

环境压力视角下区域生态效率测度及收敛性*——以长江经济带为例¹

汪克亮, 孟祥瑞, 程云鹤

【摘要】：将经济生产过程中的自然资源消耗与环境污染排放视为“环境压力”，结合DEA理论与视窗分析法，实证测算2004~2012年长江经济带11个省市的5类生态效率指标值，并以此为基础考虑生态效率的地区差异与变化趋势，采用 σ 收敛与绝对 β 收敛两种收敛分析方法检验生态效率的敛散性。结果表明：样本期内长江经济带的生态效率整体水平依然偏低，且出现下降态势，资源节约与污染减排还存在很大的空间；不同省市与地区生态效率的差异特征较为明显；无论是长江经济带整体还是上游、中游与下游三大地区，内部省市生态效率之间的差距都有进一步扩大的趋势。

【关键词】：环境压力；生态效率；收敛；长江经济带

【中图分类号】：F061 **【文献标识码】**：A

1 引言

作为我国经济密度最高、发展潜力最大的区域之一，长江经济带已经成为目前世界上可开发规模最大、影响范围最大的内河流域经济带。在经济全球化及市场一体化的时代背景下，中西部沿长江区域需要积极承接沿海产业转移，加速内部经济一体化进程，进而为我国经济发展提供新动力。然而，经济的飞速发展带来了巨大的生态环境压力。长江沿江两岸工业园区密集，产业结构粗放，加之中上游地区承接产业转移步伐加快，重化工业企业急速增加，导致长江流域资源约束进一步加剧，环境质量也在不断恶化。据调查，长江沿岸已经形成近600千米的岸边污染带，其中包括300余种有毒污染物。自2007年以来，长江流域废污水排放量已突破300亿吨，相当于每一年黄河水量的污染被排入长江。目前，长江接纳的废水量居全国各大流域首位，占全国内河流域废水接纳总量的40%以上。此外，长江经济带集中了我国大部分的高耗能产业，能源消费总量已占到全国的46.2%，而且其中煤炭消费占比超过75%，从而引发了一系列严重的环境污染问题。近年来，长江中下游地区出现了持续性大面积严重雾霾天气，以重庆与南昌为中心的两大酸雨区也已经形成，给民众健康以及工农业生产、生活带来了严重影响，引起了政府与社会公众的广泛关注。为了扭转长江经济带日趋严峻的资源环境局势，实现区域持续健康发展，必须对长江经济带“资源、环境与经济(3E)”系统的协调度进行科学、客观的评价，为有针对性地制定相关政策措施提供依据。本文将基于环境压力与生态效率视角，以省市为研究单位，对2004~2012年长江经济带的资源利用与污染排放形势、资源环境与经济发展之间的协调关系进行定量评估，以期为促进长江经济带的资源节约与环境保护提供决策参考。

1 收稿日期：2014-10-07；修订日期：2015-01-19

基金项目：国家自然科学基金资助项目(71403003；71473001)；国家社会科学基金资助项目(14BJL105)；教育部人文社会科学研究青年基金资助项目(13YJC790136)；中国博士后科学基金资助项目(2014M551787)；安徽省哲学社科规划项目(AHSK11-12D107)；安徽省软科学项目(1402052043；1302053056)

作者简介：汪克亮(1980-)，男，安徽枞阳人，副教授，博士后，研究方向：资源经济与环境管理；

孟祥瑞(1965-)，男，吉林洮南人，教授，博士生导师，研究方向：管理系统工程；

程云鹤(1972-)男，安徽肥东人，副教授，博士，研究方向：低碳经济。

世界可持续发展工商业联合会WBS CD (2000)最先给出了“生态效率(Eco-efficiency)”指标的定义是：通过提供具有价格优势的服务与产品，在提升人类生活质量的同时，将整个生命周期中对环境的影响减低到至少与地球的估计承载力一致的水平上^[1]，强调经济效率应与环境效益相统一，追求经济增长与环境保护之间的最佳平衡，体现了可持续发展的内涵。作为一种具体化且操作性较强的分析工具，生态效率指标得到了广泛应用。传统的生态效率测度指标如碳强度、能源强度、硫强度等，不仅易于理解，而且便于操作，但是只考虑到某一种资源消耗或污染排放物，没有顾及到生产过程中资源利用与污染排放的多元性，因而无法科学、全面反映生产单位的真实环境绩效水平。近年来，一种全新的基于非参数DEA模型的生态效率指标的提出较好的解决了这个问题，该指标将生产过程中诸多资源消耗以及各类污染物排放耦合至同一个分析框架之中，整个评价过程不受人为因素的干扰，具有很强的客观性，可以实现对生产单位生态效率的科学测度。其中，运用该指标代表性的文献，如Korhonen和Luptacik^[2](2004)采用两种DEA方法测算了欧洲不同国家火力发电站的技术效率与生态效率；Zhang等^[3](2008)将环境污染物作为投入要素并构造多种DEA效率评价模型对中国各省份的工业生态效率进行了测算；Picazo-Tadeo等^[4](2012)基于DEA方法与方向性距离函数，以西班牙橄榄油企业为研究对象，测算了不同目标下企业的经济与生态绩效，并提出了改进绩效的系列措施；Camarero等^[5](2013)基于DEA方法测算了2002~2012年欧盟国家的生态效率，并证实了“俱乐部收敛”的存在性；杨文举^[6](2009)运用DEA方法实证测算了2003~2007年中国各省份工业的动态环境绩效，并对其动态演变的根源进行了系统考察。这些文献均在一定程度上证实了这种新型生态效率测度方法的可行性与有效性，为本文的研究提供了方法导向。

