

林锦彬,刘飞翔,郑金贵. 我国农业生态效率时空格局差序化分析——基于 DEA-ESDA 模型[J]. 江苏农业科学,2017,45(4):302-306.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.04.085

# 我国农业生态效率时空格局差序化分析

## ——基于 DEA-ESDA 模型

林锦彬<sup>1</sup>, 刘飞翔<sup>2</sup>, 郑金贵<sup>1</sup>

(1. 福建农林大学作物科学学院, 福建福州 350002; 2. 福建农林大学经济学院, 福建福州 350002)

**摘要:**农业生态效率是衡量一个地区农业生态化发展水平的重要量化指标,是作为如何抵抗高危生态风险的决策方向之一。采用 DEA 数据包络法对中国 31 个省、直辖市 2005—2014 年农业生态效率比较分析,并利用 ESDA 对中国农业生态效率进行全局和局部自相关分析,结果表明,我国农业生态效率南北差异明显,保护发展区、适度发展区和优势发展区依次逐区下降,同时三大发展区内农业生态效率也由南向北递减,分布具有差序化特征。2005—2014 年全局自相关 Moran's I 值均为正,表明我国省域之间农业生态效率呈现正相关的空间集聚分布。其中,2005—2010 年农业生态效率空间集聚程度略有缩小,2010—2014 年较快恢复并加强。区域生态效率异质性主要表现为出现相对稳定热点和冷点的差序变化,热点区主要集中在青藏、西南、华南和长江中下游发展区;冷点区主要集中在东北、黄淮海、西北及长城沿线发展区。农业生态效率空间差异与技术变动、农资消耗强度等所引起的农业规模效益、技术效益变化密切相关,基于空间探索性数据分析方法研究我国区域农业生态效率空间的集聚性和异质性,为制定提高区域农业生态效率相关调控政策提供参考。

**关键词:**农业生态效率;DEA 模型;全局自相关;局部自相关;差序化

**中图分类号:**F323.22 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2017)04-0302-05

农业作为国民经济发展中的基础部分,改革开放以来得到长足发展,农业综合生产能力迈上新台阶。但由于长期对农业的掠夺性经营,我国农业和农村生态环境问题日益凸出,严重制约农业的长远发展。2012 年,全国受污染耕地超过 1 000 万  $\text{hm}^2$ ,占耕地总面积 1/10 以上,平均化肥施用量达 400  $\text{kg}/\text{hm}^2$  以上;农药年使用量已达 12 亿  $\text{kg}$  以上,约 50% 左右将进入土壤与水体,污染农田面积达 900 万  $\text{hm}^2$ ,其中多数集中在经济较发达的地区。农业生产已成为我国严重的环境污染源。研究农业生产的生态效率,改善和降低农业生产对环境造成的负面影响,具有很强的经济价值和社会意义。

### 1 农业生态效率方法与体系构建

#### 1.1 生态效率的提出

德国学者 Schaltegger 等于 1992 年在世界可持续发展商业理事会(WBCSD)的报告上首次提出生态效率一词。此后,生态效率开始被多国学者引入不同研究领域,例如生态效率被工业界定义为以消耗资源、产生污染最小、工业附加值最大为目标,采取一系列科技和管理的手段,达到该效率目标。1998 年经济发展合作组织(OECD)认为,符合人类可持续发展并且满足当代人类需要的生态资源利用效率即为生态效

