

DOI:10.3880/j.issn.1003-9511.2019.02.010

基于三阶段 DEA-Malmquist 区域农业水资源利用效率评价

孙付华^{1,2}, 陈汝佳^{1,2}, 张兆方^{1,2}

(1. 河海大学商学院, 江苏 南京 211100; 2. 河海大学环境会计与资产经营管理研究所, 江苏 南京 211100)

摘要: 农业是耗水大户, 科学评价农业水资源利用效率可为乡村振兴战略提供实施依据。基于 DEA-Malmquist 指数构建剔除资源禀赋、经济水平和政府支出影响因素的农业水资源利用效率评价模型, 测算我国 31 省(区、市)2011—2015 年农水利用效率, 分析其在空间格局和时间序列上的异质性。结果显示, 水资源量禀赋、经济水平及有效灌溉面积和农业用水冗余值成正相关, 政府农林牧渔业财政支出和农业用水冗余值成负相关, 技术进步变化带动了生产率变化, 规模效率变化制约了技术效率变化, 合理分配财政资金、改进生产技术和扩大农业生产规模是解决农业用水效率的主要方向。

关键词: 农业水资源利用效率; 乡村振兴战略; 三阶段 DEA; Malmquist 指数; 影响因素

中图分类号: P964; F303.4

文献标识码: A

文章编号: 1003-9511(2019)02-0053-07

《乡村振兴战略规划(2018—2022 年)》指出, 农业是国民经济的基础, 是生态产品的重要供给者。水资源对农业发展起着至关重要的作用, 充足的水资源是农产品生产的保证, 优质的水资源是农业生产安全的关键。党的十九大报告中提到, 资源全面节约和循环利用才是开发利用自然的正确方法。针对水资源的开发利用, 我国开展了节水行动和面源污染防治活动, 并在第 31 个中国水周上强调, 农业是“耗水大户”, 行业节水重点抓农业。2016 年, 我国耕地亩均占有水资源量约为世界平均水平的 70%^[1], 农业用水占用水总量的 62%, 第一产业对 GDP 增长的贡献只有 4.35%。同年, 全国重要江河湖泊水功能区水质总体达标率为 73.4%, 其中农业区水质达标率排名最后, 仅为 54.6%。由此可见, 我国农业用水存在供需矛盾、效率低下和水体污染等问题, 农业水资源利用现状亟须改善。就经济发展和生态文明而言, 提高农业水资源利用效率是其内在要求, 转变农业生产模式是其有效途径。为了实现资源环境约束下农业效益的最大化, 首先必须科学评价农业水资源利用效率, 在此基础上, 分析其在空间格局和时间序列上的差异, 研究水资源效率产生差异的原因, 为提升农业水资源利用效率、促进

农业可持续发展提供有力支撑, 为乡村振兴战略的实施提供依据。

关于农业用水效率的问题, 国内外众多学者对此展开了一定研究。陆泉志等^[2]基于全要素思想对广西农业水资源利用效率进行测算, 发现造成农业水资源利用效率不高的原因有农民节水意识不强、粗放式的水资源利用方式和农业经济发展水平低等。李明璠^[3]采用 DEA 方法探究我国农业水资源利用效率的规律和特点, 也发现经济发展水平对农业水资源利用效率起着重要的作用。杨骞等^[4]将污染排放纳入农业水资源利用效率中的产出指标, 运用 DEA 构建了非径向方向性距离函数模型, 分析 2011—2012 年我国农业水资源利用效率的区域差异, 发现水资源丰裕的地区农业用水效率低, 建议通过增强农田水利建设和环境规制解决这一问题。佟金萍等^[5]借助 DEA 模型和 Tobit 模型, 全面分析长江流域 1998—2011 年农业用水效率变动趋势, 发现流域用水效率分布格局呈“中游 < 上游 < 下游”态势, 认为水资源量禀赋较高地区的农业用水效率有待提高, 提出水价、技术和对外开放与节水效应关系显著。夏莲等^[6]以农业产业化为背景, 采用随机前沿函数模型, 研究影响农户水资源利用效

基金项目: 国家自然科学基金(71874101); 江苏省社会科学基金(14EYC006)

