

中国粮食主产区农业生态效率评价

——基于窗口网络SBM模型

刘丹 谢秀明 郑宇婷

福州大学, 福建 福州 350108

摘要: 粮食安全是我国经济发展、社会稳定的根基, 提升粮食主产区农业生态效率是实现农业绿色可持续发展的关键路径。文章选取2017—2022年我国粮食主产区13个省份面板数据, 构建涵盖气候投入要素的“粮食生产—生态治理”两阶段农业生态网络模型, 运用窗口网络SBM模型测算粮食主产区整体农业生态效率及子系统效率, 并对比分析区域效率分异特征。研究表明: 粮食主产区农业生态效率区域差异显著, 生态治理子系统平均效率(0.7337)高于粮食生产子系统均值(0.6771); 河北、河南等8省份粮食生产子系统内生权重更高, 黑龙江两大子系统权重完全均衡, 剩余4省份生态治理子系统贡献权重更大; 多数省份劳动力、化肥与农药生产要素投入冗余突出, 农业环境污染治理投资未得到充分利用。据此, 提出推动粮食生产与生态治理协同优化、识别关键子系统、优化农业资源要素配置、构建气候适应型农业体系等政策建议, 以期兼顾粮食安全与农业生态可持续发展。

关键词: 中国粮食主产区; 农业生态效率; 气候因素; 网络SBM模型

中图分类号: F323.22 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-3805(2026)04-0001-12

基金项目: 国家社会科学基金一般项目“国家生态文明试验区建设绩效评价及治理对策研究”(19B-GL012)

作者简介: 刘丹, 福州大学经济与管理学院教授, 研究方向为绩效评价与管理。本文通信作者为郑宇婷。

粮食安全是“国之大者”。我国从“十三五”《农业资源与生态环境保护工程规划(2016—2020年)》统筹部署农业领域生态文明建设, 到2017年中央一号文件引导农业向绿色生态可持续方向转型, 再到2021年《“十四五”全国农业绿色发展规划》着重强化农业生态保护修复与资源集约利用, 国家政策对农业生态可持续发展的重视程度持续深化。2025年中央一号文件将“持续增强粮食等重要农产品供给保障能力”列为首要任务, 凸显夯实粮食安全根基的战略意义。我国粮食主产区集聚优质耕地资源, 产出全国80%以上粮食、80%以上商品粮, 承担约90%粮食跨省调出任务^①, 稳定国内粮食市场供给, 是保障我国粮食安全的核心支柱^[1], 其农业生态可持续水平直接决定国家粮食安全保障效能。

随着全球气候变暖持续加剧, 极端气候对粮食生产的冲击愈发显著。联合国政府间气候变化专门委员会第六次评估报告指出, 全球气候变化对多数区域作物产量存在负面影响^[2]; 干旱、洪涝、

① 数据来源:《健全粮食主产区利益补偿机制》, 参见https://scs.moa.gov.cn/gzdt/202411/t20241118_6466376.htm。

低温等极端气象灾害加剧农业生产波动^[3-4], 多重气象胁迫下作物减产幅度最高可达60%^[5]。相关数据表明, 气候变暖推高我国粮食主产区三大主粮作物需水量, 其中东北地区对气候变化敏感度最高^[6]。洪涝除直接造成作物减产外, 裹挟的病原体会加重病虫害, 迫使农户增施农药, 对农业生态环境形成二次污染; 而干旱对土壤结构、微生物活性的损害, 可持续2~3个种植季。除气候风险外, 农业发展还面临污染、生态退化等多重压力。农业面源污染、土壤侵蚀、耕地损毁等问题依旧突出, 全国耕地土壤点位重金属污染超标率达19.4%^[7], 重金属污染农田面积约2 000万公顷^②。《中国农业绿色发展报告2024》显示, 我国畜禽粪污、秸秆、农膜资源化利用率明显提升, 但三大粮食作物化肥利用率达42.6%, 过量化肥养分流失进入环境, 持续威胁农业生态系统稳定。综上所述, 在自然资源约束趋紧的背景下, 以更环境代价实现优质粮食供给, 是现阶段农业可持续发展亟待破解的重要挑战^[8]。

在此背景下, 2025年中央一号文件首次明确提出“加强东北黑土区侵蚀沟、南方酸化退化耕地治理”, 凸显对农业生态环境治理的高度重视。同年, 中央经济工作会议明确要求强化气象监测预警, 提升极端天气应对能力。作为《联合国气候变化框架公约》首批缔约方, 我国主动落实相关要求, 出台多项举措推动农业绿色低碳转型, 但当前农业生态效率整体仍处于偏低水平。粮食主产区是保障国家粮食安全的主要载体, 基于此, 本文系统测算粮食主产区农业生态效率、深挖区域绿色增产潜力, 对多重风险约束下统筹粮食安全与农业生态可持续发展, 具有重要理论与现实价值。

一、文献综述

农业生态效率是衡量农业可持续发展的重要指标^[9]。伴随生态文明建设与“双碳”战略持续推进, 诸多学者围绕农业生态效率展开研究, 核心目标是以最小资源环境损耗实现农业经济效益最大化。现有研究从多空间尺度开展大量分析, 揭示农业生态效率的空间异质性及影响因素。国家层面, 相关研究证实农业生态效率存在空间异质性, 三大流域效率呈现“松花江流域>长江流域>黄河流域”的层级特征^[10]; 动态识别效率提升驱动因素, 研究证实农业基础设施建设、人力资本优化正向拉动效率增长^[11]。区域层面, 刘鹏凌等^[12]聚焦粮食主产区, 探究农业现代化与农业生态效率的协同关系。省域层面, 曾琨等^[13]采用超效率SBM模型测算四川省县域农业生态效率, 分析其时空演化规律。另有研究证实农业生态效率与碳减排存在内在关联^[14]。但此类研究构建评价指标体系时, 仅聚焦劳动力、资本、化肥、农机等生产投入, 并未纳入温度、降水、光照等气候资源, 忽视气候对农业生产的约束作用, 易造成效率测算结果偏差。