2 生态效率的测度方法

假定经济单元k(k=1, 2, ..., K)，经济增加值为v，生产过程中产生n(n=1, 2, ..., N)种环境压力(包括自然资源消耗与污染物排放)p=(p1, p2, ..., pn)，则经济单元k经济增加值v与环境压力p的所有可能组合，本文称之为“环境压力产生技术(Pressure Generating Technology, PGT)”，即：

$$PGT = \{(v, p) \in R_+^{1+N} | \text{产生经济增加值 } v \\ \text{必然伴随环境压力 } p\} \quad (1)$$

本文将经济生产过程中的自然资源消耗与环境污染排放视为“环境压力”^[4]。根据不同环境压力对生态环境的影响程度以及变量数据的可得性，本文选择4类具有代表性的环境压力指标p，分别为各省市用水总量、能源消费总量、COD排放量与SO₂排放量，分别以WAT、ENE、COD及SO₂来表示。其中，WAT与ENE作为自然资源消耗的代表，COD与SO₂作为污染排放的代表，以各省市GDP为经济增加值v的代理变量，则长江经济带各省市生态效率的测算公式为：

$$EE = \frac{\text{经济增加值}}{\text{总环境压力}} = \frac{GDP}{F(WAT, ENE, COD, SO_2)} \\ = \frac{GDP}{w_{WAT}WAT + w_{ENE}ENE + w_{COD}COD + w_{SO_2}SO_2} \quad (2)$$

其中，通过F函数可以将4类环境压力指标综合为一个“总环境压力”指标，用来衡量经济单元生产对环境的总影响。沿袭众多研究^[2, 4, 7]的做法，本文通过加权平均的形式，得到总环境压力指标值，其中w_{WAT}、w_{ENE}、w_{COD}、w_{SO₂}分别为4类环境压力指标的权重。

按照Picazo-Tadeo等^[8](2011)等的做法，本文利用DEA测算生态效率，则在规模报酬不变(CRS)假定下，求解长江经济带第k'个省市生态效率的数学规划如下：

$$\begin{aligned}
\max \quad & AEE_k = \frac{GDP_k}{w_{WAT}WAT_k + w_{ENE}ENE_k + w_{COD}COD_k + w_{SO_2}SO_{2k}} \\
s. \ t. \quad & \frac{GDP_{k'}}{w_{WAT}WAT_k + w_{ENE}ENE_k + w_{COD}COD_k + w_{SO_2}SO_{2k}} \leq 1 \\
& w_{WAT}, w_{ENE}, w_{COD}, w_{SO_2} \geq 0, \quad k = 1, 2, \dots, 11
\end{aligned} \quad (3)$$

上式是一个非线性规划，计算起来较麻烦，为了方便运算，本文通过Charnes—Cooper变换将其转化为线性规划，进而给出线性规划的对偶规划，即：

$$\begin{aligned}
\min \quad & AEE_{k'} = \theta_k^* \\
s. \ t. \quad & GDP_{k'} \leq \sum_{k=1}^{11} z_k \cdot GDP_k \\
& \theta_k WAT_{k'} \geq \sum_{k=1}^{11} z_k \cdot WAT_k \\
& \theta_k ENE_{k'} \geq \sum_{k=1}^{11} z_k \cdot ENE_k \\
& \theta_k COD_{k'} \geq \sum_{k=1}^{11} z_k \cdot COD_k \\
& \theta_k SO_{2k'} \geq \sum_{k=1}^{11} z_k \cdot SO_{2k} \\
& z_k \geq 0, \quad k = 1, 2, \dots, 11
\end{aligned} \quad (4)$$

式中的 θ_k^* 即为省份 k' 的整体生态效率（AEE），表明在维持经济产出不变的前提下，4类环境压力指标同比例减少所能达到的最小值。 $\theta_k^* \leq 1$ ，若值为1，则表明该省份位于生产前沿之上，是最有效的。 θ_k^* 值越大，说明生态效率越高，反之则亦然。

