

# 基于水污染视角的中国农业生态用水效率及其影响因素

刘涛<sup>1</sup>, 崔永正<sup>2</sup>, 李继霞<sup>3</sup>

(1.河南理工大学 财经学院, 河南 焦作 454003; 2.河南理工大学 应急管理学院,  
河南 焦作 454003; 3.北京师范大学 全球共同发展研究院, 北京 100875)

**摘要:**农业水污染给中国农业的可持续用水造成了巨大威胁,研究农业生态用水效率及其影响因素,有助于优化中国农业水资源配置,推动农业可持续发展。基于 SBM 方向性距离函数,测度 2008—2018 年中国农业生态用水效率和农业经济用水效率,并对这两种效率的无效率值进行分解和对比;结合 Tobit 回归模型,探究了农业生态用水效率的影响因素。结果表明:(1) 中国农业生态用水无效率始终高于经济用水无效率,农业水污染是农业生态用水无效率的主要来源。(2) 农业用水低浪费—低污染的省份数量大幅减少,而高浪费或高污染的省份数量大幅增加。(3) 水资源禀赋、水利设施蓄水能力和农村劳动力受教育水平对中国农业生态用水效率产生正向影响,耗水作物种植比例对农业生态用水效率产生负向影响。中国政府应充分认识到农业用水过程中的水污染问题,针对性地在各地实施农业节水战略与水污染防治对策;完善跨区域调水机制、增强水利设施的蓄水能力、提升农村劳动力受教育水平和优化耗水作物的种植比例。

**关键词:**农业生态用水效率; 农业水污染; SBM 方向性距离函数; Tobit 回归

中图分类号:F323

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2021)05-0301-07

## Ecological Use Efficiency of Agricultural Water and Its Influencing Factors in China Based on the Perspective of Water Pollution

LIU Tao<sup>1</sup>, CUI Yongzheng<sup>2</sup>, LI Jixia<sup>3</sup>

(1.School of Finance and Economics, Henan Polytechnic University, Jiaozuo, Henan 454003,  
China; 2.School of Emergency Management, Henan Polytechnic University, Jiaozuo, Henan 454003,  
China; 3.Academy for Global Development, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

**Abstract:** Agricultural water pollution poses a massive threat to the sustainable use of agricultural water in China. Study on the efficiency of agricultural ecological water use and its influencing factors is helpful to optimize the allocation of agricultural water resources and promote the sustainable development of agriculture. Based on the SBM directional distance function, the agricultural ecological water use efficiencies and agricultural economic water use efficiencies of 31 provinces in China from 2008 to 2018 were measured, and the inefficiency values of these two efficiencies were divided and compared. On this basis, the influencing factors of agricultural ecological water use efficiency were analyzed by using the Tobit regression model. The results show that: (1) ecological water use inefficiency in agriculture was higher than the economic water use inefficiency in China, and agricultural water pollution was the main source of ecological water use inefficiency in agriculture; (2) the number of provinces with low waste and low pollution in agriculture water had significantly reduced, while the number of provinces with high waste or high pollution had significantly increased; (3) water resources endowment, water storage capacity of water conservancy facilities and education level of rural labor had positive effects on ecological water use efficiencies of agriculture in China, while the planting ratio of water-consuming crops had negative effects on it. The government in China should be fully aware of the problem of water pollution in the process of agricultural water use, and should implement agricultural

收稿日期:2020-10-21

修回日期:2020-11-11

资助项目:国家社科基金青年项目“乡村振兴背景下中国农村闲置资源协同激活问题研究”(18CJY030)

第一作者:刘涛(1983—),男,山东临沂人,副教授,博士,主要从事农业农村经济发展研究。E-mail:liutao2511001@126.com

通信作者:崔永正(1996—),男,河南信阳人,硕士研究生,主要从事农村农业经济发展研究。E-mail:211816010011@home.hpu.edu.cn

water saving strategy and water pollution control measures in various regions, improve cross-regional water transfer mechanism, enhance water storage capacity of water conservancy facilities, improve the education level of rural labor force, and optimize the planting ratio of water-consuming crops.

