

江西省农用地生态效率时空差异及影响因素分析

——基于面源污染、碳排放双重视角

黄和平 王智鹏¹

(江西财经大学 生态经济研究院, 江西 南昌 330013)

【摘要】: 科学剖析农用地生态效率时空差异及影响机制, 对实现农用地利用与资源环境协调发展以及制定农业可持续发展政策具有重要的理论与实践意义。将农用地面源污染、碳排放作为非期望产出纳入农用地生态效率评价指标体系, 借助 SBM-Undesirable 模型对 1990~2017 年江西省农用地生态效率进行测度并对其时空差异特征进行分析, 在此基础上运用 Tobit 模型探讨相关因素的影响机制。结果表明: (1) 1990~2017 年间江西省农用地生态效率呈现“先下降后上升”的变化趋势, 均值为 0.749, 总体呈现上升的趋势; (2) 各设区市农用地生态效率空间格局演变轨迹呈现先下降后上升的扁平“U”型特征, 高效率地区由“连片”分布向“点状”分布再向“连片”分布变化, 空间格局趋于非均衡化发展; (3) 农村居民人均可支配收入、复种指数、农村劳动力文化程度和劳均播种面积对农用地生态效率产生显著正影响, 城乡收入差距则产生显著负影响。最后, 从优化资源要素配置、加强农业科技创新应用、健全农村土地流转制度、摒弃过度依赖资源要素投入与环境污染的粗放型发展模式、走“精耕细作”和可持续发展的农业生态文明发展道路等方面提出了提高农用地生态效率的政策建议。

【关键词】: 生态效率 SBM-Undesirable 模型 农用地 时空差异 Tobit 模型 江西省

【中图分类号】: F301.21 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)02-0412-12

土地资源是人类赖以生存和发展的物质基础, 是生态文明建设的重要载体。改革开放以来, 农业经济稳步增长, 近年来粮食生产更是实现了“十四连丰”, 用仅占世界 7% 的耕地, 养活了约占世界 20% 的人口, 取得了非凡的成就^[1]。与此同时, 依赖于农药、化肥和农膜等要素大量投入的低效粗放式土地利用模式, 给农业发展带来了一系列严峻挑战: 如土地资源稀缺、地力衰退、面源污染加重、农业碳排放剧增、农产品农药残留不达标等现象愈演愈烈, 这种以牺牲资源环境为代价的发展模式严重制约了农业经济的可持续发展。根据 2014 年全国土壤污染状况调查公报显示, 农用地土壤环境质量堪忧, 土壤点位超标率达到 19.4%, 污水灌溉、农药化肥农膜使用过量以及畜禽养殖污染等造成的面源污染是导致农用地土壤受污染的主要原因^[2]。IPCC 评估报告指出: 农业已经成为全球温室气体第二大来源, 农业源温室气体占全球人为温室气体排放量的 13.5%, 2011 年全国农业生产过程中产生的碳排放已接近 9000 万 t, 导致农用地利用风险性和不稳定性日益剧增^[3]。党的“十九大”报告提出乡村振兴战略, 将农村、农业经济发展重要性提到前所未有的高度。“十三五”规划提出“创新、协调、绿色、开放、共享”五大发展新理念则为农地资源利用提供了新思路: “创新”着眼土地利用的方式与科技革新, “协调”强调土地利用的区域与城乡统筹, “绿色”注重土地利用的生态与环境友好, “开放”要求土地利用的市场与制度有序, “共享”则关注土地资源的科学配置与利益普惠^[4]。生态效率(Eco-efficiency)概念的提出则为研究经济社会发展过程中如何以最少的资源投入和环境代价获得最大的经济价值, 为衡量生态环境质量与可持续发展水平提供了新入口^[4]。因此, 在“人多地少”的基本国情下, 为保障我国粮食与生态安全, 如何转变土地

作者简介: 黄和平(1969-), 男, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事土地利用与可持续发展、环境管理与评价等方面的研究。E-mail: hphuang2004@163.com。

基金项目: 国家自然科学基金项目(41661113); 江西省社会科学研究“十三五”规划项目(18YJ13)。

利用方式,构建集约、高效、可持续的土地利用模式来提高土地生态效率,已成为当前政府、学界亟待解决的热点议题^[6]。

生态效率最早是在 1990 年由德国学者 Schaltegger 和 Sturm 提出,即经济增加值与所带来环境影响的比值^[7]。世界可持续发展工商理事会(WBCSD)和经合组织(OECD)将定义进行了延伸,将生态效率看作是与达到地球承载能力的资源环境投入与满足人类生产生活需求的产出之间相互协调的关系,已成为衡量“自然-经济-社会”复合系统可持续发展状态的重要分析工具^[8]。具体到农用地研究领域,农用地生态效率是指以最少的资源消耗和最小的环境影响来生产最多的农产品,即提倡走可持续发展的农用地利用模式^[9]。目前国内外学者已从不同视角、运用不同方法对生态效率进行了大量研究。20 世纪 90 年代,国外学者对生态效率的研究日益丰富,对基础理论、模型方法以及生态效率在产品或服务、行业、区域等不同层次和领域进行了大量实证研究^[10~15]。国内学者在生态效率研究方面也取得了一定的成果,在内容方面从侧重于生态效率的测算评价^[16]、区域差异与收敛性探讨^[17],到生态效率的空间分异与影响因素分析^[18],并逐步关注到环境负效应的生态效率研究,如开始将碳排放^[3,19]、面源污染^[20,21]、“三废”排放^[22]等非期望产出纳入到生态效率测算体系当中。在模型方法方面,运用多种模型方法对生态效率进行研究,包括单一指标法^[23]、指标体系法^[4]、生态足迹法^[5]、随机前沿法(SFA)^[24]和数据包络分析法(DEA)^[25]等。其中 DEA 是一种非参数模型且能有效避免确定权重时带来的主观偏差,被广泛应用于生态效率的实证研究中。然而传统 DEA 模型多是径向和角度的,在评价生态效率时没有考虑投入、产出的松弛性问题,无法实现包含非期望产出时对决策单元效率进行有效测度^[9]。为克服这一缺陷,Tone 提出了一种非径向、非角度的 SBM(Slack Based Measure)模型来测算生态效率^[26],该模型方法已被学术界广泛采用。