由于没有考虑投入产出松弛，式（4）中的整体生态效率 $AEE_{k'} = \theta_k^*$ 仅为径向视角的生态效率。例如，若 $\theta_k^* = 0.5$ ，则表明在维持经济产出不变的前提下，要实现效率最优，4类环境压力指标值均可以在原有基础上减少50%。

如果考虑各类投入产出松弛变量对生态效率的影响，则可以得到省份 k' 的4种环境压力指标的最优值为：

$$\begin{aligned}
EP_{nk'} &= p_{nk'} - [(1 - \theta_k^*) \cdot p_{nk'} + s_{nk'}^e] = \theta_k^* \cdot p_{nk'} - s_{nk'}^e \\
n &= WAT, ENE, COD, SO_2
\end{aligned} \quad (5)$$

其中 $s_{pnk'}$ 表示第 n 类环境压力指标的投入松弛。基于式（5），可以获得省份 k' 的基于每种环境压力指标的生态效率，即所谓的“Pareto—Koopmans生态效率”为：

$$PEE_{nk'} = \frac{EP_{nk'}}{p_{nk'}} = \theta_k^* - \frac{s_{nk'}^e}{p_{nk'}} \quad n = WAT, ENE, COD, SO_2 \quad (6)$$

3 实证结果分析

3.1 样本、变量及数据

考虑到投入产出变量数据的可得性，本文选择的实证分析区间为2003～2012年，研究对象为长江经济带内的11

个省市。为了进一步考察生态效率的地域差异特征，本文将长江经济带划分为三大地区：上游、中游与下游。其中上游地区为四川、贵州、重庆与云南4省市，中游地区包括安徽、江西、湖北与湖南4省份，下游地区为上海、江苏、浙江3省市。根据P i c a z o - T a d e o等^[8]（2011）提出的生态效率分析框架，本文选取了4类具有代表性的环境压力指标：用水总量、能源消费总量、C O D排放总量以及S O 2排放总量，并将其作为投入变量，以各省市G D P作为经济增加值的代理指标，并以其作为产出变量。为了保障数据统计口径的一致性，本文按照2000年不变价格对各省市G D P进行调整。本文数据来自2004~2013年各期《中国统计年鉴》《中国能源统计年鉴》《中国水资源统计公报》以及各省市统计年鉴，描述统计特征如表1所示。

表1 长江经济带各省市投入产出变量数据的描述统计特征(2003~2012年)

变量	能源消费总量	用水总量	COD排放量	SO ₂ 排放量	省市GDP
单位	万吨标煤	亿立方米	万吨	万吨	亿元
最小值	3069.00	63.17	20.79	22.82	1298.98
最大值	28849.84	558.34	130.52	146.50	36348.57
平均值	10776.73	224.67	56.98	78.26	9184.80
标准差	5336.17	123.86	29.59	29.01	6740.80

3.2 长江经济带生态效率的测算及时空差异分析

本文选取用水总量等4类环境压力指标构建生态效率评价D E A模型，测算了2003~2012年长江经济带11个省市的生态效率，并考察生态效率的地区异质性。为了陞免由于当期决策单元数目较少，数据稀疏而无法构造近似光滑的前沿面，从而出现线性规化无解的情形，本文将选择视窗分析法（W i n d o w A n a l y s i s）来构造生产前沿面，该方法将不同时间点的同一决策单元视为不同决策单元进行效率对比，不仅可以反映同期内各单元效滤的差异性，还能实现同一单元不同时点效率的纵向对比，具备更广泛的自由度^[9, 10]。根据研究需要，本文将当期与前一期的投入产出数据作为当期的参考技术集，即窗口宽度定为2，这样本文生态效率测算的初始年份就由2003年改变为2004年。根据式（4）、式（5）、式（6）与视窗分析法，可以测算得到2004~2012年长江经济带各省市的整体生态效率（A E E）与每种环境压力视角下的生态效率（P E E），分别为水生态效率（W E E）、能源生态效率（E E E）、C O D生态效率（C E E）、S O 2生态效率（S E E）。不同省市、地区、种类的生态效率指标具体测算结果及其变化趋势、地区差异特征如表2、表3、图1与图2所示。

表2 2004~2012年长江经济带各省市生态效率的平均值

	AEE	EEE	WEE	CEE	SEE
上 海	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
江 苏	0.9479	0.9479	0.5540	0.6598	0.7718
浙 江	0.9443	0.9443	0.8739	0.6619	0.7700
安 徽	0.7640	0.7640	0.3726	0.3846	0.5115
江 西	0.8180	0.8180	0.3212	0.2843	0.3555
湖 北	0.7110	0.7110	0.4604	0.5683	0.5683
湖 南	0.6432	0.6432	0.3807	0.2631	0.4322
重 庆	0.5923	0.5716	0.5828	0.3600	0.1977
四 川	0.5973	0.5973	0.5353	0.2956	0.3291
贵 州	0.2932	0.2912	0.2693	0.2432	0.0690
云 南	0.5120	0.5120	0.5120	0.5086	0.4985
整 体	0.7096	0.7075	0.5188	0.4609	0.4832

