



农业生态效率的时空差异及影响因素

洪开荣^{a, b}, 陈 诚^a, 丰 超^a, 黄健柏^{a, b}

(中南大学 a. 商学院; b. 金属资源战略研究院 湖南 长沙 410083)

摘 要: 以系统论视角构建了农业生态效率测算的网络结构, 利用网络 DEA 模型对我国 2005—2013 年 30 个省市农业生态系统整体效率及各子系统效率值进行测度, 并对其变化趋势进行收敛检验, 进而揭示农业生态效率的关键影响因素, 探索农业生态效率提升的实施路径。实证结果显示: 我国农业生态整体效率处于较低水平, 农业生态效率提升潜力巨大; 四大区域差异较大, 社会和生态系统的低效成为制约东北地区生态效率提高的因素, 经济系统的低效是中西部地区效率增长的瓶颈因素。收敛检验结果显示, 经济系统的区域差异呈扩大趋势, 社会和生态系统差异性较稳定。农业生态效率与机械密度、人均农业 GDP 呈正相关关系, 与农业市场化程度、受灾率、财政支农力度、工业化发展水平呈负相关关系。虚拟变量的引入, 验证了农业是受自然和地理因素影响较大的产业, 区位选择对农业生态效率产生重要影响。

关键词: 农业生态效率; 时空差异; 社会系统; 生态系统; 经济系统

中图分类号: F323.2

文献标识码: A

文章编号: 1672-0202(2016)02-0031-11

一、引言

农业是第一生态产业, 是国民经济和自然生态的双重基础。伴随着农业的快速发展, 单一地追求经济效益使得农业污染日趋严重。2013 年全国调查数据显示, 农业污染中化学需氧量和氨氮排放量分别为 1125.76 万吨和 7791.99 万吨, 占全国化学需氧量和氨氮排放量的 47.85% 和 31.72%, 农业生产造成的污染大有取代工业污染而成为头号污染源的趋势^[1]。化肥农药的过量使用、秸秆、牲畜粪便等农业废弃物的不当处理、生产生活污水和生活垃圾的任意排放是造成农业“立体污染”的重要原因。在农业资源与生态环境问题日益加剧、循环经济理念不断渗透的背景下^[2], 研究农业生态效率有利于明确农业污染恶化趋势与根源, 对实现农业可持续发展意义重大。

目前, 国内在生态效率研究领域已取得较大的进展, 主要有两条主线: 一是研究层面上, 包括企业层面^[3-4]、产品层面^[5-6]、产业层面^[7-8]、城市及区域层面^[9-10]; 二是研究方法上, 如单一比值法^[10-11]、指标体系法^[12-15]和模型法^[16-17]。具体到农业领域, 论者从农业生态效率的概念和内涵^[18]、农业生态效率的实际测算^[19-21]及其影响因素^[7]、农业生态效率的时空演变^[22]等方面展开了研究, 但国内对农业生态效率的研究起步较晚, 且大多采用传统 DEA 方法对县市单元农业生态效率进行测算。传统 DEA 方法只考虑外部投入, 忽略了系统的复合性及其内在机制的关联性, 会对测算结果产生“误导性偏差”。因此, 本文结合时空二维分析方法选取省份作为研究单元, 综合

收稿日期: 2015-12-08

DOI: 10.7671/j.issn.1672-0202.2016.02.004

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(71171203, 71573282)

作者简介: 洪开荣(1964—), 男, 四川宜宾人, 中南大学商学院教授, 主要研究方向为博弈论、产业经济学、区域经济学。E-mail: hkr2006@126.com

考虑农业生态系统中经济、社会、生态子系统的耦合性,通过构建网络 DEA 模型测算农业整体效率及各子系统效率值,以期找出制约农业生态整体效率提升的因素,为实现农业污染“一控、两减、三基本”的目标、推动农业高效可持续发展提供政策建议。

二、研究方法 & 数据说明

(一) 农业生态效率测算的网络结构构建

结合已有研究^[16-17],本文采用 2005—2013 年中国内陆 30 省市(西藏自治区、台湾省、香港和澳门特别行政区除外)省际面板数据,从经济、社会和生态 3 个维度构建农业生态循环系统,如图 1 所示。为便于理解,本文进一步对所选取的投入产出指标情况及数据来源进行描述。