率,这一定义得到当时学界和社会的普遍接受<sup>[1]</sup>。2000 年,世界可持续发展工商联合会(WBCSD)指出,可以通过生态效率衡量人类对环境的影响与地球承载力之间的关系,注重商品服务和附加值的最大化<sup>[2]</sup>。欧洲环境署(EEA)和国际金融组织环境投资部(EFG-IFC)也都主张投入与产出的最大化,即通过最有效率的生产方式达到投入最少而创造福利最大化,保证资源的可持续性。国际上比较认同的是 WBCSD、瑞士的 Ellipson 咨询公司、欧洲环境发展署(EEA)等推荐的定义:生态效率等于经济增加值与环境影响的比值。Fussler 将生态效率成功地引入了中国,经多年发展,国内生态效率的研究取得了积极的进展,在农业生态效率方面,初步形成一些认知体系和价值方法<sup>[3]</sup>。洪开荣等从系统论的视角,运用网络 DEA 模型对我国 30 个省级地区 2005—2013 年的农业生态整体和子系统效率进行了测度,研究农业生态效率影响的关键因素<sup>[4]</sup>。程翠云等采用机会成本的经济核算方法,对我国 2003—2010 年的农业生态效率进行总体评价,利用 Logistic 回归分析,研究农业生态效率演变的驱动因素<sup>[5]</sup>。研究主要集中在影响因素及其时空分布特点及其规律,缺乏对空间单元相互间的依赖性和异质性进行分析。

#### 1.2 常用生态效率测算方法比较与选择

尽管世界各国和国际组织对于生态效率的定义不同,但广义上都可看作是产出投入比,消耗最小而产出最大<sup>[6]</sup>。因此,农业生态效率的本质是地区提供生态农产品的效率在经济维度的体现。众多研究认为,生态效率评价方法归纳起来可以分成 3 类:标杆学习(水平对比)、指标体系法模型法、经济/环境单一比值法。选取哪种作为评价方法,很大程度上取决于评价的对象、目标。DEA 不仅在多投入多产出数据处理

收稿日期:2016-05-17

基金项目:福建省科技厅博士后纵向课题(编号:132300129)。

作者简介:林锦彬(1989—),男,福建永春人,博士研究生,研究方向为农业技术推广。E-mail:506259209@qq.com。

通信作者:郑金贵,教授,博士生导师,主要从事农产品品质学、现代农业等方面的研究。E-mail:jingquizheng@126.com。

上有优势,同时在处理单元数据的比例尺度、数据的顺序上拥有较大弹性。通过计算相对效率,比较系统内各 DMU 之间投入与产出是否有效,并且提供某个短板 DMU 需要增减的改善幅度,以达到整体效率状态或者局部最优。基于目前生态效率在农业领域研究现状以及系统设计的数据量考虑,DEA 作为分析非参数法中分析面板数据有效单元的优势方法,比较适合用于评价农业生态效率的一种方法<sup>[7]</sup>。本研究基于 DEA 模型对农业生态效率展开分析与评价。本方法模型本身存在着一些不足,如何正确科学评价还需要在其原理基础上进行调整与完善。

1.3 农业生态效率评价指标体系的构建

农业生态效率注重于农用资源投入与农业产出之间关系,追求在低污染或无污染的环境下提供生态农产品。结合目前我国农业生产的特殊性、效率的导向性以及数据的可得性,从环境、资源、经济发展水平 3 个方面构建农业生态效率评价指标体系(表 1),即将农业机械动力投入、农业从业人口数量、有效灌溉面积、农业用水量以及经过换算的农药、化肥、农膜污染量作为资源投入指标,农业总产值作为模型的产出指标。

表 1 农业生态效率指标体系

指标类型	一级指标	二级指标	代码
投入指标	资源类指标	农业机械动力投入	$X_1$
		农业从业人口数量	$X_2$
		有效灌溉面积	$X_3$
		农业用水量	$X_4$
	环境类指标	农药污染量	$X_5$
		化肥污染量	$X_6$
		土壤中地膜残留量	$X_7$
产出指标	经济类指标	农业总产值(2003 年不变价)	$Y$

注:化肥污染量 = 化肥施用量  $\times$  (1 - 化肥利用率) = 化肥施用量  $\times$  65%<sup>[8]</sup>;农药污染量 = 农药使用量  $\times$  50%<sup>[9-10]</sup>;地膜残留量 = 地膜使用量  $\times$  10%<sup>[11-12]</sup>。