事实上, 气候条件深度作用于农业生产全过程, 改变作物生长发育规律^[15], 直观体现为粮食产量波动^[16-17]、作物适宜种植区空间迁移^[18]、农业种植结构调整^[19]等现象。正因气候资源不可或缺, 脱离气候要素的农业生态效率测算无法真实反映农业生态系统运行水平。为此, 张利国等^[20]少数研究将气候约束纳入农业生态效率评价框架: Shah et al.^[21]把气温、降水、太阳辐射等气候因子纳入投入指标, 验证气候对我国农业技术进步的作用; 杨海娟等^[9]将降水变异系数设为气候类非期望产出引入DEA模型, 检验气候条件对农业生态效率的影响。尽管上述研究引入气候变量, 但均将农业生态系统视作单一“黑箱”, 未探究系统内部子系统结构, 无法精准识别效率损失的核心环节。

针对这一局限, 部分研究采用网络SBM模型测算系统效率, 厘清子系统与总系统效率的关联机制, 尝试打开农业生态系统“黑箱”。马艳^[22]将农业生态系统划分为生产积累与生态治理两大子系统, 以农业碳排放作为衔接两大子系统的中间变量, 研究证实生产积累子系统效率是制约长江经

② 数据来源:《提升耕地质量守护沃土良田》, 参见 http://www.gdzt.agri.cn/zljs/mscx/202508/t20250805_463230.htm。

济带农业生态效率提升的核心因素。周青等^[23]构建种养耦合型农业生态效率评价模型，阐释种植与养殖子系统间资源转化对整体系统绩效的作用机理。该类研究打破农业生态系统的“黑箱”假设，能够精准识别农业生态效率真实水平与低效环节。但现有此类研究均未纳入气候要素对农业生态的约束作用，无法完整还原农业生态效率真实状态。

综上所述，现有文献为农业生态效率相关研究奠定了理论基础，但仍存在拓展空间：一是部分研究将气候要素纳入评价指标体系，综合研判气候与农业生产间关联，却仅聚焦系统整体效率，缺少对系统内部结构及各子系统效率的拆解分析；二是另有研究打开农业生态系统“黑箱”、识别效率损失来源，但未将气候资源作为投入要素纳入测算，忽略气候对农业生态效率的影响。基于上述研究不足，本文选取我国粮食主产区为研究样本开展实证分析，边际贡献主要体现在三方面：第一，拆解农业生态系统“黑箱”，搭建“粮食生产—生态治理”两阶段评价框架，将气候要素纳入投入指标体系，运用窗口网络SBM模型系统测算我国粮食主产区农业生态效率，完善农业生态效率评价相关理论；第二，测算子系统内生权重，识别影响整体生态效率的关键子系统，精准定位效率薄弱环节；第三，求解投入的各松弛变量，基于要素冗余情况提出粮食主产区农业生态效率提升路径，为打造高效农业生态系统提供精准、可落地的政策支撑。

二、研究设计

（一）数据来源

本文选取2017—2022年我国粮食主产区13个省份面板数据测算农业生态效率。相关数据来源于国家统计局、各省份统计年鉴、《中国农村统计年鉴》及国家环境信息中心。其中，农业从业人员测算参照侯孟阳和姚顺波^[24]研究，用第一产业从业人数乘以农业总产值占农林牧渔业总产值的比重计算。农业污染治理投资额参考马艳^[22]测算方法，以各省份农林牧渔总产值与地区GDP的比值乘以全省环境治理投资总额核算；农业碳汇测算参考贯君等^[25]研究方法；农业净碳汇为农业碳汇总量扣除农业碳排放量后的差值。

（二）变量选取

本文以粮食主产区种植业为研究范畴，遵循“资源—环境—经济”协同发展思路，结合农业发展现实，构建“粮食生产—生态治理”两阶段农业生态效率评价指标体系（见表1）。

1. 粮食生产子系统。该子系统为农业生态系统初始投入环节。农业生产以作物培育、收获为核心目标，依据生产函数理论，生产活动依赖劳动、资本两类基础要素协同投入。据此，选取农业从业人员数量表征劳动投入；农作物总播种面积、农药使用量、化肥折纯施用量表征资本投入^[24]。同时，气温、降水等气候资源是粮食生长必备条件^[26]，故引入年均气温、年均降水量表征气候投入^[20]，完善气候变化背景下农业生态效率的测算维度；选取粮食总产量表征本阶段期望产出^[27]。

2. 中间变量。农业生产除产出粮食外，还会排放大量温室气体，引发农业面源污染。为此，选择农业碳排放作为粮食生产子系统的非期望产出，同时作为农业生态系统内部投入参与生态治理子系统。农业碳排放核算借鉴贯君等^[25]、孔凡斌等^[28]的碳源排放系数，选取化肥、农药、农膜等六类碳源测算碳排放总量。

3. 生态治理子系统。农业面源污染主要来源于化肥农药残留与重金属，会引发土壤、水体受损问题。因此，选取水土流失治理面积、农业污染治理投资额作为生态治理阶段的配套投入^[22]。该子系统产出为整个农业生态系统的最终产出；鉴于农业系统具备显著碳汇效应，可抵消系统内部约80%温室气体排放，故选取农业净碳汇量表征生态效益^[29]，选取农业总产值表征经济效益^[22]。

表1 农业生态效率评价指标体系

子系统	一级指标	二级指标	指标说明	单位
粮食生产子系统	劳动投入	劳动投入	农业从业人员数量	万人
		土地投入	农作物总播种面积	千公顷
	资本投入	农药投入	农药使用量	万吨
		化肥投入	化肥施用量	(折纯)万吨
	气候投入	气温投入	年均气温	摄氏度
		降水投入	年均降水量	毫米
中间变量	产出	期望产出	粮食总产量	万吨
		非期望产出	农业碳排放量	万吨
生态治理子系统	投入	水土治理投入	水土流失治理面积	千公顷
		污染治理投入	农业污染治理投资额	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	万吨