**Keywords:** agricultural ecological water use efficiency; agricultural water pollution; SBM directional distance function; Tobit regression

目前中国农业用水正面临多方面的压力:一是农业缺水现象日趋严重。不合理的水价机制和粗放的用水方式使得农业水资源浪费严重,而工业化和城市化的迅速发展又对农业用水造成了严重的挤压,这导致了农业用水进一步短缺。二是农业水污染问题严重。根据《第二次全国污染源普查公报》,2017 年中国农业废水排放中 COD 排放量和氨氮排放量分别为 1 067.13 万 t 和 21.62 万 t,分别占全国总排放量的 49.8% 和 22.4%。不断加剧的农业缺水和农业水污染问题,对中国农业水资源的合理配置提出了严峻挑战<sup>[1]</sup>。农业用水既要考虑经济效益,也要考虑生态效益。面对农业缺水和农业水污染的双重压力,探索提高农业生态用水效率的途径,将有助于推动中国农业水资源的合理配置,促进农业可持续发展。

作为农业水资源管理的热点研究问题之一,国内外学者对农业用水效率的研究可分为宏观和微观两个层面。其中,微观层面主要是基于农户调研数据,研究某一地区的灌溉用水效率<sup>[2-5]</sup>;宏观层面主要是基于官方统计数据对不同国家、地区、流域的农业用水效率进行研究<sup>[6-10]</sup>。然而,已有的相关研究主要从农业水资源短缺的角度出发,较少考虑农业用水的生态效益,忽视了水污染对农业用水效率的影响。在研究方法上,现有研究多使用径向的、角度的数据包络分析(Data Envelopment Analysis,简称 DEA)方法,但是径向的 DEA 方法会高估评价对象的效率,角度的 DEA 方法计算的效率结果并不准确。为解决以上不足,Fukuyama & Weber<sup>[11]</sup>基于 Tone<sup>[12]</sup>等提出的 SBM 模型,发展出 SBM 方向性距离函数。在此基础上,一些学者<sup>[13-16]</sup>利用 Tobit 回归模型分析了农业用水效率的影响因素,探讨水利设施、自然资源、社会发展等因素对农业用水效率的影响。

综上,本文引入农业水污染变量,同时关注农业用水的经济效益和生态效益,建立包括好产出和坏产出的农业生态用水效率评价指标体系;利用 SBM 方向性距离函数测度分析 2008—2018 年中国 31 个省市的农业生态用水效率和农业经济用水效率,并且对这两种效率的无效率值进行分解和对比;在此基础上,利用 Tobit 回归模型分析影响农业生态用水效率

的重要因素,以期为提高我国农业生态用水效率、推动农业可持续发展提供参考。

## 1 研究方法

### 1.1 SBM 方向性距离函数

假设每个省份使用  $M$  种投入  $x = (x_1, \dots, x_M) \in R_M^+$ ,生产出  $N$  种期望产出  $y = (y_1, \dots, y_N) \in R_N^+$ ,同时产生  $P$  种非期望产出  $Z = (z_1, \dots, z_P) \in R_P^+$ ;那么,每个省份的投入、产出值为  $(x^{k,t}, y^{k,t}, Z^{k,t})$ ,其中  $t = 1, \dots, T$  表示时期,  $k = 1, \dots, K$  表示省份。

根据 Fukuyama & Weber<sup>[11]</sup> 和王兵<sup>[17]</sup> 等研究,构建包含非期望产出的 SBM 方向性距离函数:

$$\begin{aligned} \bar{S}^t(x^{t,k'}, y^{t,k'}, z^{t,k'}, v^x, v^y, v^z) = & \max_{s^x, s^y, s^z} \\ & \frac{\frac{1}{M} \sum_{m=1}^M \frac{s_m^x}{v_m^x} + \frac{1}{N+P} \left[ \sum_{n=1}^N \frac{s_n^y}{v_n^y} + \sum_{p=1}^P \frac{s_p^z}{v_p^z} \right]}{2} \\ \text{s.t. } & \sum_{k=1}^K b_k^t x_{km}^t + s_m^x = x_{k'm}^t, \forall m; \\ & \sum_{k=1}^K b_k^t y_{kn}^t - s_n^x = y_{k'n}^t, \forall n; \\ & \sum_{k=1}^K b_k^t z_{kp}^t + s_p^z = z_{k'p}^t, \forall p; \\ & b_k^t \geq 0, \forall k; s_m^x \geq 0, \forall m; s_n^y \geq 0, \forall n; s_p^z \geq 0, \forall p \end{aligned} \quad (1)$$

式中:  $(x^{t,k'}, y^{t,k'}, z^{t,k'})$  是省份  $k'$  的投入、产出向量;  $(v^x, v^y, v^z)$  是正的方向向量,表示好产出增加、坏产出和投入减少;  $(s_m^x, s_n^y, s_p^z)$  是投入、产出的松弛向量,也表示投入和坏产出冗余量,以及好产出不足量。当方向向量和松弛向量的单位相同时,可以将标准化的松弛比例相加。为将投入和产出的松弛量标准化,本文将每个省份各指标的观察值作为方向向量。

按照 Cooper 等<sup>[18]</sup> 的思路,可以将无效率分解为:

投入无效率:

$$IE_x = \frac{1}{2M} \sum_{m=1}^M \frac{s_m^x}{v_m^x} \quad (2)$$

好产出无效率:

$$IE_y = \frac{1}{2(N+P)} \sum_{n=1}^N \frac{s_n^y}{v_n^y} \quad (3)$$

坏产出无效率:

$$IE_z = \frac{1}{2(N+P)} \sum_{p=1}^P \frac{s_p^-}{\bar{z}_p} \tag{4}$$

1.2 Tobit 回归模型

以各省农业生态用水效率值为因变量,各影响因素为自变量,分析农业生态用水效率的影响机制。SBM 方向性距离函数测度出的是无效率值。无效率值越小意味着效率值越高,回归出来的结果不符合传统习惯。因此,利用公式  $E=1/(1+IE)^{[17]}$ ,将农业生态用水的无效率值转换为农业生态用水效率值。其中, $E$  表示效率值, $IE$  表示无效率值。转换之后的效率值位于  $0\sim1$ ,为受限因变量,建立如下回归模型进行回归分析:

$$E = \beta_0 + \beta_i X_i + \epsilon_i, \quad i = 1, 2, \dots, n \tag{5}$$

式中: $E$  表示各省份的农业生态用水效率; $X_i$  为各影响因素; $\beta_i$  为回归参数; $\epsilon_i$  服从  $N(0, \delta^2)$  的正态分布。

2 变量选取与数据来源

2.1 投入与产出变量

考虑数据的可得性,构建农业生态用水效率的评价指标体系<sup>[19-20]</sup>。其中,选择农业用水量( $W$ )、第一产业从业人员( $L$ )、农作物总播种面积( $C$ )、农用机械总动力( $M$ )和农用化肥施用量( $F$ )5 个变量分别表征水资源、劳动力、土地、农业机械和化肥等 5 个方面的投入;选择农业总产值( $Y$ )作为农业生态用水的好产出。为了消除价格因素的影响,以 2008 年为基期,根据农业总产值平减指数换算了各年农业总产值。

坏产出方面,官方统计数据中农业 COD 排放量和氨氮排放量只有 2011—2015 年的数据,2011 年以前和 2015 年以后并未统计,导致统计数据不全。为保持统计口径一致,本文采取间接方法估算农业水污染指标。农业水污染主要来源于农业生产中能源消耗引起的碳排放和面源污染,为此将农业碳排放( $T$ )和农业面源污染( $N$ )作为农业生态用水效率的坏产出,间接反映农业水污染状况。碳排放主要来自于 3 个方面:使用化肥产生的排放、农业机械消耗化石燃料(主要是柴油)引起的排放、农业灌溉消耗电力(主要是火力发电)间接产生的排放。碳排放的计算公式为: $F = \sum F_i = \sum T_i \times \sigma_i$ 。其中, $F$  为农业用水的碳排放总量; $F_i$  为各类碳源的排放量; $T_i$  为化肥、柴油的消耗量或耕地灌溉的面积; $\sigma_i$  为各类碳源的排放系数,其中化肥排放系数为  $0.895\ 6\ \text{kg/kg}^{[21]}$ 、柴油为  $0.592\ 7\ \text{kg/kg}^{[22]}$ 、农业灌溉为  $25\ \text{kg/km}^2^{[23]}$ 。面源污染主要来源于使用化肥产生的氮磷流失量,计算公式为:化肥污染量=化肥施用量 $\times 65\%\text{[24]}$ 。表 1 显示了农业生态用水效率投入产出变量的描述性统计结果。

表 1 农业生态用水效率投入产出变量的描述性统计结果

变量	符号	平均值	标准差	最小值	最大值
农业用水量/亿 m <sup>3</sup>	W	121.9	104.86	4.2	561.74
第一产业从业人员/万人	L	906.59	663.98	37	2847
农作物总播种面积/万 hm <sup>2</sup>	C	526.949	376.149	10.38	1490.271
农用机械总动力/10 <sup>4</sup> kW	M	3175.52	2899.03	94	13353
农用化肥施用量/万 t	F	185.26	147.18	4.6	716.11
农业总产值/亿元	Y	1343.94	948.23	60.51	3704.73
农业碳排放/万 t	T	205.57	154.97	5.13	709.45
农业面源污染/万 t	N	120.42	95.67	2.99	465.47

本文评价对象是中国大陆的 31 个省(市),不包括港澳台。根据行政区划,将 31 个省(市)划分为东部、中部和西部三大地区,其中东部地区 11 个省(市),中部地区 8 个省(市),西部地区 12 个省(市)。数据来源于《中国统计年鉴》(2009—2019)、《中国农村统计年鉴》(2009—2019)以及各省市相关年份的统计年鉴(2009—2019)。

