

非合作博弈两阶段生产系统的环境效率评价^①

卞亦文

(上海大学悉尼工商学院, 上海 201800)

摘要: 本文研究了环境效率评价中广泛存在的一类典型问题: 两阶段非合作博弈的效率评价问题, 该问题有两个明显的特点: (1) 决策单元由经济生产子系统和污染物处理子系统两个阶段的子系统构成, (2) 经济生产子系统产生的污染物由污染物处理子系统进行处理, 且经济生产子系统居于主导地位, 而污染物处理子系统居于从属地位. 文章在分析各个决策单元整体效率与其子系统效率之间关系的基础上, 提出一种能够同时评价决策单元整体效率和其子系统效率的 DEA 方法; 然后引入非合作博弈思想, 提出了基于两阶段非合作博弈的环境效率评价的 DEA 方法; 最后采用中国各地区的工业系统的环境效率评价的实例分析说明了该方法的合理性和有效性. 由于文章提出的方法能够有效地分析决策单元内部子系统的效率水平, 能够反映子系统之间的主从关系, 能够发掘影响决策单元效率的关键因素, 因而能够给出更为有效的环境管理信息, 为决策者的决策提供科学的依据.

关键词: 数据包络分析; 非合作博弈; 环境效率; 两阶段

中图分类号: O221 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-9807(2012)07-0011-09

0 引 言

环境效率(eco-efficiency)评价一直是 DEA 领域研究的热点问题之一, 也是管理科学与环境科学领域的重要研究问题. 环境效率是指满足人类需求的产品和服务的经济价值除以环境负荷, 即单位环境负荷的经济价值^[1]. 按照该定义, 可以根据经济价值的增长率提高环境负荷的增长率, 或者根据经济价值的减少程度降低环境负荷, 以改善环境效率. 该定义指出了要提高环境效率, 必须在发展经济的同时, 降低污染物的排放, 才能实现环境保护与经济的双赢.

在现有的 DEA 文献中, 有很多关于环境效率评价的模型与方法, 如曲线测度的评价方法^[2]、污染物作为投入处理法^[3]、线性数据转换函数法^[4]和方向距离函数法^[5], 以及基于松弛变量的

评价模型(SBM 模型)^[6]和处理大规模指标的 PCA-DEA 模型^[7]等. 这些方法都是从决策单元的层面出发, 直接利用各个决策单元的投入/产出数据, 将每个决策单元视为黑箱(black box), 研究决策单元整体的环境效率.

然而, 在实际问题中, 一个生产系统往往是由很多不同功能的子系统(子过程)组成的, 这些不同的子系统利用各自不同的投入, 完成各自的功能, 共同组成一个整体, 完成整个生产活动. 典型的例子如一个企业的生产过程与清洁过程, 一个地区的经济生产部门与污染物处理部门等. 在这些生产环境中, 生产部门产生的污染物(产出)作为清洁部门投入, 由清洁部门进行净化处理; 另外, 提高经济效益往往是生产系统的首要任务, 而清洁生产则居于从属地位, 因而生产子系统的效率对整个系统的效率具有重

① 收稿日期: 2011-04-02; 修订日期: 2011-12-18.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(71101085); 上海市教委科研创新重点资助项目(12ZS099).

作者简介: 卞亦文(1978—), 男, 安徽芜湖人, 博士, 副教授. Email: ywbian@shu.edu.cn

要的影响. 为了分析这种结构的决策单元的环境效率, 必须深入分析各决策单元内部子系统的主从结构关系, 研究各子系统效率与系统整体效率的关系.

近几年来, DEA 研究者开始研究具有复杂内部结构的生产系统的效率评价方法, 并提出很多具有实际价值的研究成果. Färe 和 Grosskopf 在分析决策单元的内部子系统之间具有中间产品的情况下, 提出了第一个真正意义上的网络 DEA 模型^[8]. 此后, 在此基础上, 相关学者进一步研究并提出了链式结构或多阶段的网络 DEA 模型^[9-12]、具有平行结构或多部门结构的网络 DEA 模型^[13-17], 以及树形^[18]及复杂网络的 DEA 模型^[19-20]等. 然而, 这些模型都是在分析决策单元整体效率与内部子系统效率之间的数量关系的基础上建立的, 并未充分考虑各决策单元内部各子系统之间存在主从的非合作博弈关系, 因而其不能真正有效地分析内部子系统之间存在主从博弈的效率评价问题. 文献 [21-22] 基于非合作博弈

的思想分别提出了基于子系统效率平均和效率乘法评价两阶段生产系统的 DEA 方法, 但其未考虑生产系统中存在污染物的情况.