(三) 模型设定

传统SBM模型测算农业生态效率仅依托初始投入与最终产出开展评价,无法描述农业生态系统内部结构、识别各子系统效率差异。为全面评价子系统对粮食主产区整体农业生态效率的影响,借鉴马艳^[22]构建的两阶段农业生态网络模型,搭建“粮食生产—生态治理”农业生态系统框架,选用包含非期望产出的窗口网络SBM模型测算我国13个粮食主产省份农业生态效率,模型结构见图1。

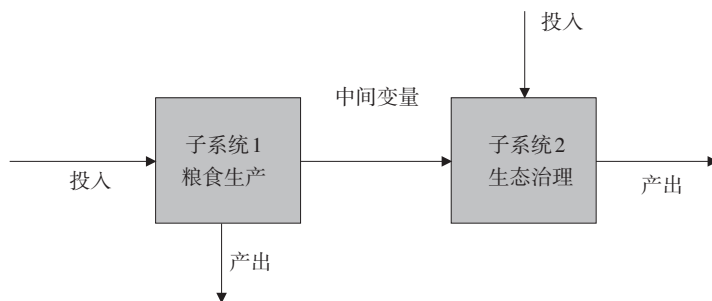


图1 考虑非期望产出的农业生态效率网络结构

1. 窗口网络SBM模型。设 n 为决策单元总数, k 为待评价的第 k 个省份, DMU_j 为第 j 个省份的农业生态总系统。 $X_j=(x_{1j}, \dots, x_{mj})^T$ 为粮食生产子系统(子系统1)的期望投入, $D_j=(d_{1j}, \dots, d_{qj})^T$ 和 $Z_j=(z_{1j}, \dots, z_{qj})^T$ 分别为子系统1的期望产出和非期望产出,其中, Z_j 为链接两大子系统的中间产出。 $V_j=(v_{1j}, \dots, v_{hj})^T$ 为生态治理子系统(子系统2)的期望投入, $Y_j=(y_{1j}, \dots, y_{sj})^T$ 为总系统最终期望产出。 λ_j 和 μ_j 分别为两个子系统的决策变量, $s_i^-, s_g^-, s_p^+, s_l^-, s_r^+$ 为各类松弛变量。结合Kao^[30]和Liu et al.^[31]的投入产出指标处理方法,构建规模报酬不变,适配农业生态效率测算的网络SBM模型,借助该模型测算第 k 个省份总系统农业生态效率 E_k ,当 $E_k=1$ 且 $s_i^-, s_g^-, s_p^+, s_l^-, s_r^+=0$ 时,对应 DMU_j 达到有效前沿状态^③。

该网络SBM模型可同步测算子系统效率和内生权重,公式如下:

③ 囿于篇幅,模型规划式留存备索。

(1) 子系统效率公式。粮食生产子系统效率公式为：

$$E_{k1} = \frac{1 - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \frac{s_i^-}{x_{ik}}}{1 + \frac{1}{c+q} \left(\sum_{g=1}^c \frac{s_g^-}{z_{gk}} + \sum_{p=1}^q \frac{s_p^+}{d_{pk}} \right)} \quad (1)$$

生态治理子系统效率公式为：

$$E_{k2} = \frac{1 - \frac{1}{c+h} \left(\sum_{g=1}^c \frac{s_g^-}{z_{gk}} + \sum_{l=1}^h \frac{s_l^-}{v_{lk}} \right)}{1 + \frac{1}{s} \sum_{r=1}^s \frac{s_r^+}{y_{rk}}} \quad (2)$$

(2) 内生权重。参考 Kao^[30]的方法测算粮食生产子系统和生态治理子系统的内生权重 w_k^1 和 w_k^2 。从产出维度出发，以各子系统产出占总系统总产出的比重作为子系统内生权重。此时，第 k 个省份农业生态总系统效率 E_k 可表示为粮食生产子系统效率 E_{k1} 和生态治理子系统效率 E_{k2} 的加权组合：

$$E_k = w_k^1 \times E_{k1} + w_k^2 \times E_{k2} \quad (3)$$

2. 窗口 DEA 模型。Charnes et al.^[32]提出的窗口 DEA 模型，可弥补传统 SBM 模型仅可测算单期静态效率、无法刻画效率时序演变的缺陷。窗口 DEA 模型引入时间维度展开分析，将同一视窗内不同年份全部决策单元整合为统一参考集，对各决策单元进行多轮效率测算，捕捉效率动态演化特征与稳定程度。农业生态效率受土壤改良投入、有机肥、农业基础设施升级等长效投入要素影响，此类投入的作用存在滞后性与累积效应；采用窗口 DEA 模型测算粮食主产区农业生态效率，可精准识别不同时段效率动态变化规律。

三、结果与分析

采用网络 SBM 窗口模型，借助 Matlab 软件测算 2017—2022 年我国各粮食主产区农业生态效率及两大子系统效率，测算结果见表 2、表 3。

(一) 农业生态效率分析

由表 2 可知，2017—2022 年粮食主产区整体农业生态效率均值由 0.6228 提升至 0.7804，年均增长率 3.83%，说明研究期内粮食主产区整体农业生态效率持续改善。空间分布层面，各省份农业生态效率分化特征显著。整个观测周期内，仅黑龙江效率均值为 1，长期处于效率前沿面，农业资源利用与生态治理综合成效最优；吉林、江苏分列第二、第三位。整体而言，高农业生态效率省份集中于东北地区与经济发达区域；中部省份效率水平相对偏低，安徽、湖北、江西等省份效率均值不足 0.6，最低值仅 0.4259，但此类省份年度效率逐年提升，提升空间较大。