通过文献梳理发现,已有研究取得了丰富且有价值的成果,为本研究奠定了坚实的理论基础,但仍存在几点不足之处:(1)针对农业、农用地生态效率方面的相关研究相对较少,特别是从长时间序列来研究区域农用地生态效率演变特征的甚少;(2)以往对土地利用效率的研究,往往忽略了农业生产过程中产生的环境负效应,如面源污染、碳排放等非期望产出,难以科学准确地评价土地利用效率;(3)对非期望产出指标的选取上,往往仅从面源污染或者碳排放单方面考虑,鲜有从面源污染、碳排放的双重视角考虑;(4)以往的研究更多侧重于对效率测度与区域差异分析,而对生态效率时空差异影响机制的定量剖析相对缺乏。

江西省作为中部典型省份,是我国重要的粮食主产区和首批全国三个生态文明试验区之一,农业经济发展取得了巨大成就,但以牺牲资源和生态环境为代价的传统经济社会发展模式,加剧了资源、环境与经济可持续发展之间的矛盾。在开展“生态文明建设”、“美丽中国江西样板”、“中部崛起战略”和“乡村振兴战略”背景下,借助生态效率来研究江西省资源利用、生态环境保护与农业经济增长三者协调发展关系,对实现江西省农业可持续发展具有重大的理论和现实意义。鉴于此,本文以江西省为例,采用清单分析法和碳排放系数法对农用地面源污染与碳排放进行测算,并将其纳入非期望产出的 SBM-Undesirable 模型中定量测度 1990~2017 年江西省及各设区市农用地生态效率,揭示其时空格局演变规律以及各因素的影响机制,以期对江西省农用地利用相关政策制定提供理论依据和决策参考。

1 研究方法、指标选取与数据来源

1.1 研究方法

1.1.1 非期望产出的 SBM-Undesirable 模型

DEA 方法最早是由 Charnes 等^[27]于 1978 年提出的一种评价决策单元相对效率的方法。然而,以 CCR、BBC 为代表的传统 DEA 模型大多是基于径向和角度的度量,未能充分考虑投入产出的松弛性问题以及未考虑环境负效应导致的非期望产出问题,使得效率测度存在偏差、不准确等问题。为克服这一缺陷,Tone 提出了非径向、非角度 SBM 模型^[26]。随后,Tone 又提出了考虑非期望产出的 SBM-Undesirable 模型。不同于传统的 DEA 模型,SBM-Undesirable 模型具有无量纲性和非角度的特点,能够避免量纲不同和径向、角度选择差异带来的偏差与影响等问题,有效解决了非期望产出存在下的效率评价问题,更能有效地体现出生态效率评价的本质。

模型原理:假设农用地利用系统有 n 个决策单元(DMU), 且每个决策单元分别包含 m 种投入、 s_1 种期望产出和 s_2 种非期望产出, 单元向量可表示为: $x \in R^m, y^g \in R^{s_1}, y^b \in R^{s_2}$, 并定义矩阵 X 、 Y^g 、 Y^b 为 $X=[x_1, x_2, \dots, x_n] \in R^{m \times n}, Y^g=[y_{g1}, y_{g2}, \dots, y_{gn}] \in R^{s_1 \times n}, Y^b=[y_{b1}, y_{b2}, \dots, y_{bn}] \in R^{s_2 \times n}$, 其中 $x_i > 0, y_{gi} > 0, y_{bi} > 0$ 。因此规模报酬可变(VRS)情况下生产可能性集 P 定义为:

$$P = \{ (x, y^g, y^b) \mid x \geq X\lambda, y^g \leq Y^g\lambda, y^b \geq Y^b\lambda, \lambda \geq 0 \} \quad (1)$$

则基于规模报酬不变(CRS)情况下, 包含非期望产出的非径向、非角度的 SBM-Undesirable 模型, 其基本形式可表示为:

$$p^* = \min \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{s_i^-}{x_{i0}}}{1 + \frac{1}{s_1 + s_2} \left(\sum_{r=1}^{s_1} \frac{s_r^g}{y_{r0}^g} + \sum_{r=1}^{s_2} \frac{s_r^b}{y_{r0}^b} \right)} \quad (2)$$

$$s. \ t. \begin{cases} x_0 = X\lambda + s^-, y_0^g = Y^g\lambda - s^g, y_0^b = Y^b\lambda + s^b \\ s^- \geq 0, s^g \geq 0, s^b \geq 0, \lambda \geq 0 \end{cases} \quad (3)$$

式中: s^- 、 s^g 、 s^b 分别表示投入变量、期望产出、非期望产出的松弛变量; 目标函数 P^* 关于 s^- 、 s^g 、 s^b 严格递减, 且 $0 \leq P^* \leq 1$; 当 $P^*=1$, 且 $s^-=s^g=s^b=0$, 函数存在最优解, 表征期望产出不能再提高, 非期望产出也不能再降低, 此时决策单元充分有效; 当 $P^*<1$, 或 s^- 、 s^g 、 s^b 不全为 0, 说明决策单元是无效的, 存在改进投入产出的空间, 且改进的幅度是由松弛变量占各自投入产出的比例来决定。

1.1.2 变异系数

为揭示江西省 11 设区市间农用地生态效率差异情况和演进规律, 本文运用变异系数进行分析, 其计算公式为:

$$V = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n}} / \bar{X} \quad (4)$$

式中: V 为变异系数值; X_i 为江西省各设区市农用地利用效率样本值; $\bar{X}$ 为各设区市农用地利用效率平均值; n 为城市样本数。 V 值越大, 表示各设区市间农用地利用效率差异越大, 均衡性较差; V 值越小, 表示各设区市间农用地利用效率差异越小, 均衡性较好; 时间序列上的 V 值可以用来表征江西省各设区市农用地利用效率发展存在扩大或趋同的趋势。

