

基于两阶段 Super-NSBM 模型的农业生态效率及影响因素研究——以长江经济带为例¹

马艳^{1, 2}

(1. 湖北省高校人文社科重点研究基地武汉轻工大学食品安全研究中心, 湖北 武汉 430048;

2. 武汉轻工大学管理学院, 湖北 武汉 430048)

【摘要】：农业生态效率是衡量农业可持续性的重要指标，是影响中国农业可持续发展的重要问题之一。选取 2008~2019 年长江经济带 9 省 2 市的相关数据，采用考虑非期望产出的两阶段 Super-NSBM 模型测算长江经济带的农业生态效率与分阶段效率，并借助核密度分析方法和 Tobit 模型考察区域农业生态效率的时空特征与影响因素。结果表明：(1) 研究期间，长江经济带农业生态效率均值小于 1，未达到 DEA 有效。上、中、下游农业生态效率均值分别为 0.932、0.845、1.177，呈现下游>上游>中游的趋势，各省市间存在显著差异。(2) 从地区来看，仅江苏省在两阶段实现了 DEA 有效；江西、贵州、上海、四川为 DEA 弱有效省份。(3) 农业生态效率及其分阶段效率受农业机械化水平、农业种植结构调整的正向影响，受农业受灾率的负向影响。农业市场化程度、财政支农水平在农业生态治理阶段有正向影响。

【关键词】：长江经济带；农业生态效率；Super-NSBM 模型；核密度估计；影响因素

中图分类号：F205 文献标识码：A 文章编号：1004-8227(2023)04-0883-12

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202304018

长江经济带是我国现代农业发展的核心区，域内拥有太湖平原、江汉平原、成都平原等六大商品粮基地，为我国农业发展做出了巨大贡献。近几十年来，随着经济社会的高速发展，流域内出现了点、面源污染共存，生活与生产污染叠加，乡镇企业和城市转移污染同在的多重生态环境问题，严重影响了农业生产和农民生活。农业是国民经济的基础，是经济社会发展大局的“压舱石”。农业生态效率是衡量农业可持续发展的重要指标，加强农业污染防治、加快建设现代农业生产方式对补齐长江经济带沿线省市农业农村生态环境保护“短板”有着及其重要的作用。如何在提高农产品产出的同时降低农业生产污染以推动农业生态环境改善成为长江经济带，乃至中国农业可持续发展的重要议题。

¹ 收稿日期：2022-08-10；修回日期：2022-11-01

基金项目：湖北省高等学校哲学社会科学青年项目(21Q140)；中国博士后科学基金资助项目(2020M672459)；湖北省社科基金一般项目后期资助(2021161)；武汉轻工大学科研项目(2023Y54)

作者简介：马艳(1984~)，女，副教授，主要研究方向为农业生态经济与农村生态环境保护。E-mail: mayan1126@hotmail.com

当前国内外学者针对农业生态效率测度的研究主要侧重于以下层面：(1)研究尺度上：从“宏观-中观-微观”层面，涉及国家、区域、省市县域等^[1,2,3]尺度，进行了广泛深入的探讨。(2)在研究内容上，早期学者们主要基于传统农业生产模式对农业生产效率^[4]、评价指标体系构建^[5]、时空演变规律^[6]等方面进行研究。当前，学界多考虑环境约束下的农业生态效率研究，侧重于对其空间格局、空间溢出效应及空间收敛性等方面的探究。如刘蒙罢等^[7]基于核密度估计法及空间收敛模型，对长江中下游粮食主产区 71 个市(州)耕地利用生态效率区域差异及收敛态势定量刻画；时朋飞等^[8]运用探索性空间数据分析(ESDA)、地理加权回归模型(GWR)判读、剖析了长江经济带旅游业环境生产率(ETFP)时空演变特征与驱动机理；舒晓波等^[9]运用地理探测器模型对长江中游城市群影响农业生态效率的驱动因子进行探测。(3)在测算方法上，学术界常采用投入-产出比值法(Farrell)^[10]、随机前沿分析法^[11]、AHP-模糊综合评价法^[12]、生态足迹法^[13]、数据包络分析等^[14,15]。其中，数据包络分析方法无需预设函数关系，减少了主观争议性，被诸多学者用以测度农业生态效率。潘丹^[16]对传统 DEA 模型进行修正，采用基于非期望产出的 SBM 模型计算了中国 30 个省份的农业生态效率。洪开荣等^[17]基于系统论视角，从“社会-经济-生态”维度构建了网络 DEA 模型，对农业生态系统整体效率及各子系统效率值进行测算。侯孟阳采用超效率 SBM 模型对中国各省份 18 年的农业生态效率进行测算并对演变趋势进行预测。然而，无论是传统的 DEA 模型还是 SBM 模型，其共性都是进行单阶段效率测算，并将整个过程看成一个“黑箱”来评价，这种方法无法有效评价系统运行过程中的真实效率情况，容易造成系统整体效率的高估。针对这一不足，Fare 等^[18]、Tone 等^[19]、Tavana 等^[20]分别提出了网络 DEA 模型和网络 SBM 模型，旨在打开系统运行的“黑箱”，实现决策单元整体和内部阶段效率的评价^[21]。邓光耀等^[22]基于网络 SBM-DEA 模型对中国各省工业用水效率进行了分析，将工业污水排放量作为两个阶段的连接变量，在第一阶段作为非期望产出，在第二阶段作为投入。这一改进使得决策单元内部不再被当做“黑箱”处理，体现出了实际运营中的阶段性特点，使得效率的研究进一步推进。然而，网络 SBM 模型并没有提供多个有效决策单元如何排序及存在非期望产出情形下如何测算的解决办法；克林涛等^[23]运用两阶段考虑非期望产出的 Super-NSBM 模型对城市生态福利绩效进行测度，能够更高层次地剖析分阶段效率的合理性及改进路径，为本文研究方法提供了支撑。

综上所述，国内对农业生态效率的研究已初显成果，对长江经济带的相关研究^[24,25]也为本文提供了重要借鉴，但此类文献多侧重于从农业生态环境质量、数量和社会经济的功能出发，忽略了将农业生态效率的测算作为一个系统，整体考虑农业生态系统内部结构以及内部子阶段效率的分析。这一问题的忽略容易导致测算结果不够准确，从而影响农业生态效率的真实水平。与已有文献相比，本文拟在以下方面进行改进：(1)运用两阶段 Super-NSBM 模型，将农业生态效率分解为农业生产积累效率和农业生态治理效率两个阶段，将农业碳排放指标作为非期望中间产出，同时考虑农业生态系统强大的碳汇功能，将农业碳汇效益作为期望产出，分阶段进行效率测算。(2)在研究内容上，本文将进一步运用核密度估计法识别区域差异，采用 Tobit 回归模型从整体和阶段上分析影响农业生态效率的因素，以期为促进长江经济带各省市在农业生产和治理上的合作联动、为落实“共抓大保护，不搞大开发”的理念提供理论依据。