数据表明, 2004~2012年长江经济带11个省市整体生态效率AEE均值为0.7096, 意味着在维持既定经济产出条件下, 用水总量、能源消耗总量、COD排放量以及SO₂排放量均可以在原有基础上减少接近30%, 资源节约与污染减排空间巨大。由表3与图2可知, 长江经济带上、中、下游的AEE值分别为0.4942、0.7341与0.9641, 呈现出明显梯度变化特征, 下游最高, 其次为中游, 上游最低。根据表3, 下游地区的上海、江苏与浙江三省市牢牢占据了经济带内AEE前3名的位置, AEE均值都在0.90以上, 表明下游地区的3E系统较为和谐, 特别是上海在样本期内的AEE值一直为1, 是其它省市的学习对象。这主要是由于下游地区地处沿海, 经济基础雄厚, 区位优势明显, 开放水平高, 投资环境好, 与国外合作交流较多, 容易吸收国外先进的技术与管理经验, 同时产业结构也较为合理, 因而经济增长所付出的资源环境代价相对较小。相比之下, 长江中上游地处我国中西部内陆地区, 经济基础薄弱, 技术水平不高, 沿江交通基础设施建设滞后, 再加上长期地方保护主义与诸侯经济盛行, 条块分割现象严重, 生产要素无法实现跨区域自由流动, 导致下游地区的先进技术无法有效向中上游地区扩散转移, 从而制约了中上游地区经济社会的可持续发展。特别是长江上游地区, 由于经济落后, 地方政府往往偏重经济增长, 忽视了资源节约与环境保护, 使得其原本就很脆弱的生态环境更是雪上加霜。由表2可知, AEE排名的最后4位省市全部来自于长江上游地区, 这也在一定程度上证实了上述判断。

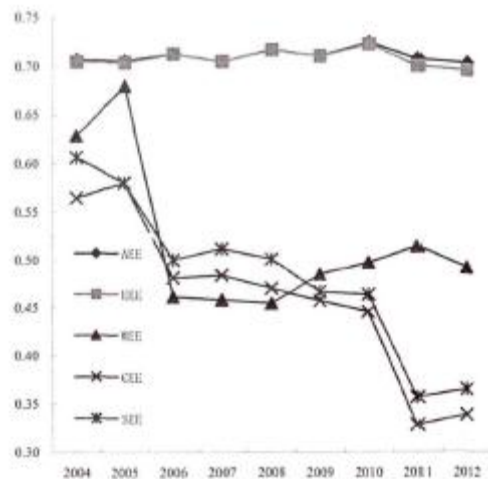


图1 长江经济带生态效率变化趋势(2004~2012)

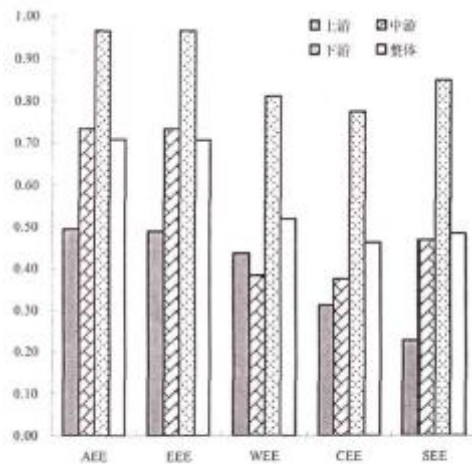


图2 长江经济带不同区域生态效率的均值比较

从动态变化趋势来看,如图1与表3所示,2014~2012年AEE波动特征比较明显,波动幅度虽然不大但整体出现下滑趋势,AEE值从2004年的0.7065下降至2012年的0.7020,形势不容乐观。再从单一环境压力的视角来看,如表2所示,样本期内EEE、WEE、CEE与SEE的均值分别为0.7075、0.5188、0.4609与0.4832,差异性较为明显。其中,能源生态效率EEE最高,接近整体生态效率AEE水平,COD生态效率CEE最低,还不到50%。从图2与表2可以看出,长江下游地区表现也是远远优于中上游地区,这与AEE的分析结论是保持一致的。长期以来,作为我国重要的能源与制造业基地,长江中上游沿江两岸地区聚集了一大批高耗能、高污染的资源环境密集型产业,如钢铁、火电、石化、水泥与电解铝等行业,导致中上游地区的资源环境负载量远高于下游地区,承受了巨大的资源环境压力,抑制了其生态效率的进一步提升,区域经济社会可持续发展目标的实现面临着巨大挑战。在4类生态效率测度中,上海在样本期内的每个年份均位于效率前沿之上,4类生态效率水平在所有省市中都是最优的,是“领先者”与被“追赶”的对象,而上游地区的贵州则在长江经济带11个省市中的表现是最差的,4类生态效率指数的均值都没有超过0.30,特别是SEE值仅仅只有0.0690,还不到10%,这表明贵州省有限的经济产出伴随了大量的资源消耗与污染排放,资源环境经济系统协调度极低。如图2所示,5类生态效率指标基本上都是呈现出由西向东逐渐增高的态势,与技术进步及经济发展水平由西向东逐步提高的方向保持了高度的一致性,这意味着生态效率与发展水平之间存在高度的正相关性。