2.2 影响因素变量

根据已有研究<sup>[15,25]</sup>和数据的可获得性,选取水资源禀赋、水利设施蓄水能力、耗水作物种植比例、农村劳动力受教育水平等 4 个因素分析农业生态用水效率的影响机制。

本文选取人均水资源量(PW)和地下水占供水总量的比例(GW)体现水资源禀赋状况;选取水库总容量(RE)表征水利设施蓄水能力;选取粮食种植面积与蔬菜种植面积的比值(FV)表征耗水作物种植比例;选取农村 15 岁及其以上人口中文盲占比(IR)表征农村劳动力教育水平。数据来源于《中国统计年鉴》(2009—2019)和《中国农村统计年鉴》(2009—2019)。由于 PW 和 RE 的统计标准与其他影响因素不一致,为保证回归结果的有效性,对这 2 个变量作对数化处理。表 2 列出了农业生态用水效率影响因素的描述性统计结果。

表 2 农业生态用水效率影响因素的描述性统计结果

变量	平均值	标准差	最小值	最大值
ln(PW)/(m <sup>3</sup> /人)	7.19	1.49	4.29	11.98
GW/%	0.21	0.21	0.01	0.81
ln(RE)/亿 m <sup>3</sup>	5.07	1.15	1.61	7.14
FV/%	8.01	10.93	0.37	88.02
IR/%	6.47	6.28	1.23	41.18

注:ln 表示对变量进行对数化处理。

3 结果与分析

为全面研究中国各省份农业生态用水效率及其变化的根源,本文区分比较了两种类型的效率及其成分:(1) 农业经济用水效率及其成分:只考虑水资源、劳动力、土地、农业机械和化肥等 5 个方面的投入和



农业总产值这一好产出。(2) 农业生态用水效率及其成分:除考虑上述投入和好产出之外,还考虑了农业碳排放和面源污染的坏产出。

### 3.1 农业生态用水效率及其分解

**3.1.1 农业生态用水无效率与农业经济用水无效率的比较** 依据前文所述,本文分别计算了研究期内中国农业经济用水无效率和农业生态用水无效率,并整理了东中西部三大地区的农业生态用水无效率,结果见图 1 和图 2 所示。从图 1 可知,2008—2018 年农业经济用水无效率和农业生态用水无效率存在明显差异,后者始终高于前者。这一结果表明考虑水污染的农业生态用水效率低于不考虑水污染的农业经济用水效率,农业水污染对中国农业用水效率造成了损失,忽略农业水污染将高估真实的农业用水效率。图 2 展示了 2008—2018 年三大地区的农业生态用水无效率。研究期内东部地区生态无效率最低,其次是西部地区,最高的是中部地区,而且三大地区的农业生态用水无效率都呈现递增趋势。

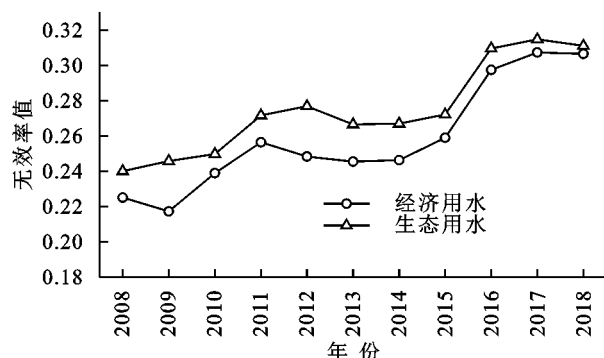


图 1 2008—2018 年中国农业经济用水无效率和生态用水无效率率值

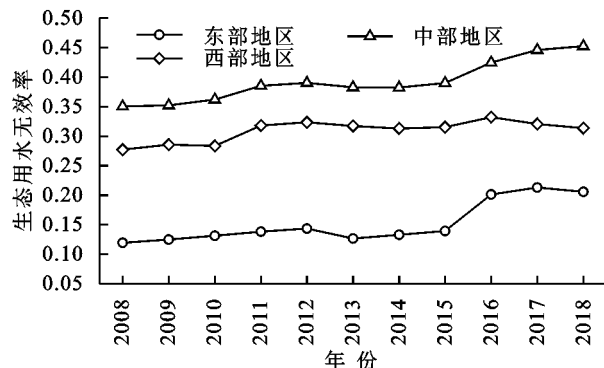


图 2 2008—2018 年东中西部三大地区的农业生态用水无效率率值

**3.1.2 农业生态用水无效率与农业经济用水无效率的来源比较** 为进一步揭示无效率的来源,本文分解了农业生态用水无效率与农业经济用水无效率,结果见表 3。如果中国要实现农业经济用水的完全有效率,平均需要减少 1.5% 的水资源投入、1.3% 的劳动力投入、3.1% 的土地投入、3.2% 的农业机械投入和