1 理论分析

1.1 农业生态效率理论内涵

1990 年德国学者 Schaltegger 等^[26]最早提出将生态效率定义为经济增长与环境影响的比值。世界可持续发展工商理事会(WBSCD)^[27]则将生态效率定义为在资源消耗过程中除生产人类正常的商品与服务需求外，同时还须确保该过程中所带来的生态影响至少与地球的承载力基本保持一致。生态效率具体到农业领域指的是在农业生产过程中，以尽可能小的资源消耗和环境污染，得到尽可能多的农业产出。在过去相当长一段时期内，学者在研究农业生产水平时使用的手段是仅仅考虑资源和经济的农业生产效率，并没有考虑对环境的负面影响。因此，本文结合农业生产的特点，借鉴聂弯等^[28]和姜翔程等^[29]的研究，将农业生态效率定义为：在一定的农业投入要素组合下，把农业生产活动控制在农业生态系统承载力范围之内，用较少的资源消耗获得最大的农产品或者服务，同时对环境的非期望产出降到最低。基于此，本文尝试引用两阶段 Super-NSBM 模型测算农业生态效率，建立农业“生产积累—生态治理”两阶段框架，从农业生产积累效率、农业生态治理效率两方面对农业生态效率进行分析。

1.2 农业生态效率测度的框架

根据前述内涵可知，农业生态效率要求在自然资源低消耗、环境低污染的前提下实现经济效益的最大化^[30]。基于已有文献研究成果，本文将考虑非期望产出的两阶段农业生态效率网络分为两个阶段，如图 1 所示。

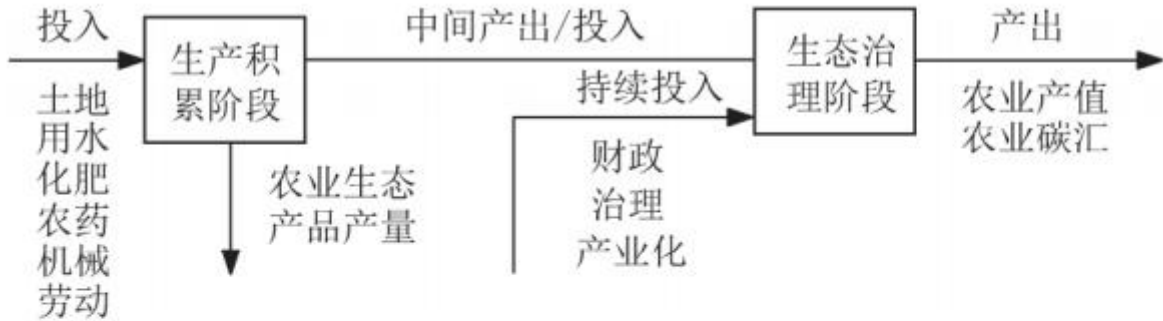


图 1 考虑非期望产出的两阶段农业生态效率网络结构

Fig. 1 Framework of the two-stage agricultural eco-efficiency network structure with undesired outputs

第一阶段，农业生态产品的生产积累阶段，包括土地、用水、化肥、农药、机械和劳动力的投入。在这一阶段是以农产品的培育和成熟为主，进行农产品的获取，此阶段的产出以粮食产量作为表现，同时也需考虑到农业生产过程中碳排放对积累和治理阶段的影响，需将非期望产出考虑在两个阶段内。第二阶段，农业生态环境的治理阶段。此阶段是整个社会经济活动的重要环节，是将农业生产积累过程中的“产品化”投入进行二次开发利用，向“市场化”转化从而获得价值增值的过程。第二阶段的产出包括农业总产值和农业碳汇量。连接这两个阶段的中间指标是第一阶段的产出，且两个阶段的权重值相同。

2 研究方法 with 数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 Super-NSBM 模型

本文采用两阶段视角下考虑非期望产出的 Super-NSBM 模型 (Super-efficiency Network SBM model)，旨在解决测算对象有多个决策单元值为 1 无法排序及单阶段 SBM 模型无法准确判断系统效率的问题。根据 Tone 的定义及参考龙亮军^[31]的相关公式，利用两阶段 Super-NSBM 模型对农业生态效率进行测算，公式如下：

$$\rho^* = \min \frac{\sum_{k=1}^K \omega^k \left[1 + \frac{1}{m_k} \left(\sum_{i=1}^{m_k} \frac{S_i^{k-}}{x_{i0}^k} \right) \right]}{\sum_{k=1}^K \omega^k \left[1 - \frac{1}{v_{1k} + v_{2k}} \left(\sum_{r=1}^{v_{1k}} \frac{s_r^{gk}}{y_{r0}^{gk}} + \sum_{r=1}^{v_{2k}} \frac{s_r^{bk}}{y_{r0}^{bk}} \right) \right]} \quad (1)$$

$$s. t. \begin{cases} \sum_{j=1, \neq 0}^n x_{ij}^k \lambda_j^k + S_i^{k-} = \theta^k x_{i0}^k, \quad i = 1, 2, \dots, m_k, \quad k = 1, 2, \dots, K \\ \sum_{j=1, \neq 0}^n y_{rj}^{gk} \lambda_j^k + S_i^{gk} = \varphi^k y_{r0}^{gk}, \quad r = 1, 2, \dots, S_k, \quad k = 1, 2, \dots, K \\ \sum_{j=1, \neq 0}^n y_{rj}^{bk} \lambda_j^k - S_i^{bk} = \delta^k y_{r0}^{bk}, \quad r = 1, 2, \dots, S_k, \quad k = 1, 2, \dots, K \\ \varepsilon \leq 1 - \frac{1}{v_{1k} + v_{2k}} \left(\sum_{r=1}^{v_{1k}} \frac{s_r^{gk}}{y_{r0}^{gk}} + \sum_{r=1}^{v_{2k}} \frac{s_r^{bk}}{y_{r0}^{bk}} \right) \\ z^{(k, h)} \lambda^h = z^{(k, h)} \lambda^k, \quad \sum_{j=1, \neq 0}^N \lambda_j^k = \sum_{k=1}^K \omega^k = 1 \\ \lambda^k \geq 0, \quad s^{k-} \geq 0, \quad s^{gk} \geq 0, \quad s^{bk} \geq 0, \quad \omega^k \geq 0 \end{cases}$$

需要说明的是，农业生态效率是比值数据，没有单位。当且仅当第一阶段的效率值和第二阶段的效率值均大于或等于 1 时，决策单元视为 DEA 相对有效；当综合效率值和其中一个阶段效率大于或等于 1 时，决策单元视为弱 DEA 有效。否则，视为 DEA 无效。