作者简介: 孙付华(1984—), 女, 副教授, 博士研究生, 主要从事水资源技术经济及管理、环境会计研究。E-mail: fhsun@hhu.edu.cn

通信作者: 陈汝佳(1994—), 女, 硕士研究生, 主要从事环境与资源会计研究。E-mail: 513100639@qq.com

率的因素,选取甘肃省民乐县 2007 和 2009 年农户马铃薯种植为案例,认为该地区的农业用水效率有较大提升空间,农户受教育水平、农业技术和农产品收购会影响效率值,建议加强涉农企业和农户之间的合作关系,并关注农户技术培训。Dehehbi 等^[7]和 Speelman 等^[8]也研究了农场规模、农户受教育程度、灌溉方式等对农业水资源利用效率的影响。Veettil 等^[9]对 Krisna River(克里希纳河)流域的农业灌溉利用效率进行研究,分析水价与利用效率之间的关系。刘渝等^[10]在考虑水资源生态效率的基础上,用 DEA 方法对湖北省内各市、州 2004 年的农业水资源综合利用效率进行评价,认为农业水资源综合利用效率高与地区农产品市场竞争力有关,综合利用效率低与地区生态质量有关,建议各地区根据实际情况,调整农业产业结构,提高农业产值。

综上所述,学者们重点研究了影响农业水资源利用效率的影响因素,但杨骞等^[4]、夏莲等^[6]、Dehehbi 等^[7]、Speelman 等^[8]、Veettil 等^[9]和刘渝等^[10]的研究均使用截面数据,无法展示效率在时间轴上波动情况,效率和影响因素的关系也有待增强。陆泉志等^[2]、李明灏^[3]和佟金萍等^[5]未考虑外部因素对地区农业水资源利用效率的影响,真实的管理效率未能得到充分体现。且现有研究中鲜有关于国家财政农林水事务支出对农用水利用效率影响。政府投资农林水事务以期达到农业改革目的的同时应考虑水资源可持续发展对其的约束,研究政府支出和农业用水效率的关系十分重要。

因此,笔者运用三阶段 DEA-Malmquist 指数模型,构建评价指标体系,分析政府支出等因素对农用水效率的影响,对比剔除影响因素后各省市农业水资源利用效率的高低和动态变化,针对性地提出合理的效率改善建议,为我国各地区农业水资源利用效率的提高提供科学借鉴。

1 模型构建与指标选择

1.1 模型构建

由于 DEA 方法具有结果不易受主观因素影响、操作较简易、可根据结果提出决策单元的改进方案等特点^[11],学者们在评价农业水资源利用效率时多采用该方法。传统 DEA 会忽略外部因素对结果的影响,Tobit 修正后的 DEA 不能分离管理无效率和外部因素^[12],而三阶段 DEA 能剔除外部因素,测算同一外部环境水平下的效率值。水资源利用效率^[1]和工业用水利用效率^[13]研究中有运用三阶段 DEA 方法,农业用水利用效率研究中较少涉及。DEA 无法对数据动态分析,Malmquist 指数是处理

时间序列数据的方法,通常将两者结合起来弥补 DEA 该局限性。

1.1.1 三阶段 DEA 模型

1.1.1.1 第一阶段

基于资源可持续性原则,笔者采用投入导向的规模报酬可变模型^[14],在产出不变的情况下,排除规模影响,计算各决策单元的纯技术效率(Pure Technical Efficiency, PTE)。模型计算公式如下:

假设有 n 个 DMU, t 种产出; m 种投入,其 DEA 模型为:

$$\begin{cases} \min [\theta - \varepsilon (\sum_{i=1}^l s_i^+ + \sum_{r=1}^m s_r^-)] \\ \sum_{j=1}^n x_j \lambda_j + s^- = \theta x_0 \\ \sum_{j=1}^n y_j \lambda_j - s^+ = y_0 \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \\ \lambda_j \geq 0 \quad (j = 1, 2, \dots, n) \\ s^+ \geq 0, s^- \geq 0, \theta \text{ 无限制} \end{cases} \quad (1)$$

式中: $\varepsilon > 0$ 为非阿基米德无穷小; θ 为效率评价指标; x 为投入量; y 为产出量; n 为决策单元数量。

1.1.1.2 第二阶段

Fried 等^[15]认为,在传统 BCC 模型中,投入和产出包含了环境因素和随机干扰。为了更好地实现管理效率评价,应当剔除环境因素和随机干扰的影响。第二阶段的目的在于将第一阶段中的松弛变量分解为管理影响、环境影响和随机影响三部分,得到经过调整的投入值。本阶段计算采用类似 SFA 回归函数,如式(2):

$$\begin{aligned} S_{nm} &= f(z_{mi}; \beta_{mi}) + v_{nm} + \mu_{nm} \\ (n &= 1, 2, \dots, N; m = 1, 2, \dots, M; i = 1, 2, \dots, I) \end{aligned} \quad (2)$$