1.1.3 Tobit 回归模型

Tobit 回归模型最早由经济学家 Tobit^[28] 于 1958 年提出, 也称受限因变量模型, 能够解决因变量连续但取值受限制或截断的

模型构建问题。本文将 SBM-Undesirable 模型测算的生态效率值作为因变量,各影响因素作为自变量,运用 Tobit 回归模型来定量揭示它们之间的内在机制关系,其模型的基本形式为:

$$\begin{aligned} y^* &= x\beta + \varepsilon, \quad \varepsilon \sim N(0, \delta^2) \\ y &= \max(0, y^*) = \begin{cases} y^* & \text{if } y^* \geq 0 \\ 0 & \text{if } y^* < 0 \end{cases} \quad (5) \end{aligned}$$

式中:y 为效率值因变量向量;x 为自变量向量;β 为参数向量;ε 为随机变量且 $\varepsilon \sim N(0, \delta^2)$;y*为潜变量。同时采用最大似然估计法(ML)来估算模型中的参数,避免因运用 OLS 估算模型参数带来的不一致和有偏等问题。

1.2 指标体系

农用地生态效率是农业土地资源要素科学配置、合理利用、生态保护及经济、社会环境产出水平的综合体现。在借鉴相关学者已有成果的基础上^[2,3,24],遵循指标数据的可获得性、科学性和合理性等原则,选取投入、期望产出和非期望产出 3 个方面的指标数据,各投入产出指标的含义与描述性统计分析见表 1。

本文选取土地、资本、劳动力以及资源 4 个方面作为投入指标,其中土地投入用农作物播种面积表征;资本投入包括机械投入、农药投入、化肥投入和农膜投入,分别用农业机械总动力、农药使用量、化肥施用折纯量和农用地膜使用量表征;劳动力投入则用农业从业人员数表征;水资源投入用农业用水总量表征。

期望产出指标反映了一定时期内农用地生产经营和服务的最终成果,包括经济效益、社会效益和生态效益等方面,分别选取农业产值、粮食总产量和农用地生态系统服务价值当量来表征,其中农用地生态系统服务价值当量是参考黄和平等^[29]研究结果,通过构建一种基于专家经验的生态系统服务价值评估方法进行推算,具体过程此处不再赘述。

表 1 投入产出指标的含义及描述性统计

类别	变量	变量说明	均值 M	标准差
投入	土地投入(I ₁)	农作物播种面积(khm ²)	510.49	299.71
	机械投入(I ₂)	农业机械总动力(10 ⁴ kW)	201.03	201.72
	农药投入(I ₃)	农药使用量(t)	6250.80	4966.82
	化肥投入(I ₄)	化肥施用折纯量(10 ⁴ t)	11.03	6.62
	农膜投入(I ₅)	农膜使用量(t)	3277.30	2959.20
	劳动力投入(I ₆)	农业从业人员数(10 ⁴ 人)	44.78	31.56
	水资源投入(I ₇)	农业用水总量(10 ⁸ m ³)	13.06	7.87
期望产出	农业产值(O ₁)	农业产值(10 ⁸ 元)	58.86	55.05

	粮食总产量 (O ₂)	粮食总产量 (10 ⁴ t)	175. 59	113. 68
	生态系统服务价值 (O ₃)	生态系统服务价值当量 (10 ⁸ 元)	103. 72	62. 88
非期望产出	面源污染 (Obad ₁)	农用地面源污染排放量 (m ³)	450. 83	288. 10
	碳排放 (Obad ₂)	农用地碳排放量 (10 ⁴ t)	16. 05	10. 16

考虑到农用地生产过程所带来的负面环境影响包括两个方面:(1)土地生产过程中造成水体污染和水体富营养化的面源污染,主要包括化肥、有机肥、农用地废弃物、农药和农膜污染源产生的 COD、TN 和 TP 等污染物^[30]; (2)土地利用过程中产生的碳排放,主要包括化肥、农药、农膜、柴油、翻耕和灌溉等产生的碳排放^[31]。结合已有研究成果,本文选取面源污染和碳排放 2 个指标来表示非期望产出,具体构成及衡量方式见表 2。

表 2 农用地非期望产出的构成及衡量方式

污染来源	面源污染的衡量方式	碳排放的衡量方式
化肥	化肥×TN/TP 产污系数×流失率	化肥×η ₁
有机肥	乡村人口、猪牛羊和家禽数量(出栏量或存栏量)×(1-利用率)×粪尿排泄系数×COD/TN/TP 排污系数	—
废弃物	秸秆、蔬菜产量×COD/TN/TP 产污系数	—
农药	农药×产污系数×流失率	农药×η ₂
农膜	农膜×产污系数×残留率	农膜×η ₃
农机	—	机械总动力×η ₄
翻耕	—	播种面积×η ₅
灌溉	—	灌溉面积×η ₆

其中,对农用地面源污染的测算,本研究主要参照陈敏鹏等^[32]、潘丹等^[9]采用清单分析方法进行测算,具体计算公式如下:

$$E = \sum_i EU_i \rho_i (1 - \eta_i) C_i \tag{6}$$

式中:E 为面源污染排放量,主要包括化学需要量(COD)、总氮(TN)和总磷(TP)3 类;EU_i为单元 i 指标统计数;ρ_i、η_i和 C_i分别为单元 i 污染物的产污强度系数、利用效率系数和污染物排放系数。

其次,对农用地碳排放的计算,本文依据 2006 年联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)提供的碳排放计算系数,以及借鉴