为解决本文的环境效率评价问题, 基于多部门结构网络 DEA 的效率定义思想, 文章首先提出一种能同时评价决策单元整体效率与内部子系统效率的效率测度; 然后, 引入非合作博弈思想, 提出了一种两阶段非合作博弈的 DEA 方法, 使其能够有效地处理具有主从博弈的子系统的生产系统的环境效率评价问题. 最后, 采用中国各地区工业系统的环境效率评价的实例分析说明了本文所提出的方法的合理性和有效性.

1 两阶段生产系统的效率测度

为便于问题描述, 假定存在 n 个相互独立的生产系统, 又可称为决策单元 ($DMU_j, j = 1, 2, \dots, n$), 每个决策单元是由 2 个子系统构成的, 其结构如图 1 所示.

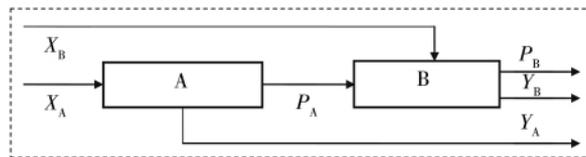


图 1 决策单元的系统结构

Fig. 1 Internal structure of decision making units

如图 1 所示, 一个生产系统可分为 A 和 B 两个子系统, 其中: A 是经济生产子系统, B 是污染物处理子系统; A 在生产过程中消耗投入 X_A , 生产出产品 Y_A , 同时排放出污染物 P_A ; B 利用投入 X_B , 对 A 排放的污染物 P_A 进行净化处理, 最后得到污染物综合利用的产品或产值 Y_B , 以及未净化完的最终排出的污染物 P_B .

对每个生产系统来说, 由于污染物(不期望产出)是产品(期望产出)生产过程中消耗资源和原材料而产生的副产品, 因此在评价其环境效率时, 总是最大化其产品、并最小化其污染物, 如果不考虑系统内部结构, 仅考虑系统的外部投入/产出指标, 基于文献 [4] 的基本思想, 采用足够大的正数 M_B 将各污染物转化为越大越好的指标, 即 $\bar{P}_{Bj} = M_B - P_{Bj} > 0 (j = 1, 2, \dots, n)$; 然后基于

CCR 模型^[23]的思想可定义图 1 中的生产系统的环境效率评价的模型为

$$\begin{aligned} \max & \frac{\mu_A^T Y_{Ae} + \mu_B^T Y_{Be} + v_B^T \bar{P}_{Be}}{\omega_A^T X_{Ae} + \omega_B^T X_{Be}} \\ \text{s. t.} & \frac{\mu_A^T Y_{Aj} + \mu_B^T Y_{Bj} + v_B^T \bar{P}_{Bj}}{\omega_A^T X_{Aj} + \omega_B^T X_{Bj}} \leq 1, j = 1, 2, \dots, n \\ & \mu_A^T, \mu_B^T, \omega_A^T, \omega_B^T, v_B^T \geq 0 \end{aligned} \quad (1)$$

模型(1)中, ω_A^T 和 μ_A^T 分别是子系统 A 的投入 X_A 与期望产出 Y_A 的权重向量, ω_B^T, μ_B^T 和 v_B^T 分别是 B 的投入 X_B 、期望产出 Y_B 及其排放的污染物 P_B 的权重向量. 模型(1)直接根据整个系统的投入/产出要素计算系统的环境效率, 不考虑生产系统内部子系统(生产阶段或部门)之间的中间投入/产出, 因而其很难识别各子系统的环境效率及子系统之间效率的相互影响情况^[24]. 为评价

这种结构生产系统的环境效率, 必须深入分析系统中不同子系统效率与生产系统整体效率之间的关系, 考虑中间产品对整体效率的影响. 为此, 参考文献 [13] 中的效率评价指标, 以系统中所有的投入 / 产出为依据, 定义下列的效率评价指标

$$e_k^s = \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + \mu_B^T Y_{Bk} + v_A^T \bar{P}_{Ak} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{\omega_A^T X_{Ak} + \omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}} \quad (2)$$