从效率增长率来看，辽宁增长率最高，2017 年其农业生态效率不足 0.5，2022 年效率值达到 1，实现技术有效；黑龙江、江苏年均增长率分别为 0.00%、0.32%，增长幅度微弱，根源在于两省长期维持较高效率水平，优化空间有限；吉林农业生态效率呈负增长，农业生态可持续发展状况需重点关注；其余省份效率均实现不同程度提升。总体而言，粮食主产区农业生态发展整体水平偏低，全周期效率均值为 0.7008，存在较大提升空间。各地在保障粮食产出的同时，需加大生态环境保护力度，推动农业朝着绿色、高效、可持续方向发展。

(二) 子系统效率分析

由表 3 可知，研究期内粮食生产子系统效率均值为 0.6771，生态治理子系统效率均值为 0.7337，表明粮食主产区生态治理子系统运行成效优于粮食生产子系统，生态治理环节的各类资源投入转化效率更高。

本文基于研究期粮食生产、生态治理子系统平均效率绘制四象限分布图，直观呈现各省份粮食生产与生态治理发展水平(见图2)。该分布图划分为四类象限：象限Ⅰ的粮食生产、生态治理子系统效率均高于区域均值，定义为双高效协同型；象限Ⅱ的粮食生产子系统效率低于主产区均值、生态治理子系统效率高于均值，定义为生态优先型；象限Ⅲ的两大子系统效率均低于主产区均值，定义为低效失衡型；象限Ⅳ的粮食生产子系统效率高于主产区均值、生态治理子系统效率低于均值，定义为生产主导型。

1. 双高效协同型。第Ⅰ象限省份实现粮食生产、生态治理协同发展。以黑龙江为例，该省地处

表2 2017—2022年粮食主产区农业生态效率

省份	2017	2018	2019	2020	2021	2022	均值	排名	增长率(%)
安徽	0.4838	0.5622	0.5767	0.5710	0.6010	0.6081	0.5671	11	3.88
河北	0.4897	0.5811	0.5798	0.5813	0.5873	0.6376	0.5761	10	4.50
河南	0.6712	0.7554	0.8244	0.7532	0.6851	0.8140	0.7505	5	3.27
黑龙江	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1	0
湖北	0.4287	0.4808	0.4893	0.5053	0.5108	0.5453	0.4934	12	4.09
湖南	0.4688	0.6173	0.7112	0.5585	0.5388	0.7145	0.6015	9	7.27
吉林	1.0000	0.8046	1.0000	0.8604	0.9611	0.9881	0.9357	2	-0.20
江苏	0.9441	0.8742	0.9578	0.8892	0.9846	0.9625	0.9354	3	0.32
江西	0.3701	0.4047	0.4227	0.4396	0.4485	0.4697	0.4259	13	4.05
辽宁	0.4857	0.5736	1.0000	0.6542	0.7401	1.0000	0.7423	6	12.79
内蒙古	0.4090	0.5079	0.6372	0.6658	0.5857	0.8175	0.6038	8	12.23
山东	0.6936	0.7229	0.7909	0.7807	0.8229	0.8653	0.7794	4	3.76
四川	0.6515	0.6869	0.7234	0.6991	0.7106	0.7225	0.6990	7	1.74
均值	0.6228	0.6594	0.7472	0.6891	0.7059	0.7804	0.7008		3.83

表3 2017—2022年粮食主产区子系统效率测算结果

省份	粮食生产子系统					生态治理子系统				
	2017	2020	2022	均值	排名	2017	2020	2022	均值	排名
安徽	0.3901	0.5002	0.5227	0.4802	10	0.5901	0.6420	0.6874	0.6548	9
河北	0.5210	0.6167	0.7075	0.6092	8	0.4513	0.5419	0.5631	0.5390	10
河南	0.6864	0.7245	0.7452	0.7419	7	0.6560	0.7829	0.8863	0.7638	7
黑龙江	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1
湖北	0.4228	0.4379	0.4865	0.4587	11	0.4346	0.5815	0.6104	0.5317	11
湖南	0.3781	0.4600	0.4702	0.4411	12	0.5901	0.6800	1.0000	0.8010	5
吉林	1.0000	0.8867	1.0000	0.9434	2	1.0000	0.8406	0.9764	0.9296	3
江苏	0.8888	0.8709	0.9251	0.8991	3	1.0000	0.9073	1.0000	0.9723	2
江西	0.3602	0.4126	0.4397	0.4060	13	0.3803	0.4698	0.5066	0.4485	13
辽宁	0.5507	0.6644	1.0000	0.7585	6	0.4228	0.6473	1.0000	0.7275	8
内蒙古	0.5419	1.0000	1.0000	0.7803	4	0.2727	0.4571	0.6598	0.4645	12
山东	0.7300	0.7654	0.8755	0.7701	5	0.6562	0.7968	0.8548	0.7897	6
四川	0.5339	0.5060	0.4967	0.5143	9	0.7723	0.9333	1.0000	0.9153	4
均值	0.6157	0.6804	0.7438	0.6771		0.6328	0.7139	0.8265	0.7337	