李波等^[33]、段华平等^[34]的碳排放计算方法,具体计算公式如下:

$$Q = \sum_1^i Q_i = \sum_1^i T_i \times \delta_i \quad (7)$$

式中:Q 表示农用地生产的碳排放总量; Q_i 表示各种碳源的碳排放量; T_i 表示化肥、农药、农膜、柴油的消耗量以及翻耕、灌溉面积; δ_i 表示各类碳源排放的排放系数,化肥、农药、农膜、农机、翻耕和灌溉的碳排放系数分别为 0.8956kgC/kg、4.9341kgC/kg、5.18kgC/kg、0.18kgC/km、312.6kgC/km² 和 20.476kgC/hm²。

1.3 数据来源与处理

本文以 1990~2017 年江西省及 11 个设区市为研究样本,相关经济、社会、资源和生态基础数据来源于 1991~2018 年《江西统计年鉴》、《中国统计年鉴》、《中国县域统计年鉴》以及江西省各设区市统计年鉴,部分当量因子及排放系数来源于已有文献成果^[33~35]和《第一次全国污染普查:肥料流失、农药流失、地膜残留系数手册》。其中,在研究周期内缺失的部分数据,分别从江西统计局统计数据库、各设区市《国民经济和社会发展统计公报》获取,个别缺失年份数据采用平滑数据处理法进行处理与换算。此外,为统一口径和消除价格因素的影响,相关数据均统一换算成以 1990 年为基期的不变价格;空间地理数据来源于国家基础地理信息数据中心提供的 1:300 万矢量数据。

2 农用地生态效率测算结果与分析

2.1 生态效率时序演变特征分析

根据包含非期望产出的 SBM-Undesirable 模型基本原理,利用公式(1)~(3)测算得到 1990~2017 年江西省农用地生态效率值,同时采用 DEA-CCR 模型对不考虑期望产出的农用地生态效率进行测算(见图 1)。

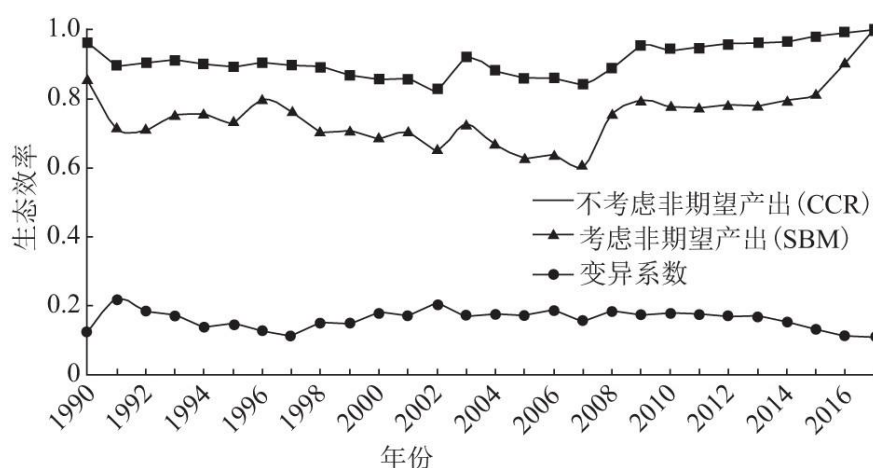


图 1 1990~2017 年江西省农用地生态效率变动趋势与变异系数

从图 1 可以看出,在考虑非期望产出和不考虑非期望产出两种模式下,1990~2017 年江西省农用地生态效率呈现大致相同的变化特征,均呈现“先下降后上升”的波动变化趋势,均值分别为 0.912 和 0.749,考虑非期望产出比不考虑非期望产出测得的农用地生态效率值明显降低,且整体降低 16.24%,说明只考虑期望产出而忽视农用地实际生产过程中带来的非期望产出的效率测度

值偏高,评价结果存在一定的失真。其次,经典 DEA-CCR 模型是基于径向视角,未充分考虑到投入产出松弛性问题,因此其测度的农用地生态效率值往往高估了实际效率值;而基于非径向、非视角的 SBM-Undesirable 模型,不仅能够有效的区分效率值差异,而且考虑非期望产出的生态效率值更加可靠、贴近现实。因此,下文均采用基于非期望产出的 SBM-Undesirable 模型测算结果进行分析。

在考虑非期望产出的 SBM-Undesirable 模型中,1990~2017 年江西省农用地生态效率总体上呈“先下降后上升”的波动变化趋势,在 2017 年达到生态效率有效水平值 1,在 2007 年则位于最低水平仅为 0.606,其总体平均值为 0.749。根据农用地生态效率值年际变动情况,可以将其划分为 2 个阶段(图 1):(1)1990~2007 年,这期间江西省农用地生态效率呈现波动下降的趋势,生态效率值从 1990 年的 0.856 下降到 2007 年的最低值 0.606,这意味着如果把当前生产要素的潜力全部发挥出来,可以使产出在当前水平上提升 39.4%左右,期间年均降低 2.02%,整体处于较低水平;其原因是随着经济社会的快速发展,农民务农机会成本上升,因此农民从“理性”角度出发必然更多地选择进城务工,农村青壮年劳动力不断转移,导致农作物种植面积不断下降,农地撂荒、闲置现象严重,且随着国家退耕还林、还草、还湖工程不断推进,耕地面积处于不断减少趋势;此外,该研究期间农业生产更多是依赖高投入、高消耗、高污染、低产出的粗放式生产模式,以牺牲资源环境为代价来换取农业经济增长,使得农用地生态效率呈现出不断下降的趋势。(2)2007~2017 年,这期间江西省农用地生态效率呈现波动上升的趋势,生态效率值从 2007 年的 0.606 上升到 2017 年的 1,年均上升 5.14%,上升幅度较为明显,其原因是随着经济社会的进一步发展和国家各种惠农政策的实施推进,农民生产积极性在一定程度上得到提高;其更为深层次的原因是农业科学技术不断进步与推广应用,以及农村土地产权制度不断改革和有序推进,使得农业机械化程度不断提高,有效地促进农用地向规模化、集约化、高效化利用方向发展;此外,近年来随着国家对农业面源污染和碳排放等环境问题的重视与治理,以及人们对生活环境保护、食品安全等意识的提高,农业资源环境问题逐渐得到解决与改善。简言之,多方面的因素最终使得农用地生态效率呈现出不断上升的趋势。

