

DOI:10.19322/j.cnki.issn.1006-4710.2020.04.006

# 水污染负荷分配双层多目标优化模型研究

张璇<sup>1</sup>, 王盼<sup>1</sup>, 何洋<sup>1</sup>, 杜志水<sup>1</sup>, 罗军刚<sup>2</sup>, 解建仓<sup>2</sup>

(1. 中国电建集团西北勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065;

2. 西安理工大学西北旱区生态水利国家重点实验室, 陕西 西安 710048)

**摘要:** 由于现有的水污染负荷分配模型难以在每一级都兼顾公平与效益原则, 并且很少考虑环境保护税法以及水功能区水质达标考核的实施对水污染负荷分配产生的影响, 使得现有负荷分配模型难以应用于流域各级管理机构。本文提出一种双层多目标优化模型, 以解决不同管理层级的负荷分配问题。上层分配以最小环境基尼系数和最小单位污染物排放成本为目标, 同时考虑环境保护税的影响; 下层分配以工业产值最大化和削减率不均匀性最小为目标, 同时满足各水功能区水质达标。将该模型应用于渭河干流陕西段, 结果表明, 双层多目标优化模型能够较好地解决在环境保护税法与水功能区水质达标考核实施背景下的水污染负荷分配问题, 从而可以为各级决策者提供更好的参考。

**关键词:** 水污染负荷分配; 双层模型; 多目标优化; 水功能区; 环境保护税; 渭河干流陕西段

**中图分类号:** TV213.4

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1006-4710(2020)04-0475-011

## Study of two-layer multi-objective optimization model for water pollution load distribution in rivers

ZHANG Xuan<sup>1</sup>, WANG Pan<sup>1</sup>, HE Yang<sup>1</sup>, DU Zhishui<sup>1</sup>, LUO Jungang<sup>2</sup>, XIE Jiancang<sup>2</sup>

(1. Power China Northwest Engineering Corporation Limited, Xi'an 710065, China; 2. State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

**Abstract:** It is difficult for the existing water pollution load distribution models to balance the principles of fairness and efficiency at every level, with environmental protection tax laws rarely considered; the implementation of water quality compliance assessment on water function zones has had an impact on the distribution of water pollution loads. This makes it difficult to apply the existing load distribution model to management agencies at all levels of the basin. This paper proposes a two-layer multi-objective optimization model to solve the load distribution problem at different management levels. The upper-level allocation aims at the smallest environmental Gini coefficient and the smallest unit pollutant emission cost, while considering the impact of environmental protection taxes; the lower-level distribution aims at maximizing industrial output value and minimizing unevenness of reduction rate, while meeting the water quality standards of each water function zone. The model was applied to the Shaanxi section of the main Weihe River, with the result showing that the two-layer multi-objective optimization model can better solve the problem of water pollution load distribution in the context of the implementation of the environmental protection tax law and the implementation of the water function zone water quality standard assessment, thus providing a better reference for decision makers at all levels.

**Key words:** water pollution load distribution; two-layer model; multi-objective optimization; water function zone; environmental protection tax; Weihe River mainstream Shaanxi section

收稿日期: 2020-09-25; 网络出版日期: 2020-10-26

网络出版地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1294.N.20201023.1849.014.html>

第一作者: 张璇, 女, 博士, 研究方向为水利信息化及水资源管理等。E-mail: 1213174370@qq.com

目前,水污染已成为世界上最严重的环境问题之一。我国政府一直致力于通过控制水污染总量来改善河流水质,最早体现在1988年国家环保总局发布的《水污染排放许可证管理暂行办法》(2007年失效)<sup>[1]</sup>,其中采用对排污进行申报登记的方式来开展试行,目的是进行水环境排污总量控制。水污染负荷分配既是控制污染物总量的重要措施,也是污染物排放过程的重要指标。

公平与效益原则是负荷分配的两个基本原则。近年来,各种同时考虑公平与效益原则的分配模型和分配方法层出不穷,其中多目标决策在污染负荷分配领域得到一定发展。王有乐<sup>[2]</sup>把治理投资、运行费用、收益和污染物削减量作为负荷分配的规划目标,提出多目标组合规划思路,建立相关的数学模型。黄显峰等<sup>[3]</sup>建立以经济最优和水质最优为目标的河流排污权多目标优化分配模型,提出将河流总体排污权先分配至水功能区,再分配至排污者的两级分配模式。顾文权等<sup>[4]</sup>利用污染物削减率代替污水处理费用,衡量污水处理成本,用模糊集理论量化排污方与水质管理方的目标,引入基于概率的全局寻优方法,避开了污水处理费用及目标之间的权重等较难准确量化的问题。李如忠和舒琨<sup>[5]</sup>用经济收益、污染削减费用体现经济性,用加权综合基尼系数体现公平性,并将这三者作为目标函数,构建多目标优化模型进行水污染负荷分配。

流域具有多层逐级管理的特点,管理对象包括流域、不同级别行政区、水功能区、排污口和污染源。这些管理层级自上而下是互相包含的关系,上层污染物分配结果会直接影响下级排污量结果。不同层级的利益相关者往往追求的目标也有所不同,而目标差异可能导致分配方案难以实施。例如,行政区管理者的决策角度更为宏观,需要从区域经济、社会发展等方面进行整体考虑,所以其考虑因素也更为综合、更为全面;而下级决策者只需要考虑较为直接的经济目标和公平性目标。为满足负荷分配模型针对不同级别管理者的目标需求,可以使用两层甚至多层分配模型来进行负荷分配。例如,Zhang等<sup>[6]</sup>建立多级水污染负荷分配方法,该方法同时考虑行政区和排污口两级,使水污染负荷分配更加公平、有效。Liang等<sup>[7]</sup>开发了一套环境容量管理系统,以支持执行总最大日负荷(TMDL),其中包括污染物负荷分级分配系统。根据污染源的特点,对污染物负荷进行自上而下的分配。Hou等<sup>[8]</sup>针对水功能区的一级区和二级区制定了一种平衡策略,在一级区和二级区之间平衡水功能区的需求。针对两级功

能区之间存在的问题,提出两级水污染负荷分配模型,以最大限度减少水污染。Xu等<sup>[9]</sup>为了辅助控制河流污染物总量,提出一个双层优化的水污染负荷分配规划模型,验证了流域管理委员会与区域环保局(EPA)之间的决策反馈关系。Meng等<sup>[10]</sup>开发了两阶段随机规划模型,该模型支持工业、市政、畜牧业和农业四个主要污染源类型的化学需氧量(COD)和氨氮水污染负荷分配。