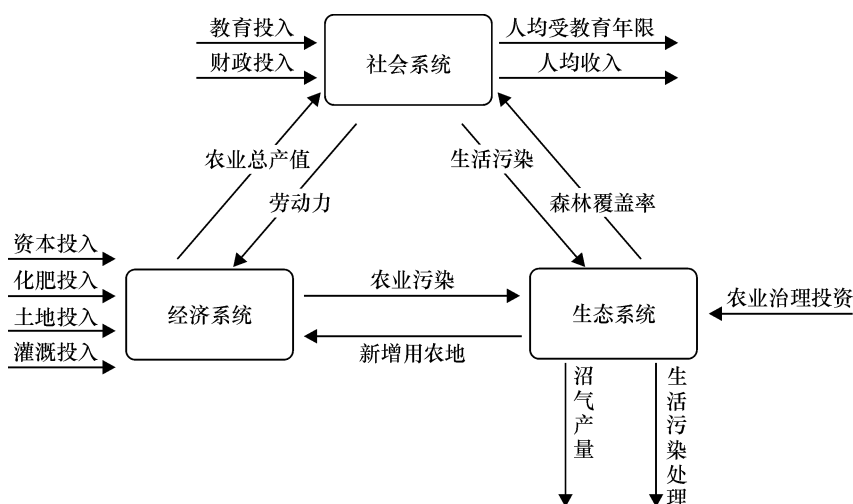


图 1 农业生态效率测算的网络结构

1. 经济系统指标

该子模块投入指标包括资本投入、土地投入、灌溉投入、劳动力投入、化肥投入和新增农用地投入。其中,资本投入用农业机械总动力(万千瓦)表示,土地投入用农作物播种面积^[19](万公顷)表示,灌溉投入用有效灌溉面积(万公顷)表示,劳动投入用第一产业就业人数(万人)表示,数据均来自于 CEIC 数据库。化肥投入用化肥施用量^[23](万吨)表示,数据来源于《中国农村统计年鉴》。新增农用地面积数据来源于历年《中国国土资源统计年鉴》。合意产出用农林牧渔总产值(亿元)表示,数据来源于 CEIC 数据库。非合意产出即农业污染,用化肥污染量(万吨)、农药污染量(万吨)及地膜污染量(万吨)表示。由于没有直接统计数据,上述污染量参照吴小庆等^[19]的计算方法求得,其中,化肥施用量、农药使用量、地膜使用量数据均来自《中国农村统计年鉴》。考虑到 DEA 方法要求尽可能多的决策单元个数及尽可能少的投入产出指标,本文参考文献^[24-25]选用改进的熵值法将化肥污染量、农药污染量及地膜污染量综合成一个指标。

2. 社会系统指标

该子模块投入包括农业总产值投入、环境投入、财政投入和教育投入。农业总产值投入用农林牧渔总产值表示,数据来源不再赘述。环境投入用森林覆盖率(%)表示,数据来源于 CEIC 数据库。农业财政投入用农林水事务支出(万元)表示,数据来源于《中国统计年鉴》。投入到农业生产领域的教育支出数据需通过计算来衡量,计算方法为:各地区农业生产中教育投入 = 各地区农林

水事务支出/各地区财政支出 $\times$ 各地区教育支出,财政支出和教育支出数据均来源于 CEIC 数据库。社会系统产出指标包括农村居民年均受教育年限、农村居民人均纯收入及农业生活污染排放。本文参照贺志亮、刘成玉^[26]的核算方法,用乡村人口平均受教育年限(年)表示农村居民年均受教育年限,数据来源于历年《中国人口就业年鉴》的抽样统计。农村居民人均收入(元)数据来源于历年《中国农村统计年鉴》。农业生活污染采用如下公式计算:农业生活垃圾排放量=第一产业就业人数/三次产业总就业人数 $\times$ 生活垃圾清运量;农业生活污水排放量=第一产业就业人数/三次产业总就业人数 $\times$ 生活废水排放量。其中生活垃圾清运量(万吨)、生活废水排放量(万吨)数据均来源于《中国环境统计年鉴》。

3. 生态系统指标

该系统的投入指标包括生活污染排放量、农业污染排放量及农业污染治理投资额。生活污染排放量、农业污染排放量数据来源不再赘述。由于农业污染治理投资额缺乏直接统计数据,本文采用如下计算公式求得:各地区农业污染治理投资额=各地区农林牧渔总产值/各地区 GDP $\times$ 各地区环境治理投资总额,其中环境治理投资总额(亿元)数据来源于《中国环境统计年鉴》。产出指标包括沼气产量、生活垃圾和废水处理量。其中,沼气产量(亿立方米)数据来源于《中国环境年鉴》,上海市 2006—2009 年缺失的数据采用插值法在 2005 年基础上推算得出。农业生活垃圾、废水处理量的计算方法为:各地区农业生活垃圾处理量=各地区第一产业就业人数/各地区三次产业总就业人数 $\times$ 各地区生活垃圾无害化处理量;各地区农业生活废水处理量=各地区第一产业就业人数/各地区三次产业总就业人数 $\times$ 各地区生活废水处理量,其中生活垃圾无害化处理量、生活废水处理量数据均来源于 CEIC 数据库。

(二) 考虑非期望产出的网络生产可能集

沿袭文献^[16-17]的思路,用 S_1 、 S_2 和 S_3 分别表示经济、社会和生态 3 个子系统。假定有 k 个决策单元; $P(x)$ 为网络生产可能集, x_k^l 和 y_k^l 分别为系统 S_l 的外部投入和产出; $z_k^{(j,l)}$ 表示第 k 个决策单元子系统 S_j 的产出进一步作为系统 S_l 的投入, $z_k^{(l,l)}$ 的含义同理可得。

由图 1 不难发现,循环系统的产出指标包含合意产出和非合意产出。为对这两种性质完全不同的产出加以区别,设 $z_k^{(j,l)} = (v_k^{(j,l)}, w_k^{(j,l)})$ 。其中 $v_k^{(j,l)}$ 表示第 k 个决策单元子系统 S_j 的期望产出进一步作为子系统 S_l 的投入, $w_k^{(j,l)}$ 则表示第 k 个决策单元子系统 S_j 的期望产出进一步作为系统 S_l 的投入。当非期望满足可自由处置性时,即如果 $(y, v, w) \in P(x)$ 且 $w' < w$, 那么有 $(y, v, w') \in P(x)$ 。Chen 和 Delmas^[27]指出,此情景中企业可不用付出代价而排放污染物。因而生态循环系统的网络生产可能集可以表示为:

$$P(x)^f = \left\{ (x, y, v, w) : \sum_{k=1}^K \lambda_k^l x_k^l \leq x_k^l; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l y_k^l \geq y_k^l; \right. \\ \left. \sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(j,l)} \leq v_k^{(j,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(l,l)} \geq v_k^{(l,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(j,l)} \leq w_k^{(j,l)}; \right. \\ \left. \sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(l,l)} \leq w_k^{(l,l)}; \lambda_k^l \geq 0 \text{ for } k = 1, \dots, K \text{ and } l = 1, 2, 3 \right\} \quad (1)$$