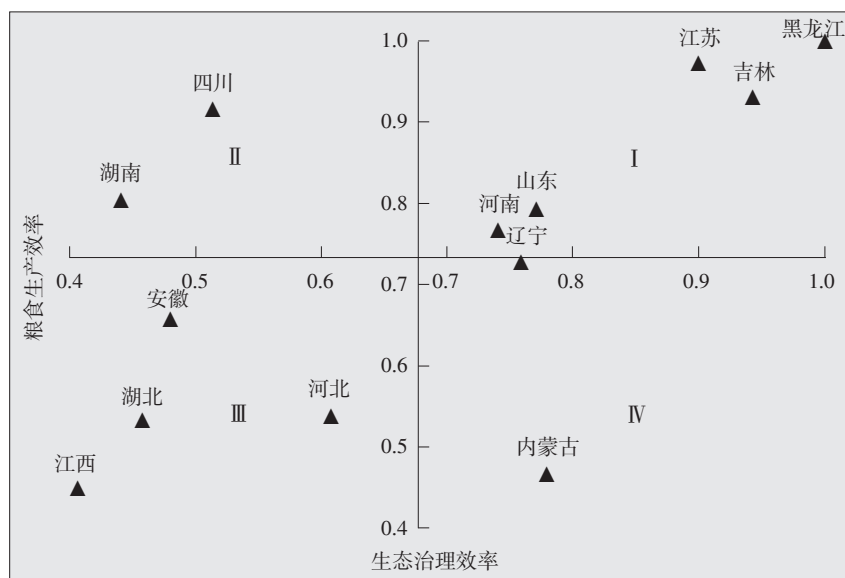


图2 粮食生产子系统与生态治理子系统效率均值四象限分布图

东北平原，适宜规模化机械化耕作，土壤有机质平均含量达36.2克/千克^④，可减少化肥投入依赖、降低单位面积劳动力消耗，粮食生产子系统效率突出。在农作物总播种面积与河南相近的前提下，黑龙江化肥施用量不足河南50%、农业劳动力投入不足河南40%，粮食生产效率显著高于河南。生态治理层面，黑龙江持续推进黑土地保护，普及秸秆还田、测土配方施肥等绿色技术；研究期内全省化肥施用量下降5.05%，农药使用量削减33.91%，农业面源污染治理成效显著，生态治理子系统长期处于有效状态。黑龙江两大子系统发展水平均处于前列，因此整体农业生态效率排名首位。

2. 生态优先型。第Ⅱ象限省份生态治理子系统效率高于粮食主产区均值，但粮食生产子系统效率偏低，二者发展失衡。以四川为例，该省地处东亚季风与青藏高寒区两大地理过渡带，干旱、洪涝、低温、秋季绵雨等气象灾害多发，持续制约农业生产；2018年四川暴雨频发，年均降水量较常年多21%，全省高温天气较常年多9.2天^⑤，农业受灾范围大幅扩大，粮食减产明显。同时，当地农业科技创新能力偏弱，2022年主要农作物耕种收综合机械化率为63%，低于全国均值6.25个百分点^⑥。受自然气候条件、农业技术水平双重约束，四川粮食生产子系统效率处于低位。依托西部大开发政策，国家持续加大西部基建与生态建设资金投入；中央财政累计拨付四川农业防灾减灾资金规模位居13个粮食主产省份首位，省内农业污染治理投资额年均增长率达12.38%，生态治理工作落地见效，有效抵消洪涝、农业污染带来的生产损耗，生态治理效率优于主产区平均水平。

3. 低效失衡型。第Ⅲ象限省份粮食生产、生态治理两大子系统效率均低于粮食主产区均值，需借鉴高效率省份粮食生产与生态治理的实践经验，结合自身资源禀赋探索适配发展路径，全面提升区域农业生态效率。该象限包含安徽、湖北、江西等中部省份，整体经济发展水平不及东部沿海地区，农业资金、技术、专业人才等要素供给短缺，农业科技创新能力偏弱，科技成果落地转化存在阻碍。以江西为例，2022年该省水稻机械种植率仅49.82^⑥，严重制约江西省农业机械化步伐。传统耕作方式制约农业产出质量与综合效益，粮食生产子系统效率长期偏低。同时，生产环节绿

④ 数据来源：黑龙江省农业农村厅，参见https://nynct.hlj.gov.cn/nynct/c115443/public_tt_time.shtml。

⑤ 数据来源：《四川2018年天气“年终总结”：平均降水量历史第一多6地高温日数破纪录》，参见<https://www.163.com/dy/article/E89DF6GQ05149V0C.html>。

⑥ 数据来源：《江西：补水稻机械化短板 更好服务小农户》，参见https://szb.farmer.com.cn/2022/20221115/20221115_007/20221115_007_5.htm。

色技术推广不足,精准施肥等高效技术普及程度有限,化肥、农药、农膜残留引发农田面源污染;叠加农业污染治理投入缺口,造成此类省份生态治理子系统效率处于低位。江西虽在2017年被纳入国家生态文明试验区、构建生态环境分区管控体系,但农业面源污染治理涉及多部门协同治理,治理成效存在滞后性,短期内难以实现标本兼治,因此其生态治理效率仍未得到有效改善。

4. 生产主导型。该象限省份粮食生产子系统效率高于粮食主产区均值,生态治理子系统效率低于区域均值,农业发展特征与第Ⅱ象限省份完全相反。内蒙古大力普及现代农业技术,粮食生产环节表现突出,但受经济、技术条件约束,生态治理成效较低。当地需强化生态保护意识,借鉴标杆省份生态治理实践经验,推动粮食生产与生态治理协同并进,整体提升农业生态效率。

总体而言,黑龙江粮食生产、生态治理两大子系统效率均位列首位,总系统效率排名第一,实现粮食生产与生态治理协同发展。四川生态治理子系统效率排名第四,但粮食生产子系统效率仅排第九,农业生态与生产发展极不平衡,需完善农业防灾减灾体系、提高粮食生产效率,进而改善整体农业生态效率。内蒙古情况与之相反,其粮食生产子系统效率均值位列第四,受垫底的生态治理效率拖累,整体农业生态效率降至第八位。由此可见,唯有针对两大子系统短板精准施策、同步提升两大子系统效率,才能实现农业生态总效率的整体增长。