表3 长江经济带整体及其上中下游生态效率的动态变化趋势(2004~2012)

AEE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均
下游	0.9715	0.9611	0.9685	0.9606	0.9732	0.9673	0.9759	0.9513	0.9473	0.9641
中游	0.7044	0.7222	0.7427	0.7334	0.7501	0.7429	0.7570	0.7306	0.7234	0.7341
上游	0.5097	0.4963	0.4896	0.4836	0.4890	0.4841	0.4998	0.4988	0.4967	0.4942
整体	0.7065	0.7052	0.7123	0.7045	0.7160	0.7099	0.7232	0.7065	0.7020	0.7096
EEE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均
下游	0.9715	0.9611	0.9685	0.9606	0.9732	0.9673	0.9759	0.9513	0.9473	0.9641
中游	0.7044	0.7222	0.7427	0.7334	0.7501	0.7429	0.7570	0.7306	0.7234	0.7341
上游	0.5053	0.4929	0.4896	0.4836	0.4890	0.4841	0.4959	0.4794	0.4769	0.4885
整体	0.7049	0.7040	0.7123	0.7045	0.7160	0.7099	0.7218	0.6994	0.6948	0.7075
WEE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均
下游	0.8900	0.9526	0.7506	0.7480	0.7445	0.7999	0.8055	0.8097	0.7831	0.8093
中游	0.5552	0.6589	0.3102	0.3082	0.3023	0.3186	0.3307	0.3459	0.3236	0.3837
上游	0.5065	0.4959	0.3959	0.3908	0.3892	0.4146	0.4316	0.4596	0.4401	0.4360
整体	0.6288	0.6797	0.4615	0.4582	0.4545	0.4848	0.4969	0.5137	0.4913	0.5188
CEE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均
下游	0.8927	0.8808	0.7955	0.8036	0.7861	0.7736	0.7579	0.6332	0.6420	0.7739
中游	0.5117	0.5455	0.3834	0.3855	0.3756	0.3602	0.3534	0.2250	0.2353	0.3751
上游	0.3709	0.3884	0.3433	0.3423	0.3268	0.3173	0.3037	0.2022	0.2128	0.3120
整体	0.5644	0.5798	0.4812	0.4838	0.4698	0.4573	0.4457	0.3280	0.3380	0.4609
SEE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	平均
下游	0.9526	0.9350	0.8785	0.9052	0.8936	0.8462	0.8407	0.6829	0.6908	0.8473
中游	0.6680	0.6232	0.4753	0.4808	0.4692	0.4323	0.4303	0.3065	0.3164	0.4669
上游	0.2851	0.2705	0.2411	0.2470	0.2369	0.2154	0.2134	0.1611	0.1675	0.2265
整体	0.6064	0.5800	0.5001	0.5115	0.5005	0.4663	0.4634	0.3563	0.3644	0.4832

再来看5类生态效率指标的演变特征。如图1所示,2004~2012年,EEE的变化趋势基本与AEE保持一致,相对比较平稳,但是从2004年的0.7049下降至2012年的0.6948,整体上仍是下降的,而WEE、CEE、SEE三类指标的波动程度则非常剧烈,变化幅度也较大,且在样本期内均出现了较大程度的下降,下降幅度分别达到21.9%、40.1%与39.9%。这一结果与国内外我国资源环境效率多数文献的分析结论差别很大,它们大多认为近些年来我国资

源环境效率是逐渐改善的^[11~13]。这种差异的形成固然与不同文献所选用的D E A模型不同有关,但本文认为更重要的原因在于已有研究基本上都是将资本、劳动这两种常规生产要素作为投入变量纳入到效率评价模型之中,这样做虽然能够更为切实反映实际生产过程的特点,但生产单位资本与劳动生产率的提升都会被认为是资源环境效率改善的一部分,因而效率测度结果并不能反映资源节约与环境保护绩效的真实水平,而只是资源(包括资本、劳动要素)综合利用能力的一种体现。相比之下,本文所采用的D E A模型并没有引入资本、劳动这两种常规要素,只包括资源消耗与污染排放,因而生态效率的测算结果更为纯粹,也更能体现经济增长与资源环境保护之间的协调关系。