在指标数量选择上需考虑到模型的信度和效度的问题,

表 3 中国农业可持续发展分区情况

大区	分区	区域范围
优化发展区	东北区	黑龙江、吉林、辽宁,内蒙古东部
	黄淮海区	北京、天津、河北中南部,河南、山东,安徽、江苏北部
	长江中下游区	江西、浙江、上海,江苏、安徽中南部,湖北、湖南大部
	华南区	福建、广东、海南
适度发展区	西北及长城沿线区	新疆、宁夏,甘肃大部,山西,陕西中北部,内蒙古中西部,河北北部
	西南区	广西、贵州、重庆,陕西南部,四川东部,云南大部,湖北、海南西部
保护发展区	青藏区	西藏、青海,甘肃藏区,四川西部,云南西北部
	海洋渔业区	我国管辖海域

表 4 各项投入产出数据的统计描述

指标	$Y$ (万元)	$X_1$ (万 kW)	$X_2$ (万人)	$X_3$ ( $\times 10^3$ hm <sup>2</sup> )	$X_4$ (亿 m <sup>3</sup> )	$X_5$ (万 t)	$X_6$ (万 t)	$X_7$ (t)
平均值	2 312.52	2 985.55	902.97	1 953.54	120.29	2.82	116.36	7 060.09
中间值	1 995.30	2 308.17	723.65	1 565.45	97.46	2.63	110.22	5 652.70
标准差	1 910.64	2 866.20	692.38	1 485.31	102.61	2.30	94.74	6 374.73
偏度	0.71	1.86	0.80	0.70	1.88	0.63	1.30	2.16
最小值	102.06	103.40	42.31	207.28	10.74	0.05	3.10	80.07
最大值	6 724.50	11 515.55	2 718.07	5 091.85	501.31	8.34	421.67	31 888.62
最大/最小	65.89	111.36	64.24	24.56	46.68	166.84	136.23	398.25

经验法则认为,当样本 DMU 的个数为投入项与产出项个数的 2 倍以上时,DEA 模型分析结果的可信度与解释度最优。本研究选取 DMU 样本数量为 31 个省级地区,投入项为 7 个,产出项 1 个,符合 DEA 模型在信度和效度方面的经验法则;其次,在投入指标的选取时必须考虑到该指标对效率是否存在等幅夸张的影响,即当增加某一项资源或者污染投入量时,农业经济产值的数量不得减少。笔者采用相关矩阵的方法,通过投入项与产出项单独的相关系数,来检验所选取的投入与产出之间关系是否合理(表 2)。

表 2 农业生态效率投入产出指标的相关系数

投入指标	相关系数( $r$ )
$X_1$	0.837
$X_2$	0.758
$X_3$	0.803
$X_4$	0.771
$X_5$	0.808
$X_6$	0.793
$X_7$	0.801

从表 2 可以看出,本研究所选择的投入产出指标两两之间呈现的是正相关的关系,表明所选择的投入产出指标对全国 31 个省级地区的农业生态效率有所影响。

2 基于 DEA 模型农业生态效率的实证分析

根据《全国农业可持续发展规划(2015—2030 年)》战略和政策规划的八大农业可持续发展区(表 3),查阅 2005—2014 年《中国统计年鉴》和《中国农业统计年鉴》基础数据,各相关省份发展分区划分区域范围后对相关数据进行描述性统计分析(表 4),采用超效率 DEA 评价模型对中国各农业可持续发展区 2005—2014 年农业生态效率进行了测算,得出我国七大可持续发展区域的生态效率变化趋势(图 1)。保护发展区当中海洋渔业区由于涉及到指标统计口径不一致和数据缺失问题,不列入研究数据中。