2.1.2 GML 效率指数

基于前文测算的农业生态效率值，引入 GML 效率指数探讨长江经济带农业生态效率在时间序列上的动态变化趋势，GML 效率不仅弥补了 ML 指数跨年变化，还可以反映随时间推移各决策单元的农业生态效率的变化情况。GML 效率指数为 t 时期和 t+1 时期的几何平均值，基本表述如下：

$$GML_k^{t, t+1}(x^t, y^t, b^t, x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1}) = \frac{1 + D^G(x^t, y^t, b^t)}{1 + D^G(x^{t+1}, y^{t+1}, b^{t+1})} \quad (2)$$

式中： $D^G(x^t, y^t, b^t)$ 是全局方向性距离函数，利用式 (1) 所示的 Super-NSBM 模型求解 (生产可行集的期限不再局限于同一年)。GML 指数大于 1，表明考察年度内农业生态效率值在增加，等于 1 则表示保持不变，小于 1 则表示下降。

2.1.3 核密度估计

核密度估计是一种常见的非参数估计方法，因不需要设置函数形式，具有用连续曲线来描述变量分布的特征。其公式如式 (3)

所示：

$$f(x) = \frac{1}{Nh} \sum_{i=1}^N K\left(\frac{x_i - \bar{x}}{h}\right) \quad (3)$$

式中： $f(x)$ 是农业生态效率的密度函数； N 为观测样本的数量； h 表示带宽； x_i 表示第*i*个DMU的农业生态效率； $K(\cdot)$ 表示核函数。本研究采用高斯核函数，其表达式为式(4)所示。

$$Gaussian = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}t^2} \quad (4)$$

对长江经济带9省2市农业生态效率时空演化规律进行估计，其过程基于Matlab软件。

2.1.4 指标构建

在指标选取方面，本文参考相关文献[14]并结合长江经济带11个省(市)农业发展实际情况，构建从“生产积累”到“生态治理”的两阶段农业生态效率评价指标体系，综合考虑投入要素、期望产出要素和非期望产出要素。在生产积累阶段：选取6项投入指标，2项农业产出指标。中间指标1项，既是第一阶段的非期望产出，又是第二阶段的投入。在生态治理阶段：投入指标4项，产出指标2项。具体如表1所示。

表1 两阶段 Super-NSBM 模型的农业生态效率评价指标体系

阶段	项目	指标	指标说明
生产积累阶段	人力投入	劳动投入	农业从业人员数(万人)
	物力投入	土地投入	农作物播种面积(hm ²)
		用水投入	农业用水总量(亿 m ³)
		化肥投入	化肥施用量(折纯万 t)
		农药投入	农药使用量(万 t)
		机械投入	农业机械总动(万 KW)

	产出	期望产出	粮食总产量(t)
		非期望产出	农业碳排放量(t)
中间变量		非期望产出	农业碳排放量(t)
生态 治理 阶段	投入	财政投入	农林水事务支出(万元)
		治理投入	农业污染治理投资额(万元)
			水土流失治理面积(千 hm ²)
	产业化投入	农业产业化经营项目投入(千万元)	
	产出	农业经济效益	农业总产值(亿元)
农业碳汇效益		农业净碳汇量(万 t)	

2.2 数据来源

本文以狭义农业即种植业为研究对象，选取长江经济带9省2市2008~2019年共12年指标数据测算农业生态效率。相关数据来源于《中国统计年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国区域经济统计年鉴》及各省统计年鉴。其中，农业从业人员数以农林牧副渔从业人员 \times (农业总产值/农林牧副渔总产值)计算得出。农业碳排放量借鉴李波等研究成果^[33,34]，基于化肥、农药、农膜等6项农业碳源排放量，乘以相应的碳排放系数加总后得出。农业污染治理投资额等于各省(市)农林牧渔总产值/各省(市)GDP \times 各省(市)环境治理投资总额。农业总产值统一折算为2008年不变价格产值。农业净碳汇量参考王修兰^[35]，韩召迎^[36]研究成果测算后获得。此外个别省市在少数年份存在数据缺失，采用指数平滑法补充完整。

3 实证结果分析

3.1 长江经济带农业生态效率、生产积累效率、生态治理效率演变分析

结合前述研究方法，本文首先运用基于可变规模报酬假设下的考虑非期望 Super-NSBM 模型和 GML 方法，借助 MaxDEA8.0 软件测算2008~2019年长江经济带9省2市在不同年份的综合及两阶段效率，然后对每个年份的效率取平均值，从而得到可进行时序比较的效率值(表2)。

根据表2的结果可知，2008~2019年，长江经济带农业生态效率整体水平较高，综合平均效率值为0.998，接近于1，仍未实现DEA有效。综合效率平均值从高到低依次为：江苏(1.474)、上海(1.291)、四川(1.092)、浙江(1.056)、贵州(1.052)、江西(1.019)、安徽(0.887)、云南(0.876)、湖北(0.767)、湖南(0.749)、重庆(0.710)。从各省份来看，江苏省均值最高，重庆市均值最低。

可能的原因在于，江苏省作为长三角区域的农业大省，生态类型多样，农业生产条件得天独厚，整体发展活力强，使得总体生态水平较高。而重庆市农业生产条件和资源禀赋相对薄弱，该市各区域受地形因素影响，易形成土地抬位、小气候、水分涵养以及土质条件的差异，从而限制了农业生产的集约化、机械化发展，影响了农业生态效率的提升。从区域上看，农业生态效率综合水平出现“下游>上游>中游”的态势。下游地区农业生态效率高，且相对稳定，主要原因在于：下游地区属于长江经济带经济最发达的地区，有雄厚的资金投入农业生态环境治理，在引进先进技术提高资源使用效率方面具有显著优势。上游地区受经济发展和地形地貌的影响，不如中下游地区拥有丰富的农业资源禀赋，但近年来能因地制宜发展特色生态农业，在生态补偿、碳汇交易、生态产品项目建设等方面进步很快。以贵州为例，贵州是全国唯一没有平原支撑的省份，耕地资源十分稀缺，但贵州省近年来努力提高农业科技水平，加快现代山地特色高效农业发展步伐，推进农业农村现代化，使得该省在农业生态产品价值实现及生态环境治理方面走在了前列。中游地区农业资源禀赋良好，水土丰沛，但农业发展易重量轻质，出现以环境污染为代价，形成高污染、高能耗的发展模式，造成了中游地区农业生态效率值垫底的局面。