最后,再从不同地域层面考察各生态效率指标的演变趋势。由表3可知,2004~2012年长江下游地区的E E E、W E E、C E E及S E E整体上都是下降的,E E E是稳中有降,而W E E、C E E与S E E则呈现较强的波动性,4类生态效率指标的下降幅度分别为2.49%、12.01%、28.08%与27.48%;样本期内长江中游地区的E E E虽然整体上是增加的,但是增幅仅有2.70%,而其W E E、C E E与S E E也都出现了较为明显的下降态势,下降幅度达到41.71%、54.01%与52.63%;长江上游地区各生态效率指标的变化特征与长江下游地区基本保持一致,E E E、W E E、C E E、S E E的整体降幅分别是5.62%、13.11%、42.63%、41.25%。这一系列数字充分表明,近年来长江经济带经济的高速增长依然是依靠大量资源消耗与严重环境污染来驱动的,粗放型的增长方式还在继续,经济增长质量低下,实现经济发展方式的彻底转型任重道远。

3.3 长江经济带生态效率的敛散性检验

由前文分析可知,长江经济带上中下游之间生态效率的地区差异特征非常明显,那么这种地域差异性的演化趋势如何?上中下游各省市的生态效率能否最终达到一致呢?为了回答这个问题,本文将对长江经济带2004~2012年生态效率的敛散特征进行分析。根据考察角度不同,收敛性通常可以分为 σ 收敛、绝对 β 收敛与条件 β 收敛。其中, σ 收敛主要是考察在时间推移过程中不同省市之间生态效率的离差变化情况。如果离差逐渐减小,则表明各省市之间的生态效率差距在逐渐减小,存在 σ 收敛。绝对 β 收敛是分析每个省市的生态效率能否达到相同稳定增长速度,落后省市是否存在“追赶”先进省市的趋势;条件 β 收敛主要是分析每个区域的生态效率是否会收敛于各自的稳态水平。根据研究需要,本文将使用 σ 收敛与绝对 β 收敛两种收敛分析方法检验2004~2012年长江经济带生态效率的敛散性。

首先,沿袭曾先锋与李国平^[14](2008)、袁晓玲等^[15](2009)所采用的方法,本文对于长江经济带生态效率的 σ 收敛分析可以用下述方程来表示:

$$\sigma = \sqrt{N^{-1} \sum_{i=1}^N [EE_i(t) - (N^{-1} \sum_{i=1}^N EE_i(t))]^2} \quad (7)$$

式中, $EE_i(t)$ 表示第*i*个省市在*t*时期的生态效率,*N*为省份的个数。当 $\sigma_{t+1} < \sigma_t$ 时,说明各省市生态效率的离散系数在缩小,存在 σ 收敛。

根据式(7),可以计算得到2004~2012年长江经济带及其上中下游地区A E E与C E E的 σ 收敛结果①分别如图3与图4所示。

从图3可以看到,长江经济带A E E的 σ 值在样本期内是比较平稳的,这表明长江经济带内各省市之间的整体生态效率差距变化幅度较小,没有出现剧烈波动。根据计算结果,A E E的 σ 值从2004年的0.205下降到2012年的0.202,这意味着各省市A E E之间的差距整体而言是缩小的,存在收敛特征。然而,本文同时也发现,A E E的 σ 值在样本期内虽然波动幅度不大,但是较为频繁,呈现出锯齿型波动趋势,表明A E E的收敛特征不显著。如图4所示,与A E E类似,C E E的 σ 值在样本期内也未出现大幅波动,但波动频率较高,从2004年的0.231波动上升至2012年的0.237,

这表明长江经济带内各省市 C E E 之间的差距在扩大，有发散趋势。再从不同地区层面来看，长江经济带上、中、下游三大地区生态效率的敛散特征有所差异。根据 σ 值的大小，本文发现长江上游省市 A E E 间的差距是最大的，意味着上游各省市在资源节约与环境保护方面的表现是最不平衡的。从近几年 σ 值的变化趋势来看，这种不平衡性不仅没有缩小，反而还在持续扩大。相比之下，长江中下游两地区内部省市 A E E 之间差距则相对较小，但整体上 A E E 仍然是发散的，且其 σ 值的波动均较为剧烈。最近两年，中游地区 σ 值有所减小，而下游地区的 σ 值则在上升，两者之间的 σ 值在不断接近。总体而言，长江上中下游三个地区的 A E E 都没有呈现比较明显的 σ 收敛态势，各地区内部省市 A E E 间的差距仍然存在进一步扩大的趋向。如图 4 所示，相比于 A E E，长江上中下游 C E E 的 σ 值上升的趋向则更为明显，发散特征鲜明。其中，下游地区内部的 C E E 差距最大，其次为中游地区，上游地区内部各省市间的差距相对最小。三个地区 C E E 的 σ 值虽然在 2011 年都出现了下降，但是今后的演化趋势仍不明朗，地区内部各省市 C E E 生态效率之间的差距仍有继续扩大的可能性。