然而,当非期望产出具有弱可处置性时, w 满足约束:如果 $(y, v, w) \in P(x)$ 并且 $0 \leq \theta \leq 1$, 那么有 $(\theta y, \theta v, \theta w) \in P(x)$ 。此约束条件表明,单位污染物减排量与期望产出的减少量呈等比关系^[28]。这一约束条件成功刻画了经济系统和社会系统为减少污染物的排放所付出的代价,并将其有效地反映在系统的“成本”中。事实上,去除“坏”产出必须付出努力,而这些努力将转换成相应的期望产出损失^[29]。这一情景下,生态循环系统的网络生产可能集可以表示为:

$$P(x)^h = \left\{ (x, y, v, w) : \begin{cases} \sum_{k=1}^K \lambda_k^l x_k^l \leq x_k^l; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l y_k^l \geq y_k^l; \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(j,l)} \leq v_k^{(j,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(l,l)} \geq v_k^{(l,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(j,l)} \leq w_k^{(j,l)}; \\ \sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(l,l)} = w_k^{(l,l)}; \lambda_k^l \geq 0 \text{ for } k = 1, \dots, K \text{ and } l = 1, 2, 3 \end{cases} \right\} \quad (2)$$

对比公式(1)和(2)不难发现,生产可能集 $P(x)^f$ 与 $P(x)^h$ 的差别在于: $P(x)^f$ 中关于 $w_k^{(l,l)}$ 的约束条件为 $\sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(l,l)} \leq w_k^{(l,l)}$, 而 $P(x)^h$ 中这一相应的约束条件变为 $\sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(l,l)} = w_k^{(l,l)}$ 。这两个约束条件分别表征系统 S_l 中非合意产出 $w_k^{(l,l)}$ 的可自由处置性和弱可处置性。需要说明的是, $w_k^{(j,l)}$ 具有可自由处置性是因为它是子系统 S_j 的非合意产出,其作为一种投入进入到子系统 S_l 内部,对子系统 S_l 来说它是可自由处置的。

(三) 基于方向距离函数的网络 DEA 模型

人们总是希望得到尽可能多的期望产出和尽可能少的非期望产出。事实上,已有研究在构建生态循环系统时大多未能较好地解决系统中的非合意产出问题,如张焯等^[16]、陈翔和肖序^[17]对于非期望产出的处理方法是将其权重设定为负数。本文通过引入方向距离函数来达到同时最大化期望产出和最小化非期望产出的目的。基于方向距离函数的网络 DEA 模型可以表述如下:

$$\begin{aligned} \max \beta &= \sum_{l=1}^3 \delta^l \beta^l \\ \text{s. t. } &\sum_{k=1}^K \lambda_k^l x_k^l \leq x_k^l; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l y_k^l \geq (1 + \beta^l) y_k^l; \\ &\sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(j,l)} \leq v_k^{(j,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l v_k^{(l,l)} \geq (1 + \beta^l) v_k^{(l,l)}; \\ &\sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(j,l)} \leq w_k^{(j,l)}; \sum_{k=1}^K \lambda_k^l w_k^{(l,l)} = (1 - \beta^l) w_k^{(l,l)}; \\ &\lambda_k^l \geq 0 \text{ for } k = 1, \dots, K \text{ and } l = 1, 2, 3 \end{aligned} \quad (3)$$

其中, β^l 表示子系统 S_l 期望产出增长和非期望产出缩减的比率; β 为整个循环系统的效率期望产出增长和非期望产出缩减的比率; δ^l 表示各子系统对整体复合系统的权重,且有 $\sum_{l=1}^3 \delta^l = 1$ 。张焯等^[16]、陈翔和肖序^[17]、程昀和杨印生^[30]将各子系统的外部投入占外部总投入的比重作为其权重。然而结合图1,此做法并不可行。在经济、社会和生态同等重要的假设下,本文设定权重 $\delta = (1/3, 1/3, 1/3)$ 。最后,借鉴 Chung 等^[31]的思路,定义循环系统及各子系统效率为:

$$\vartheta^l = 1/(1 + \beta^l); \vartheta = \sum_{l=1}^3 \delta^l \vartheta^l \quad (4)$$

三、实证分析与结果说明

本文利用投入导向 CRS 模型来测量决策单元的综合效率,即决策单元在产出既定条件下实现投入最小化的能力,分别对模型(3)、(4)进行求解,得到了整体系统及各子系统的效率值,具体结果及分析如下。

(一) 国家层面效率结果与分析

图2左侧为全国效率来源解构。就所研究的30个省而言,时间序列上经济系统和生态系统对整体效率的贡献度呈上升趋势,而社会系统则呈下降趋势。时间趋势上,经济系统和生态系统贡献度有上升势头,而社会系统则呈下降趋势。图2右侧显示2006—2013年,经济系统正向拉动整