表 2 2008~2019 年长江经济带各省市农业生态效率测算结果

区域	城市	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	均值	排名
下游 (4)	上海	1.188	1.241	1.248	1.422	1.399	2.411	1.221	1.048	1.060	1.052	1.113	1.092	1.291	2
	江苏	1.203	1.286	1.224	1.263	1.204	1.237	1.243	1.801	1.845	1.899	1.789	1.695	1.474	1
	浙江	1.164	1.080	1.129	1.060	1.038	1.046	1.178	1.120	1.033	1.044	1.058	0.723	1.056	4
	安徽	0.866	0.862	0.856	0.853	0.856	0.847	0.865	0.872	0.715	1.030	1.017	1.011	0.887	7
中游 (3)	江西	0.930	1.022	1.014	1.025	1.022	0.942	1.035	1.033	1.054	1.052	1.051	1.041	1.019	6
	湖北	0.652	0.710	0.725	0.712	0.589	0.612	0.687	1.017	1.022	1.058	0.703	0.724	0.767	9
	湖南	0.861	0.892	0.842	0.854	0.835	0.666	0.665	0.681	0.803	0.523	0.794	0.568	0.749	10
上	重	0.743	0.762	0.748	0.737	0.700	0.663	0.684	0.723	0.718	0.664	0.698	0.683	0.710	11

游 (4)	庆														
	四川	0.967	0.971	0.964	1.103	1.143	1.139	1.107	1.094	1.115	1.183	1.131	1.181	1.092	3
	贵州	1.099	1.117	1.083	1.062	1.085	0.753	0.794	1.119	1.110	1.122	1.141	1.136	1.052	5
	云南	0.933	1.089	1.074	0.927	0.846	0.848	0.846	0.843	0.833	0.615	0.846	0.816	0.876	8
下游		1.105	1.117	1.114	1.150	1.124	1.385	1.127	1.210	1.163	1.256	1.244	1.130	1.177	(1)
中游		0.814	0.875	0.860	0.863	0.815	0.740	0.796	0.911	0.959	0.878	0.849	0.778	0.845	(3)
上游		0.936	0.985	0.967	0.957	0.943	0.851	0.858	0.944	0.944	0.896	0.954	0.954	0.932	(2)
长江经济带		0.964	1.003	0.992	1.002	0.974	1.015	0.939	1.032	1.028	1.022	1.031	0.970	0.998	—

为了进一步考察 2008~2019 年长江经济带各省市农业生态效率在时间上的动态演进趋势，选取 2008、2011、2015 和 2019 年综合效率值，计算代表性年份的核密度分布，如图 2 所示。

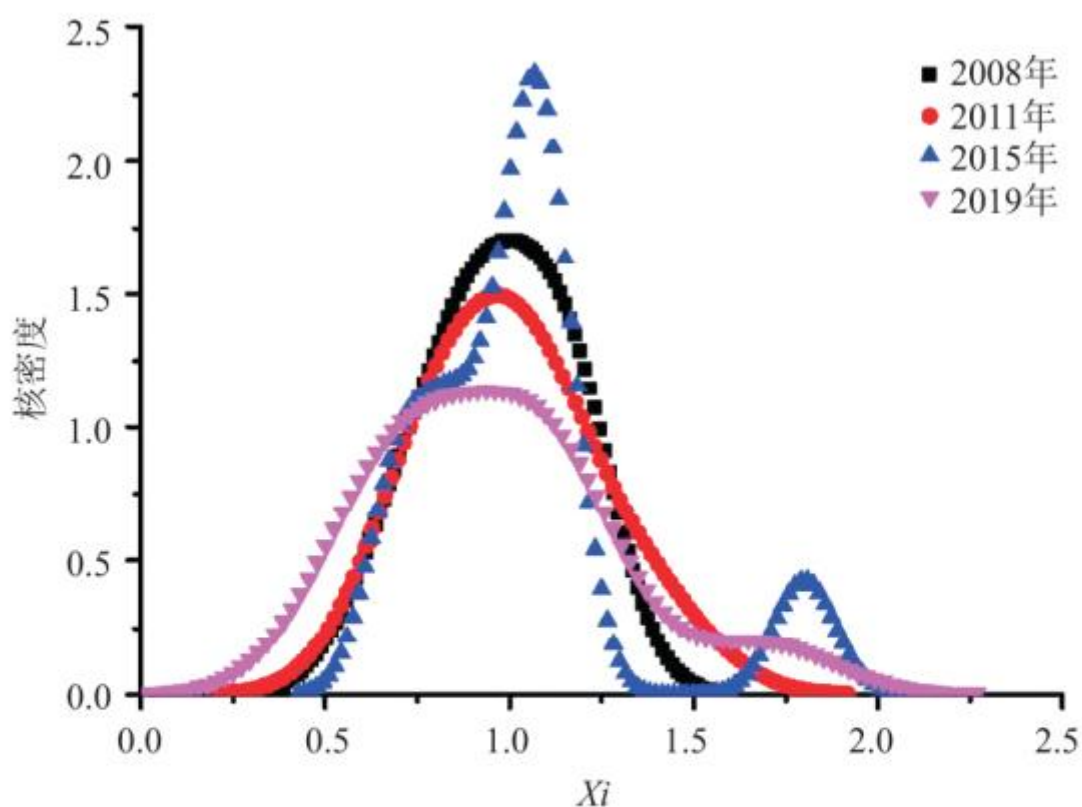


图 2 长江经济带农业生态效率值的核密度估计
 Fig. 2 Kernel density curve of agricultural ecological efficiency in Yangtze River Economic Belt

从图 2 可以看到：(1)各时间段密度函数的中心在 1 附近，这是因为各时间段长江经济带各省综合效率的平均值在 1 附近。(2)从密度函数中心来看(横坐标 X_i 所对应的值),2011 年的中心值最大，说明 2011 年各省份综合效率值的平均值最大，其他年份差异较小；(3)从密度函数中心的峰值来看(纵坐标密度所对应的值),2015 年最大，这说明与其他年份相比，2015 年在平均值附近的省份较多，数据更集中。(4)从波峰的个数来看，2015 年波峰有两个，说明 2015 年各省农业生态效率值呈现两极分化的现象；2008、2011 和 2019 年的波峰个数则只有一个，未出现两极分化。2008~2019 年间，从“单峰”逐渐演变为“双峰”，到最后变为“单峰”，且主峰高度表现为持续变矮的态势，说明长江经济带内省份的农业生态效率极化现象有所减弱，内部差距先扩大，后缩小的态势。(5)2008 和 2011 年，密度函数呈对称分布特征，说明综合效率指数值分布较为均匀。从尾部来看，2015 和 2019 年，呈现右偏分布的特征，说明右边的省份个数比左边更多，也即考察年度里农业生态效率的综合效率值大于平均值的省份个数更多。