1.4% 的化肥投入,增加 15.5% 的农业总产值;如果要实现农业生态用水的完全有效率,平均需要降低 2.7% 的水资源投入、2.9% 的劳动力投入、4.4% 的土地投入、4.5% 的农业机械投入和 3% 的化肥投入,减少 4.8% 的碳排放和 5% 的面源污染。此外,在农业经济用水无效率中,水资源投入的无效率贡献率为 5.88%,农业总产值的无效率贡献率高达 59.69%,这与中国现实明显不符。在中国这样一个农业产值高速增长的国家,农业总产值的产出不足竟然是无效率的主要来源,并且水资源投入的无效率很低。这可能是由于没有加入农业水污染变量,导致测算出现偏差。加入农业水污染变量后,在农业生态用水无效率中,农业总产值产出的无效率贡献为 0%,水资源投入的无效率贡献接近 10%;农业水污染变量的无效率贡献率为 35.69%,其中碳排放和面源污染分别贡献了 17.46% 和 18.23%,由此可见农业水污染成为农业生态用水无效率的主要来源。

表 3 还呈现了东中西部三大地区两种无效率及其来源的差异。农业经济用水无效率与生态用水无效率的区域排名都是中部>西部>东部。农业用水量对三大地区农业经济用水无效率的贡献率依次为东部>西部>中部;然而,考虑农业水污染变量后,农业用水量对三大区域农业生态用水无效率的贡献率出现大幅度提升,而且区域排名出现变化:西部地区农业用水量对其农业生态用水无效率的贡献率超越了东部地区,成为农业用水浪费最严重的地区。从农业水污染的贡献率来看,将碳排放和面源污染综合起来考虑,区域排名为东部>中部>西部,农业水污染对东部地区农业生态用水无效率的贡献率最高。综合考虑变量体系中各变量的贡献率,农业水污染对三大地区农业生态用水无效率的贡献率都高于其他变量。

**3.1.3 农业生态用水效率的松弛模式** 图 3 呈现了中国农业生态用水效率无效省份和有效省份数量的变动情况。2008—2018 年农业生态用水效率的有效省份数量总体逐渐减少,由 2008 年的 10 个减少到 2018 年的 7 个;相应地无效省区数量总体逐渐增加,由 2008 年的 21 个上升到 2018 年的 24 个。

为进一步分析农业生态用水效率无效省份的松弛模式,根据 31 个省份农业用水量和农业水污染的松弛量,计算出各变量的松弛比例,具体计算公式为:松弛比例=松弛量/原始值。这表示为到达生产前沿面,各省份的农业用水量、农业碳排放和面源污染指标应该缩减的比例。以 50% 的松弛比例为分界线,可以将农业生态用水效率无效省份划分为 4 种松弛模式:低浪费—低污染的模式 I (农业用水量和农业

水污染量的松弛比例都小于 50%)、低浪费—高污染的模式Ⅱ(农业用水量松弛比例小于 50%，但农业水污染量松弛比例高于 50%)、高浪费—低污染的模式Ⅲ(农业用水量松弛比例高于 50%，但农业水污染量松弛比例低于 50%)、高浪费—高污染的模式Ⅳ(农业用水量和农业水污染量的松弛比例都高于 50%)。图 4 显示了 2008—2018 年 4 种松弛模式的省份数量

变化情况。模式Ⅰ的省份数量出现大幅下降趋势，由 2008 年的 13 个减少到 2018 年的 9 个；与此对应的是，模式Ⅱ，Ⅲ，Ⅳ的省份数量总体上增加，农业水资源浪费严重或农业水污染严重的省份逐渐增加。这说明，中国大多数省份农业水资源配置仍面临高浪费、高污染的严峻形势，急需转变利用模式，提高农业水资源配置效率。