体效率提高,经济子系统以其物质再生功能为其他两大系统提供资金支持。2009 年经济系统出现的负向阻碍作用,原因在于金融危机爆发对农业生产领域造成的滞后性影响。生态系统除 2012、2013 年出现负向阻碍作用外,其余年份均对整体效率提升起正向拉动作用。随着环保意识的增强,生态系统发挥着为其他两大系统提供大量资源和空间条件的作用。社会子系统则大多对整体效率产生负面阻碍作用,这也是制约整体效率提高的瓶颈因素。农业发展忽视了社会子系统,削弱了经济系统发展的后备动力,造成人力资源输入和基础设施条件脱节。

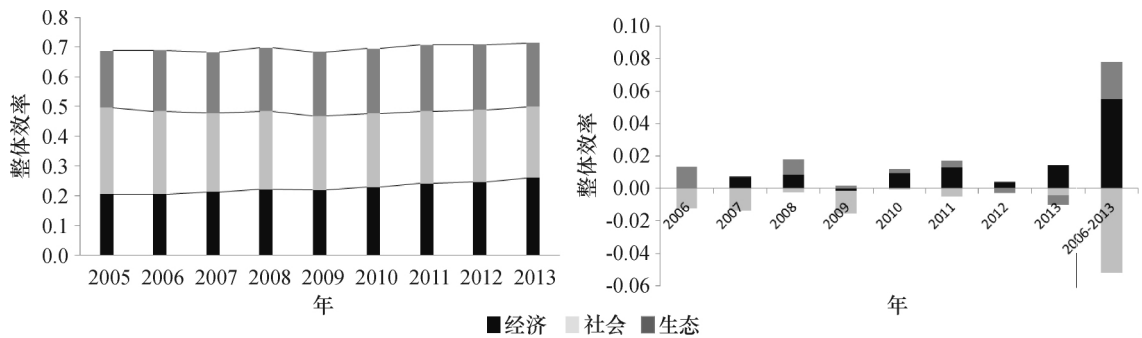


图 2 全国农业生态效率来源解构及其波动

(二) 区域层面结果与分析

为了厘清农业生态效率区域差异,下表给出了我国四大区域农业生态效率的解构值。就东部地区而言,其整体效率均值为 0.757,位居四大区域之首。东部整体效率解构中贡献度最大的是社会系统,其次为经济系统和生态系统。东部地区农业基础雄厚,发展历史悠久,经济系统效率超前;良好的经济基础为农业的发展提供了优质的后备人才,社会系统效率位居前列;随着生态保护意识的增强,农业产值的增加为生态系统的高效运转提供了资金支持,生态系统绩效良好。三大系统的综合作用推动整体效率的提高。

表 1 区域层面农业生态效率及其解构

区域	整体效率	整体效率解构			贡献度	整体效率贡献度解构		
		经济	社会	生态		经济	社会	生态
东部地区	0.757	0.253	0.266	0.237	1.000	0.335	0.352	0.313
中部地区	0.649	0.198	0.256	0.195	1.000	0.304	0.395	0.301
西部地区	0.703	0.217	0.267	0.219	0.999	0.308	0.380	0.311
东北地区	0.562	0.232	0.197	0.133	1.001	0.413	0.351	0.237

注: 运算过程中因四舍五入导致整体效率值存在误差。

整体效率位居第二位的是西部地区,效率均值为 0.703。西部地区整体效率主要得益于社会系统,其对整体效率的贡献度高达 38%,其次为生态系统,而作为我国传统粮食种植区,西部农业生产机械化程度低、自然基础差,以广种薄收为主要特征,经济系统贡献率最低。中部地区效率均值为 0.649,整体效率位居第三位。其中生态效率贡献度仅为 30.1%,化肥农药的大量施予,巨型农机的粗暴使用,土地资源的野蛮开采,导致农业发展出现了不可持续的势头。比较而言中部地区虽农业资源丰富,但缺乏省际协调与空间整合,农业生产规模效率低下。东北农业专业化生产水平、农产品的商品化程度高,经济子系统对整体效率的贡献度高达 41.3%,但整体效率位居四大

区域之尾。这主要是受制于生态系统和社会系统的低效性。大量化学物质的不当使用破坏了生态系统平衡,生态系统的承载能力受到极大挑战;单一的经济结构导致了单一的社会结构,社会系统的脆弱性造成研发动力不足。

(三) 省际层面效率结果与分析

图3给出了省际农业生态效率来源解构。当前阶段我国各省农业生态效率处于较低水平,平均值为0.635;30个省中没有1个省份达到有效状态。具体来看,青海省整体效率位居全国第一。新灌溉技术的推广促进了青海农业生产效率的提高,同时农业部将青藏地区划为保护发展区,将生态环境保护摆在与建设生产同等重要的位置,使农业生态系统进入良性循环。位于全国前5的还有北京、上海、天津、海南,这些地区均位于东部沿海,三大系统的良好耦合是整体效率位于前列的关键因素。就中部省份而言,河南省处于领先地位;湖南、湖北、江西、安徽处长江中下游平原,是我国主要的粮食产区,农业发展历史悠久,效率值处于中等偏上水平。甘新区是我国传统粮食种植区,但农业自然基础差,整体效率位居全国末尾。辽宁、吉林、黑龙江农业资本要素投入水平偏低,耕作方式粗放,以“资源低投入、低利用和高产出”为特征的农业发展模式导致整体效率的低下。