由于篇幅限制，本文仅列出部分年份数据进行对比分析长江经济带 11 省市的分阶段农业生态效率值，如表 3 所示。

表 3 2008~2019 年长江经济带农业生态分阶段效率测算结果

地区	农业生产积累阶段						农业生态治理阶段					
	2008	2011	2015	2019	研究期均值	排名	2008	2011	2015	2019	研究期均值	排名
上海	1.172	1.280	0.952	0.989	1.248	2	1.265	1.560	1.211	1.345	1.345	2
江苏	1.197	1.121	1.217	1.200	1.174	1	1.272	1.346	2.381	2.228	1.749	1
浙江	1.125	1.070	1.154	1.004	1.058	4	1.296	1.079	1.161	1.000	1.118	4
安徽	0.742	0.706	0.757	0.549	0.820	10	1.000	1.000	1.000	1.017	0.969	8
江西	1.013	1.025	1.038	1.050	1.040	5	0.949	1.009	1.008	1.017	1.009	5
湖北	0.714	0.694	1.104	1.000	0.856	8	0.673	0.776	0.968	0.547	0.716	10
湖南	0.721	0.709	0.588	0.557	0.644	11	1.000	1.000	0.817	0.648	0.878	9
重庆	1.000	1.000	1.000	0.898	0.992	7	0.577	0.570	0.550	0.562	0.536	11
四川	0.944	1.016	1.024	1.094	1.011	6	1.000	1.158	1.131	1.212	1.142	3
贵州	1.218	1.161	1.159	1.109	1.149	3	1.009	1.023	1.118	1.158	0.992	6
云南	0.895	0.862	0.759	0.631	0.798	9	1.000	0.911	1.188	0.680	0.993	7
下游	1.059	1.044	1.020	0.935	1.075	(1)	1.208	1.246	1.438	1.397	1.295	(1)
中游	0.816	0.809	0.910	0.869	0.847	(3)	0.892	0.928	0.931	0.737	0.868	(3)
上游	1.014	1.010	0.986	0.933	0.987	(2)	0.897	0.916	0.997	0.903	0.916	(2)
全域	0.976	0.967	0.978	0.916	0.981		1.009	1.039	1.140	1.038	1.041	

总体而言, 2008~2019 年, 长江经济带农业生产积累阶段与生态治理阶段的效率值分别为 0.981 和 1.041, 农业生产积累效率明显低于农业生态治理效率, 为弱 DEA 有效。从省份上看, 2008~2019 年间, 仅江苏省实现 DEA 有效; 江西省和贵州省虽然在表 3 中两阶段的均值大于 1, 但其在研究期内个别年份的农业生产积累或生态治理阶段的效率值仍有未达到 1 的情况, 属于 DEA 弱有效。与此相同情况处于弱 DEA 有效的省市还有上海市和四川省, 说明这几个省市在农业生产和生态治理上虽然实现了较好的协调, 但仍然在生产或治理阶段有提升效率的空间。安徽、湖北、湖南、重庆、云南 5 省市的两阶段均值在研究期内均小于 1, 为 DEA 无效, 未能实现生产积累和生态治理之间的协调发展。从流域来看, 下游在农业生产积累阶段和生态治理阶段的效率值均高于中游和上游。值得注意的是, 下游和中游在生产积累阶段的均值都普遍低于生态治理阶段均值; 而上游在两阶段的效率均值虽未达到 DEA 有效, 但第一阶段效率值要高于第二阶段, 可能的原因在于: 上游在农业生产环节积累程度较好, 但治理水平受经济发展和技术限制, 未能摆脱高污染、高能耗的限制, 需进一步提升治理水平。而中、下游农业资源禀赋较好, 社会经济发展水平高, 农业生态保护意识、农业技术和资本等配置较好, 在保障生产的同时, 有较好的生态治理技术和资本的投入, 使得中下游地区在农业生态治理阶段的效率较上游更高。

3.2 长江经济带农业生态效率影响因素分析

3.2.1 变量选取及各阶段模型设定

(1) 影响因素的指标选取

本文认为农业生态效率衡量的是农业生产积累和生态治理过程中投入和产出的关系。根据环境库兹涅茨理论, 将被解释变量分别设为农业生态效率值(Y)、农业生产积累效率值(y_p)和农业生态治理效率值(y_c); 借鉴陈菁泉等^[32]学者的思路, 将影响农业生态效率的因素分解为规模、结构、技术和环境四个方面, 考虑数据的可得性, 本文从整体和阶段分析长江经济带农业生态效率的影响因素, 具体见表 4 所示。

表 4 长江经济带农业生态效率影响因素指标

变量	指标名称	指标涵义	单位
被解释变量	Y 农业生态效率	根据 MaxDEA 软件测算整理后得到	—
	y _p 农业生产积累效率	根据 MaxDEA 软件测算整理后得到	—
	y _c 农业生态治理效率	根据 MaxDEA 软件测算整理后得到	—
解释变量	X1 农业市场化程度	(规模效应): 农民经营性纯收入/农民纯收入	%
	X2 农业种植结构调整	(结构效应): 粮食播种面积与经济作物播种面积比例	%
	X3 农业机械化水平	(技术效应): 机械总动力/耕地面积	KW/hm ²
	X4 农业受灾率	(环境效应): 农作物受灾面积/总播种面积	%
	X5 财政支农水平	(环境效应): 农林水事务支出占地方财政支出的比重	%

(2) Tobit 回归模型设定

在测算影响因素时，通常采用两步法，即第一步对被评价对象进行参数或非参数方法检验；第二步将测度的农业生态效率值作为被解释变量，以农业生态效率的影响因素作为解释变量建立面板回归模型。

运用 Stata 16.0 软件，对长江经济带全域农业生态效率、生产积累效率和生态治理效率的面板数据模型进行 Hausman 检验，确定选用固定效应还是随机效应模型，结果如表 5 所示。

表 5 Hausman 检验结果

被解释变量	χ^2 统计量	P 值	是否拒绝原假设	采用模型
农业生态效率	15.26	0.0181	是	固定
农业生产积累效率	16.50	0.0245	是	固定
农业生态治理效率	18.15	0.0275	是	固定

表 5 显示影响农业生态效率、农业生态积累效率和农业生态治理效率的面板数据模型在 5% 的显著性水平下均拒绝原假设，因此可对三个面板数据选用固定效应模型进行实证分析。

由于本文的被解释变量为非期望 Super-NSBM 模型测度的农业生态效率综合值、分阶段效率值，其取值范围介于 0~2 之间，即数据被截断，若使用 OLS 回归会导致估计结果存在偏误，为解决这一问题，本文采用 Tobit 提出的截断回归方法进行分析，同时结合面板数据特性，建立如下的 Tobit 回归模型。