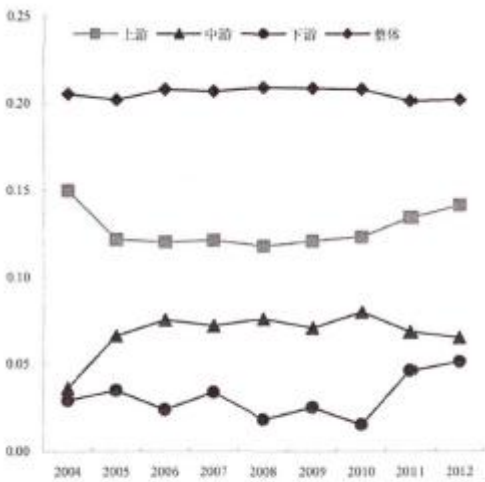


图 3 长江经济带及上中下游 AEE 的 σ 收敛结果

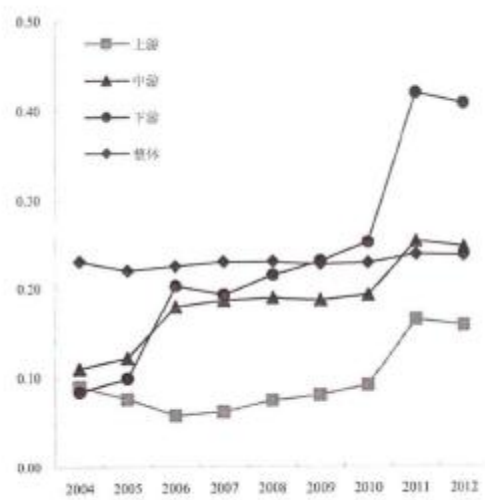


图 4 长江经济带及上中下游 CEE 的 σ 收敛结果

然后，本文再根据 Sala-i-Martin^[16]（1996）的研究，得到生态效率的绝对 β 收敛回归方程：

$$[\ln(EE_{i,T}) - \ln(EE_{i,0})]/T = \alpha + \beta \ln(EE_{i,0}) + \varepsilon \quad (8)$$

其中， $EE_{i,T}$ 和 $EE_{i,0}$ 分别为基期和 $t=T$ 时期第 i 个省市的生态效率指数， $[\ln(EE_{i,T}) - \ln(EE_{i,0})]/T$ 表示从第 i 个省市从 $t=0$ 时期到 $t=T$ 时期的年均 EE 增长率。 α 为常数项， β 为基期生态效率 $\ln(EE_{i,0})$ 的系数， ε 为随机误差项。若系数 β 为负数，则意味着各省市生态效率的增长率与其初始水平呈方向关系，存在绝对 β 收敛，反之则不存在绝对 β 收敛，即生态效率的增长与生态效率的初始值成反比，落后地区不存在追赶先进地区的趋势。表4给出了长江经济带5类生态效率指数的绝对 β 收敛检验结果。

表4 长江经济带5类生态效率指数的绝对 β 收敛检验结果

	AEE	EEE	WEE	CEE	SEE
常数项	-0.0020 (-0.7212)	-0.0047 (-1.1314)	-0.0322 (-1.7655)	-0.0574*** (-2.8233)	-0.0713*** (-3.9856)
β 系数	-0.0038 (-0.7239)	-0.0088 (-1.1507)	0.0011 (0.0385)	0.0146 (0.5550)	-0.0141 (-0.8052)
可决系数 R^2	0.0550	0.1280	0.0264	0.0331	0.0672

注：括号内为 t 统计量，***、**、* 分别代表1%、5%与10%的显著性水平。

绝对 β 收敛分析主要用来考察长江经济带内各省市生态效率是否向相同的稳定值趋同，也就是研究生态效率较低的省市是否存在对较高省市的“追赶”效应。从表4的检验结果来看， WEE 与 CEE 两个方程的 β 系数符号为正， AEE 、 EEE 及 SEE 三个方程的 β 系数虽然都为负数，但都没有通过显著性检验，这意味着长江经济带的5类生态效率均没有明显的绝对 β 收敛趋势，并不存在落后省市对先进省市的“追赶”，长江经济带内各省市之间的生态效率差距有进一步被拉大的危险，这与前文 σ 收敛分析结论是一致的。从政策角度来看，这两种收敛检验结果均表明，长江经济带目前正在实行的资源环境政策不仅没有缩小落后省市与先进省市之间的生态效率差距，反而拉大了这一差距。因此，政府与相关决策部门须对现行资源环境政策效果做更为科学、细致的评估并适时做出政策调整，防止这种趋势的进一步恶化。