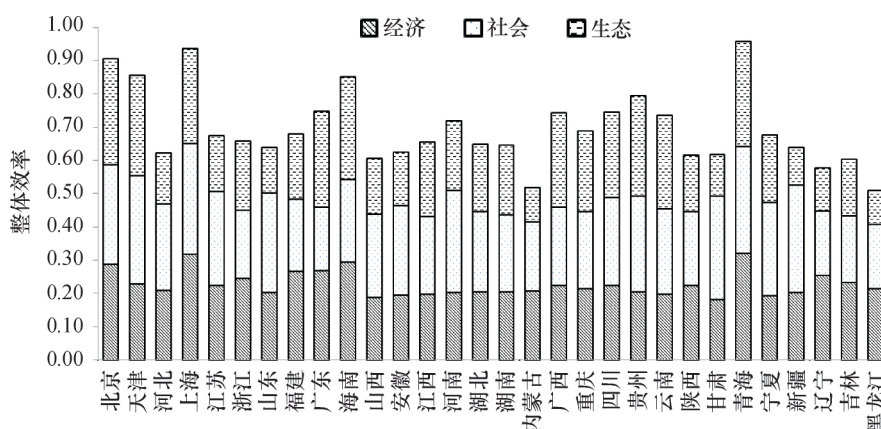


图3 省际农业生态效率来源解构

就子系统效率值而言,青海、上海、海南经济系统效率位于全国前三,且达到了有效水平。而甘肃省经济效率位于全国末位,原因在于身居内陆,缺乏大规模开展农业的气候条件;经济欠发达,缺少农业发展的良好经济基础。社会系统中上海市位居全国第一,且达到了有效水平。位于全国前5的还有天津、新疆、青海和甘肃。而东北三省社会系统效率值位于全国末尾,经济系统的高效性并未转化为社会系统的有效性,投入与产出的非均衡性奠定了效率逐年走低的格局。北京在生态子系统中处于领先地位,其次为青海、海南。东部地区大部分省份实现了经济发展与环境保护的协调性。但河北、山东作为农业大省,经济发展方式粗放,农药化肥的过量使用造成严重面源污染,导致生态效率位于中部地区最末两位。甘肃、内蒙古、新疆位于西部地区最末三位,前期不适当的农业发展方式导致西北地区水土配置错位,环境污染问题亟待解决。

(四) 农业生态效率的敛散性检验

综合上述分析可知,四大区域及不同省市之间农业生态效率存在显著差异。为了一步探究各省市农业生态效率在时间维度上的离散趋势,本文利用 σ 进行收敛检验^[32],具体表达式为:

$$\sigma_t = \sqrt{N^{-1} \sum_{m=1}^N \{R_m(t) - [N^{-1} \sum_{k=1}^N R_k(t)]\}^2} \quad (5)$$

$R_m(t)$ 表示第 m 个省市在 t 时期的效率值; N 表示该区域的省市数量。当 $\sigma_{t+1} < \sigma_t$ 时,表示该区域不同省市的效率呈现收敛状态,反之则呈现发散状态。