式中: S_{nm} 为第一阶段计算所得的第 n 个决策单元的第 m 种投入的松弛变量; z_{mi} 是第 m 种投入的第 i 个环境变量; β_{mi} 为 z_{mi} 的系数; $\varepsilon = v_{nm} + \mu_{nm}$ 为混合误差项; v_{nm} 服从均值为 0、方差为 σ_v^2 的正态分布,表示影响松弛变量的随机干扰因素; μ_{nm} 服从均值为 0、方差为 σ_μ^2 的半正态分布,表示影响松弛变量的管理因素。

根据陈巍巍等^[16]、罗登跃^[17]推导出 μ_{nm} 的分离公式,计算出 β_{mi} 、 v_{nm} 和 μ_{nm} 的估计值。将估计值代入式(3),完成投入值的调整:

$$\begin{aligned} X_{nm}^* &= X_{nm} + [f(z_{mi}; \beta_{mi})^* + v_{nm}^*] \\ (n &= 1, 2, \dots, N; m = 1, 2, \dots, M; i = 1, 2, \dots, I) \end{aligned} \quad (3)$$

式中: $f(z_{mi};\beta_{mi})^*$ 为 $\max f(z_{mi};\beta_{mi})$ 减去 $f(z_{mi};\beta_{mi})$ 的值; v_{nm}^* 为 $\max(v_{nm})$ 减去 v_{nm} 的值; X_{nm}^* 为在原始投入 X_{nm} 的基础上,扣除环境因素及随机干扰的影响。

1.1.1.3 第三阶段

调整后的投入值重新代入 BCC 模型,运算得出更为客观真实的效率值。

1.1.2 Malmquist 指数模型

1994 年,Fare 将 Malmquist 指数和 DEA 方法相结合,用来分析 t 期到 $t+1$ 期全要素生产水平的变化^[18]。指数分解如下:

$$TFPCH = EFFCH \times TECHCH \quad (4)$$

式中:TFPCH 是生产率变化指数,TFPCH > 1 表明生产率水平提高;EFFCH 是技术效率变化指数,TECHCH 是技术变化指数。EFFCH 还可进一步分解为 PECH(纯技术效率变化)和 SECH(规模效率变化)。

1.2 指标选择

笔者在构建指标体系时,考虑指标的合理性和数据的可采集性。选取资本、劳动力、水资源和污染物排放量为投入指标,地区农林牧渔业总产值为产出指标,人均水资源量、人均 GDP、政府补助和有效灌溉面积为影响因素。

1.2.1 投入产出变量

参照以往的文献,选取农林牧渔业总产值为产出指标。根据柯布—道格拉斯生产函数,劳动力和资本是影响生产总量的生产要素。此外,生态文明要求绿色生产,要求做到低污染高产量。因此,以区域农业用水量、农林牧渔业全社会固定资产投资额、污染物排放量(化学需氧量 + 氨氮排放量)和第一产业就业人员为投入指标。

1.2.2 外部因素

农业水资源的利用效率受到众多因素的影响,外部因素是指决策单元无法直接控制的因素,例如地区水资源量的多少。笔者从自然资源、经济水平和政府支出 3 个方面选取环境变量:①自然资源。选取人均水资源量和有效灌溉面积为指标。一般而言,资源量少的地区,资源利用效率高,因为居民的节约意识和资源量充沛程度成反比^[19]。资源越紧张的地区,也越倾向于鼓励发展资源节约型产业。②经济水平。选取人均 GDP 为指标。不同的经济状态下,政府工作的焦点和经济发展战略有差异,大环境会对用水效率产生影响^[20]。人均 GDP 高的地区,经济更为发达,发展重心虽落在第二、三产业,但农业基础设施相对更为完善。正反作用于农业用水效率,综合结果有待研究。③政府支出。选取国家财政农林水事务支出为指标。政府补助表明政府

对农业的重视程度,农业受关注的地区,资源利用方法可能更先进,规模效益越大,效率越高。

2 实证分析

2.1 数据来源

本文所采集的全国 2011—2015 年数据,均来源于《中国统计年鉴》《中国环境统计年鉴》和各省市统计年鉴及统计年报。

2.2 三阶段 DEA 分析

2.2.1 第一阶段

根据传统 BCC 模型,用 DEAP 软件运算出全国 2015 年农业水资源利用效率,包括综合效率、纯技术效率和规模效率,并根据原始投入值和目标投入值,计算各项投入的冗余值。在传统 BCC 模型下,我国 2015 年农业水资源利用的纯技术均值为 86.3%,其中综合效率 81.7%。综合效率值空间分布如图 1 所示。