从整体描述性分析来看,省域之间农业发展水平存在差异。样本中10年间农业总产值标准差为1 910.64万元,样本区域中农业总产值最小是西藏,山东省是样本区域中农业总产值最大值地区,二者之比为65.89,从指标的标准差和最大值之比的横向比较,样本各地区的农业发展资源消耗以及产生的污染水平存在一定的差异,但是差异不是很大。结果表明,仅用单个环境指标来测算生态效率具有极大的片面性,通过简单加总的方式得到综合环境指标的生态效率值是很困难的,而利用DEA模型来测算正好能够解决这一问题<sup>[13]</sup>。

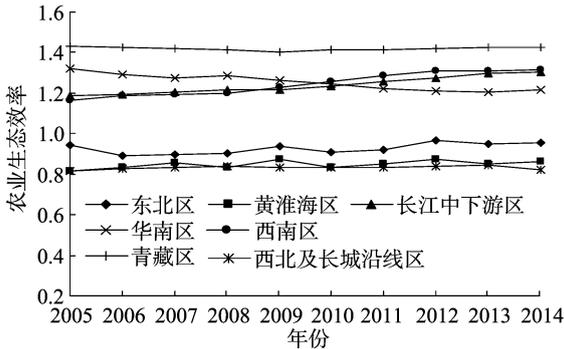


图1 我国七大发展区2005—2014年农业生态效率变化趋势

我国农业生态效率在区域上存在较大的差异(图1),基本呈现3个发展水平趋势,青藏保护发展区为第一层级;西南适度发展区、长江中下游优化发展区、华南优化发展区为第二层级;东北优化发展、西北及长城沿线优化发展区、黄淮海优化发展区为第三层级。青藏保护发展区和西南适度发展区的农业生态效率高于全国平均水平,其他地区的农业生态效率均低于全国均值,表明我国农业生态效率南北差异较为明显,保护发展区、适度发展区和优势发展区依次逐区下降,同时三大发展区内农业生态效率也由南向北递减,分布具有差异化特征。主要由于各地区不同的地形、土壤等自然耕作条件、农业技术水平等在空间上存在较大差异以及国家关于区域开发政策,如粮食主产与非粮食主产区的差异导向,农业化学投入品、资源消耗等及其造成的污染越多,农业生态效率越低。青藏保护发展区总体农业生态效率水平较高,虽局部有退化,但总体呈波动上升趋势,三江源头和三江并流自然保护区大部分位于该发展区域,污染净化能力强,同时农业以马铃薯、油菜、蔬菜等设施农业为主,规模、技术效率在研究年份期间基本达到有效。在第二层级中,除了华南优化发展区出现下降的趋势外,西南适度发展区和长江中下游优化发展区呈现上升趋势。其中长江中下游发展区的农业面源污染和耕地重金属污染治理取得初步成效,在污染指标上逐年改善,大面积种植绿肥,科学使用农药化肥,有效遏制农业生态效率下降的趋势。华南优化发展区以红壤为主,土壤改良难度系数较大,土壤肥力低,同时又面临着周边省份强竞争压力,化肥、农药等呈现增量化施用趋势,农业资源低效利用是其农业生态效率总体下降的主要原因。第三层级所有发展区在2005—2014年中变化趋势不大,西北及其长江沿线适度发展区作为我国北部的生态屏障,以畜牧特色农业和稳农增收为农业发展策略,节水农业和农膜回收利用机制发展相对缓慢制约了其农业生态效率的提升速度。东北优化发展区和黄淮海优化发展区是我国粮食主产区,担负着我国粮仓的重要地区,其资

源消耗居高不下,整体农业生态效率的变化幅度较弱。

### 3 农业生态效率全局空间和区域农业生态效率局部空间自相关

#### 3.1 农业生态效率全局空间自相关

3.1.1 全局空间自相关测度 为进一步研究我国不同省级地区农业生态效率在空间上的分布状况,对我国各个地区的农业生态效率值进行空间自相关分析。运算公式如下:

$$I = \frac{\sum (x_i - \bar{x}) \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_j - \bar{x})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n W_{ij}}}$$