然而,目前的多目标优化模型大多只在某一个分配等级上兼顾公平与效益原则,很少在每一级分配中都能兼顾公平与效益原则。另外,为强化我国水资源管理,从2013年开始,全国各地实施最严格水资源管理制度<sup>[11]</sup>。该制度规定了水功能区的限制纳污红线和相应的水功能区考核办法。水功能区水质达标考核是我国目前较为通用的河流水功能区管理手段,也成为水功能区监督管理与水资源开发利用的依据<sup>[12]</sup>。在进行水污染负荷分配时,应充分考虑水功能区水质达标考核的影响,使分配方案满足水功能区水质目标的要求,而目前的负荷分配模型较少考虑这一需求。同时,我国于2016年12月25日公布了《环境保护税法》,该法的实施对水污染负荷分配产生了重大影响,但很少有研究考虑这一因素的影响。根据《环境保护税法》,直接向环境排放应税污染物的企业事业单位和其他生产经营者为环境保护税的纳税人,应当依法缴纳环境保护税。具体税额由省、自治区、直辖市人民政府在《环境保护税法》所附《环境保护税税目税额表》规定的环境保护税税额范围内确定和调整。《环境保护税法》实施后,其税额大小将直接影响排污者的排污行为。因此,如何确定环境保护税税额也是上层决策者面临的主要挑战之一。

针对以上问题,本文建立水污染负荷分配双层多目标优化模型,采用分层的方式解决各层管理机构目标不同、难以兼顾了公平与效益原则的问题,并且考虑税额设置问题以及水功能区水质达标的要求。在渭河干流陕西段开展实例应用,结果表明,双层多目标优化模型解决了环境保护税法和最严格水资源管理实施背景下的水污染负荷分配问题,在每一层都兼顾了公平和效益原则,能够更好地为各级决策者提供参考。

## 1 模型建立

### 1.1 模型框架

在两级决策问题中,上级决策者是流域管理委员会或省级人民政府,下级决策者是地市级人民政

府或分区主管部门。本研究建立双层多目标优化模型进行污染物负荷分配,流域管理委员会或者省级人民政府向各下级行政区进行污染物负荷分配,各下级行政区获得初始允许排放量后,根据污染物实际排放和利用情况,再对各行政区内的排污口或排污单位进行负荷分配。

如图1所示,流域管理委员会或省级人民政府选择最小环境基尼系数和最小单位污染物排放成本作为分配目标。在下层分配中,其目标是区域工业产值最大和各排污口削减率不均匀性最小。每层分配都应考虑公平和效益原则。

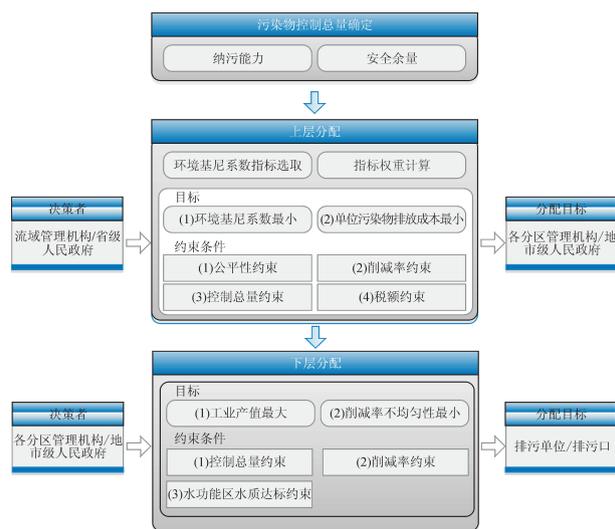


图1 双层多目标优化模型框架示意图  
Fig.1 Schematic diagram of the two-layer multi-objective optimization model frame

采用双层多目标优化模型进行负荷分配的过程主要包括三个步骤:污染物控制总量确定、上层分配和下层分配。

为进行污染物负荷分配研究,首先需要确定河流负荷分配总量,可由河流纳污能力和安全余量确定。一般来说,污染物的控制总量  $W_T$  不应超过河流纳污能力  $W$ 。安全余量  $W_s$  通常是指基于谨慎考虑所保留的部分,一般取纳污能力的 5%~10%。负荷分配总量计算公式为:

$$W_T = W - W_s \quad (1)$$

## 1.2 上层分配

本研究采用环境基尼系数来实现公平原则。环境基尼系数作为体现公平性原则的标准,该指标的选取对本研究计算结果的影响最大,这也是决定分配方案能否被接受的一个重要因素。指标选择不宜过多,一般应以 3~6 个指标为准。本模型综合考虑社会、经济、环保力度等,选取了人口、GDP、用水量、工业产值、环保投资及纳污能力 6 项指标,并采

用熵权法计算各指标的权重,具体计算过程参考文献[5]。

为实现效益原则,本研究考虑以单位污染物排放成本最小为目标。单位污染物排放成本包括污水处理成本 and 环境保护税两方面。污染物产生后,一种方式是排入污水处理厂,产生污水处理费用;另一种方式是排入河流,则需征收环境保护税。

本文以污水处理厂作为研究对象,并选择氧化沟作为污水处理厂的加工工艺,借鉴鄢恒珍<sup>[13]</sup>给出的边际成本函数,选择《地表水环境标准》作为水量和污染物削减量之间的换算因子,建立污染物边际成本函数公式<sup>[14]</sup>:

$$M_i = a (x_{(0)i} - x_i)^b \quad (2)$$

式中:  $M_i$  为第  $i$  行政区污染物的边际成本;  $x_{(0)i}$  为现状排放量;  $a$ 、 $b$  均为常数,根据文献[14]COD 的边际成本函数,  $a=59.2445$ ,  $b=-0.4337$ 。

污染当量是指根据污染物或污染排放活动对环境的有害程度以及处理技术的经济性来衡量不同污染物对环境污染程度的综合性指标或计量单位。同一介质相同污染当量的不同污染物,其污染程度基本相当。污染当量值是以环境污染因素中指定单位量的主要污染物有害程度和对生物体的毒性,以及处理费用为基准,与其他污染物相比,具有相当的量值,通常以千克表示。