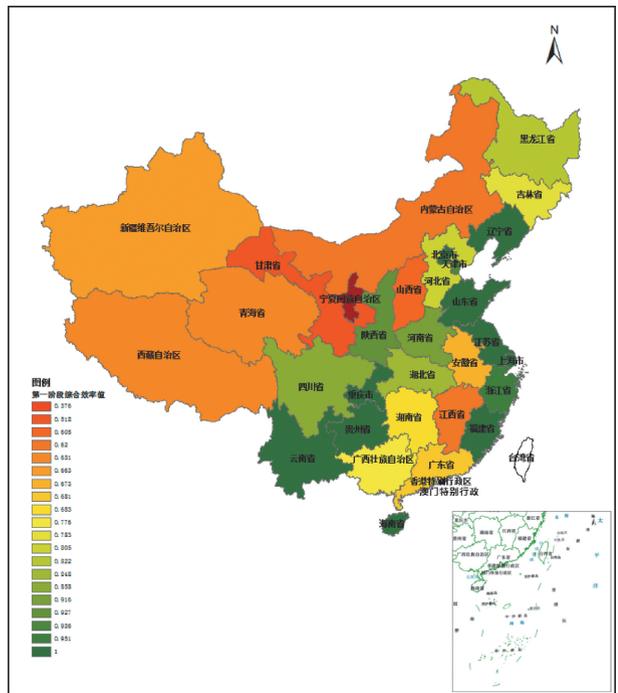


图 1 2015 年 DEA 第一阶段全国 31 省(区、市)农业水资源利用综合效率分布

从六大地区分析:纯技术效率呈现“西南地区 > 华东地区 > 中南地区 > 东北地区 > 华北地区 > 西北地区”,并且西北地区农业用水量的冗余值高达地区原始水资源投入的 2/3(全国冗余总值的一半)。即:若采用合理科学的水资源利用方法,同水平的产出量,西北地区只需消耗 1/3 的原始水资源投入量。

从省(区、市)分析:北京、辽宁、上海、江苏、福建、山东、海南、重庆、贵州和云南 10 个地区的农业

水资源利用综合效率为 1,说明这些地区处于效率前沿面。综合效率最小的是“塞上江南”宁夏,规模效率和纯技术效率都低于均值,其纯技术效率仅为 42.6%,不及全国平均水平的二分之一。这主要是地区传统农业用水习惯造成,宁夏平原地区多采取漫灌式的粗放型用水方式,极易导致资源配置不合理。此外,值得注意的有西藏和青海,其纯技术效率分别为 1 和 0.999,综合效率却远低于平均水平。这表明两者的农业生产规模小,加之其处于规模收益递增阶段,扩大生产规模能增加投入—产出比,减少冗余值,从而提高综合效率。

2.2.2 第二阶段

建立类似 MLE 回归方程,自变量为人均水资源量、人均 GDP、国家财政农林水事务支出和有效灌溉面积的对数,因变量为各投入的松弛变量。通过运行 Frontier4.1 软件,得到回归结果。2015 年回归结果见表 1。

表 1 2015 年 DEA 第二阶段回归结果

冗余值	常数项	A_1	A_2	A_3	A_4	σ^2	γ	LR 单边检验值
B_1	-336.45	12.95	23.34	-72.48	58.06	12495	0.9999	25.88
B_2	2978.02	-16.80	-236.92	-171.96	90.06	189463	0.9999	13.83
B_3	-833.55	14.99	57.53	-123.93	112.58	38427	0.9999	18.92
B_4	878.20	-13.01	-87.67	34.83	-12.77	38441	0.9999	9.85

环境变量和投入冗余值关系的具体分析如下:

a. 人均水资源量和人均 GDP 对农业用水量冗余值和污染物排放量冗余值的回归系数为正,且显著性水平高。这说明区域人均水资源量越大、经济水平越高,农业用水量和污染物排放量的冗余值越多。其原因是:①在水资源量充沛的地区,农业生产活动中,普通农户取水便捷、企业购水成本低廉致用水户节水意识弱。且在生产过程用水户中往往忽视水资源保护问题,污染物超排、偷排现象层出不穷。②经济发达的地区有着科学的生产方式、先进的生产设备、完善的基础设施与较为齐全的生态保护政策,农业水资源利用理论上应高效和绿色,但实证结果与之相悖。究其原因:第一产业对 GDP 贡献值小,经济发展水平高的地区经济发展重心落于第二、三产业,政府对农业水资源利用效率和污染物排放问题的关注相对缺乏。

b. 人均水资源量和人均 GDP 对农林牧渔业全社会固定资产投资冗余值和第一产业就业人员冗余值的回归系数为负。水资源匮乏的地方,取水难度大,需要更多的人力和物力投入,农业生产成本上升。反之,经济发达的地区则可凭借技术优势减少社会资源的浪费。