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \beta_5 X_5 + \mu \quad (4)$$

$$y_p = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \beta_5 X_5 + \mu \quad (5)$$

$$y_c = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \beta_4 X_4 + \beta_5 X_5 + \mu \quad (6)$$

式中：Y、 y_p 、 y_c 为被解释变量，分别代表：农业生态效率综合值、农业生产积累效率值和农业生态治理效率值。 β_0 为常数项； $\beta_1 \sim \beta_5$ 为各解释变量的系数； $X_1 \sim X_5$ 为解释变量； μ 为扰动项。

3.2.2 影响因素分析

本节将农业生态效率、农业生产积累和农业生态治理阶段的影响效应进行了总结，回归结果如表 6 所示。

表 6 长江经济带农业生态效率及其阶段效率的影响因素回归结果

	农业生态效率指数	农业生产积累指数	农业生态治理指数
常数项(_cons)	1.061**	1.315**	1.012**
	(6.07)	(7.48)	(6.15)
农业市场化程度	-0.003	0.011	0.054*
	(-0.76)	(0.249)	(1.92)
农业机械化水平	0.014***	0.032**	0.162***
	(2.96)	(3.28)	(5.11)
农业种植结构调整	0.064***	0.002***	0.093***
	(6.15)	(2.12)	(4.68)
农业受灾率	-0.023**	-0.006***	-0.031**
	(-1.82)	(-3.18)	(-1.61)
财政支农水平	-0.003	-0.108	0.017**
	(-0.60)	(-0.48)	(1.83)

注：***、**、*分别表示变量系数值在 1%、5%、10%的水平下显著；括号内为 t 值。

(1) 农业市场化程度。

选取农民经营性纯收入占农民纯收入的比重作为衡量指标。其中，农民纯收入包括经营性收入、财产性收入和转移性收入。农业市场化程度的高低反映了农业生产对农民收入的贡献度。通过回归结果发现，农业市场化程度对农业生态效率未产生显著性影响，其符号为负，这一结论与洪开荣等^[17]、姜翔程等^[29]学者的研究一致，说明农业市场化程度对农业生态效率的经济学意义是负向的，即农业对农民收入贡献度越大，短期内农业生态效率越低。然而，从长期来看，农民若想提高农业生产经营附加值，需采用农业绿色化发展模式，在培育良种、科学种植、施肥，采用环保型农机具方面进行投入，因此在农业生态治理阶段，农业市场化程度在 10%的显著性水平下对农业生态治理效率有正向效应。

(2) 农业机械化水平。

本文选取各省市农业机械总动力与农作物总耕种面积的比值来衡量。从表 6 可知，农业机械化水平对农业生态效率、生产积累效率和生态治理效率的影响系数均呈显著正相关关系，特别是从生产积累和生态治理指数的回归结果来看，农业机械化水平在这两个阶段均有明显的推动作用。当农业机械化程度每提高 1%，生产积累阶段效率可增加 3.2%，治理阶段效率可提高到 16.2%。这表明农业机械化普及程度越高，越有利于推动农业生态效率。农业机械化的使用为农业生产提供了良好的发展环境，催生更

优质的技术和管理水平，进一步提高了农业绿色化发展进程，减少了中间成本和时间。

(3) 农业种植结构调整。

农业种植结构调整对整体和分阶段的效率，通过了 1% 的显著性水平检验，具有正向影响。在农业生产积累阶段，农业种植结构每调整 1%，相对效率可增加 0.2%；而在生态治理阶段，其效率可提高 9.3%。可能的原因在于：研究期内长江经济带各省份的粮食作物播种面积整体有减少趋势，特别是下游地区比重下降明显，而经济作物的种植面积呈逐年扩大趋势。相较于粮食作物的生产，经济作物需要的化肥、农药等投入量相对较少，对环境和种植条件要求更高。通过调整农业种植结构，种植经济效益高、环境污染少的农产品无疑对生态治理提出了更高的要求，因此有助于提升农业生态效率。

(4) 农业受灾率。

长期以来长江经济带农业发展饱受季节性灾害影响，各地虽积极应对，提前预警谋划，但防灾减灾技术水平和控制力度仍待提高。从回归结果来看，农业受灾率对长江经济带各阶段效率指数呈显著负向影响，特别是在农业生产积累阶段，农业生产积累效率随着受灾率的上升而显著下降，其原因在于：农业生产对自然环境较为依赖，特别是容易受到恶劣天气等自然因素的影响，易造成农产品的大幅缩减，农业期望产出的减少将会导致效率存在损失，使得农业生态效率下降。

(5) 财政支农水平。

财政支农水平对农业生态效率的影响系数为负值，但不显著。表明财政支农力度的投入并未促进长江经济带农业生态效率整体的提高。在生产积累阶段，财政支农水平对农业生产积累效率呈负相关，但不显著，系数为-0.108。这与一般预期相反，可能的原因在于：在农业生产过程中，政府对农业的财政支出虽然有利于修建水利灌溉设施、推进高标准农田建设，优化粮食生产环境，但农民获得补贴后为了提高产量会购置农药、化肥、农膜等化学产品，从而产生依赖，引发农业面源污染等问题，因此财政支农水平在生产积累阶段的效率反而出现了抑制作用。在生态治理阶段，财政支农水平与农业生产治理效率在 5% 显著性水平下，系数为 0.017 呈显著正相关。可能的原因在于：近年来，连续十多年中央一号文件都聚焦于农业，且研究区内基于“共抓大保护、不搞大开发”“长江经济带生态文明先行示范带”“绿色生态廊道”建设的相关指示及规划的提出，调动了农民对环境保护的意识，从长期看财政支农水平将助于促进农业生态效率的提高。

4 结论与对策

本文基于 Super-NSBM 模型对 2008~2019 年长江经济带农业生态效率进行测度，并借助核密度估计方法分析其时空演变，最后运用 Tobit 回归分析对影响因素进行探究。研究表明：

(1) 2008~2019 年长江经济带内各省份整体农业生态效率水平不高，综合平均效率值为 0.998，接近于 1，仍未实现 DEA 有效。分区域来看，农业生态效率综合水平出现出“下游>上游>中游”的态势。(2) 从分阶段效率来看，第一阶段的农业生产积累效率明显低于第二阶段农业生态治理效率，这说明农业生产积累效率偏低是导致农业生态效率整体水平未实现 DEA 有效的主要原因。(3) 从核密度估计来看，2015 年波峰有两个，说明 2015 年各省农业生态效率值呈现两极分化的现象；2008、2011 和 2019 年的波峰个数则只有一个，未出现两极分化。2008~2019 年间，从“单峰”逐渐演变为“双峰”，到最后变为“单峰”，且主峰高度表现为持续变矮的态势，说明长江经济带内省份的农业生态效率极化现象有所减弱，内部差距呈先扩大，后缩小的态势。(4) 从影响因素来看，农业机械化水平、农业种植结构调整对农业生态整体及其分阶段效率均有正向影响；农业受灾率对农业生态整体及其分阶段效率呈显著负向影响；农业市场化程度、财政支农水平在农业生态治理阶段有正向影响。