应税水污染物的应纳税额为污染当量数乘以具体适用税额。其中,应税水污染物按照污染物排放量折合的污染当量数确定;而水污染物的污染当量数按照该污染物的排放量除以该污染物的污染当量值计算。具体污染当量值按照《环境保护税法》所附《应税污染物和当量值表》执行。环境保护税的税目、税额按照《环境保护税法》所附《环境保护税税目税额表》执行。

$$E_i = \frac{x_i}{E_v} T \quad (3)$$

式中:  $E_i$  为第  $i$  行政区应税水污染物的税款;  $E_v$  为该污染物的污染当量值,依据《应税污染物和当量值表》,污染物为 COD 的  $E_v$  取值为 1.0 kg;  $\frac{x_i}{E_v}$  为污染当量数,无量纲;  $T$  为水污染物的税额。

上层分配的目标函数如下:

1) 目标一:环境基尼系数最小。

$$\min G = \sum_{j=1}^m w_j G_j \quad (4)$$

环境基尼系数计算采用梯形面积法<sup>[15]</sup>,计算公式为:

$$G_j = 1 - \sum_{i=1}^n (X_{ij} - X_{i-1,j})(Y_i + Y_{i-1}) \quad (5)$$

式中:  $G_j$  为各指标对应的基尼系数;  $G$  为环境基尼系数;  $X_{ij}$  为第  $i$  行政区第  $j$  个指标百分比的累计值;  $Y_i$  为第  $i$  行政区现状排污量或负荷分配量百分比的累计值。

2) 目标二: 单位污染物排放成本最小。

$$\min UC = \sum_{i=1}^n \left( \frac{M_i}{x_i} + \frac{E_i}{x_i} \right) \quad (6)$$

约束条件:

1) 公平性约束。确保优化后的基尼系数不会比现状基尼系数更差, 即公平性有所增加。对于现状基尼系数较小的, 可以采用弹性约束, 即优化后的基尼系数近似小于现状基尼系数。

$$G_j \leq G_{0(j)} \quad (7)$$

式中:  $G_{0(j)}$  为第  $j$  个指标的现状基尼系数。

2) 削减率约束。确定出控制总量后, 计算各区域的削减率  $P_i$ , 考虑到各分区的削减能力不同, 设削减率上、下限为  $P_1$ 、 $P_2$ , 具体范围可根据区域排放情况与纳污能力进行调整。

$$P_2 \leq P_i \leq P_1 \quad (8)$$

式中:  $P_i = \frac{x^{(0)i} - x_i}{x^{(0)i}}$ 。

3) 总量控制约束。各分区分配的污染量之和应小于或等于扣除安全余量后的纳污能力。即:

$$\sum_{i=1}^n x_i \leq \mu W \quad (9)$$

式中:  $W$  为纳污能力;  $\mu$  为安全余量占纳污能力的百分比, 一般取 5%~10%。

4) 税额约束。按照《环境保护税税目税额表》, 水污染物税额幅度为每污染当量 1.4~14 元。

$$1.4 \leq T \leq 14 \quad (10)$$

### 1.3 下层分配

上层分配的输出应为下层分配的输入数据。排污口点源层面的分配也应遵循公平与效益原则。效益原则以工业总产值最大为指标, 公平原则以各排污口削减率不均匀性最小为指标。

1) 目标一: 工业总产值最大。

$$\max f_i(x) = \sum_{j=1}^m C_{ij} x_{ij} \quad j = 1, 2, 3, \dots, m \quad (11)$$

式中:  $f_i(x)$  为第  $i$  个行政区的工业总产值;  $C_{ij}$  为第  $i$  个行政区第  $j$  个人河排污口单位负荷量所产生的 GDP;  $x_{ij}$  为第  $i$  个行政区第  $j$  个排污口所分配污染物的排放量<sup>[16]</sup>。

2) 目标二: 各排污口削减率不均匀性最小。

$$\min \sigma_i = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m (P_{ij} - \bar{P}_i)^2 \quad (12)$$

式中:  $\sigma_i$  为行政区  $i$  中所有排污口的削减率方差;  $P_{ij}$  为行政区  $i$  中排污口  $j$  的削减率;  $\bar{P}_i$  为行政区  $i$  中所有排污口的削减率均值。

约束条件:

1) 控制总量约束。各排污口分配的排污量之和应小于或等于该行政区分配的总污染物的量。

$$\sum_{j=1}^m x_{ij} L_{ij}(x) \leq x_i \quad (13)$$

式中:  $x_i$  为第  $i$  个行政区的污染物分配总量;  $L_{ij}(x)$  为第  $i$  个行政区中第  $j$  个排污口的入河系数, 由排污口位置与河流距离确定, 一般为 0.8~1.0。

2) 削减率约束。同行政区之间的分配类似, 考虑到各排污口的削减能力不同, 同样设削减率上、下限为  $P_1'$ 、 $P_2'$ , 具体范围可根据实际排污情况与技术情况进行弹性调整。

$$P_2' \leq P_{ij} \leq P_1' \quad (14)$$

3) 水功能区水质达标约束。由于水功能区断面承担着水质达标的考核任务, 负荷分配需保证各排污口或排污单位按分配方案排放后, 污染物衰减至水功能区下界断面时水质浓度不超过该水功能区的水质目标浓度。本文采用一维水质模型来进行水质模拟。假设第  $i$  个行政区内第  $k$  个水功能区的水质目标为  $C_{s,k}$ , 该水功能区内共有  $n$  个排污口, 则:

$$C_{0,k} e^{-\frac{K_k l_k}{u_k}} + \sum_{j=1}^n \frac{x_{ij}}{q_{ij}} e^{-\frac{K_k l_{kj}}{u_k}} \leq C_{s,k} \quad (15)$$

式中:  $C_{0,k}$  为第  $i$  个行政区内第  $k$  个水功能区的背景浓度, 当  $k=1$  时, 表示该水功能区为本行政区内第一个水功能区,  $C_{0,1}$  可取上一个行政区最后一个水功能区的水质目标浓度, 当  $k \neq 1$  时,  $C_{0,k}$  可取上一个水功能区下界断面的水质浓度;  $K_k$  为第  $k$  个水功能区的污染物衰减系数;  $l_k$  为第  $k$  个水功能区的长度;  $u_k$  为第  $k$  个水功能区的流速;  $q_{ij}$  为第  $i$  个行政区内第  $j$  个排污口的排污水量;  $l_{kj}$  为第  $k$  个水功能区第  $j$  个排污口至第  $k$  个水功能区下界断面的长度;  $C_{s,k}$  为第  $i$  个行政区内第  $k$  个水功能区的水质目标浓度。

## 2 实例应用

双层多目标优化模型求解需采用优化算法, 本文采用带精英策略的快速非支配排序遗传算法(Non-dominated Sorting Genetic Algorithm-II, NSGA-II)进行求解。现以渭河干流陕西段为例, 开展双层多目标优化模型的验证与应用。渭河干流陕西段流经宝鸡、