空间自相关反映了某位置上的数据与其他位置上的数据间的相互依赖程度。反映自相关程度的 Moran's I 估计值范围在-1到1之间,小于0表示负相关,等于0表示不相关,大于0表示正相关,越接近-1和1则表示相关性越强<sup>[14]</sup>。利用GeoDa软件生成中国主要年份(2006、2008、2010、2012、2014年)农业生态效率全局空间自相关散点图(图2)。

3.1.2 全局空间自相关分析 为分析不同年份我国农业生态效率的空间集聚变化,利用GeoDa软件运算和绘制2006、2008、2010、2012、2014年主要年份的农业生态效率的空间自相关指数和散点图,其Moran's I估计值分别为0.259 0、0.212 2、0.225 9、0.271 7、0.280 1,5年的Z值在0.01水平上显著,表明我国主要省份的农业生态效率在空间上呈现正相关性,也就是说我国农业生态效率之间空间分布并不是呈现完全随机性,而是表现出具有相似性的空间集聚。其特征为农业生态效率高的省份与效率高的省份集聚,效率低的省份与效率低的省份集聚,分布具有差异化特征。2005—2014年,Moran's I估计值呈现先下降后上升并且趋于稳定的发展态势,其中2005—2010年期间空间差异即空间集聚程度趋于扩大而后略有缩小,2010—2014年空间差异即空间集聚程度有较大幅度上升,2012年后我国农业生态效率空间集聚变化程度开始趋于稳定。

#### 3.2 区域农业生态效率局部空间自相关

3.2.1 农业生态效率 Moran 散点图 Moran 图分为四象限,落入“高高集聚”和“低低集聚”象限表明具有空间均质性,象限内省份的农业生态效率空间正相关较强,呈现集聚分布格局(图2)。落入“低高集聚”和“高低集聚”象限表明具有空间异质性,象限内省份的农业生态效率空间负相关较强,呈离散分布格局<sup>[15]</sup>。从2006、2008、2010、2012、2014年的农业生态效率 Moran 图可以看出,主要年份各省份的高高集聚、低低集聚、高低集聚、低高集聚的空间结构都存在,并且各主要年份的高高和低低集聚省份数都多于高低和低高集聚的省份数,整体上,农业生态效率在区域内形成南部高值和北部低值区的局部集聚分布格局。高高集聚,指农业生态效率高值集中分布在某一区域内相互临近的省份,主要分布在西北及长城沿线适度发展区和黄淮海适度发展区。低低集聚,指农业生态效率低值集中分布在某一区域内相互临近的省份,主要分布在青藏保护发展区和西南适度发展区。低高集聚,指在区域内某一省份的农业生态效率值明显低于周边省份的农业生态效率值,主要分布在西北及长城沿线适度发展区。高低集聚,指的是在区域内某一省份的农业生态效率值明显高于周边省份的农业生态效率值,主要分布在西南适度发展区部

分省份和华南优先发展区。

比较2006、2008、2010、2012、2014年各象限内省份的变化,可以发现青藏保护发展区、西北及长城适度发展区的农业生态效率格局未发生大的变化,西南适度发展区、黄淮海优先发展区、长江中下游优先发展区各自所辖的部分省份空间集聚总体保持稳定。从研究期间内主要年份的Moran图可以看出,我国农业生态效率分布呈现差序化趋势,局部热点区域(高值)相对稳定,主要集中在青藏保护区、西南适度发展区、长江中下游优先发展区和华南优先发展区,其中西南区、青藏区交接的四川和华南区的海南稳定处于“热点”区,近年来,采取的退牧还草工程、实施草畜平衡、草原生态补偿机制的成效较大,规模报酬递增是青藏保护区农业生态效率好转并保