针对以上研究结论提出如下对策：

(1)推动长江经济带农业向集约化、规模化发展。现代农业的基础在规模,没有规模就没有效益。一是要将人力、物力和资金等农业生产资源向特定区域集聚,实现农业规模经济;二是要依托乡村振兴战略,将农民组织起来,积极鼓励种粮大户和紧密型农业合作组织发展,依靠和发动市场主体,探索农业立体化、综合化、高效化种养模式,有效促使农业生态化发展。

(2)提高农业机械化水平,优化农业种植结构,推进农业绿色化生产。对于农业资源禀赋优、土地相对密集型的中下游区域,采取由机械对劳动投入的替代方向发展;对于耕作条件复杂、劳动密集型需求较强的上游地区,在保持劳动力投入的基础上,将农业生态产品作为生态资源转化为生态价值,推广节本增效技术,朝生物型技术方向发展,降低农业投入成本,从而转化为农业生态资本,从而推动农业绿色产业化进程。

(3)加强农业基础设施建设、提高抗灾防灾能力。长江经济带的农业发展易受水土流失和自然灾害风险的影响,因此应认识长江经济带水土流失及其灾害规律,一方面需加强农村群众防灾救灾科普知识培训,增强对抗灾救灾情况的意识;另一方面,提高设施农业建设标准,不断引进、推广新材料、新技术的应用,提高现代农业抵御自然灾害的能力。因地制宜的制定农业防洪、治水的长远规划,科学、统筹、合理地建设排水、抗旱设施,为现代农业抵御自然灾害提供技术保障。

(4)优化财政支持力度,增强农业发展后劲。当前长江经济带各省市对财政支农的力度大不相同,且近年来财政支农比率在部分省份并未保持增长态势。由于财政支农结构不合理,财政支出对于农业生态生产效率的促进作用不明显,因此需加大对财政对农业的支持力度,创新财政支农方式,提高财政支农的效能。如先行选择试点区域,启动财政支农改革任务;适当吸引社会资本,引导涉农投入等。

参考文献

[1] 侯孟阳,姚顺波.1978—2016年中国农业生态效率时空演变及趋势预测[J].地理学报,2018,73(11):2168-2183.HOU M Y, YAO S B. Spatial-temporal evolution and trend prediction of agricultural eco-efficiency in China:1978-2016 [J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(11):2168-2183.

[2] 许朗,罗东玲,刘爱军.中国粮食主产省(区)农业生态效率评价与比较——基于DEA和Malmquist指数方法[J].湖南农业大学学报(社会科学版),2014,15(4):76-82.XU L, LUO D L, LIU A J. Evaluation and comparison of agricultural eco-efficiency in major grain-producing areas:Based on DEA method and Malmquist index method [J]. Journal of Hunan Agricultural University (Social Sciences), 2014, 15(4):76-82.

[3] 闫明涛,乔家君,瞿萌,等.河南省农业生态效率测度、空间溢出与影响因素研究[J].生态与农村环境学报,2022,38(11):1396-1405.YAN M T, QIAO J J, QU M, et al. Measurements, spatial spillover and influencing factors of agricultural eco-efficiency in Henan Province [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(11):1396-1405.

[4] 林锦彬,刘飞翔,郑金贵.我国山区县农业生态效率评价与改善研究——以福建大田县为研究区域[J].科技管理研究,2015,35(23):59-63,68.LIN J B, LIU F X, ZHENG J G. Evaluation and improvement on ecological efficiency of mountainous County in China — a case of Datian County in Fujian [J]. Science and Technology Management Research, 2015, 35(23):59-63, 68.

[5] 李周,于法稳.西部地区农业生产效率的DEA分析[J].中国农村观察,2005(6):2-10,81.LI Z, YU F W. Analysis on agricultural productive efficiency in West China—DEA method [J]. China Rural Survey, 2005(6):2-10, 81.

[6] 郭军华,倪明,李帮义.基于三阶段DEA模型的农业生产效率研究[J].数量经济技术经济研究,2010,27(12):27-38.GUO

J H, NI M, LI B Y. Research on agricultural production efficiency based on three-stage DEA model [J]. The Journal of Quantitative & Technical Economics, 2010, 27(12):27-38.

[7] 刘蒙罢, 张安录, 文高辉. 长江中下游粮食主产区耕地利用生态效率区域差异与空间收敛 [J]. 自然资源学报, 2022, 37(2):477-493. LIU M B, ZHANG A L, WEN G H. Regional differences and spatial convergence in the ecological efficiency of cultivated land use in the main grain producing areas in the Yangtze Region [J]. Journal of Natural Resources, 2022, 37(2):477-493.

[8] 时朋飞, 耿飏, 李黎明, 等. 长江经济带旅游业环境生产率测度、空间分异及驱动机制研究 [J]. 中国软科学, 2022(3):78-87, 111. SHI P F, GENG B, LI X M, et al. Measurement, spatial heterogeneity and driving mechanism of environment total factor productivity in tourism: A case study of the Yangtze River economic belt in China [J]. China Soft Science, 2022(3):78-87, 111.

[9] 舒晓波, 冯维祥, 廖富强, 等. 长江中游城市群农业生态效率时空演变及驱动因子研究 [J]. 水土保持研究, 2022, 29(1):394-403. SHU X B, FENG W X, LIAO F Q, et al. Study on the spatiotemporal evolution and driving factors of agricultural eco-efficiency of urban agglomeration in the middle reaches of the Yangtze River [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2022, 29(1):394-403.

[10] FARRELL M J. The measurement of productive efficiency [J]. Journal of the Royal Statistical Society Series A (General), 1957, 120(3):253.

[11] ROBAINA-ALVES M, MOUTINHO V, MACEDO P. A new frontier approach to model the eco-efficiency in European countries [J]. Journal of Cleaner Production, 2015, 103:562-573.

[12] 李伟伟. 中国环境治理政策效率、评价与工业污染治理政策建议 [J]. 科技管理研究, 2014, 34(17):20-26. LI W W. Analysis of the efficiency and evaluation of Chinese industrial pollution control policy and advices for environmental policy [J]. Science and Technology Management Research, 2014, 34(17):20-26.