表 3 2008—2018 年中国农业经济用水无效率与农业生态用水无效率的平均值及其分解

参数		无效率值				无效率贡献率/%			
		全国	东部	中部	西部	全国	东部	中部	西部
农业经济用水无效率	IE	0.259	0.115	0.352	0.329	—	—	—	—
	IE <sub>W</sub>	0.015	0.009	0.013	0.022	5.88	8.02	3.60	6.81
	IE <sub>L</sub>	0.013	0.006	0.011	0.021	5.00	4.90	3.05	6.43
	IE <sub>C</sub>	0.031	0.017	0.040	0.037	11.88	15.20	11.45	11.11
	IE <sub>M</sub>	0.032	0.023	0.045	0.031	12.22	19.58	12.87	9.39
	IE <sub>F</sub>	0.014	0.010	0.021	0.013	5.34	8.27	6.03	3.91
	IE <sub>Y</sub>	0.155	0.051	0.222	0.205	59.69	44.02	63.00	62.34
农业生态用水无效率	IE	0.275	0.152	0.393	0.309	—	—	—	—
	IE <sub>W</sub>	0.027	0.015	0.032	0.036	9.97	9.79	8.03	11.69
	IE <sub>L</sub>	0.029	0.013	0.040	0.037	10.72	8.84	10.21	12.00
	IE <sub>C</sub>	0.044	0.023	0.066	0.050	16.17	15.03	16.88	16.08
	IE <sub>M</sub>	0.045	0.028	0.067	0.048	16.52	18.04	17.02	15.40
	IE <sub>F</sub>	0.030	0.016	0.045	0.033	10.94	10.69	11.55	10.53
	IE <sub>Y</sub>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
	IE <sub>T</sub>	0.048	0.030	0.067	0.052	17.46	19.79	17.04	16.75
	IE <sub>N</sub>	0.050	0.027	0.076	0.054	18.23	17.81	19.26	17.54

注：IE 表示无效率值；W，L，C，M，F，Y，T，N 分别对应农业用水量、第一产业从业人员、农作物播种面积、农业机械总动力、农业化肥施用量、农业碳排放和农业面源污染。

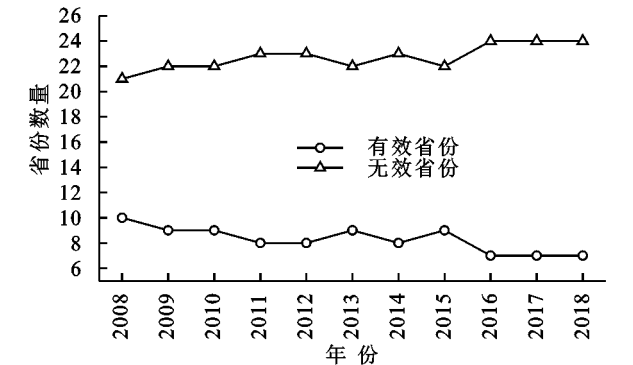


图 3 中国农业生态用水效率有效省份和无效省份的数量

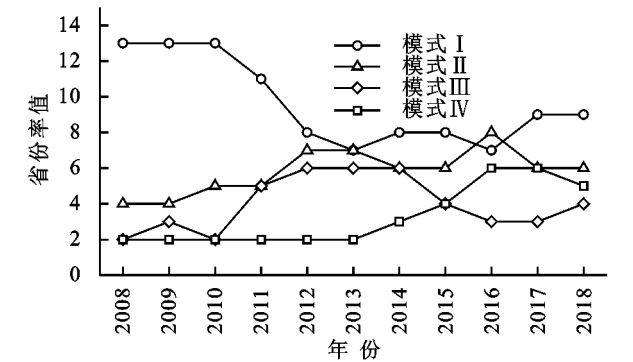


图 4 中国农业生态用水效率无效省份中各松弛模式的省份数量

3.2 农业生态用水效率的影响因素分析

利用 Stata 16.0 软件，采用 Tobit 回归模型对农业生态用水效率影响因素进行回归分析，结果见表 4。

(1) 水资源禀赋。人均水资源量对全国及三大地区农业生态用水效率的提升起到促进作用，回归系数分别为 0.014, 0.036, 0.049, 0.011，都通过了 1% 的显著性检验。水资源可得性越强，可用于农业灌溉的水资源越多，有利于扩大农业生产和提升农业生态用水效率。地下水占供水总量的比例对全国及三大地区农业生态用水效率的提升有着促进作用，回归系数分别为 0.047, 0.081, 0.156, 0.096，都通过了 5% 或其以下的显著性检验。利用地下水灌溉可以减少输水损失，有助于提高灌溉效益。

(2) 水利设施蓄水能力。除东部地区外，水库总容量对全国、中部和西部地区的农业生态用水效率产生正向影响，回归系数分别为 0.006, 0.022, 0.022，都通过了 10% 或其以下的显著性检验。重视水库等农业基础设施的建设，有助于保障地区农业水资源供给、缓解地区农业用水短缺，提升农业生态用水效率。

(3) 耗水作物种植比例。粮食蔬菜面积比对全国

及三大地区农业生态用水效率的提升有抑制作用,回归系数分别为-0.002,-0.013,-0.002 和-0.002,都通过了 1%的显著性检验。耗水作物种植比例的变动会显著影响到农业用水量,粮食蔬菜面积比越高,高耗水作物的种植面积越大,从而进一步恶化农业水资源短缺和水资源浪费状况。