c. 政府农业补助对农业用水量、农林牧渔业全

社会固定资产投资和污染物排放量冗余值的回归系数均为负,对第一产业就业人员冗余值为正。农业补助既体现了政府对该地区农业的资金投入,也体现了管理强度。政府农业补助资金投入多、管理力度大,用水户农业生产过程受环境规制影响,被动提升水资源利用效率,这与冯俊华研究的工业用水效率影响因素结论契合^[21]。同时,政府农业补助还会推动农业生产现代化,间接导致农村劳动力过剩。

d. 有效灌溉面积对农业用水量和污染物排放量冗余值的回归系数均为正,对第一产业就业人员冗余值为负,这与人均水资源量对三项冗余值的回归系数是相同的,其关系解释也和人均水资源量的一致。有效灌溉面积对农林牧渔业全社会固定资产投资冗余值的回归系数为正。一般而言,灌溉面积和生产规模成正比,大规模下的固定资产投资冗余值相对少。但是,由于农林牧渔业全社会固定资产投资冗余值是种植业、林业、牧业和渔业的总和,而有效灌溉面积仅仅是农业生产土地面积的一部分。这说明固定资产投资冗余值和行业结构有关,种植业、林业、牧业和渔业的比例会影响冗余值。

2.2.3 第三阶段

将调整后的投入值和原始产出值再次代入 BCC 模型,得到更为客观准确的纯技术效率值,再将其与第一阶段纯技术效率值对比分析。效率结果见表 2。

对比第一阶段和第三阶段运算结果,不难发现效率值有明显的变化。从全国水平看,剔除环境因素和随机干扰后,综合效率降低了 13.83%,环境因素和随机干扰虚增农业水资源利用的综合效率。由于第三阶段规模效率减少了 19.75%、纯技术效率提高了 7.65%,说明虚增主要是规模效率产生的。因此,提高我国农业水资源利用效率要从生产规模和管理方式两个方面入手。

从六大地区分析:第三阶段纯技术效率呈现“西南地区 > 华东地区 > 东北地区 > 中南地区 > 华北地区 > 西北地区”,其中西南地区的效率值小于第一阶段,其余地区均大于第一阶段。西南地区的外部环境较好,第一阶段高估了其效率值。此外,东北地区的效率值反超了中南地区,因为东北地区所处的环境水平比中南地区低,当投入调整至同一外部环境后,东北地区农业水资源利用效率真实水平显现。第三阶段综合效率与第一阶段截然不同,第一阶段的综合效率受纯技术效率的影响较大,而第三阶段受规模效率的影响较大。剔除环境因素和随机干扰后,规模效率发生了变化,第三阶段综合效率随之改变。这意味着各地方政府提高农业水资源利

表2 DEA 第三阶段 2015 年全国 31 省(区、市)农业水资源利用效率

省(区、市)	综合技术效率		纯技术效率		规模技术效率	
	数值	排名	数值	排名	数值	排名
北京	0.396	25	1	1	0.396	26
天津	0.348	27	1	1	0.348	27
河北	0.829	13	0.869	24	0.954	12
山西	0.451	24	0.824	26	0.547	25
内蒙古	0.627	21	0.776	30	0.808	18
辽宁	1	1	1	1	1	1
吉林	0.783	16	0.966	16	0.810	17
黑龙江	0.848	11	0.882	22	0.962	10
上海	0.275	29	1	1	0.275	29
江苏	1	1	1	1	1	1
浙江	0.758	17	0.938	20	0.808	18
安徽	0.913	9	0.958	17	0.953	13
福建	0.964	7	1	1	0.964	9
江西	0.616	22	0.812	27	0.759	22
山东	1	1	1	1	1	1
河南	1	1	1	1	1	1
湖北	0.993	5	1	1	0.993	5
湖南	0.814	15	0.833	25	0.978	8
广东	0.753	18	0.784	29	0.960	11
广西	0.834	12	0.880	23	0.947	14
海南	0.889	10	1	1	0.889	15
重庆	0.598	23	1	1	0.598	23
四川	0.938	8	0.955	18	0.982	6
贵州	0.822	14	1	1	0.822	16
云南	0.981	6	1	1	0.981	7
西藏	0.107	31	1	1	0.107	31
陕西	0.719	19	0.892	21	0.807	20
甘肃	0.391	26	0.687	31	0.569	24
青海	0.223	30	0.946	19	0.236	30
宁夏	0.316	28	1	1	0.316	28
新疆	0.649	20	0.808	28	0.803	21
平均值	0.704		0.929		0.76	