杨凌、咸阳、西安及渭南五个地市级行政区。近年来,渭河水污染严重,制约着周边地区的可持续发展。渭河水质超标的主要污染物是 COD、氨氮及挥发酚,本文将 COD 作为主要影响因子进行水污染负荷分配。根据《环境保护税法》,水污染排放的具体税额由陕西省人民政府在税法规定的税额范围内确定和调整。陕西省人民政府是上层分配的决策者,各市区政府是下层分配的决策者。

首先,需要根据河流纳污能力和安全余量确定渭河干流陕西段 COD 的控制总量。本文不进行纳污能力计算,而是采用渭河干流陕西段在 90%设计频率下 COD 的年纳污能力作为控制依据,即  $75\ 022.2\ \text{t/a}^{[17]}$ ,设计流量采用 90%设计频率下历

年最枯月流量,利用各水文站实测流量和流速资料建立流量-流速关系曲线,分析计算设计流量下断面平均流速。设计流量及流速数据详见文献[17]。在本研究中,安全余量设定为河流纳污能力的 5%,则渭河干流 COD 的年控制总量为  $71\ 271.09\ \text{t}$ 。为验证模型合理性,本文采用双层多目标分配模型和传统的等比例法对渭河流域分别进行负荷分配计算。

根据陕西省人民政府办公厅发布的《陕西省水功能区划》和《地表水环境质量标准》,渭河干流陕西段水功能区划结果及各水功能区水质目标等级如表 1 所示,各水功能区断面分布如图 2 所示。各项指标数据均来源于《陕西省统计年鉴》,分区域各项指标值占比如表 2 所示。

表 1 渭河干流陕西段水功能区划表

Tab. 1 Water function zones in Shaanxi section of the Weihe River main stream

编号	水功能区名称	起始断面	终止断面	长度/km	水质目标
001	甘陕缓冲区	太碌	颜家河	83.0	II
002	宝鸡农业用水区	颜家河	林家村	43.9	III
003	宝鸡景观娱乐用水区	林家村	卧龙寺	20.0	III
004	宝鸡排污控制区	卧龙寺	虢镇	12.0	IV
005	宝鸡过渡区	虢镇	蔡家坡	22.0	IV
006	宝鸡工业、农业用水区	蔡家坡	汤峪入渭	44.0	III
007	杨凌农业用水区	汤峪入渭	漆水河入口	16.0	III
008	咸阳工业、农业用水区	漆水河入口	咸阳公路桥	63.0	IV
009	咸阳景观娱乐用水区	咸阳公路桥	咸阳铁路桥	3.8	IV
010	咸阳排污控制区	咸阳铁路桥	沔河入口	5.4	IV
011	咸阳过渡区	沔河入口	210 国道桥	19.0	IV
012	西安农业用水区	210 国道桥	零河入口	56.4	IV
013	渭南农业用水区	零河入口	罗夫河入口	96.8	IV
014	华阴入黄缓冲区	罗夫河入口	入黄口	29.7	IV

表 2 渭河干流陕西段各区域指标值占比表

Tab. 2 Proportion of index value of each region in Shaanxi section of the Weihe River main stream

行政区	人口 占比/%	GDP 占比/%	工业用水量 占比/%	工业产值 占比/%	环保投资 占比/%	环境容量 占比/%	现状排放量 占比/%
宝鸡	15.93	15.19	18.82	22.54	10.47	12.36	21.28
杨凌	0.88	1.01	1.10	1.23	0.92	1.83	0.54
咸阳	18.44	15.94	16.53	21.16	20.36	17.85	21.89
西安	42.25	56.00	25.38	40.99	32.92	26.54	28.92
渭南	22.50	11.86	38.17	14.08	35.33	41.42	27.37

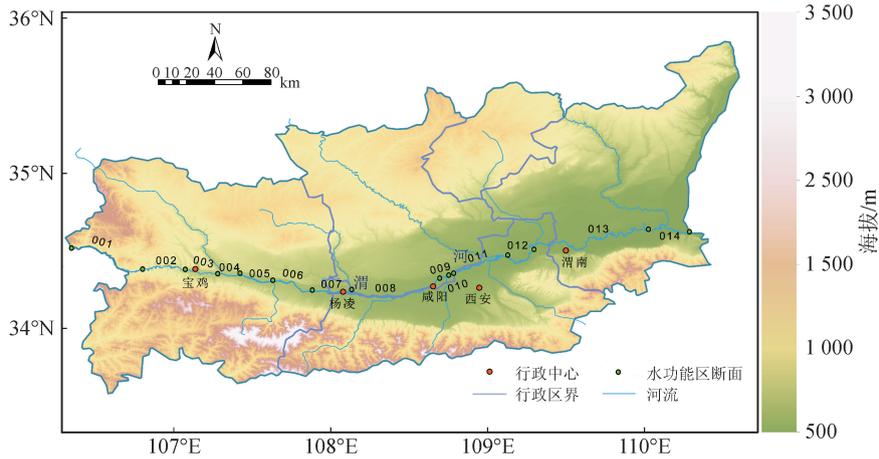


图2 渭河干流陕西段水功能区断面分布示意图

Fig. 2 Schematic diagram of water function zone sections distribution in the Weihe River mainstream Shaanxi section

2.1 上层分配结果

采用 NSGA - II 求解双层多目标优化模型,得到 COD 的 Pareto 曲线如图 3 所示。

曲线上的每个点对应一个分配方案,在相同条件下每个分配方案都是最优的,为决策者提供了一个最优解集。通常将曲线拐点处的解视为达到两个目标平衡的最优解。在实际应用中,如果存在特殊的决策偏好,也可以根据偏好选择最优解。

为便于比较与分析,本文选取上述方案中环境基尼系数最大和最小的两组解,与基尼系数现状值进行比较,如表 3 所示。

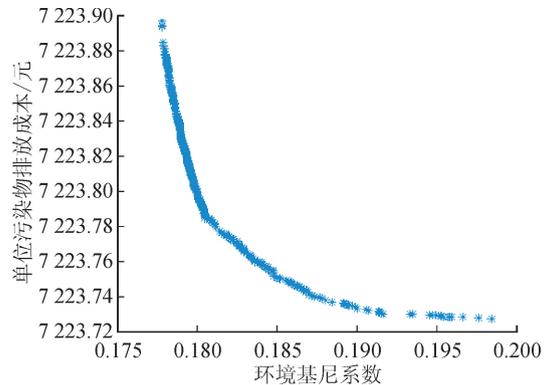


图3 双层多目标优化模型上层分配 Pareto 曲线图  
Fig. 3 Pareto curves in the upper level distribution of the two-layer multi-objective optimization model