持较高水平的直接原因;西南适度发展区通过修筑梯田,小流域治理上积累不少经验,在防止水土流失、推进石漠化综合治理方面取得较为明显的效果,同时在种植上以特色农产品为主,实现生态效率和经济效率相统一,技术效率为该区域农业生态效率的提升提供不断动力。我国农业生态效率局部“冷点”区域(低值)分布也相对稳定,主要年份均集中在东北地区、西北及长江中下游地区、黄淮海地区。东北地区不仅是粮食主产区,同时也是重工业区,对农业产生的污染影响也较为广泛;西北及长城沿线地区的甘肃、宁夏、新疆等受客观的地理条件影响较大,很大程度造成整体农业生态效率徘徊在低值区域,而黄淮海地区的河北、河南、山东省处于未能跳出低值的瓶颈在于中低产田的治理。

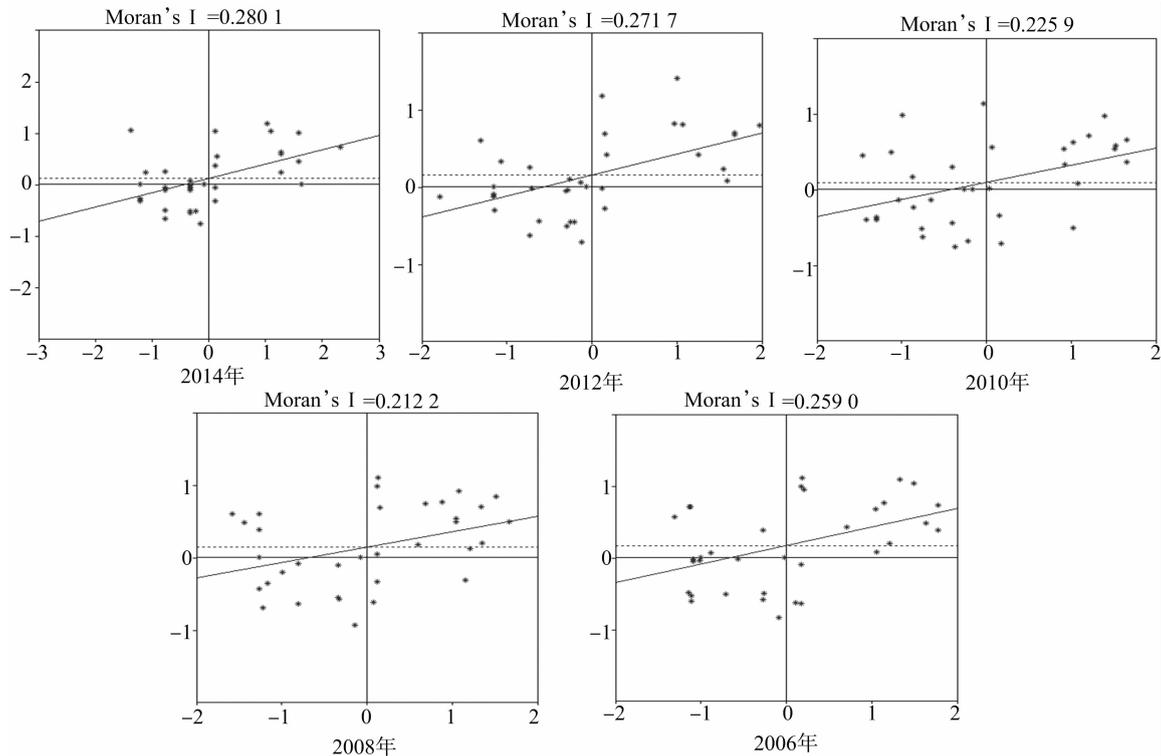


图2 中国主要年份农业生态效率全局空间自相关散点

### 3.2.2 农业生态效率 LISA 显著性分析

为反映不同效率的省份在各地区的分布特征,进行局域空间自相关分析,利用 GeoDa 软件生成 LISA 地图(图3)。从主要年份的 LISA 图可以看出,5个主要年份的农业生态效率的 LISA 局部水平拥有较大的相似性,四川省的农业生态效率高值显著最高,说明全国范围内,我国农业生态效率值分布呈现高低差异较为明显的差序化特征。2006、2008年,低低集聚类型的省份居多,主要集中在黄淮海地区的河北、河南、安徽以及西北及长城沿线的山西、甘肃、新疆。