用效率不应只盯着技术改良,还应该关注生产规模和产业结构,重视规模效益和结构优化。

从省(区、市)分析:第三阶段有 15 个省(区、市)的纯技术效率上升,效率值上升幅度超过 20% 的有山西、内蒙古、吉林、安徽、江西、甘肃、宁夏和新疆,效率值上升至为 1 的有湖北和宁夏。宁夏第一阶段效率值为全国倒数第一,这说明传统 BCC 模型下,当决策单元所处的外部环境较差时,测量出的效率值会偏低,与实际严重不符。第三阶段纯技术效率下降的有浙江、四川、陕西和青海,下降均是小幅度的,说明其外部环境较良好,为第一阶段效率值掺“水分”。第三阶段大部分省(区、市)的规模效率呈大幅下降,北京、天津、上海、西藏、青海和宁夏的规模效率均减少了 60% 以上,其中西藏第三阶段规模效率仅为 10.70%。并且各省(区、市)均处于规模效益递增阶段,扩大农业生产规模可以提高单位水资源投入的产出量。

2.3 Malmquist 指数分析

为了更深入地了解我国农业水资源利用效率的情况,整理各省(区、市)2011—2015 年调整后的投入产出值,利用 DEAP2.1 软件测算其 Malmquist 指数。运算结果见图 2。

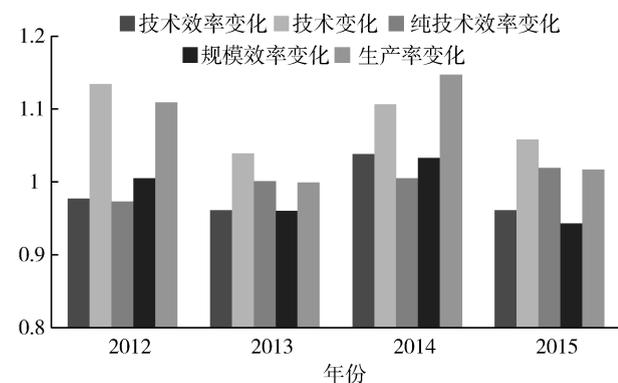


图2 2011—2015 年农业水资源 Malmquist 指数及分解指标

从图 2 可知,2011—2015 年我国农业水资源利用生产率整体呈上升趋势,其中:2014 年 TFP 指数高达 1.147,说明利用效率较上年有明显改善。观察 EFFCH 和 TECHCH 指数的变化情况,发现主要是技术进步拉动了 TFP。这是因为中共中央、国务院在 2014 年初印发了中央一号文件,提出要加快构建新型农业经营体系,深入推进农业发展方式的转变,大力发展优质安全的农产品。文件下发后,各省市各部门积极响应国家号召,农民人均收入、农业基础设施和粮食产量质量各方面均有变化。此外,2015 年 TFP 指数发生倒退,由图显而易见规模效率是该变化的主要原因。从省市分析,除了广东省,其余各省(区、市)的 TFP 和 TECHCH 均大于 1,但 EFFCH 指数不理想。当 EFFCH 分解后可以看到,也是规模效率变化在“拉后腿”。最好的例子是宁夏,宁夏的纯技术效率变化指数为 1,但规模效率变化为 0.888。即使其技术变化位居前列,但 TFP 是全国倒数第六。因此,想要提高生产率,要实行“两手抓”政策,既抓科学的管理,也要抓生产规模和生产技术。

3 结论及对策建议

运用三阶段 DEA 和 Malmquist 指数对我国 2011—2015 年的农业水资源利用效率进行了全面分析。根据静态分析结果,第一阶段与第三阶段的结果迥然不同,前者高估了综合技术效率均值和规模效率均值,低估了纯技术效率均值,是由各地区在自然环境、经济环境和社会环境方面的差异造成的。其中,水资源禀赋、经济水平及有效灌溉面积和农

业用水冗余值成正相关,政府农林牧渔业财政支出和农业用水冗余值成负相关。因此,在测量效率值时剔除外部环境和随机误差的干预必不可少。根据动态分析结果,技术进步变化带动了生产率变化,规模效率变化制约了技术效率变化,合理分配财政资金、改进生产技术和扩大农业生产规模是解决农业用水效率的主要方向。据此,笔者提出以下3点建议:

a. 以经济效益和生态效益平衡为原则,坚持农业用水的差异化。从经济角度出发,农业用水管理需结合区域特点,调整农业产业结构达到优化资源配置,推进农业供给侧结构性改革。水资源匮乏地区应在竞争环境下,自动淘汰高耗水低收益产业,保证农水最佳利用效率。此时,政府监管不得缺位,要加强维护市场秩序。水资源充裕地区浪费现象严重,农水管理重点是水价调整。水价具有杠杆作用^[22],地方可实行用水定额管理,综合运用超额加价和水价补贴手段,促进农业节水。从生态角度出发,农业用水要“取、用、排”三合一管理,从源头抓起,严格控制污染物排放量,以农产品安全为前提,间接提高利用效率。