(4) 农村劳动力受教育水平。除东部地区外,农

村 15 岁及其以上人口文盲占比对全国、中部和西部地区的农业生态用水效率产生抑制作用,回归系数分别为-0.002,-0.001 和-0.002,并且都通过了 5%的显著性检验。文盲比例越高,农村劳动力的总体受教育水平越低,农户总体节水意识越差,这可能会加剧农业水资源浪费,导致高效的农业节水技术和灌溉方式难以推广。

表 4 农业生态用水效率影响因素的面板 Tobit 回归结果

变量	全国	东部	中部	西部
ln(PW)	0.014*** (3.12)	0.036*** (3.04)	0.049*** (6.14)	0.011*** (2.82)
GW	0.047** (2.48)	0.081*** (2.92)	0.156*** (4.38)	0.096*** (3.84)
ln(RE)	0.006* (1.83)	0.008(0.93)	0.022*** (4.87)	0.022*** (3.39)
FV	-0.002*** (-5.19)	-0.013*** (-3.69)	-0.002*** (-5.06)	-0.002*** (-4.09)
IR	-0.002** (-2.16)	0.002(0.46)	-0.001(-0.79)	-0.002** (-2.54)
常数	0.617(26.44)	0.555(11.28)	0.239(4.16)	0.494(30.09)
样本数	341	121	88	132

注:括号内的值为 Z 统计量;\*,\*\*,\*\*\* 分别表示 10%,5%,1%的显著性水平。

4 讨论与结论

(1) 2008—2018 年中国农业生态用水无效率始终高于农业经济用水无效率,忽略农业水污染将高估真实的农业用水效率。中国农业生态用水无效率呈现出递增趋势,东部地区农业生态用水无效率最低,其次是西部地区,最高的是中部地区。各级政府应该充分认识到农业用水过程中的水污染问题,注重农业水资源使用和生态保护的协调发展。一方面,为减少农业水资源的浪费,政府需要继续完善农业水资源管理体制,通过宣传提升农户的节水意识,推广农业节水灌溉技术。另一方面,为减轻农业水污染的影响,政府应当采取更加严格的农业水污染治理政策,加大对农业水污染排放的处罚力度;同时建立健全农业水污染的跨区域防控机制,实现先进农业水污染防控技术的跨区域分享。

(2) 农业水污染是农业生态用水无效率的主要来源。农业水污染对三大地区农业生态用水无效率的贡献率排名依次为东部>中部>西部;综合考虑整个变量体系中各变量的贡献率,水污染排放对三大地区农业生态用水无效率的贡献率都高于其他变量。中国农业生态用水效率的有效省份数量逐渐减少,无效省份数量呈现上升趋势。农业用水低浪费—低污染模式的省份数量大幅减少,而高浪费或高污染模式的省份数量大幅增加。清晰认识到农业生态用水无效率及其来源在三大地区的差异,以及各省份农业生态用水效率的不同松弛模式,针对性地在各地实施农业节水战略与水污染防治对策。对东部地区而言,其农业生态用水无效率

主要来源于农业水污染,该地区的工作重心在于加大农业水污染的防范和治理。西部地区的农业水资源管理水平较低,农业生态用水无效率比较高,所以要重点提升农业水资源的管理水平。中部地区的多数省份为粮食主产区,农业水资源浪费比较严重,而且伴随着工业化进程的推进,水污染逐渐成为农业生态用水无效率的主要来源。为此,应同时提升该地区的农业用水管理和农业水污染防治水平

(3) 水资源禀赋、水利设施蓄水能力和农村劳动力受教育水平对农业生态用水效率产生正向影响,而耗水作物种植比例对其产生负向影响。为了进一步提升中国农业生态用水效率,可以采取以下措施。首先,采取跨区域调水机制,统筹协调缺水省份和多水省份的水资源,实现农业用水的优化配置。同时适度开采地下水,减轻地区农业水资源紧缺的压力,提升灌溉效益。其次,积极建设农业水利基础设施,增强农业水资源的调配能力。再次,在保障国家粮食安全的前提下,各省份要适度调整耗水作物种植比例,鼓励农户种植低耗水农作物。最后,加大农村教育投入,提升农村劳动力受教育水平,增强其节水意识和农业水污染防治意识。

(4) 本文通过引入农业水污染变量,尝试性地探讨了中国农业生态用水效率及其无效率的来源,在此基础上分析了农业生态效率的影响因素,研究成果为各地区提高农业水污染治理、优化农业水资源配置提供了决策依据。然而,也存在一些不足,由于官方统计数据中未公布 2015 年以来农业废水中的 COD 排放量和氨氮排放量,本文只能通过间接方法估算农业水污染状况,一