生态效率低值省份不是随机分布,在空间上趋于集聚,沿着黄河河道走向连片分布。2008年的黄淮海地区的江苏低低集聚,2010年后西北及长城沿岸陕西的低低集聚消失,2010年后与陕西、宁夏、甘肃相邻的内蒙古的高低集聚消失,说明陕西、宁夏、甘肃虽然处在低值区,但是与内蒙古、青海等的差距在缩小。2010年以前高高集聚主要分布在青藏保护发展区,2010年后高高集聚类型的省份居多,主要集中在西南适度发展区的四川、重

庆;2012年后高高集聚有向东移动趋势,湖北开始落入高高集聚;此外,之前一直处于高低集聚的海南岛,2012年后高低集聚类型消失,说明西南地区的贵州、华南地区的广东、广西的农业生态效率在不断提高,与海南省的差距不断缩小。2012年后江苏省出现高低集聚,2014年后高低集聚消失,说明与周围省份相比,在这期间江苏省农业生态效率经历了加速上升而后放缓的过程。而山西省从2006年开始一直处于低值区,2014年出现低高集聚,说明山西省农业生态效率低水平未得到改善,与周围省份差距有扩大趋势。

## 4 结论

中国农业生态效率空间特征南北差异明显,保护发展区、适度发展区和优势发展区依次逐区下降,同时三大发展区内农业生态效率也由南向北递减,分布具有差序化特征。如在农业生态效率较高的西南适度发展区内省域之间效率差距较小,而农业生态效率较低的东北优先发展区内各省域之间效