b. 转变传统农业用水模式,坚持技术创新。技术是解决水少水劣问题的突破点。发达地区要起领头作用,引进先进的技术和设备,并与周围相对落后的地区良性互动,调动开展科学节水活动的积极性,使空间溢出效应得以发挥。国家财政支出与农业用水冗余值有显著关系,地区要遵照实际情况制订用水管理政策,引导经济与生态协调发展。

c. 扩大生产规模,尊重市场需求。农业生产规模大大限制了农业用水效率,特别是西部地区。观察 Malmquist 指数,西藏地区的生产率变化大于1,农业用水效率在逐步提升。分解指数后发现技术变化和纯技术效率变化虽大于1,但规模效率在倒退。这说明西藏地区水资源利用效率存在很大的提升空间,提高生产规模是着手点。地区应以农业现状为基础,考虑农业水资源的统筹规划,改变小规模分散经营方式,发展多形式的农业经营体系,通过规模效益拉动农业产出,实现用水效率的提升。

参考文献:

[1] 卢曦,许长新. 基于三阶段 DEA 与 Malmquist 指数分解的长江经济带水资源利用效率研究[J]. 长江流域资源与环境,2017,26(1):7-14.

[2] 陆泉志,陆桂军,范稚莲,等. 广西农业水资源利用效率及其影响因素研究:基于 Global 超效率 DEA 与 Tobit 模型[J]. 节水灌溉,2018(8):54-58,65.

[3] 李明璽. 基于 DEA 方法的中国农业水资源利用效率研究[J]. 中国农业资源与区划,2017,38(9):106-114.

[4] 杨骞,刘华军. 污染排放约束下中国农业水资源效率的区域差异与影响因素[J]. 数量经济技术经济研究,2015,32(1):114-128.

[5] 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.

[6] 夏莲,石晓平,冯淑怡,等. 农业产业化背景下农户水资源利用效率影响因素分析:基于甘肃省民乐县的实证分析[J]. 中国人口·资源与环境,2013,23(12):111-118.

[7] DHEHIBI B, LACHAAL L, ELLOUMI M. Measuring Irrigation water use efficiency using stochastic production frontier: an application on citrus production farms in Tunisia[J]. African Journal of Agricultural and Resource Economics,2007,1(2):1-15.

[8] SPEELMAN S, MARIJKE D H, BUYSSSE J, et al. A measure for the efficiency of water use and its determinants: a case study of small-scale irrigation schemes in north-west province, South Africa [J]. Agricultural Systems,2008,98(1):31-39.

[9] VEETIL P C, SPEELMAN S, HUYLENBROECK G V. 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.

[10] 刘渝,杜江,张俊飏,等. 湖北省农业水资源利用效率评价[J]. 中国人口·资源与环境,2007,17(6):60-65.

[11] COOK W D, SEIFORD L M. Data envelopment analysis (DEA):Thirty years on[J]. European Journal of Operational Research,2008,192(1):12-14.

[12] 陈凯华,汪寿阳,寇明婷. 三阶段组合效率测度模型与技术研发效率测度[J]. 管理科学学报,2015,18(3):31-44.

[13] 张峰,薛惠锋,王海宁. 基于幅度随机前沿的工业水资源利用效率测度[J]. 华东经济管理,2017,31(1):74-82.

[14] BANKER R D, CHARNES A., COOPER W W. Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis [J]. Management Science,1984,30(9):26-32.

[15] FRIED H O, LOVELL C A K., SCHMIDT S S, et al. Accounting for environmental effects and statistical noise in data envelopment analysis[J]. Journal of Productivity Analysis,2002,17(1):42-46.

[16] 陈巍巍,张雷,马铁虎,等. 关于三阶段 DEA 模型的几点研究[J]. 系统工程,2014,32(9):50-56.

(下转第78页)

的过程:各治水主体对棘手性与碎片化问题做出务实性反应,互利互惠地去统一水治理目标,明确“需要谁参与”和“达成目标的基础”,使得实施的干预活动与目标调整到一个频次,保证公共利益的最大化。目标与手段双维发力的整体性水治理运行模式有利于促进治水主体全过程协作与互联互通,更好地“全面共建”以打破新时代水治理体制的发展困境。整体性水治理运行模式是在对过去治理模式反思的基础上诞生的,并非否定以往的治理体制,而是在批判的基础上不断创新。只有让政府部门、社会组织、公民的目标与治水机制有效地互相增强,才能更好应对水治理问题,从部分走向整体,从分散走向整合。

参考文献:

[1] CHRISTENSEN T, LGREID P, 张丽娜,等. 后新公共管理改革:作为一种新趋势的整体政府[J]. 中国行政管理,2006(9):83-90.