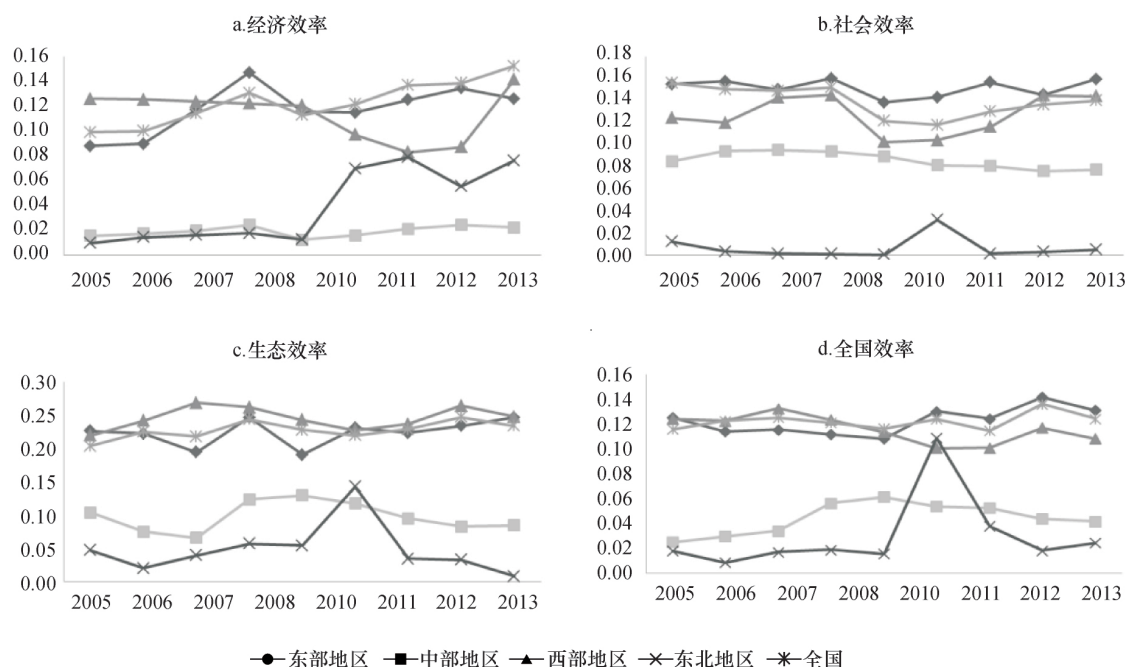


图4 2005—2013年农业生态效率收敛检验结果

图4为农业复合系统及各子系统收敛检验结果。从a图可知,东部地区和东北地区经济子系统处于发散状态,而西部地区和中部地区则处于收敛状态。对比四大区域可知,2009年以前东北地区经济子系统差异最小,此后东北三省经济效率差异呈扩大趋势。2008年是东部地区经济子系统收敛性突变点,经济发达地区更易受金融危机的影响。b图中,不同省份之间社会子系统呈现较稳定的状态,中部地区最为平稳。东部各省社会系统的差异最高且高于全国均值,其次是西部、中部,最后为东北地区。由c图可知,西部地区差异最大且高于全国均值,而全国变动趋势大致与西部地区接近;东部、中部及东北地区生态效率基本保持收敛状态。2009—2011年东北地区生态子系统收敛性发生突变,原因在于吉林省在农业发展中高度重视环境保护,大力推进农业机械化、信息化、绿色化,生态系统效率值远高于黑龙江省和辽宁省,东北三省生态系统差距扩大。从d图可知,整体效率变化趋势与社会子系统和生态子系统保持高度一致性,这充分说明农业生态复合系统与子系统是高度关联的整体。四大区域整体效率标准差异呈较平稳态势,变化差异居于最高位的是西部地区,其次为东部地区、中部地区和东北地区,东北地区2010年整体效率的突变受到了生态及社会子系统的影响。

四、农业生态效率影响因素分析

为了进一步验证农业生态效率的影响因素,本文运用Tobit分析模型,在全国范围内建立回归模型。目前,有关农业生态效率影响因素的理论和实证研究较少,本文参照方福前^[33]、宋科艳^[34]、贺志亮^[26]等人的研究,选取的关键影响因素有:(1)农业市场化程度(Mkt)。用农民经营性纯收入

与农民纯收入的比重衡量。农业市场化程度对农业技术水平和技术配置效率产生一定影响。(2) 机械密度(MD)。用农业机械总动力与农作物播种面积的比重来衡量,反映省区农业生产结构。(3) 受灾率(DR)。用农作物受灾面积与总播种面积的比重来衡量。自然灾害会造成农业生产要素投入的浪费,理论预期这一指标与农业生态效率呈负相关关系。(4) 财政支农力度(FE)。用农林水事务支出占地方财政支出的比重来表示,反映政府干预程度对农业生态效率的影响。(5) 工业化发展水平(Istr)。工业GDP占全部GDP的比重,反映工业对农业生态效率的影响。(6) 人均农业GDP(PGDP)。用农业GDP与各地区总人口的比重来衡量,反映人力资本和农业技术因素对农业生态的影响。(7) 虚拟变量(A_i)。为了探究区位因素对农业生态效率的影响,本文引入虚拟变量进行回归。选取东部地区为基准变量, A_1 表示中部取值为1,其他地区取值均为0; A_2 表示西部取值为1,其他地区取值0; A_3 表示东北地区为1,其他地区均为0。

由于效率评价存在最低界限值,本文运用Stata软件对截断数据进行Tobit分析,避免普通最小二乘法回归分析可能造成的偏差,建立如下回归方程:

$$AEE = \alpha + \beta_1(Mkt) + \beta_2(MD) + \beta_3(DR) + \beta_4(FE) + \beta_5(Istr) + \beta_6(PGDP) + \beta_7A_1 + \beta_8A_2 + \beta_9A_3 + \mu \quad (6)$$

(6)式中,AEE表示农业生态效率, α 为常数项, β_i 、 A_i 为待估参数, μ 为随机误差项。回归结果如表2所示。

表2 Tobit 回归结果表

解释变量	系数	标准差	显著性水平	置信区间
Marketization	-0.0027	0.0004	***	[-0.0035, -0.0018]
MD	0.0066	0.0026	**	[0.0015, 0.0118]
DR	-0.0008	0.0004	**	[-0.0016, -0.0000]
FE	-0.0051	0.0021	**	[-0.0092, -0.0009]
Istr	-0.0064	0.0008	***	[-0.0079, -0.0049]
PGDP	0.0141	0.0047	***	[0.0048, 0.0233]
A_1	0.0793	0.0424	*	[-0.0042, 0.1627]
A_2	-0.0520	0.0308	*	[-0.1127, 0.0087]
A_3	0.0407	0.0551		[-0.0679, 0.1493]
常数项	1.0862	0.0414	***	[1.0047, 1.1677]
Log likelihood		258.3149		

注:***、**、* 分别表示1%、5%和10%的显著性水平。

回归结果表明,机械密度在5%的显著性水平下与农业生态效率呈正相关关系,机械化程度每提高1%,农业生态效率提高0.66%。机械密度集中体现了农业生产技术水平,新技术的推广、基础设施的改进毋庸置疑推动生产效率的提高。人均农业GDP是地区农业发展水平的映射,人均GDP每提高1%,农业生态效率提高1.41%,两者在1%的显著性水平下呈正相关关系。农民纯收入包括经营性收入、财产性收入和转移性收入,农业生产经营附加值相对较低,市场化程度的提高不利于现代化农业生产方式的推广,因而农业市场化程度与农业生态效率呈负相关关系。农业是受自然影响最大的产业,自然灾害的发生造成了农业生产投入要素的浪费,因而两者在5%的显著性水平下负相关。财政支农力度与农业生态效率呈负相关关系,财政支出每提高1%,农业生态效率下降0.51%。长期以来我国财政支农结构不合理,资金运用效率低,因而政府过多的干预农业