表3 各指标基尼系数与权重变化对比表

Tab. 3 Comparison table of Gini coefficient and weight changes of each index

指标	基尼系数现状值		环境基尼系数最小值		环境基尼系数最大值	
	基尼系数	权重	基尼系数	权重	基尼系数	权重
人口	0.147	0.077	0.077	0.048	0.132	0.069
GDP	0.310	0.248	0.243	0.247	0.305	0.279
用水量	0.129	0.092	0.163	0.121	0.120	0.087
工业产值	0.192	0.197	0.140	0.215	0.191	0.234
环保投资	0.157	0.168	0.144	0.138	0.125	0.132
纳污能力	0.194	0.218	0.192	0.231	0.164	0.199
环境基尼系数	0.207		0.178		0.198	

实际环境中的基尼系数在 0 到 1 之间,其值越小表示分配越公平。按照联合国有关组织规定,基尼系数小于 0.2 即为绝对平均分布;基尼系数在 0.2 和 0.3 之间,说明其分布比较平均;基尼系数在 0.3 和 0.4 之间,说明其分布比较合理;基尼系数在 0.4 和 0.5 之间,说明其差距较大;当基尼系数超过 0.6 时,说明其差距悬殊。因此,基尼系数通常取 0.4 作为分布差距的警

戒线<sup>[5]</sup>。但这个边界只能作为参考,在实际应用中,还须考虑实际情况和应用领域。

由表 3 可知,经过优化计算,各项指标的基尼系数均小于 0.4,说明分布结果能够被排污者所接受。在双层多目标优化模型的分配方案中,环境基尼系数的最小值和最大值均小于当前值,说明负荷分配的公平性得到进一步提高。权重变化代表该项指标对负荷分配

结果影响程度的变化,指标对分配结果的影响越大,其权重值越大。例如,人口和环保投资对负荷分配的影响减小,而工业产值对负荷分配的影响加大。

双层多目标优化模型和等比例法计算的 COD 分配方案如表 4 所示,其中,削减配额是指各区域削减量占全区域削减总量的百分比。

表 4 渭河干流陕西段 COD 上层分配方案

Tab. 4 Upper level distribution schemes of COD in the Weihe River Shaanxi reach

分配方案	分配情况						
	宝鸡	杨凌	咸阳	西安	渭南	全流域	
环境基尼系数最小	允许排放量/t	10 687.91	318.27	11 043.98	21 386.57	15 646.76	59 083.49
	削减量/t	7 200.52	137.65	7 356.85	2 909.73	7 356.46	24 961.21
	削减率/%	40.25	30.19	39.98	11.98	31.98	29.70
	削减配额/%	28.85	0.55	29.47	11.66	29.47	100.00
环境基尼系数最大	允许排放量/t	10 824.53	317.90	12 006.42	17 251.70	16 371.23	56 771.78
	削减量/t	7 063.90	138.02	6 394.40	7 044.60	6 631.98	27 272.90
	削减率/%	39.49	30.27	34.75	28.99	28.83	32.45
	削减配额/%	25.90	0.51	23.45	25.83	24.31	100.00
等比例法	允许排放量/t	15 169.64	386.63	15 604.16	20 603.61	19 507.05	71 271.09
	削减量/t	2 718.79	69.29	2 796.66	3 692.69	3 496.16	12 773.59
	削减率/%	15.20	15.20	15.20	15.20	15.20	15.20
	削减配额/%	21.28	0.54	21.89	28.91	27.38	100.00

## 2.2 下层分配结果

在下层分配中依然选择双层多目标优化模型、等比例法进行污染物总量分配。由于 Pareto 曲线中每个点都是最优解,在实际应用中可选择 Pareto 曲线的拐点或按照决策偏好选择最优解。由图 3 的上层分配 Pareto 曲线可知,本次计算出的污染物单位排放成本差异不大,因此本文选取上层分配结果

中环境基尼系数最小的 COD 分配结果,在双层多目标优化模型中进行下层分配。双层多目标优化模型的目标包括工业总产值最大和削减率不均匀性最小。当使用 NSGA-II 算法进行计算时,需要将两个目标变成同向寻求,即同时都是求最大值或最小值。因此,将工业产值以最小值的形式进行展示,双层多目标优化模型的结果是一组 Pareto 最优曲线,如图 4 所示。

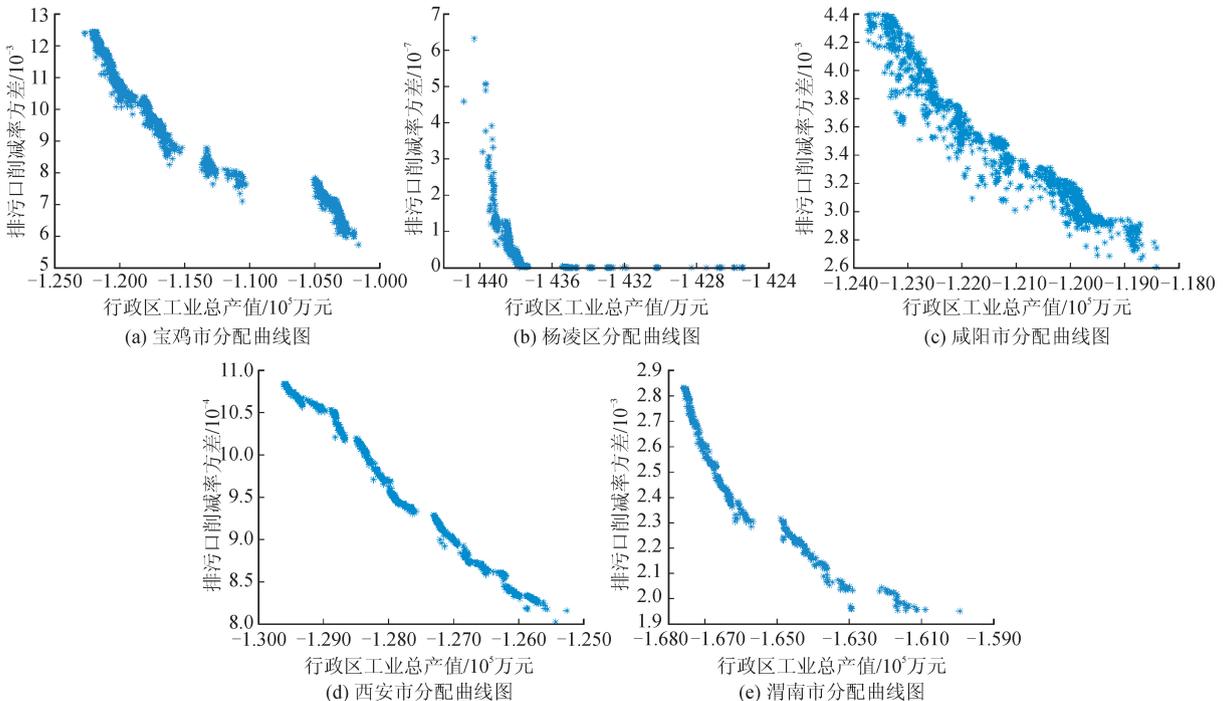


图 4 双层多目标优化模型下层分配各行政区 Pareto 曲线结果图

Fig. 4 Pareto curves of the different municipal administrative regions in the lower level distribution of the two-layer multi-objective optimization model