[2] LEAT P D, SELTZER K, STOKER G. Towards holistic governance: the new reform agenda[M]. New York: Palgrave, 2002.

[3] 曾凡军. 基于整体性治理的政府组织协调机制研究[M]. 武汉:武汉大学出版社,2013.

[4] LI J, YAN X. Application of holistic governance model in regional environmental protection in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J]. Advanced Materials Research, 2014(1): 929-932.

[5] POLLITT C. Joined-up government[J]. Political Studies Review, 2003, 1(1):34-49.

[6] 习近平. 决胜全面建成小康社会夺取新时代中国特色社会主义伟大胜利[N]. 人民日报,2017-10-28(1).

[7] 唐皇凤. 社会主要矛盾转化与新时代我国国家治理现代化的战略选择[J]. 新疆师范大学学报(哲学社会科学版),2018,39(4):7-17.

[8] 陈阿江. 论人水和谐[J]. 河海大学学报(哲学社会科学版),2008,10(4):19-24.

[9] 何云峰. 治水概念的当代诠释与社会管理水平提升[J]. 探索与争鸣,2010(8):14-16.

[10] 《完善水治理体制研究》课题组. 水治理及水治理体制

的内涵和范畴[J]. 水利发展研究,2015,15(8):1-4.

[11] 吴舜泽,姚瑞华,赵越,等. 国际水治理的机制体制经验及对我国启示[J]. 环境保护,2015,43(22):66-68.

[12] LEAT P D, SELTZER K, STOKER G. Governing in the round: strategies for holistic government[M]. London: Demos, 1999.

[13] 韩保中. 全观型治理之研究[J]. 公共行政学报,2009(31):1-48.

[14] 周建国,熊焯.“河长制”:持续创新何以可能:基于政策文本和改革实践的双维度分析[J]. 江苏社会科学,2017(4):38-47.

[15] 赵立波. 统筹型大部制改革:党政协同与优化高效[J]. 行政论坛,2018,5(3):26-32.

[16] 任敏.“河长制”:一个中国政府流域治理跨部门协同的样本研究[J]. 北京行政学院学报,2015(3):25-31.

[17] 曹伊清,翁静雨. 政府协作治理水污染问题探析[J]. 吉首大学学报(社会科学版),2017,38(3):103-108.

[18] 俞可平. 社会自治与社会治理现代化[J]. 社会政策研究,2016(1):73-76.

[19] 落志筠. 生态流量的法律确认及其法律保障思路[J]. 中国人口·资源与环境,2018,28(11):102-111.

[20] 周彬. 部门利益、管制俘获和大部制改革:政府机构改革的背景、约束和逻辑[J]. 河南大学学报(社会科学版),2018(6):69-76.

[21] 竺乾威. 从新公共管理到整体性治理[J]. 中国行政管理,2008(10):52-58.

[22] DUNLEAVY P, MARGETTS H, BASTOW S, et al. Digital era governance: IT corporations, the state, and e-government[M]. Oxford:Oxford University Press, 2006.

[23] 徐艳晴,周志忍. 水环境治理中的跨部门协同机制探析:分析框架与未来研究方向[J]. 江苏行政学院学报,2014(6):110-115.

[24] LIU X, YU J, TANG Z, et al. Towards a holistic governance model for e-business management and control[J]. International Journal of Digital Content Technology & Its Applications, 2012, 6(15):325-337.

[25] SARINE L E. The supreme court's problematic deference to special masters in interstate water disputes[J]. Ecology Law Quarterly, 2012, 39(2):535-569.

(收稿日期:2018-11-12 编辑:陈玉国)

(上接第58页)

[17] 罗登跃. 三阶段 DEA 模型管理无效率估计注记[J]. 统计研究,2012,29(4):104-107.

[18] 廖虎昌,董毅明. 基于 DEA 和 Malmquist 指数的西部 12 省水资源利用效率研究[J]. 资源科学,2011,33(2):273-279.

[19] 钱文婧,贺灿飞. 中国水资源利用效率区域差异及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境,2011,21(2):54-60.

[20] 俞雅乖,刘玲燕. 中国水资源效率的区域差异及影响因素分析[J]. 经济地理,2017,37(7):12-19.

[21] 冯俊华,成尧,张丽丽. 环境规制下工业用水效率及影响因素研究:以陕西省为例[J]. 价格理论与实践,2017(7):26-29.

[22] 邱书钦. 我国农业水价分担模式比较及选择:兼析国际农业水价分担模式经验借鉴[J]. 价格理论与实践,2016(12):46-52.

(收稿日期:2018-11-20 编辑:陈玉国)