(三) 内生权重分析

本文所用网络SBM模型除测算各子系统阶段效率外,还可输出各子系统内生权重。通过拆解粮食生产、生态治理两大子系统的内生权重,可识别制约总效率提升的核心短板,2017—2022年粮食主产区各子系统内生权重均值测算结果见表4。13个粮食主产省份中,仅黑龙江内生权重 w^1 与 w^2 均等于0.5,是唯一两大子系统权重完全均衡的省份,再次表明黑龙江实现粮食生产与生态治理协调发展。河北、河南等8省份粮食生产子系统内生权重高于生态治理子系统,说明粮食生产子系统对该类省份整体农业生态效率贡献度更高。对此类地区优化粮食生产环节,推广农业机械化、智能化生产技术,提升各类生产要素利用效率,可更显著拉高区域整体农业生态效率。安徽、吉林、辽宁、内蒙古4省份生态治理子系统内生权重更高,代表其农业生态系统发展重心偏向生态治理端,充分释放水土治理、污染修复等环节资源投入效能,更有利于改善总体农业生态效率。

表4 2017—2022年粮食主产区子系统内生权重均值

省份	w^1	w^2	省份	w^1	w^2
安徽	0.4992	0.5008	江苏	0.5013	0.4987
河北	0.5341	0.4659	江西	0.5297	0.4703
河南	0.5021	0.4979	辽宁	0.4948	0.5052
黑龙江	0.5000	0.5000	内蒙古	0.4641	0.5359
湖北	0.5079	0.4921	山东	0.5123	0.4877
湖南	0.5538	0.4462	四川	0.5358	0.4642
吉林	0.4892	0.5108			

(四) 松弛分析

结合粮食主产区农业生态发展现状,选取2022年最新数据测算农业投入配置效率,量化各类投入要素的优化改进潜力;采用各指标冗余量与原始投入数据的比值表征要素松弛程度,2022年粮食主产区各项投入指标松弛情况测算结果见表5。松弛变量可反映粮食主产区农业生态发展过程中各类资源投入的冗余程度。由表5可知,2022年仅黑龙江、辽宁两省实现全部投入资源有效利用,其余省份均存在不同程度的投入冗余;全部投入指标中,仅土地资源无冗余、实现充分利用。

从具体投入指标来看，四川、湖北、湖南、河南农业从业人员冗余突出，劳动力配置不合理，其中四川劳动力松弛率高达74.42%。此类省份可在稳定现有粮食产出的基础上，引导农业劳动力向服务业等非农产业转移，提升人力资源配置效率。农药投入冗余程度高于化肥，湖北、湖南、安徽农药松弛率均超60%，河南、安徽化肥松弛率高于22%；农药、化肥利用效率偏低，过量化学物质会渗入耕地，威胁水土环境，加剧农业面源污染风险。对此，可推广精准农业技术，提升农资利用效率、降低污染排放。多数省份气温、降水指标存在冗余，但气候要素属于不可控自然条件，需通过调整种植结构、配套适配举措提升农业气候适应能力，提高粮食生产效率。安徽水土流失治理面积松弛率仅5.02%，但农业污染治理投资松弛率达38.03%，说明污染治理资金利用不充分，是当地生态治理效率偏低的主要原因。内蒙古、吉林仅水土流失治理面积存在投入冗余，该问题成为制约两地农业生态效率提升的关键短板，需针对性施策，优化生态治理效能。

表5 2022年粮食主产区各投入指标松弛情况 (%)

省份	农业从业 人数	农作物 总播种面积	农药	化肥施用量 (折纯量)	年平均 气温	年平均 降水量	水土流失 治理面积	农业污染 治理投资额
安徽	39.60	0	63.07	22.73	68.84	66.06	5.02	38.03
河北	38.88	0	31.35	12.08	40.64	24.57	56.76	61.14
河南	40.91	0	35.34	26.79	26.69	0	0	23.76
黑龙江	0	0	0	0	0	0	0	0
湖北	45.80	0	67.87	13.82	64.20	66.70	78.42	27.55
湖南	45.10	0	66.98	9.32	74.99	73.82	0	0
吉林	0	0	0	0	0	0	2.48	0
江苏	0	0	11.02	0.90	25.31	7.72	0	0
江西	30.95	0	58.22	11.49	90.71	83.98	84.37	55.01
辽宁	0	0	0	0	0	0	0	0
内蒙古	0	0	0	0	0	0	70.87	0
山东	16.88	0	15.56	0.80	16.71	11.80	6.74	31.88
四川	74.42	0	10.46	13.76	80.65	54.31	0	0

注：表中农作物总播种面积全部为0，表明土地资源已达到有效利用状态。

四、结论与政策建议

(一) 结论

本文打开我国粮食主产区农业生态系统“黑箱”，将整体系统拆解为粮食生产、生态治理两大子系统，采用窗口网络SBM模型测算区域农业生态总效率与各子系统效率，并梳理效率提升路径，主要结论如下：(1)粮食生产子系统与生态治理子系统相互依存、不可分割，农业生态总效率由两类子系统效率共同决定，单一子系统效率提升无法同步带动整体农业生态效率改善。(2)粮食主产区8个省份粮食生产子系统内生权重高于生态治理子系统，对此类区域优化粮食生产环节，可更大幅度提升农业生态总效率；黑龙江两大子系统内生权重均等，实现两环节协同均衡发展；其余4个省份生态治理子系统权重更高，提升生态治理效能对总效率拉动作用更强。(3)安徽、湖北、湖南、江西等中部省份各类农业生产要素投入冗余问题突出，是当地粮食生产子系统效率偏低的核心成因。

(二) 政策建议

1. 推动生产与治理协同优化。粮食主产区农业生态总效率由粮食生产、生态治理两大子系统共同决定，只有两个子系统同时达到有效状态，整体系统才能实现有效。地方管理部门与农业经营