由图4可知,削减率方差均在0.013以下,这不仅说明同一城市行政区域内的排污口削减率相对平均,也反映了计算结果的合理性和公平性。在公平

的前提下,应该选择效益最大的结果。因此,选取工业总产值最大的一组分配结果,两种方法计算出的各排污口削减量如图5所示。

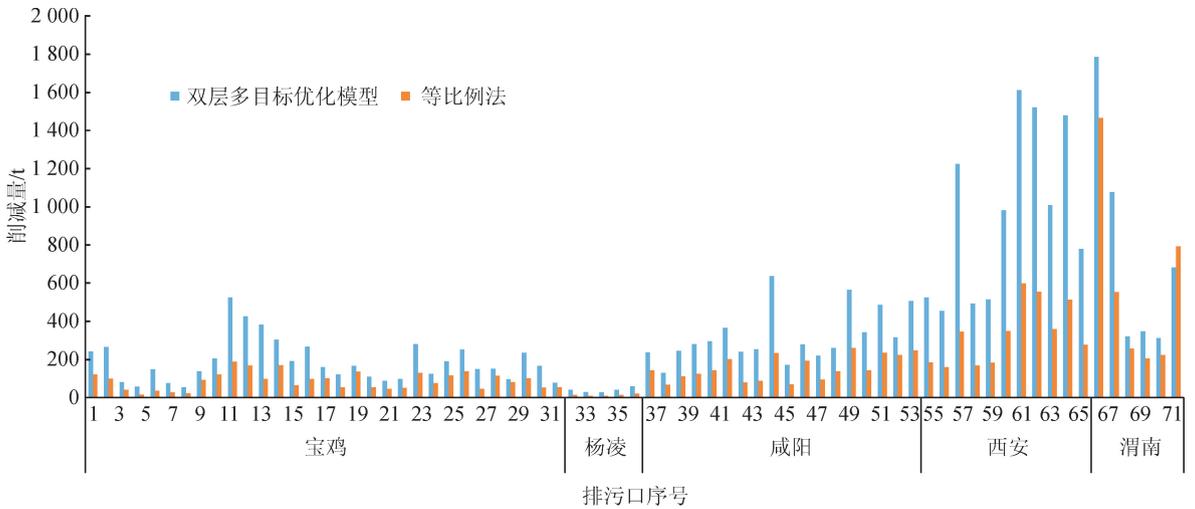


图5 两种方法下各排污口削减量对比图

Fig. 5 Lower level reduction amount comparison of each sewage outlet between the two methods

### 2.3 结果比较与分析

如图6所示,在双层多目标优化模型上层分配方案中(见表4),通过比较环境基尼系数最小、环境基尼系数最大、等比例法三种方案下各行政区域的污染物削减配额可知,在环境基尼系数最小的分配方案中,主要减排任务由宝鸡、咸阳、渭南三个行政区承担,而在环境基尼系数最大和等比例法两种分配方案中,西安市也要承担很大一部分减排任务。这与现状排放量的顺序大致相同,就在一定程度上体现了排污量越大,相应的削减量也应越大的公平思想。

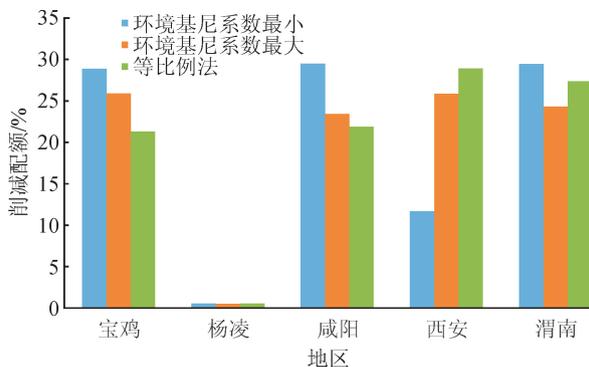


图6 双层多目标优化模型上层分配方案与等比例法方案削减配额对比图

Fig. 6 Upper level reduction quota comparison of each region of the two-layer multi-objective optimization model and the equal proportion method

由表2的现状排放量占比情况可知,西安市是流域内最大的排污单元,但其人口占比为全区域的

42.25%,GDP占比为全区域的56%,工业产值占比为全区域的40.99%,这在很大程度上是与西安市的经济发展水平相适配的。而西安市的单位工业用水量和单位环境容量COD排放量与其他区域相比并不突出,如果不考虑上述因素,像等比例法那样只考虑排污量的大小而让西安市负担过重的削减任务,势必会打击其环保的积极性,这对整个流域污染削减任务的完成显然是极为不利的,也是不公平的。因此,考虑环境基尼系数后就会促使允许排污量分配倾向于效率相对较高的地区,并且,选择环境基尼系数越小的方案,越能够体现公平性。

由于各地区经济发展和技术水平的差异较大,因此,当仅以单一目标或单一经济指标进行污染负荷分配时,很可能导致经济较发达、技术条件较高的区域获得较为集中的允许排放量,而其他相对落后的地区则获得较少的允许排放量。而且,过高的污染物削减压力对于较落后地区而言,可能存在实施方面的困难,也不利于甚至难以维持这些地区的社会发展,从而容易陷入恶性循环。而倘若仅以公平性决定污染负荷的分配,则又不可避免地带来区域总体经济效率的下降。因此,需要综合考虑多种指标、同时兼顾公平与效益原则进行水污染负荷分配。

另外,双层多目标优化模型在考虑公平的前提下也追求单位污染物排放成本最小,这就解决了环境保护税税额设定的问题。按双层多目标优化模型计算,COD的税额均为1.4元/污染当量。环境基尼系数最小的分配方案中,COD的单位排污成本为