[13] 史丹, 王俊杰. 基于生态足迹的中国生态压力与生态效率测度与评价 [J]. 中国工业经济, 2016(5):5-21. SHI D, WANG J J. Measurement and evaluation of China's ecological pressure and ecological efficiency based on ecological footprint [J]. China Industrial Economics, 2016(5):5-21.

[14] 吉雪强, 尚杰. 基于三阶段 SBM 模型的中国农业生态效率研究 [J]. 中国农业资源与区划, 2021, 42(7):210-217. JI X Q, SHANG J. A study on China's agricultural ecological efficiency based on the third stage sbm model [J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2021, 42(7):210-217.

[15] 屈志光, 陈光炬, 刘甜. 农业生态资本效率测度及其影响因素分析 [J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2014, 14(4):81-87. QU Z G, CHEN G J, LIU T. Measurement of agricultural ecological capital efficiency and analysis of its influencing factors [J]. Journal of China University of Geosciences (Social Sciences Edition), 2014, 14(4):81-87.

[16] 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. PAN D, YING R Y. Agricultural eco-efficiency evaluation in China based on SBM model [J]. Acta

Ecologica Sinica, 2013, 33(12):3837-3845.

[17] 洪开荣, 陈诚, 丰超, 等. 农业生态效率的时空差异及影响因素 [J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2016, 15(2):31-41. HONG K R, CHEN C, FENG C, et al. The spatial temporal differences of agricultural eco-efficiency and its influential factors [J]. Journal of South China Agricultural University (Social Science Edition), 2016, 15(2):31-41.

[18] FAERE 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(1):90.

[19] TONE K, TSUTSUI M. An epsilon-based measure of efficiency in DEA—A third pole of technical efficiency [J]. European Journal of Operational Research, 2010, 207(3):1554-1563.

[20] TAVANA M, MIRZAGOLTABAR H, MIRHEDAYATIAN S M, et al. A new network epsilon-based DEA model for supply chain performance evaluation [J]. Computers & Industrial Engineering, 2013, 66(2):501-513.

[21] 张浩, 杨慧敏. 基于考虑非期望产出的超效率网络 SBM 模型的我国商业银行效率 [J]. 系统工程, 2017, 35(4):17-24. ZHANG H, YANG H M. Efficiency evaluation of Chinese commercial banks based on the super-efficiency network SBM model with considering undesirable outputs [J]. Systems Engineering, 2017, 35(4):17-24.

[22] 邓光耀, 张忠杰. 基于网络 SBM-DEA 模型和 GML 指数的中国各省工业用水效率研究 [J]. 自然资源学报, 2019, 34(7):1457-1470. DENG G Y, ZHANG Z J. The study on industrial water use efficiency of Chinese Provinces: Based on network SBM-DEA model and GML index [J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(7):1457-1470.

[23] 林克涛, 邓焯炜, 叶颀. 基于 Super-NSBM 与 Window DEA 模型的区域生态福利绩效评价研究——以福建省为例 [J]. 生态环境学报, 2020, 29(10):2110-2117. LIN K T, DENG X W, YE J. Evaluation of regional ecological well-being performance based on SuperNSBM and window DEA model: A case study of Fujian Province [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2020, 29(10):2110-2117.

[24] 曹俊文, 曾康. 低碳视角下长江经济带农业生态效率及影响因素研究 [J]. 生态经济, 2019, 35(8):115-119, 127. CAO J W, ZENG K. Study on agricultural eco-efficiency and its influencing factors in the Yangtze River economic belt from the perspective of low carbon [J]. Ecological Economy, 2019, 35(8):115-119, 127.

[25] 张樨樨, 曹正旭. 长江经济带工业生态效率时空演变及影响因素分析 [J]. 长江流域资源与环境, 2022, 31(3):493-502. ZHANG X X, CAO Z X. Spatio-temporal evolution and analysis of influencing factors of industrial ecological efficiency and in Yangtze River economic belt [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2022, 31(3):493-502.

[26] SCHALTEGGER S, STURM A. Okologische rationaliat: Ansatzpunkte zur ausgestaltung von kologieorientierten management instrumenten [J]. Die Unternehmung, 1990, (4).

[27] WBCSD. Eco-efficient leadership for improved economic and environmental performance [R]. Geneva: WBCSD, 1996:3-16.

-
- [28] 聂弯, 于法稳. 农业生态效率研究进展分析 [J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9):1371-1380. NIE W, YU F W. Review of methodology and application of agricultural eco-efficiency [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(9):1371-1380.
- [29] 姜翔程, 赵鑫. 长江经济带农业生态效率评价及其影响因素研究 [J]. 资源与产业, 2021, 23(5):41-50. JIANG X C, ZHAO X. Agricultural ecological efficiency and its factors of Yangtze River economic zone [J]. Resources & Industries, 2021, 23(5):41-50.
- [30] 杨佳伟, 王美强. 基于非期望中间产出网络 DEA 的中国省际生态效率评价研究 [J]. 软科学, 2017, 31(2):92-97. YANG J W, WANG M Q. Research on the provincial eco-efficiency evaluation based on network DEA model with undesirable intermediate outputs [J]. Soft Science, 2017, 31(2):92-97.
- [31] 龙亮军. 基于两阶段 Super-NSBM 模型的城市生态福利绩效评价研究 [J]. 中国人口·资源与环境, 2019, 29(7):1-10. LONG L J. Evaluation of urban ecological well-being performance of Chinese major cities based on two-stage super-efficiency network SBM Model [J]. China Population, Resources and Environment, 2019, 29(7):1-10.
- [32] 陈菁泉, 信猛, 马晓君, 等. 中国农业生态效率测度与驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(7):3216-3227. CHEN J Q, XIN M, MA X J, et al. Chinese agricultural eco-efficiency measurement and driving factors [J]. China Environmental Science, 2020, 40(7):3216-3227.
- [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. LI B, ZHANG J B, LI H P. Research on spatial-temporal characteristics and affecting factors decomposition of agricultural carbon emission in China [J]. China Population, Resources and Environment, 2011, 21(8):80-86.
- [34] 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. TIAN Y, LI B, ZHANG J B. Research on stage characteristics and factor decomposition of agricultural land carbon emission in China [J]. Journal of China University of Geosciences (Social Sciences Edition), 2011, 11(1):59-63.
- [35] 王修兰. 二氧化碳、气候变化与农业 [M]. 北京: 气象出版社, 1996. WANG X L. CO₂, climate change and agriculture [M]. Beijing: China Meteorological Press, 1996.
- [36] 韩召迎, 孟亚利, 徐娇, 等. 区域农田生态系统碳足迹时空差异分析——以江苏省为案例 [J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5):1034-1041. HAN Z Y, MENG Y L, XU J, et al. Temporal and spatial difference in carbon footprint of regional farmland ecosystem—taking Jiangsu Province as a case [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(5):1034-1041.