2.2 生态效率区域差异特征分析

根据测度的农用地生态效率值,结合公式(4)可计算得到江西省农用地生态效率值变异系数(见图 1)。变异系数可表征区域的相对差异,由图 1 可知,生态效率值变异系数大致呈现“先下降后上升再下降”的变化特征,1991 年区域差异最大(0.220),2017 年区域差异最小(0.109),且从 2008 年以来变异系数呈连年下降趋势。说明江西省各设区市农用地生态效率的差距先逐渐减少,呈现逐渐收敛的趋势;然后区域差距逐渐增大,呈现逐渐扩大的趋势;最后区域差异又逐渐减小,又呈现逐渐收敛的趋势。总体上看,研究期内生态效率值变异系数呈波动下降的趋势,且与生态效率值大致呈相反方向的变动趋势,即生态效率值下降,变异系数则上升;反之,生态效率值上升,变异系数则下降。说明随着生态效率的提高,各设区市之间的差异呈收敛趋势,区域差异将会越来越小。

2.3 生态效率空间格局特征分析

基于前文 SBM-Undesirable 模型测算结果,采用等距法选取 1990、1995、2000、2005、2010 年以及最近的 2017 年各设区市的农用地生态效率截面数据,运用 ArcGIS10.1 软件对其空间格局演变进行系统分析。根据 DEA 数值是否为 1,将各设区市分为 DEA 有效(效率值等于 1)和 DEA 无效(效率值小于 1)两大类,然后对 DEA 无效地区进一步以数值相对大小依次划分为 DEA 相对高效[0.8~1)、DEA 相对中效[0.6~0.8)以及 DEA 相对低效[0~0.6)地区,并结合各设区市农用地面源污染和碳排放占全省总额比重的变化情况,绘制空间分布图(图 2)来反映 1990~2017 年江西省农用地生态效率的空间格局演变规律。

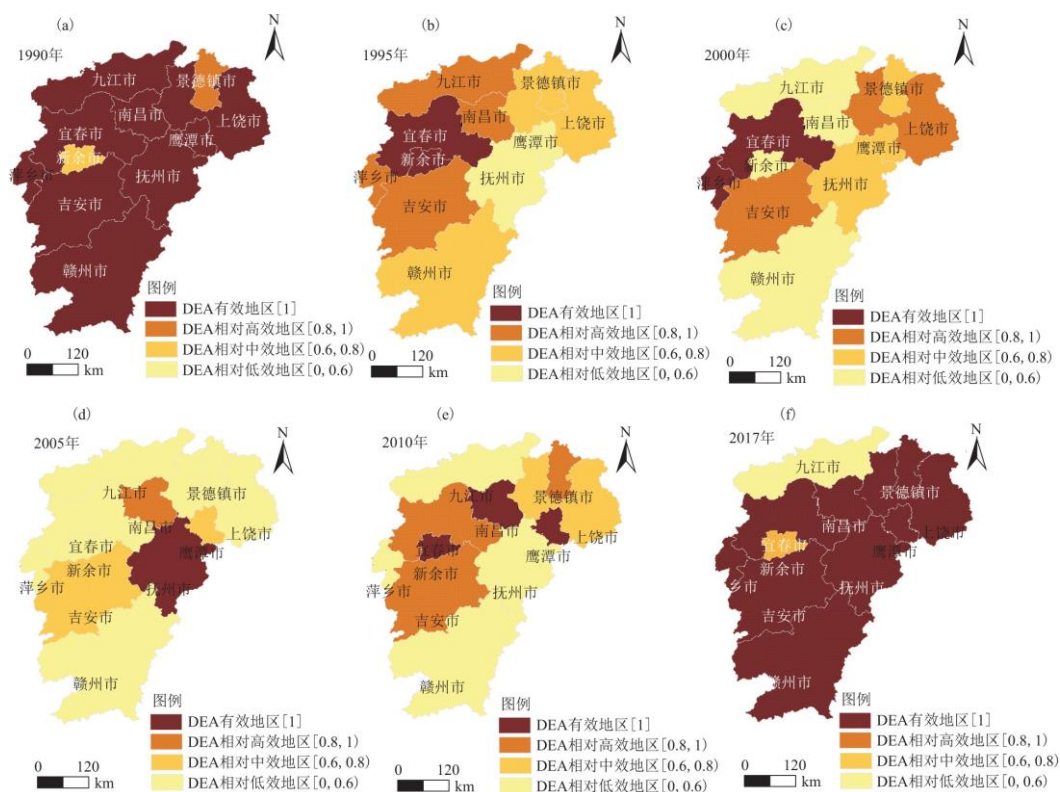


图 2 1990~2017 年间江西省 11 设区市农用地生态效率空间格局演变过程

从图 2 可以看出,研究期内江西省各设区市农用地生态效率空间格局演变轨迹呈现先下降后上升的扁平“V”型特征,高效率地区由“连片”分布向“点状”分布再向“连片”分布变化,空间格局趋于非均衡化发展。就 DEA 有效地区而言,呈现典型聚集特征;1990~2017 年的部分年份,分别有 9、2、2、1、3 和 9 个设区市农用地生态效率值达到 DEA 最优值,分别占总数的 81.81%、18.18%、18.18%、9.09%、27.27%和 81.81%。就区域差异而言,南昌市、吉安市、宜春市和鹰潭市等设区市的生态效率均较高,其中宜春和吉安 2 个设区市的污染源、碳排放产出占比之和分别达到了 31.42%和 28.45%,高效率伴随着高非期望产出,说明是以高投入高产出的土地利用特征跻身于高效率地区,高投入难以避免非期望产出的增加;九江市、赣州市和抚州市等设区市的生态效率则相对较低,这 3 个设区市的低效率伴随着高非期望产出,污染源、碳排放产出占比之和分别达到了 36.58%和 39.80%,说明该地区高面源污染、高碳排放的特征趋势增强。就 DEA 无效地区而言,呈现梯形分层,“中间高-外围低”的特征;1990~2005 年以宜春市和萍乡市等设区市为中心聚集,2006~2017 年以南昌市和鹰潭市为中心,周边地区呈现梯形分层的特征分布,特别是到了 2017 年除九江市和新余市以外,DEA 无效地区都提升成为 DEA 有效地区。