7 223.894 元/t,当税额为每污染当量 1.4 元时,COD 的应纳税额为 1 400 元/t。以具有平均排放能力的排污口为例,如果全部污染物都排入水体,COD 的年应纳税额为 165.72 万元,这还只是在税额为最小值时的应纳税额,实际可能会更大。因此,环境保护税对污染物排放成本的影响是不容忽视的。

在双层多目标优化模型上层分配结果的环境基尼系数最小的方案中,主要的减排任务由宝鸡、咸阳、渭南三个行政区承担。因此,在下层分配结果中这三个地区的削减量依然相对较高。然而由图 5 可知,不同于上层分配结果的是,在下层分配中西安市的削减量最高,这是由于下层分配需要满足水功能区水质达标的约束条件,因此,西安市需要大量削减污染物排放量。

在双层多目标优化模型上层分配结果的环境基尼系数最小的方案中,渭河干流陕西段最终的允许排放量为 59 083.49 t,而等比例法的允许排放量为 71 271.09 t;在下层分配结果中,两种方法的允许排放量所对应的工业总产值分别为 54.41 亿元和 79.91 亿元,结果相差较大,这是由用于分配的允许排放量差异太大造成的。但是,若等比例法采用与双层多目标优化模型上层分配结果相同的允许排放量来进行分配,其工业总产值为 54.26 亿元,小于同等条件下的双层多目标优化模型的工业总产值,这也能体现出双层多目标优化模型在追求公平性的同时,也追求效益最大化的特点。

对双层多目标优化模型与等比例法的下层分配

结果同时采用一维水质模型进行水质模拟,可计算出两种方案在各水功能区下界断面的污染物浓度。与各水功能区的水质目标浓度相比,可看到两种方案下各水功能区水质达标的情况,从而验证双层多目标优化模型的合理性。两种方法下各水功能区水质达标情况如图 7 所示。

由图 7 可知,由于双层多目标优化模型考虑了水功能区水质达标的约束条件,所有水功能区水质均满足要求。而等比例法的计算结果中,咸阳排污控制区、咸阳过渡区以及西安农业用水区三个水功能区水质出现超标情况。这说明双层多目标优化模型的计算结果更为科学合理,在实施水功能区水质达标考核的背景下,能够为决策者提供更好的参考。

对于承担较高污染物削减任务的区域或排污单位,可通过控制污染物排放成本、产业结构调整及技术改造等多种方式努力实现污染物总量控制目标。可以通过淘汰或整改造纸及纸制品业、饮料制造业、化学原料与化学制品制造业、农副食品加工业、黑色金属冶炼与压延加工业、医药制造业与石油、煤炭与其他燃料加工业七个行业中规模小、距河近、生产水平低、污染排放多的企业来实现污染物总量控制目标。例如,渭南市工业企业在化学品制造和黑色金属冶炼行业中投入较大、能源消耗较高,可对这两类工业企业加大产业结构调整力度,加大污染物总量控制力度。对于污染企业集中布局的河段,应该加大产业结构的调整力度。同时,污染治理资金应该用于提高工业废水处理规模与处理水平。

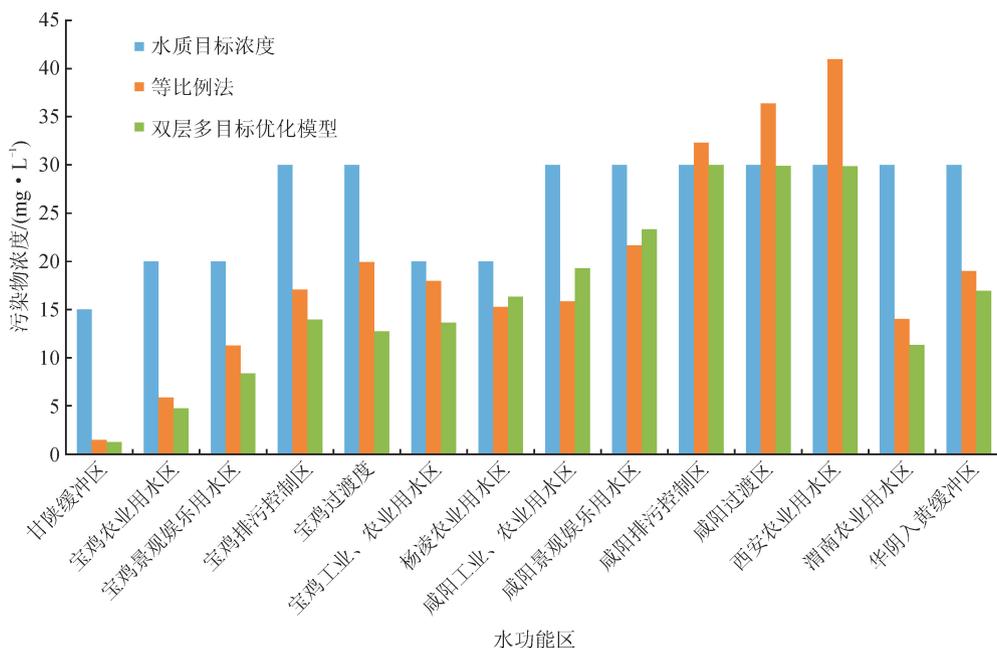


图 7 两种方法下水功能区水质达标情况对比图

Fig. 7 Comparison of water quality standard assessment situation of each water function zone between the two methods

### 3 结 论

水污染负荷分配需要同时兼顾公平与效益原则,并且需要考虑《环境保护税法》和最严格水资源管理制度施行的影响。现有的水污染负荷分配模型很难兼顾每一管理层级的公平和效益原则,并且难以解决税额设置问题以及满足水功能区水质达标考核要求。本研究建立了双层多目标优化模型,以解决《环境保护税法》和最严格水资源管理制度施行背景下,不同管理层级的水污染负荷分配问题,并在渭河干流陕西段开展应用。应用结果表明:

1) 与传统方法相比,双层多目标优化模型在上层分配中考虑了环境基尼系数以保证公平,可以为上层决策者解决税额设置的问题,并实现单位污染物排放成本最小。

2) 在下层分配结果中,双层多目标优化模型在追求公平与效益的同时,能够保证各水功能区的水质达标,这对于最严格水资源管理制度中水功能区的水质达标考核来说是非常必要的,其能够解决传统模型中未考虑水功能区水质达标的问题。