反而造成了不利影响。工业化发展水平与农业生态效率呈负相关关系。工业发展挤占了农业生产投入所需的资金、技术、劳动力等生产要素,因而处理工业农业发展的关系、发挥工业对农业生产效率的推动作用,是工业反哺农业的一个重要方面。从虚拟变量看,不同区位自然禀赋差异巨大,农业发展模式和生产经营方式各有特点,因而生态效率存在差异。选取东部地区作为参考基准,中部地区农业资源丰富,农业发展区位优势明显。而西部地区受制于地形、气候等自然因素,农业发展处于比较劣势地位。东北地区与东部地区所处区位大体一致,农业发展条件相当。

五、结论及政策建议

本文构建了基于方向距离矩阵的网络 DEA 模型,并利用该模型对我国 2005—2013 年 30 个省市农业生态系统整体效率及各子系统效率值进行测算,接着从空间维度上就全国、区域及省市生态效率进行实证分析,从时间维度上对生态效率进行收敛检验,最后运用 Tobit 回归分析验证了影响农业生态效率的关键因素。本文的主要结论及政策建议如下:

第一,从效率值大小看,农业整体效率处于非有效状态。2005—2013 年我国 30 个省区的农业生态整体效率值为 0.607,农业发展仍然采用高投入、低效率、高排放、高污染的粗放型发展模式。收敛结果显示,整体效率趋势图与生态子系统和社会子系统具有高度一致性,这表明制约我国农业整体效率提高的主要因素是低效率的社会和经济子系统。因此,需继续将转变农业经营方式作为未来农业发展的战略重点,推动农业技术进步与管理创新,促进粗放式农业经营方式向生态用能和集约用能路径转变,兼顾经济系统、社会系统和生态系统效率,改善各子系统绩效。

第二,从区域差异上看,农业生态效率增长存在区域不均衡现象。东部地区最高,西部、中部地区次之,东北地区效率最低。因此,四大区域要充分运用各自区位优势,因地制宜发展特色农业。东北地区需有效借鉴高效率地区经济社会发展与资源环境管理方面的经验,科学甄别和选择农业生态循环经济之路。中西部地区可以模仿学习东部地区的先进技术,抓住承接产业转移的契机。政府应适当引导生产要素由高效率地区向低效率地区扩散,实现区域农业生态效率的协调发展。

第三,从影响因素分析看,机械密度、人均农业 GDP 与农业生态效率呈正相关关系,农业市场化程度、受灾率、财政支农支出、工业化发展水平与农业生态效率呈负相关关系。因此,各省区应改善农业投入要素的质量,促进要素资源的合理配置。首先,加大农业科技研发和科技成果转化等工作,培育现代农业人才,推广现代化耕作方式与规模化生产方式。其次,发挥金融体制对农村市场的促进作用,对传统农业进行改造升级。此外,增强农业抗灾能力,降低损失和能耗;优化政府财政支农结构,提高资金利用效率;协调工业农业发展的关系,尽可能发挥工业发展的正外部性作用,防止农业优质要素的过度流失。虚拟变量的引入,验证了农业是受自然和地理因素影响较大的产业,区位选择对农业生态效率产生重要影响。

参考文献:

- [1] 崔晓,张屹山. 中国农业环境效率与环境全要素生产率分析[J]. 中国农村经济, 2014 (8): 4-16.
- [2] 秦钟,王建武,章家恩,骆世明,等. 广东省农业循环经济效率的 DEA 分析与有效性评价[J]. 自然资源学报, 2010 (6): 904-913.
- [3] 张炳,毕军,黄和平,等. 基于 DEA 的企业生态效率评价:以杭州湾精细化工园区企业为例[J]. 系统工程理论与实践, 2008 (4): 159-166.