3 农用地生态效率时空差异影响因素分析

3.1 影响因素定量分析

3.1.1 变量选取与模型设定

梳理相关研究成果^[3, 21, 36, 37]可知,农用地生态效率时空差异是受自然环境条件、经济发展水平、技术水平和农业政策情况等多种因素共同影响的结果。鉴于此,本文从经济发展水平、地理环境条件、土地资源禀赋、生产设施条件、农业科技进展、社会结构特征、农户自身特征、农业政策制度等方面来考虑各因素对农用地生态效率时空差异的影响。根据数据的可获得性和科学性,选取农村居民人均可支配收入(CDI)、复种指数(MCI)、劳均播种面积(PCL)、有效灌溉率(IAR)、受灾面积比例(APP)、城乡收入

差距(IG)、农村劳动力受教育程度(EI)和免收农业税政策(AT)等 8 项影响因素指标(表 3)。其中,农村经济发展水平用不变价格的农村居民人均可支配收入表示,同时为了避免数据非平稳趋势,对其取对数处理,并引入平方项,来考察是否存在“U”型环境库兹涅茨关系;农业税政策免征从 2006 年全面开始实施,因此将分类变量免收农业税政策(AT)2006 年以前设置为 0,2006 年开始则设置为 1。

表 3 农用地生态效率影响因素指标选取与说明

解释变量	指标说明	变量类型	预期方向
农村居民人均可支配收入(CDI)	农村居民人均可支配收入	连续变量	+
复种指数(MCI)	农作物播种面积与耕地面积之比	连续变量	+
劳均播种面积(PCL)	农作物播种面积与农业从业人数之比	连续变量	+
有效灌溉率(IAR)	灌溉面积与耕地面积之比	连续变量	+
受灾面积比例(APP)	受灾面积与农作物播种面积之比	连续变量	-
城乡收入差距(IG)	城镇居民人均可支配收入与农村居民人均可支配收入之比	连续变量	-
农村劳动力受教育程度(EI)	农村劳动力高中文化水平人数与农村总劳动人数之比	连续变量	+
免征农业税(AT)	一种从事农业生产的税收,于 2006 年取消	分类变量	+

为深入探讨各影响因素对江西省农用地生态效率时空差异的影响程度,本文采用 1990~2017 年江西省 11 个设区市的面板数据进行回归分析。由于生态效率值在 0~1 之间,具有受限的特征,为避免 OLS 回归带来的偏差,本文运用 Tobit 回归模型,以 1990 年为基准年,选用极大似然法对农用地生态效率时空差异进行分析,具体模型设定如下:

$$\begin{aligned} EE_{it} = & c + \delta_1 \ln CDI_{it} + \delta_2 (\ln CDI_{it})^2 + \delta_3 MCI_{it} \\ & + \delta_4 PCL_{it} + \delta_5 IAR_{it} + \delta_6 APP_{it} + \delta_7 IG_{it} + \\ & \delta_8 EI_{it} + \delta_9 AT_{it} + \mu_{it} \end{aligned} \tag{8}$$

式中:EE 为农用地生态效率值,CDI、MCI、PCL、IAR、AAP、IG、EI 和 AT 分别表示相应解释变量;c 为常数项,δ 为回归系数,μ 为随机扰动项,服从独立同分布;i 和 t 分别代表第 i 个设区市和第 t 年。

3. 1. 2 回归结果与分析

运用 Stata12.0 计量软件进行 Tobit 模型面板回归分析,最终得到回归结果如表 4 所示。其中,农村居民人均可支配收入(CDI)和复种指数(MCI)分别通过 1%显著性检验,与江西省农用地生态效率具有高度相关性;城乡收入差距(IG)通过 5%显著性检验,与江西省农用地生态效率具有较高相关性;劳均播种面积(PCL)和农村劳动力高中以上文化比例(EI)均通过 10%显著性检验,与江西省农用地生态效率具有一定相关性;有效灌溉率(IAR)和农业税政策(AT)整体上并不显著,依然对农用地生态效率有着正影响;而受灾面积比例(APP)整体上不显著,对农用地生态效率则有着负影响。

表 4 江西省农用地生态效率 Tobit 模型回归结果

解释变量	回归系数	标准误	Z 统计量	P 值
lnCDI	-0.9228***	0.2867	-3.22	0.001
(lnCDI) ²	0.0596***	0.0184	3.24	0.001
MCI	0.3641***	0.0917	3.97	0.000
PCL	0.1562*	0.0814	1.92	0.055
IAR	0.0935	0.2211	0.42	0.673
APP	-0.1331	0.1107	-1.20	0.229
IG	-0.1280**	0.0578	-2.22	0.027
EI	0.0087*	0.0522	1.67	0.095
AT	0.0364	0.0491	0.74	0.459
_cons	5.7126***	1.0730	5.32	0.000

3.2 影响机制综合分析

从表 4 的回归结果可以看出, 1990~2017 年江西省各设区市农用地生态效率是多种影响因素共同作用的结果, 可以从中发现:

(1) 农村经济发展水平, 对农用地生态效率产生显著正影响, 且与农用地生态效率存在着“U”型的二次关系, 与潘丹^[21]的研究相一致。这说明农村经济发展水平决定着资金、技术、劳动力等要素投入的程度, 在经济发展初期农户为追求产出与收入的增长, 农业生产更依赖于自然资源与生产要素的大量投入, 而往往忽视了对生态资源环境的保护, 导致农用地生态效率下降; 随着农村经济发展水平不断提高, 农户拥有更多资金投入基础设施与农业生产设备的改进换代中, 从而使得农用地生态效率又将逐步提高。