主体在保障粮食增产的同时,需兼顾农业生态保护。一是提升生产主导型省份生态治理效能。从源头管控农业碳排放,引导农户应用绿色生产技术,常态化开展绿色种养技术培训,对过量施肥、粗放耕作行为定向指导,扭转连作、高密度种植等短期化生产模式;推广沼气有机肥、虾稻共作等循环农业模式,如山东寿光沼气有机肥模式、湖北潜江虾稻共作模式,同步实现资源高效利用与农业生态保护。二是强化生态优先型省份科技与数字支撑。普及精准施肥、生物病虫害防治等绿色技术,依托大数据对土壤、气象、作物长势开展实时监测与智能决策,补齐粮食生产效率短板。

2. 识别关键子系统。通过判别各省份主导子系统建立分级管理机制,靶向提升区域农业生态效率。一是针对粮食生产子系统权重偏高地区,提升生产要素利用效率,同步加大农田生态修复力度。推行精准施肥、农业劳动力技能培训与非农转移等举措,解决生产环节资源冗余问题,最大化拉动整体农业生态效率;优化农业污染治理资金分配机制,定期开展生产、治理一体化指导,推动农户将秸秆、废旧农膜等生产废弃物处置与生态治理需求对接,提高生态治理落地实效。二是针对生态治理子系统权重偏高省份,夯实粮食生产能力,推动生态治理与粮食生产协调发展。可在水土流失治理片区配套油料作物种植,将部分治理区域打造为生态生产基地,盘活生态治理环节闲置资源,以生态治理赋能粮食产出,提升区域综合农业生态效率。

3. 优化农业资源要素配置。各省份需全面摸排本地农业要素配置现状,精准识别资源冗余短板并分类整治,提升资源综合利用效率。一是兼顾农业内部提效与劳动力非农转移。针对四川、湖南等劳动力冗余区域,全面普及农业机械化作业,开展农业技能培训,联动本地农产品加工、乡村服务业吸纳富余劳动力,提升农业劳动生产率。二是推进农资精准管控。河南、安徽等农药、化肥冗余突出省份引入智能监测设备,依托卫星遥感、无人机采集田间环境数据,实现农药、化肥减量精准施用,降低高耗农资依赖,提升要素利用效能。三是推动治理资金利用低效省份由普惠粗放补贴转向精准生态补偿与区域经验共享。针对河北、湖北、江西等水土、污染治理资金利用效率偏低的省份,优化补贴发放机制,将财政补贴转化为定向生态补偿,提高资金使用精准度;搭建省际农业生态治理交流平台,复制推广成熟治理模式,减少重复低效投入,实现区域协同发展。

4. 构建气候适应型农业体系。当前,粮食主产区对气温、降水等要素的利用率不高,气候资源尚未得到充分转化需全面增强农业系统的气候适配与调节能力。一是因地制宜调整种植结构与耕作制度,匹配区域气候禀赋、规避灾害高发时段;江西、湖南等多雨省份重点推广耐涝作物,依据气象节律调整播种、收获时间,使作物关键生育期适配最优气候条件,气候资源充分转化为粮食产出效益。二是沙质耕地适量增施生物炭,提升土壤有机碳封存能力,降低农业温室气体排放。三是搭建全覆盖气象监测、预报、预警体系,配套推广智能灌溉、排涝设施,全面提升农业气象灾害防御能力,保障粮食可持续稳定生产。

参考文献

- [1] 张永旺,周欣欣. 气候变化视角下中国粮食生产韧性时空差异及影响因素研究——以粮食主产区为例[J]. 农业经济与管理, 2024(6): 63-76.
- [2] Yang Y, Tilman D, Jin Z N, et al. Climate change exacerbates the environmental impacts of agriculture[J]. Science, 2024, 385(6713): 3747.
- [3] 赵敏娟,姚柳杨,赵明恩,等. 气候变化对中国粮食安全的影响: 理论逻辑和应对措施[J]. 农业经济问题, 2024(10): 34-43.
- [4] 纪毅,李雨晴,蔡思宇,等. 气候变化对王家坝流域极端洪水发生频率的影响[J]. 东北农业大学学报, 2025, 56(4): 89-101.
- [5] Rezaei E E, Webber H, Asseng S, et al. Climate change impacts on crop yields[J]. Nature reviews Earth & Environment, 2023, 4(12). DOI:10.1038/s43017-023-00491-0.
- [6] Yang Y X, Tang Y H, Sun S K, et al. Characterization of greenhouse gas emissions and water requirement of farmland in China's main