4 结论

本文以长江经济带内11个省市为决策单元，基于2003~2012年的省际面板数据，在DEA理论框架下，采用视窗分析法测算了2004~2012年11个省市的 AEE 以及 EEE 、 WEE 、 CEE 与 SEE 等5类生态效率指标值，进而将长江经济带划分为上游、中游与下游三大地区，考察各类生态效率的地区差异性与演变特征，最后采用 σ 收敛与绝对 β 收敛分析方法检验了生态效率的收敛性。本文研究结论主要包括：2004~2012年长江经济带 AEE 均值只有0.7096，在稳定既定经济产出总量的前提下，还可以在减少近30%左右的资源消耗与污染排放；长江上中下游生态效率存在较为显著的地区异质性，由东到西呈现阶梯式分布，下游地区效率显著高于中上游地区，其中上海市的5类生态效率指标都处于11个省市中的最优位次；从时间变化趋势来看，样本期内长江经济带及其三大地区的5类生态效率均出现不同程度的下降，特别是在考虑投入松弛变量后，水生态效率（ WEE ）、 COD 生态效率（ CEE ）与 SO_2 生态效率（ SEE ）的下降趋势更为明显； σ 收敛与绝对 β 收敛检验均发现，长江经济带及其三大地区的生态效率都没有出现明显的收敛态势，不同省市之间的生态效率差距存在进一步扩大的趋势。

本文尚存在以下不足：①生态效率测度的投入产出指标选择具有一定的主观性，如果改变或加入新的资源环境指标，则本文结论有可能会有所改变；②仅仅从效率层面，而并未考察长江经济带生态全要素生产率的变化情况，且没有分析这种变化是由效率增进还是技术进步所驱动；③没有采用计量经济模型深层次剖析长江经济带及其上中下游三大地区生态效率的影响因素及其影响机理。这些问题均有待后续研究进一步探讨。

[参考文献]:

- [1] 尹科等. 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.
- [2] Korhonen P J, Luptacik M. Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis [J]. European Journal of Operational Research, 2004, 154(3): 437~446.
- [3] Zhang B, et al. Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A Data Envelopment Analysis approach [J]. Ecological Economics, 2008, 68(3): 306~316.
- [4] Picazo-Tadeo A J, Beltran-Esteve M, Gomez-Limon J A. Assessing eco-efficiency with directional distance function [J]. European Journal of Operational Research, 2012, 220(3): 798~809.
- [5] Camarero M, Castillo J, Picazo-Tadeo A J, Tamarit C. Eco-efficiency and convergence in OECD countries [J]. Environmental Resource Economics, 2013, (55): 87~106.
- [6] 杨文举. 中国地区工业的动态环境绩效: 基于DEA的经验分析 [J]. 数量经济技术经济研究, 2009, (6): 87~99.
- [7] Kuosmanen T, et al. Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis [J]. Journal of Industrial Ecology, 2005, 9(4): 59~72.
- [8] Picazo-Tadeo A J, et al. Assessing farming eco-efficiency: A data envelopment analysis approach [J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(4): 1154~1164.
- [9] Avkiran N K. Decomposing technical efficiency and window analysis [J]. Studies in Economics and Finance, 2004, 22(1): 61~91.
- [10] 邓学平, 王旭, Ada Suk Fung Ng. 我国物流企业生产效率发展分析 [J]. 系统工程理论与实践, 2009, 29(5): 27~36.
- [11] 杨杰, 宋马林. 可持续发展视阈下我国区域环境效率研究——基于Super-SBM与面板数据模型 [J]. 商业经济与管理, 2011, (9): 57~62.

[12] 汪克亮, 杨力, 程云鹤. 异质性生产技术下中国区域绿色经济效率研究[J]. 财经研究, 2013, 39(4): 57~67.

[13] 汪克亮, 杨宝臣, 杨力. 中国省际能源利用的环境效率测度模型与实证研究[J]. 系统工程, 2011, 29(1): 8~15.

[14] 曾先锋, 李国平. 我国各地区的农业生产率与收敛: 1980—2005 [J]. 数量经济技术经济研究, 2008, (5): 81~92.

[15] 袁晓玲, 张宝山, 杨万平. 基于环境污染的中国全要素能源效率研究[J]. 中国工业经济, 2009, (2): 76~86.

[16] Sala-i-Martin X. The classical approach to convergence analysis [J]. The Economic Journal, 1996, (106): 1019~1036.