经常成为为该地区经济发展“让路”甚至“保驾护航”的部门。另外,虽然各大流域均设立了流域管理机构,且通过新《水法》对流域管理机构的行政职责与权限做出了明确的划分和授权,但这些管理机构的职能主要侧重于水文水资源的管理,在跨界水环境问题的管理上,涉设水部门、各区域管理者之间的权责区分不清,法律地位并不明确,使得各流域管理机构对流域内的纠纷进行协调时无权威性、无强制性,流域管理机构对各地区跨界污染缺乏约束力,不能满足流域内实际管理工作的需要。总的说来,我国的水资源与水环境管理体制是流域管理与区域管理相结合的体制,但流域管理机构缺乏足够的规制权力,主要是各地方政府发挥主导作用(何大伟,2001)。

在管理手段上,我国目前解决流域跨界水污染纠纷的主要手段是直接管制,其可进一步分为行政手段和法律手段两类。胡鞍钢等(2002)将我国目前的流域水资源分配称为“指令配置、自上而下的控制模式”,但依靠行政手段解决流域跨界水污染纠纷并不是一种效率高、效果好的办法。在局部的地方利益的驱动下,跨行政区的生态保护往往难见成效,水资源与水环境分级管理的问题缺乏相应的法律政策和权利安排,未能形成地方政府进行

环境规制的有效激励（吴健等，2004）。

针对流域跨界水环境污染管理中的以上问题，国内的学者们提出了三种改革方式（胡鞍钢等，2002），主要的思路是界定流域管理机构的权力，建立流域内各地区间利益协调的机制，改变由中央直接规制的单边政策格局。第一，建立强有力的流域管理机构，用法律约束机制调节地方利益冲突，实现流域水资源与水环境容量的统一配置（王建中，1999），或者由各行政区出让部分涉及流域整体利益的管理权力，剥离区域水资源配置、水污染防治和水资源保护职能，统一由流域管理机构行使（李曦等，2002）。第二，以流域管理的经济手段为突破口，建立合理的水权与排污权分配原则与交易系统，通过国家监管和市场干预的形式保证水资源与水环境容量的合理分配与利用，建立与各地区经济理性相容的激励机制。第三，考虑到我国市场经济转轨阶段的制度特点，采取部分市场化的“准市场”方案（胡鞍钢，2002）；建立流域各省市参与的流域水资源与水环境协调委员会或其他形式的地方性协调组织，作为流域内水权与环境权益分配的最高决策机构，通过流域内各地区的协商和利益补偿机制来缓和地区之间的矛盾冲突。施雪等（2009）认为，在丹江口水库流域，应继续实施生态补偿，以改变地方政府的驱动力，并补偿该地区为南水北调工程做出的牺牲。

生态补偿最初源于自然生态补偿，《环境科学大辞典》曾将自然生态补偿定义为“生物有机体、种群、群落或生态系统受到干扰时，所表现出来的缓和干扰、调节自身状态使生存得以维持的能力，或者可以看作生态负荷的还原能力”。生态补偿也可以被视为自然生态系统对由于社会、经济活动造成的生态环境破坏的缓冲和补偿作用（叶文虎，1998）。经过逐渐演变，生态补偿这一概念变成促进生态环境保护的经济手段和机制，核心包括对生态环境破坏者和受益者征费及对保护者进行经济补偿，通过经济手段形成有效的激励机制（庄国泰，1995）。毛显强（2002）提出生态补偿是通过对损害（或保护）资源、环境的行为进行收费（或补偿），提高该行为的成本（或收益），从而激励损害（或保护）行为的主体减少（或增加）因其行为带来的外部不经济性（或外部经济性），达到保护资源与环境的目。李文华等（2006）从经济学、环境经济学、生态学等不同学科的角度对生态（效益）补偿概念进行了梳理，并综合大多数学者的意见，提出生态补偿是用经济的手段达到激励人们对生态系统服务功能进行维护和保护，解决由于市场机制失灵造成的生态效益的外部性并保持社会发展的公平性，达到保护生态与环境效益的目标。王金南等（2006）定义了对生态补偿的狭义和广义理解。狭义的理解即生态（环境）服务功能付费；另一种说法是在服务功能付费的基础上，增加生态破坏恢复的内容，即“污染者付费”和“受益者补偿”，这是生态补偿政策的核心。广义的理解是指有利于生态环境保护的经济手段，不仅包括对生态环境成本内部化的手段，也包括与自然地域环境相关的区域协调政策。

在我国，生态补偿理论的研究主要集中于森林生态效益补偿、矿产资源开发与复垦补偿、耕地占用补偿，近年来，对水资源生态补偿和水环境污染生态补偿的研究方兴未艾。1998年，新《森林法》确定了森林生态效益补偿基金的法律制度，是我国生态补偿研究和

实践的一个重大突破。自从 1998 年以后,我国生态补偿研究进入了理论和实践相结合的阶段,研究领域也从完善森林和矿区的生态补偿,扩展到区域生态补偿、流域生态补偿、自然保护区生态补偿、生态工程(退耕还林、还草、退田还湖、退牧还草)生态补偿等各个领域(杨光梅等,2007)。