- grain-producing areas under future climate scenarios[J]. *Agricultural Systems*, 2025, 225. DOI: 10.1016/J.AGSY.2025.104293.
- [7] 赵彬, 王亮, 魏雨泉, 等. 我国农用地土壤重金属污染防治标准体系现状及展望[J]. *环境科学研究*, 2024, 37(5): 1092–1103.
- [8] Abdo A I, Sun D, Shi Z, et al. Conventional agriculture increases global warming while decreasing system sustainability[J]. *Nature Climate Change*, 2025, 15(1): 110–117.
- [9] 杨海娟, 马学芳, 张静茹, 等. 气候变化背景下黄河流域农业生态效率时空分异及其影响因素分析[J/OL]. *中国农业资源与区划*. [2026-06-18]. <https://link.cnki.net/urlid/11.3513.S.20250908.1537.025>.
- [10] 刘婷婷, 秦会艳, 黄颖利. 粮食主产区农业生态效率时空演变及驱动因素研究——基于三大流域视角[J]. *长江流域资源与环境*, 2024, 33(11): 2513–2524.
- [11] Yang H, Wang X X, Bin P. Agriculture carbon-emission reduction and changing factors behind agricultural eco-efficiency growth in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 334. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.130193.
- [12] 刘鹏凌, 尹路, 章甜甜. 粮食主产区的农业现代化与农业生态效率——兼论两者的协调发展[J]. *东北农业大学学报(社会科学版)*, 2022, 20(1): 1–10.
- [13] 曾琨, 王佑汉, 李炬霖, 等. 四川省县域农业生态效率时空演变及驱动因素分析[J/OL]. *中国农业资源与区划*. [2025-12-16]. <https://link.cnki.net/urlid/11.3513.s.20251226.1327.004>.
- [14] 代琳, 齐云飞, 严若泉. 农业生态效率对碳减排的影响及对策——基于我国双碳目标的演进视角[J]. *生态学报*, 2026, 46(5): 2398–2415.
- [15] Hultgren A, Carleton T, Delgado M, et al. Impacts of climate change on global agriculture accounting for adaptation[J]. *Nature*, 2025, 642(8068): 644–652.
- [16] Proctor J, Zeppetello L V, Chan D, et al. Climate change increases the interannual variance of summer crop yields globally through changes in temperature and water supply[J]. *Science Advances*, 2025, 11(36): 3575.
- [17] 王莹, 陈卫洪. 极端气候、农机作业服务市场与粮食产量——基于13个粮食主产区面板数据的实证分析[J]. *农业技术经济*, 2024(10): 70–90.
- [18] Huang Y H, Liu Z J. Increasing accumulated temperature pushed the maize planting limit northwards: Phenomenon analysis and coping strategy[J]. *Earths Future*, 2025, 13(9). DOI: 10.1029/2025EF005937.
- [19] Gu W Y, Ma G S, Wang R, et al. Climate adaptation through crop migration requires a nexus perspective for environmental sustainability in the North China Plain[J]. *Nature Food*, 2024, 5(7): 569–580.
- [20] 张利国, 谭笑, 肖晴川, 等. 基于气候资源投入的中国农业生态效率测度与区域差异[J]. *经济地理*, 2023, 43(4): 154–163.
- [21] Shah W U H, Lu Y T, Liu J H, et al. The impact of climate change and production technology heterogeneity on China's agricultural total factor productivity and production efficiency[J]. *Science of The Total Environment*, 2024, 907. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.168027.
- [22] 马艳. 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[J]. *长江流域资源与环境*, 2023, 32(4): 883–894.
- [23] 周青, 徐炜蕾, 张亚丽, 等. 基于网络DEA模型的农业种养结合生态效率评价[J]. *生态学报*, 2025, 45(9): 4561–4572.
- [24] 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.
- [25] 贯君, 张少鹏, 任月, 等. 中国农业净碳汇时空分异与影响因素演进分析[J]. *中国环境科学*, 2024, 44(2): 1158–1170.
- [26] 尹朝静, 高雪. 纳入气候因素的中国农业全要素生产率再测算[J]. *中南财经政法大学学报*, 2022(1): 110–122.
- [27] 罗家祺, 金晓斌, 刘晶, 等. 2000—2020年苏北地区农业生态效率变化及其影响因素分析[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(15): 239–248.
- [28] 孔凡斌, 蒋定宏, 徐彩瑶. 经济发达地区农业生态效率对城乡收入差距的影响——以浙江省为例[J]. *中国农业大学学报*, 2024, 29(9): 307–322.
- [29] 李晓龙, 袁帅强, 王伟. 基于净碳汇的农业生态效率测度、时空演进及收敛性研究——以贵州78个县域为例[J]. *农业现代化研究*, 2023, 44(4): 680–691.
- [30] Kao C. Efficiency decomposition in network data envelopment analysis with slacks-based measures[J]. *Omega*, 2014, 45. DOI:10.1016/

- J.OMEGA.2013.12.002.
- [31] Liu W B, Zhou Z B, Ma C Q, et al. Two-stage DEA models with undesirable input–intermediate–outputs[J]. Omega, 2015, 56. DOI: 10.1016/j.omega.2015.03.009.
- [32] Charnes A, Clark C T, Cooper W W, et al. A developmental study of data envelopment analysis in measuring the efficiency of maintenance units in the U. S. air forces[J]. Annals of Operations Research, 1984, 2(1): 95–112.
- [33] 薛蕾. 农业现代化视角下农业碳减排的主要形势、面临困境与实现路径——以成渝地区为例[J]. 西南金融, 2023(5): 70–82.

(责任编辑: 裴雪昆)

Evaluation of Agricultural Eco-efficiency in Main Grain-producing Areas of China ——Based on Windows Network SBM Model

LIU Dan XIE Xiuming ZHENG Yuting

Fuzhou University, Fuzhou 350108, Fujian, China

Abstract: Food security is of vital importance to China's economic development and social stability, and enhancing the agricultural ecological efficiency of China's major grain-producing areas is one of the key pathways to achieve sustainable agricultural development. Based on panel data from 13 provinces in China's major grain-producing areas spanning 2017–2022, this study constructs a two-stage agricultural ecological network model of "grain production–ecological governance", incorporates climatic factors into the input indicator system, and employs the Windows Network SBM model to measure the agricultural ecological efficiency and subsystem efficiencies of China's major grain-producing areas, with a comparative analysis of the current status of agricultural ecological efficiency. The results show that significant regional disparities exist in agricultural ecological efficiency across China's major grain-producing areas, with the mean efficiency of the ecological governance subsystem (0.7337) exceeding that of the grain production subsystem (0.6771). In eight provinces including Hebei and Henan, the weight of the grain production subsystem surpasses that of the ecological governance subsystem, while in Heilongjiang the weights of both subsystems are equal, and the remaining four provinces exhibit higher weights for the ecological governance subsystem. Labor, pesticide, and fertilizer inputs are severely redundant in most provinces, and investment in environmental pollution control has not been fully utilized. Based on this, policy recommendations are proposed to promote the coordinated optimization of food production and ecological governance, identify key subsystems, optimize the allocation of agricultural resources, and establish a climate-resilient agricultural system, with the aim of balancing food security and the sustainable ecological development of agriculture.

Key words: main grain producing areas in China; agricultural eco-efficiency; climatic factors; network SBM modeling