定程度上减弱评估的效果。此外,探究农业生态用水效率的影响因素时未能全面体现社会因素、经济因素与政策因素。未来研究中有待进一步完善农业生态用水效率的评价体系,全面探讨社会因素、经济因素与政策因素对农业生态用水效率的综合影响机制。

#### 参考文献:

- [1] Cai Y, Yue W, Xu L, et al. Sustainable urban water resources management considering life-cycle environmental impacts of water utilization under uncertainty[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2016,108:21-40.
- [2] 李贵芳,周丁扬,石敏俊.西北干旱区作物灌溉技术效率及影响因素[J].*自然资源学报*,2019,34(4):853-866.
- [3] 于伟咏,漆雁斌,韦锋,等.水旱轮作模式和灌溉方式对西南地区水稻灌溉用水效率的影响[J].*资源科学*,2017,39(6):1127-1136.
- [4] Ali M K, Klein K K. Water use efficiency and productivity of the irrigation districts in Southern Alberta [J]. *Water Resources Management*, 2014,28(10):2751-2766.
- [5] Lilienfeld A, Asmild M. Estimation of excess water use in irrigated agriculture: a data envelopment analysis approach[J]. *Agricultural Water Management*, 2007,94(1/3):73-82.
- [6] 陈洪斌.我国省际农业用水效率测评与空间溢出效应研究[J].*干旱区资源与环境*,2017,31(2):85-90.
- [7] 屈晓娟,方兰.西部地区农业用水效率实证分析[J].*统计与决策*,2017(11):97-100.
- [8] 赵姜,孟鹤,龚晶.京津冀地区农业全要素用水效率及影响因素分析[J].*中国农业大学学报*,2017,22(3):76-84.
- [9] 佟金萍,马剑锋,王圣,等.长江流域农业用水效率研究:基于超效率DEA和Tobit模型[J].*长江流域资源与环境*,2015,24(4):603-608.
- [10] Veetil P C, Speelman S, Van Huylenbroeck G. Estimating the impact of water pricing on water use efficiency in semi-arid cropping system: An application of probabilistically constrained nonparametric efficiency analysis[J]. *Water Resources Management*, 2013,27(1):55-73.
- [11] Fukuyama H, Weber W L. A directional slacks-based measure of technical inefficiency [J]. *Socioeconomic Planning Sciences*, 2009,43(4):274-287.
- [12] Tone K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001,130(3):498-509.
- [13] Wang S, Zhou L, Wang H, et al. Water use efficiency and its influencing factors in China: based on the Data Envelopment Analysis (DEA)—Tobit Model [J]. *Water*, 2018,10(7):832. <https://doi.org/10.3390/w10070832>.
- [14] Wang G, Chen J, Wu F, et al. An integrated analysis of agricultural water-use efficiency: A case study in the Heihe River Basin in Northwest China[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2015,89:3-9.
- [15] 魏玲玲,李万明.新疆农业用水效率及影响因素分析[J].*新疆大学学报:哲学·人文社会科学版*,2014,42(1):7-10.
- [16] 佟金萍,马剑锋,王慧敏,等.中国农业全要素用水效率及其影响因素分析[J].*经济问题*,2014(6):101-106.
- [17] 王兵,吴延瑞,颜鹏飞.中国区域环境效率与环境全要素生产率增长[J].*经济研究*,2010,45(5):95-109.
- [18] Cooper W W, Ruiz J L, Sirvent I. Choosing weights from alternative optimal solutions of dual multiplier models in DEA[J]. *European Journal of Operational Research*, 2007,180(1):443-458.
- [19] 方琳,吴凤平,王新华,等.基于共同前沿SBM模型的农业用水效率测度及改善潜力[J].*长江流域资源与环境*,2018,27(10):2293-2304.
- [20] 马剑锋,佟金萍,王慧敏,等.长江经济带农业用水全局技术效率的空间效应研究[J].*长江流域资源与环境*,2018,27(12):2757-2765.
- [21] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2002,91(1/3):217-232.
- [22] Zhang L, Pang J, Chen X, et al. Carbon emissions, energy consumption and economic growth: Evidence from the agricultural sector of China's main grain-producing areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2019,665:1017-1025.
- [23] Dubey A, Lal R. Carbon footprint and sustainability of agricultural production systems in Punjab, India, and Ohio, USA[J]. *Journal of Crop Improvement*, 2009,23(4):332-350.
- [24] Zhu Z L. Loss of Fertilizer N from Plants-soil System and the Strategies and Techniques for Its Reduction[J]. *Soil & Environmental Sciences*, 2000,9(1):1-6.
- [25] 张玲玲,丁雪丽,沈莹,等.中国农业用水效率空间异质性及其影响因素分析[J].*长江流域资源与环境*,2019,28(4):817-828.