3) 双层多目标优化模型解决了环境保护税法和最严格水资源管理制度施行背景下的水污染负荷分配问题,并且双层多目标优化模型的每一层都兼顾公平和效益原则,能够更好地为各级决策者提供参考,并提高对管理要求的适应能力。

#### 参考文献:

- [1] 孟冲. 基于水环境纳污能力的流域污染物总量控制研究[D]. 北京:华北电力大学,2018.  
MENG Chong. Research on total waste load control based on water environment capacity [D]. Beijing: North China Electric Power University, 2018.
- [2] 王有乐. 区域水污染控制多目标组合规划模型研究[J]. 环境科学学报,2002,22(1):107-110.  
WANG Youle. Study on the multi-purposes combination planning model of regional water pollution control [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(1): 107-110.
- [3] 黄显峰,邵东国,顾文权. 河流排污权多目标优化分配模型研究[J]. 水利学报,2008,39(1):73-78.  
HUANG Xianfeng, SHAO Dongguo, GU Wenquan. Multi-objective optimal allocation model of river emission rights [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2008, 39(1): 73-78.
- [4] 顾文权,邵东国,黄显峰,等. 模糊多目标水质管理模型求解及实例验证[J]. 中国环境科学,2008,28(3): 284-288.

- GU Wenquan, SHAO Dongguo, HUANG Xianfeng, et al. Fuzzy multi-objective water quality management model and its solution technology[J]. China Environmental Science, 2008, 28(3): 284-288.
- [5] 李如忠,舒琨. 基于多目标决策的水污染负荷分配方法[J]. 环境科学学报,2011,31(12):2814-2821.  
LI Ruzhong, SHU Kun. Model for wastewater load allocation based on multi-objective decision making[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(12): 2814-2821.
- [6] ZHANG Yue, WANG Xiaoyan, ZHANG Zhiming, et al. The 18th biennial conference of international society for ecological modelling[C]. Amsterdam: Elsevier Science Bv, 2012.
- [7] LIANG Shidong, JIA Haifeng, YANG Cong, et al. A pollutant load hierarchical allocation method integrated in an environmental capacity management system for Zhushan bay, Taihu Lake[J]. Sci. Total Environ., 2015(533): 223-237.
- [8] HOU Shuhua, SONG Xiaoling, YAO Liming. Proceedings of the ninth international conference on management science and engineering management[C]. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2015.
- [9] XU Jiuping, HOU Shuhua, YAO Liming, et al. Integrated waste load allocation for river water pollution control under uncertainty: a case study of Tuojiang River, China[J]. Environ. Sci. Pollut. Res., 2017, 24(21): 17741-17759.
- [10] MENG Chong, WANG Xiaolei, LI Yu. An optimization model for waste load allocation under water carrying capacity improvement management, a case study of the Yitong River, Northeast China[J]. Water, 2017, 9(8): 573.
- [11] 左其亭. 关于最严格水资源管理制度的再思考[J]. 河海大学学报(哲学社会科学版),2015,17(4):60-63,91.  
ZUO Qiting. Rethinking of the strictest water resources management system [J]. Journal of Hohai University (Philosophy and Social Sciences), 2015, 17(4): 60-63, 91.
- [12] 涂敏. 基于水功能区水质达标率的河流健康评价方法[J]. 人民长江,2008,39(23):130-133.  
TU Min. River health assessment method based on water quality standard rate of water function zone[J]. Yangtze River, 2008, 39(23): 130-133.
- [13] 鄢恒珍. 小城镇污水处理方案技术经济分析[D]. 武汉:武汉理工大学,2003.  
YAN Hengzhen. Technical analysis and economic comparison of the projects to treat the sewage in small towns[D].

- Wuhan; Wuhan University of Technology, 2003.
- [14] 庞莹莹. 湖泊流域纳污能力及污染负荷分配研究[D]. 郑州:郑州大学,2010.  
PANG Yingying. Research on permissible pollution bearing capacity and wasteload allocation in lakes basin [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2010.
- [15] 吴悦颖,李云生,刘伟江. 基于公平性的水污染物总量分配评估方法研究[J]. 环境科学研究,2006,19(2): 66-70.  
WU Yueying, LI Yunsheng, LIU Weijiang. Study on Gini coefficient method of total pollutant load allocation for water bodies[J]. Research of Environmental Sciences, 2006, 19(2): 66-70.
- [16] 毛光君. 河流污染物总量分配方法研究——以大辽河控制单元为例[D]. 北京:中国环境科学研究院,2013.  
MAO Guangjun. Study on watershed waste load allocation: take Daliao River control unit as an example [D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2013.
- [17] 张宏斌,赵洁,訾香梅. 渭河干流纳污能力与限制排污总量计算分析[J]. 陕西水利,2010(1):35-38.  
(责任编辑 卢秀,周蓓)

(上接第 460 页)

- [6] 周柯,王尹君. 环境规制、科技创新与产业结构升级[J]. 工业技术经济,2019,38(2):137-144.  
ZHOU Ke, WANG Yinjun. Environmental regulation, technological innovation and industrial structure upgrade [J]. Industrial Technology & Economy, 2019, 38(2): 137-144.
- [7] 徐德云. 产业结构均衡的决定及其测度:理论解释及验证[J]. 产业经济研究,2011(3):56-63.  
XU Deyun. The determination and measurement of industry structure equilibrium: study from a new perspective [J]. Industrial Economics Research, 2011 (3): 56-63.
- [8] 纪建悦,张懿,任文菡. 环境规制强度与经济增长——基于生产性资本和健康人力资本视角[J]. 中国管理科学,2019,27(8):57-65.  
JI Jianyue, ZHANG Yi, REN Wenhan. Research on the relationship between environmental regulation intensity and china's economic growth rate——based on physical capital and human capital perspective [J]. Chinese Journal of Management Science, 2019, 27(8): 57-65.
- [9] 原毅军,谢荣辉. 环境规制的产业结构调整效应研究——基于中国省际面板数据的实证检验[J]. 中国工业经济,2014(8):57-69.  
YUAN Yijun, XIE Ronghui. Research on the effect of environmental regulation to industrial restructuring——empirical test based on provincial panel data of China [J]. China Industrial Economics, 2014(8): 57-69.
- [10] 靖学青. 城镇化、环境规制与产业结构优化——基于长江经济带面板数据的实证研究[J]. 湖南师范大学社会科学学报. 2020,49(3):119-128.  
JING Xueqing. Urbanization, environmental regulation and industrial structure optimization: an empirical study based on 11 provinces along the Yangtze River Economic Belt [J]. Journal of Social Science of Hunan Normal University, 2020, 49(3): 119-128.  
(责任编辑 王绪迪)