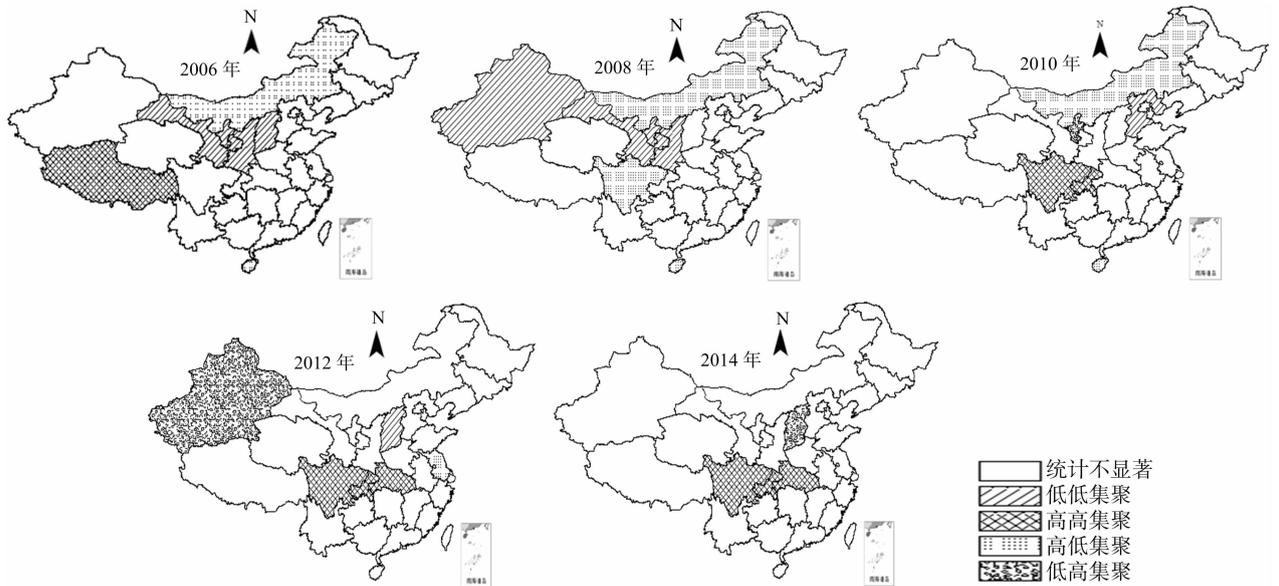


图3 中国主要年份农业生态效率空间集聚格局

率差距较大。因此,除了应积极提升农业生态低效率区域的整体效率,内部均衡发展,同时应逐步缩小全国范围内高低农业生态效率区域之间差距。

我国农业生态效率全国省域之间农业生态效率在空间上呈现正相关性,农业生态效率相似的地区在空间上集聚分布。农业生态效率热点区相对较为稳定,主要分布在青藏保护区和西南适度发展区。农业生态效率的冷点区也相对稳定,主要分布在西北及长城沿线适度发展区和黄淮海优先发展区,农业生态效率水平的差异主要与区域农业生产水平、区域产业结构环境、农用资源消耗和化学投入品施用强度等引起的规模效率、技术效率变化密切相关。

我国农业生态效率时空差异分析表明,通过识别区域农业生态效率的主要制约因子,将作为落实生态理念在农业时空上的突破口。对于农业生态效率高的西南、华南等地区保持农业纯技术效率达到最优单元的基础上,提高农业投入品硬性约束性标准,重视农业内源性污染问题,重点发展循环、集约型农业,稳定保持规模报酬递增趋势,提升农业生态规模效率;对于农业生态效率低的黄淮海、西北等地区重点依靠节水、土壤盐碱化治理等资源保护、资源高效利用新技术,发展设施、高新技术农业,依靠技术变动和农业纯技术效率,扭转规模报酬递减趋势,驱动农业生态效率水平明显改善。

#### 参考文献:

[1] OECD. Innovation and the environment [M]. Paris: OECD, 2002:139.  
 [2] Schmidheiny S, Zorraquin F J L. Financing change: the financial community, eco - efficiency, and sustainable development [M]. Cambridge: MIT Press, 1996.

[3] Fussler C. The development of industrial eco - efficiency [J]. Industry and Environment, 1995, 17(4): 71 - 74.  
 [4] 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 - 35.  
 [5] 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, 34(1): 142 - 148.  
 [6] Kobayashi Y, Kobayashi H. A practical method for quantifying eco - efficiency using eco - design support tools[J]. Journal of Industrial Ecology, 2005, 9(4): 131 - 144.  
 [7] 吴小庆, 王 远, 刘 宁, 等. 基于物质流分析的江苏省区域生态效率评价[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(10): 890 - 895.  
 [8] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1 - 6.  
 [9] 江孝绰, 李瑞琴. 土壤及作物中农药残留量所揭示的问题[J]. 环境科学研究, 1993(5): 6 - 10.  
 [10] 严昌荣, 梅旭荣, 何文清. 农用地膜残留污染的现状与防治[J]. 农业工程学报, 2006, 22(11): 269 - 272.  
 [11] 康晓慧. 绵阳茶园土壤农药残留现状分析[J]. 中国植保导刊, 2006, 26(12): 38 - 40.  
 [12] 成振华, 刘淑萍, 孙占潮, 等. 天津市农用地膜残留状况调查及影响因素分析[J]. 农业环境与发展, 2011, 28(2): 90 - 94.  
 [13] 尹 科, 王如松, 周传斌, 等. 国内外生态效率核算方法及其应用研究述评[J]. 生态学报, 2012, 32(11): 3595 - 3605.  
 [14] 王丽琼. 基于超效率 DEA - ESDA 的中国生态效率时空格局分析[J]. 重庆师范大学学报(自然科学版), 2015, 32(5): 152 - 157.  
 [15] 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, 34(4): 472 - 478.