(2) 复种指数, 回归系数为 0.3641, 对农用地生态效率产生显著正影响。这说明区域的地形、气候、光照是决定农用地复种指数高低的重要决定因素之一, 其次农户对农用地的利用程度也是决定复种指数的高低的重要因素。因此, 在其他因素保持不变的情况下, 复种指数越高, 单位农用地面积产量越高, 土地生产能力越强, 农用地生态效率也就越高。

(3) 城乡收入差距, 回归系数为-0.1280, 与农用地生态效率呈显著负相关关系。随着城乡收入差距不断拉大, 待在农村务农的机会成本会越来越大, 根据“理性人”理论假设, 农民更倾向于选择进城务工。一方面导致农村青壮年劳动力不断流失, 另一方面留在农村的老弱劳动力将会通过大量使用农药化肥等化学要素来替代青壮劳动力的流失, 以此来提高农业产出以获得更多的农业收入, 从而加剧了面源污染和农业碳的排放, 对农用地生态效率造成显著负影响。

(4) 劳均播种面积, 回归系数为 0.1562, 与农用地生态效率呈较为显著的正相关关系。这说明在其他因素保持不变的情况下, 每个农户耕种的土地面积越多, 最终收获的粮食产量将越高。因此, 推进集约化、机械化和规模化生产, 不断提升劳均播种面积, 将是提升江西省农用地生态效率的重要方式, 与当前推进“规模化经营”的观点和趋势相符^[37]。

(5)农村劳动力高中以上文化比例,回归系数为0.0087,对农用地生态效率产生显著的正影响。这说明农户自身的受教育程度与农用地生态效率具有正相关关系,农户是农业生产的主体,拥有更好的教育水平有利于农户对农业新知识、新技术的学习与采纳,其次资源环境保护认知意愿也更高,将有利于农用地资源的科学经营,有利用农用地生态效率的提高。

4 结论与讨论

通过以上分析,可以得出以下4点结论:

(1)考虑非期望产出的农用地生态效率测算结果普遍低于不考虑非期望产出的农用地生态效率,但避免了传统DEA模型径向角度选择产生的缺陷,提高了生态效率测算的准确性与科学性,使结果更加切合实际。

(2)从时间维度来看,1990~2017年江西省农用地生态效率呈现先波动下降后再波动上升的趋势,具有较为明显的阶段性变化特征,平均值为0.749,总体呈上升趋势,区域间生态效率呈收敛性发展趋势。

(3)从空间维度来看,研究期内江西省各设区市农用地生态效率空间格局演变轨迹呈先下降后上升的扁平“U”型特征,高效率地区由“连片”分布向“点状”分布再向“连片”分布变化,空间格局趋于非均衡化发展。

(4)从影响机制来看,农村居民人均可支配收入和复种指数在1%的水平上正向影响江西省农用地生态效率,城乡收入差距在5%的水平上负向影响江西省农用地生态效率,劳均播种面积和农村劳动力文化程度在10%的水平上正向影响江西省农用地生态效率;受灾面积比例和农业税政策有着正向影响,有效灌溉率则为负向影响,但影响不显著。

本文基于面源污染和碳排放的双重视角对江西省农用地生态效率时空差异及影响因素进行了研究,综合对比了不考虑非期望产出和考虑期望产出的情况,同时在期望产出中考虑了农用地的生态价值,研究结果更具充分性和贴近实际情况,改变了以往未纳入环境污染影响的不足,也弥补了以往单一考虑碳排放或面源污染的不足。此外,运用Tobit长面板数据回归模型从更深层次揭示了江西省农用地生态效率的影响机制,为政府制定相关决策提供了理论依据。当然,本研究也仍然存在着一些不足:

(1)非期望产出方面,暂未考虑农村生活污水或者农村工业废水排放污染等非期望产出造成的农用地生态效率损失;

(2)暂未将各地区土地初始质量、土壤肥力等差异情况纳入农用地生态效率评价体系;

(3)在影响机制分析时,暂未将农户对农业科技采纳、污染防治意愿等微观因素纳入分析;农用地生态效率时空差异及影响机制是多方面因素共同作用的结果,而这些都为今后的深化研究提供了重要方向。

5 政策启示

基于上述分析结果,提出江西省农用地生态效率提升与改善的相关建议:

(1)科学优化投入要素配置,加强农业科技创新应用。科学优化投入要素配置,摒弃过度依赖资源要素投入和环境污染的粗放型农业发展模式,走农业可持续发展的道路;积极引进先进灌溉、耕作、化肥施用等农业科技,推行机械化耕作模式,同时针对江西省特殊的山地丘陵地形,实行小型机械化运作的“精耕细作”发展模式,把农业科技创新和生产模式改进作为江西省农用地生态效率提升的根本动力。

(2)加强培育农民环保意识,逐步改善农业生态环境。农民是农业生产行动主体,加强对农业生产者开展多层次、多形式的科

技文化教育, 培育生态环境保护意识; 从可持续发展理念出发, 降低化肥、农药和农膜的使用量, 减少农业面源污染和农业碳排放量, 走生态、循环与低碳的农业生态文明发展道路, 避免过度消耗资源和排放过量污染物而导致农用地生态效率降低。

(3) 建立健全农村土地流转制度, 切实推进新时期“三农”政策。加快建立农村土地经营权有序流转制度, 盘活农村闲置、撂荒土地资源, 降低土地细碎化程度, 走适度规模经营道路, 不断提高劳动生产率、土地产出率和资源利用率, 从而提升农用地生态效率。

最后, 对于农用地生态效率较低地区, 应该紧密结合区域自身发展情况, 紧抓“精准扶贫战略”和“乡村振兴战略”这一历史机遇, 借鉴其它区域先进生产管理经验, 因地制宜、循序渐进地制定出各区域农用地生态效率的提升策略。

参考文献:

- [1] 李谷成. 中国农业的绿色生产率革命: 1978-2008 年[J]. 经济学(季刊), 2014, 13(2): 537-558.
- [2] 封永刚, 彭珏, 邓宗兵, 等. 面源污染、碳排放双重视角下中国耕地利用效率的时空分异[J]. 中国人口·资源与环境, 2015, 25(8): 18-25.
- [3] 田伟, 杨璐嘉, 姜静. 低碳视角下中国农业环境效率的测算与分析——基于非期望产出的 SBM 模型[J]. 中国农村观察, 2014(5): 59-71.
- [4] 李长健, 苗苗. 长江中游城市群土地利用效率测算: 现实机理与时空分异[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(12): 157-164.
- [5] 黄和平, 胡晴, 乔学忠. 基于绿色 GDP 和生态足迹的江西省生态效率动态变化研究[J]. 生态学报, 2018, 38(15): 5473-5484.
- [6] 张荣天, 焦华富. 中国省际耕地利用效率时空格局分异与机制分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(2): 277-287.
- [7] SCHALTEGGER S, STURM A. kologische rationalit t: Ansatzpunkte zur ausgestaltung von kologieorientierten management instrumenten[J]. Die Unternehmung, 1990, 44(4): 273-290.
- [8] 侯孟阳, 姚顺波. 中国城市生态效率测定及其时空动态演变[J]. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(3): 13-21.
- [9] 潘丹, 应瑞瑶. 中国农业生态效率评价方法与实证——基于非期望产出的 SBM 模型分析[J]. 生态学报, 2013, 33(12): 3837-3845.
- [10] PEKKA J, KORHONEN, MIKULAS L. Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis[J]. European Journal of Operational Research, 2004, 154(2): 437-446.
- [11] MICHELSEN O, FET A M, DAHLSTRUD A. Eco-efficiency in extended supply chains: A case study of furniture production[J]. Journal of Environmental Management, 2006, 79(3): 290-297.
- [12] HAHN T, FIGGE F, LIESEN A, et al. Opportunity cost based analysis of corporate eco-efficiency: A methodology and its application to the CO₂-efficiency of German companies[J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91

(10):1997-2007.

[13] G SSLING S, PEETERS P, CERON J P, et al. The Eco-efficiency of tourism[J]. *Ecological Economics*, 2015, 54(4):417-434.

[14] ARABI B, MUNISAMY S, EMROUZNEJAD A, et al. Eco-efficiency considering the issue of heterogeneity among power plants[J]. *Energy*, 2016, 111:722-735.

[15] FIGGE F, GIVRY P, CANNING L, et al. Eco-efficiency of virgin resources: A measure at the interface between micro and macro levels[J]. *Ecological Economics*, 2017, 138:12-21.

[16] 王宝义, 张卫国. 中国农业生态效率的省际差异和影响因素——基于 1996—2015 年 31 个省份的面板数据分析[J]. *中国农村经济*, 2018(1):46-62.

[17] 邢贞成, 王济干, 张婕. 长江经济带全要素生态效率的时空分异与演变[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(4):792-799.

[18] 屈小娥. 中国生态效率的区域差异及影响因素——基于时空差异视角的实证分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(12):2673-2683.

[19] 匡兵, 卢新海, 韩璟, 等. 考虑碳排放的粮食主产区耕地利用效率区域差异与变化[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(11):1-8.

[20] 李南洁, 肖新成, 曹国勇, 等. 面源污染下三峡库区农业生态环境效率及影子价格测算[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(11):203-210.

[21] 潘丹. 基于资源环境约束视角的中国农业绿色生产率测算及其影响因素解析[J]. *统计与信息论坛*, 2014, 29(8):27-33.

[22] 胡卫卫, 于水, 辛境怡, 等. 资源环境约束下福建省生态效率的区域差异与动态演变[J]. *水土保持通报*, 2018, 38(2):204-209.

[23] 黄和平, 王丽影. 基于能源代谢分析的南昌市能源消费碳排放综合生态效率研究[J]. *生态学报*, 2017, 37(12):4191-4197.

[24] 王良健, 李辉. 中国耕地利用效率及其影响因素的区域差异——基于 281 个市的面板数据与随机前沿生产函数方法[J]. *地理研究*, 2014, 33(11):1995-2004.

[25] 王海力, 韩光中, 谢贤健. 基于 DEA 模型的西南地区耕地利用效率时空格局演变及影响因素分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2018, 27(12):2784-2795.

[26] TONE K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001, 130(3):498-509.

[27] CHARNES A, COOPER W W, RHODES E. Measuring the efficiency of decision making units[J]. *European Journal of Operational Research*, 1978, 2(6):429-444.

-
- [28] TOBIT J. Estimation of relationships for limited dependent variables[J]. *Econometrica*, 1958, 26(1):24-36.
- [29] 黄和平, 王智鹏. 农业土地资源利用效率评价及改善路径研究——以江西省 11 个设区市为例[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(5):803-814.
- [30] 王宝义, 张卫国. 中国农业生态效率测度及时空差异研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(6):11-19.
- [31] 田云, 李波, 张俊飏. 我国农地利用碳排放的阶段特征及因素分解研究[J]. *中国地质大学学报(社会科学版)*, 2011, 11(1):59-63.
- [32] 陈敏鹏, 陈吉宁, 赖斯芸. 中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(6):751-755.
- [33] 李波, 张俊飏, 李海鹏. 中国农业碳排放时空特征及影响因素分解[J]. *中国人口·资源与环境*, 2011, 21(8):80-86.
- [34] 段华平, 张悦, 赵建波, 等. 中国农田生态系统的碳足迹分析[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(5):203-208.
- [35] 李华, 马丽. 绵阳市农业面源污染特征与区域差异分析[J]. *河南农业科学*, 2014, 43(11):59-64.
- [36] 田旭, 王善高. 中国粮食生产环境效率及其影响因素分析[J]. *资源科学*, 2016, 38(11):2106-2116.
- [37] 梁流涛, 曲福田, 王春华. 基于 DEA 方法的耕地利用效率分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2008, 17(2):242-246.