- [4]陈晓红,陈石.企业生态效率差异及技术进步贡献——基于要素密集度视角的分位数回归分析[J].清华大学学报(哲学社会科学版) 2013 (3):148-157+161.
- [5]谭飞燕,常立农.企业技术创新的生态效益评价[J].科技与管理 2003 (6):116-118+121.
- [6]戴铁军,陆钟武.钢铁企业生态效率分析[J].东北大学学报.2005 (12):1168-1173.
- [7]程翠云,任景明,王如松.我国农业生态效率的时空差异[J].生态学报 2014 (1):142-148.
- [8]DU Y C, JIAN P, MAO J S, XU L Y. Eco-Efficiency of Jiaozuo Industry Sectors[J]. Environmental Science 2011, (5): 1529-1536.
- [9]李鹏,杨桂华,郑彪,等.基于温室气体排放的云南香格里拉旅游线路产品生态效率[J].生态学报 2008 (5): 2207-2219.
- [10]王微,林剑艺,崔胜辉,等.基于生态效率的城市可持续性评价及应用研究[J].环境科学 2010 (4):1108-1113.
- [11]VOGTLANDER J G, BIJMA A, BREZET H C. Communicating the Eco-Efficiency of Products and Services by Means of the Eco-Costs/Value Model[J]. Journal of Cleaner Production 2002 (1):57-67.
- [12]吴常艳,黄贤金,揣小伟,等.基于 EIO-LCA 的江苏省产业结构调整与碳减排潜力分析[J].中国人口·资源与环境 2015 (4):43-51.
- [13]MAO J S, ZENG R, DU Y C, et al. Eco-Efficiency of Industry Sectors for China[J]. Chinese Journal of Environment Science 2010 (11):2788-2794.
- [14]DAI T S, ZENG R, DU Y C, et al. Eco-Efficiency of Steel Industry[J]. Journal of Northeastern University: Natural Science 2005 (12):1168-1173.
- [15]WU X Q, WANG Y, LIU N, et al. Evaluation of Circular Economy Development In Industrial Park Based on Eco-Efficiency Theory and TOPSIS Approach[J]. Chinese Journal of Ecology 2008 (12): 2203-2208.
- [16]张焯,王国顺,王一苇.生态经济效率评价及时空差异研究[J].经济地理 2014 (12):153-160.
- [17]陈翔,肖序.中国工业产业循环经济效率区域差异动态演化研究与影响因素分析——来自造纸及纸制品业的实证研究[J].中国软科学 2015 (1):160-171.
- [18]周震峰.关于开展农业生态效率研究的思考[J].农业科技管理 2007 (6):9-11.
- [19]吴小庆,徐阳春,陆根法.基于超效率 DEA 模型的农业生态效率评价——以盆栽水稻试验为例[J].生态经济, 2009 (3):30-33.
- [20]陈遵一.安徽农业生态效率评价——基于 DEA 方法的实证分析[J].安徽农业科学 2012 (17):9439-9440+9443.
- [21]刘飞翔,钟平英,张文明.我国山区县农业生态效率综合评价——以福建省武平县为例[J].西北农林科技大学学报(社会科学版) 2015 (3):94-99.
- [22]张子龙,鹿晨昱,陈兴鹏,等.陇东黄土高原农业生态效率的时空演变分析——以庆阳市为例[J].地理科学, 2014 (4):472-478.
- [23]高帆.我国区域农业全要素生产率的演变趋势与影响因素——基于省际面板数据的实证分析[J].数量经济技术经济研究 2015 (5):3-19+53.
- [24]WANG Z, FENG C. The Impact and Economic Costs of Environmental Regulation on Energy Utilization in China [J]. Applied Economics 2014 (46):3362-3376.
- [25]WANG Z, FENG C, ZHANG B. An Empirical Analysis of China's Energy Efficiency from both Static and Dynamic Perspectives[J]. Energy 2014 (74):322-330.
- [26]贺志亮,刘成玉.我国农业生产效率及效率影响因素研究——基于三阶段 DEA 模型的实证分析[J].农村经济 2015 (6):48-51.
- [27]CHEN C M, DELMAS M A. Measuring Eco-Inefficiency: A New Frontier Approach [J]. Operations Research, 2012 (5):1-39.

- [28] FARE R, GROSSKOPF S, LOVELL C A K, et al. Multilateral Productivity Comparisons when Some Outputs are Undesirable: A Nonparametric Approach [J]. *The Review of Economics and Statistics*, 1989 (71): 90 – 98.
- [29] 陈诗一. 中国的绿色工业革命: 基于环境全要素生产率视角的解释(1980—2008) [J]. *经济研究*, 2010 (11): 21 – 34.
- [30] 程 昀, 杨印生. 矩阵型网络 DEA 模型及其实证检验 [J]. *中国管理科学*, 2013 (5): 103 – 109.
- [31] CHUNG Y H, FARE R, GROSSKOPF S. Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach [J]. *Journal of Environmental Management*, 1997, 51(3): 229 – 240.
- [32] 曾先锋, 李国平. 我国各地的农业生产率与收敛: 1980—2005 [J]. *数量经济技术经济研究*, 2008 (5): 82 – 93.
- [33] 方福前, 张艳丽. 中国农业全要素生产率的变化及其影响因素分析——基于 1991—2008 年 Malmquist 指数方法 [J]. *经济理论与经济管理*, 2010 (9): 5 – 12.
- [34] 宋科艳, 曹明福. 转型时期中国农业生产效率及其影响因素研究 [J]. *财经问题研究*, 2014 (8): 118 – 124.

The Spatial Temporal Differences of Agricultural Eco-Efficiency and Its Influential Factors

HONG Kai-rong^{a, b}, CHEN Cheng^a, FENG Chao^a, HUANG Jian-bai^{a, b}

(*a. Business school; b. Institute of Metal Resources Strategy, Central South University, Changsha 410083, China*)

Abstract: From the perspective of system theory, this paper builds a network DEA model to measure China's provincial agricultural eco-efficiency during 2005 to 2013. On this basis, this paper also takes a further step to examine the corresponding convergence test on time series and reveals the key influential factors of agricultural eco-efficiency so as to explore the path of improving efficiency. The empirical results show that provincial eco-efficiencies are at a relatively low level. In the meantime regional disparity becomes large. The ecological and social systems are responsible for the relatively low eco-efficiency in northeast China, while the inefficiency in economic system is the bottleneck problem in central and western regions. The corresponding convergence test demonstrates that the economic systems' efficiency presents a divergent trend, whereas social and ecological systems' efficiency shows a relatively steady state. Eco-efficiency is positively correlated with the density of agricultural machinery and agricultural GDP per capita, while negatively correlated with degree of marketization, disaster rate, fiscal expenditure on agriculture, and the development of industrialization. By using virtual variables, agriculture is acknowledged as one of industries significantly affected by physical geographic factors. Location choice has serious influences on agricultural eco-efficiency.

Key Words: agricultural eco-efficiency; the spatial temporal differences; social system; eco-system; economical system