随着流域跨界水污染纠纷的频频发生,学术界开始将流域生态补偿机制纳入研究视野,并尝试通过生态补偿机制协调流域内各地区的利益冲突。吴晓青(2003)等系统性地分析了区际生态补偿机制的作用与影响,指明缺乏补偿是江河上游与下游地区间矛盾产生的重要原因,并从计算策略思路、计算方法、计算过程等方面研究了区际生态补偿计算的有关问题。万军等(2005)从法律法规、政府手段、市场机制等角度对中国现行的生态补偿机制与政策进行了系统的评估,提出了包括流域生态补偿在内的多种生态补偿机制和政策框架,提出了水污染排污权交易模式和水权交易模式等市场交易手段。王金南等(2006)提出构建五大生态补偿机制,并认为“流域生态补偿是我国生态补偿最受关注的领域也是最应该优先突破的领域”,“亟待国家在政策层面上予以支持和突破”。沈满洪等(2004)从环境经济学的角度分析了生态补偿机制的性质,并对补偿的对象、类型、效果、支付方式等进行了分析。宋红丽等(2008)则对流域生态补偿支付方式进行了深入的研究,认为市场贸易支付作为公共支付的重要补充在国外已经比较完善,而国内的开放式贸易支付尚未起步,应尽快建立和完善相关交易标准、法律和规章平台,充分发挥市场贸易支付的作用。

赵同谦等(2003)进行了中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价,得到了 2000 年水生态系统服务功能价值占国内生产总值 10.97%的结论,为进行水生态(环境)服务功能的补偿定价提供了有力的科学依据。张惠远等(2006)探索了京津冀北流域的生态补偿机制,提出了通过建立水权交易制度、建立流域水质水量协议模式、开展利益转移估算和异地开发等途径来进行京津冀北流域的生态补偿工作。陈兆开(2008)等对珠江流域水环境生态补偿进行了研究。赵来军(2007)以淮河流域为例,提出了采用行政协调模型、转移税调控模型和排污权交易调控模型这三种模型来解决流域的跨界水污染纠纷,其中行政协调模型的成本最低。金蓉等(2005)构建了黑河流域的生态补偿网络,根据生态效益影响涉及的范围划分生态补偿的层次,不同的补偿层次采用不同的补偿方式予以实现,并提出了一些简单的流域生态补偿评估的方法。虞锡君(2008)在蓝藻事件暴发后论述了蓝藻事件对太湖流域的启示,提出该流域的生态补偿机制主要有两种实现形式,一是水生态保护补偿机制,二是跨界水污染的补偿机制;并提出了太湖流域水生态补偿机制的政策框架。刘晓红等(2007)进一步对太湖流域水生态保护的补偿标准进行了相关研究,以单位污染物治理成本为标准确定水生态恢复成本,从而估算生态补偿金额。

位于海河流域的漳卫南运河子流域的跨界问题具有较长的历史,在水资源量的冲突问题还未得到解决的同时,又叠加了水污染的冲突。20 世纪 90 年代以前以流域内的德州市和吴桥镇的水事矛盾最为突出,虽然经相关部门多次协调,问题仍然未得到解决,在海河

流域“十五”规划中将流向吴桥的污水改排漳卫新河,这一举措虽然解决了上述两个地区长期的水污染冲突问题,但同时引发了新的矛盾,改排到漳卫新河的水在山东滨州入海,对海洋水产养殖造成巨大影响,2000年之后发生了3次重大的污染事故,渔业资源受到严重损失。与此同时下游吴桥镇因长期没有上游来水的补给而影响农业的灌溉用水。跨界水污染与跨界水资源冲突成为该流域水资源管理的难点和关键。“十一五”期间,我国把解决流域跨界水污染冲突作为水环境管理的首要目标之一,对这一问题的研究具有十分重要的现实意义。

1.2.3 产业结构优化问题研究进展

1.2.3.1 产业结构化问题

我国工业污染日益严重,1978—1997年20年间中国GDP平均增长6.8%,到1997年国民经济总产值基本实现翻两番,但环境污染损失占GDP的3%~4%。究其原因:一是与经济水平较低、污染治理技术比较落后有密切关系;二是新中国成立以来,我国在工业化进程中形成了以高耗水、重污染行业为主的粗放型产业结构,某些工业行业的污染物排放量与其经济贡献率严重不成比例,存在明显的结构性污染;三是一些地区为了发展经济,不顾当地资源和环境容量限制,盲目发展重污染型行业,地区间的行业结构高度相似,带来低层次上的重复建设和过度竞争,增加环境污染负荷和治理难度。

产业结构的选择和调整过程在现代经济系统中是由市场机制和政府干预共同作用的。市场机制在产业结构选择和调整方面具有滞后性,而且对产权不明的资源无法进行重新分配。政府干预一般通过制定产业政策来实现,包括两大部分:一是确定选择怎样的产业进行优先发展,二是如何实现所选择的产业的发展。

产业发展方向对结构性污染有重要的影响,如果仅从经济增长出发,制定的产业政策就有可能对环境造成严重的后果。如1980年我国出台轻工纺织工业“六个优先”政策后,轻纺工业迅速发展,到1985年达到顶峰,由于轻纺工业产业对设备、技术要求不高,规模经济效应不明显,因而进入门槛低,但是对环境的影响很大,浙江柯桥大量轻纺企业的发展在很短时间给当地环境造成巨大的影响。太湖流域自改革开放以来优先发展轻纺工业、在20世纪90年代后发展重化工行业,这一产业政策加速了太湖流域的工业化进程,但随之发展起来的纺织、造纸、化工等重污染行业对太湖流域的水环境造成严重影响。

因此“十五”规划纲要中明确提出要通过经济结构的战略性调整,从根本上解决结构性污染,减轻环境污染和生态破坏的压力。“十一五”规划纲要中提出,要落实科学发展观,通过经济结构的战略性调整,减轻环境污染和生态破坏的压力。同时,明确今后产业结构调整的方向和重点:①巩固和加强农业基础地位,加快传统农业向现代农业转变;②加强基础工业和基础设施建设,增强经济社会发展的保障能力;③大力发展先进制造业,发挥其对经济发展的重要支撑作用;④加快发展高新技术产业,增强对经济增长全局