其中, $\bar{P}_{Aj} = M_A - P_{Aj} > 0 (j = 1, 2, \dots, n)$, M_A 是较大的正数; e_k^s 表示 DMU_k 的效率指标; ω_A^T, μ_A^T 和 v_A^T 分别是子系统 A 的投入 X_A 、期望产出 Y_A 和污染物 P_A 的权重向量, ω_B^T, μ_B^T 和 v_B^T 分别是 B 的投入 X_B 、期望产出 Y_B 及其排放的污染物 P_B 的权重向量; w_B^T 是作为子系统 B 的投入 P_A 的权重向量. 由式 (2) 可知, e_k^s 在评价决策单元的效率时能够增加其期望产出和不期望投入, 同时减少其污染物和期望投入. 根据式 (2) 中效率的定义, 各子系统 A 和 B 的效率可分别定义为

$$e_k^A = \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak}}{\omega_A^T X_{Ak}} \quad (3)$$

$$e_k^B = \frac{\mu_B^T Y_{Bk} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}} \quad (4)$$

为了分析决策单元及子系统的有效性, 首先给出下列两个定义.

定义 1 当 $e_k^s = 1$ 时, DMU_k 是有效的; 否则, DMU_k 是无效的.

定义 2 当 $e_k^A = 1$ 时, DMU_k 中的子单元 A 是有效的; 否则, 子单元 A 是无效的.

当 $e_k^B = 1$ 时, DMU_k 中的子单元 B 是有效的; 否则, 子单元 B 是无效的.

为了更好地研究决策单元的效率, 在进一步分析 DMU_k ($j = 1, 2, \dots, n$) 的效率 e_k^s 和子单元的效率 e_k^A, e_k^B 之间的关系的基础上, 得出下列的结论

定理 1 决策单元 DMU_k 的整体效率 e_k^s 是各子单元效率 e_k^A 和 e_k^B 的凸线性组合.

证明 令 $M = \omega_A^T X_{Ak} + \omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}$, 则式 (1) 可化为

$$e_k^s = \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + \mu_B^T Y_{Bk} + v_A^T \bar{P}_{Ak} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{M}$$

即

$$\begin{aligned} e_k^s &= \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak}}{M} + \frac{\mu_B^T Y_{Bk} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{M} \\ &= \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak}}{M} \times \frac{\omega_A^T X_{Ak}}{\omega_A^T X_{Ak}} + \\ &\quad \frac{\mu_B^T Y_{Bk} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{M} \times \frac{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}}{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}} \\ &= \frac{\omega_A^T X_{Ak}}{M} \times \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak}}{\omega_A^T X_{Ak}} + \frac{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}}{M} \times \\ &\quad \frac{\mu_B^T Y_{Bk} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}} \\ &= \frac{\omega_A^T X_{Ak}}{M} \times e_k^A + \frac{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}}{M} \times e_k^B \end{aligned}$$

由于 $\frac{\omega_A^T X_{Ak}}{M} + \frac{\omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}}{M} = (\omega_A^T X_{Ak} + \omega_B^T X_{Bk} + w_B^T \bar{P}_{Ak}) / M = 1$, 则可得 e_k^s 是各子单元效率 e_k^A 和 e_k^B 的凸线性组合. 定理得证. 证毕.

由定理 1 可以看出, 这种生产系统有效性是子系统有效性的线性组合的效率评价思想, 实际上与 Kao^[16] 提出的思想是一致的. 基于定理 1, 可直接得到下列结论

推论 1 生产系统 DMU_k 整体技术有效, 当且仅当内部所有子系统都是技术有效的.

推论 2 生产系统的技术无效性程度是子系统 A 和 B 的技术无效性程度的凸线性组合.

为分析决策单元及其子单元 A 和 B 的环境效率, 可分别基于式 (3) 和 (4) 建立相应的 CCR 模型, 通过求解相应的模型得到各投入 / 产出指标的权重, 然后基于式 (2) 计算决策单元整体的环境效率; 或者在最优化系统环境效率的同时, 评价各子系统效率^[13,15], 基于这种评价思想, 可得到下列效率评价模型

$$\begin{aligned} \max \quad & e_k^s \\ \text{s. t.} \quad & e_j^s \leq 1, j = 1, 2, \dots, n, \\ & e_j^A \leq 1, j = 1, 2, \dots, n, \\ & e_j^B \leq 1, j = 1, 2, \dots, n, \\ & \mu_A^T, \mu_B^T, \omega_A^T, \omega_B^T, v_A^T, v_B^T, w_B^T \geq 0 \end{aligned} \quad (5)$$

这两个方法虽然能够分析各单元及其子单元的环境效率, 但其不能体现各子系统在整个生产系统的具体作用及相互之间的主从博弈关系. 为此, 必须探索新的效率评价方法.

2 基于非合作博弈的两阶段 DEA 方法

在实际生产过程中,系统的子系统 A 负责生产(生产子系统),子系统 B 负责污染物处理(污染物处理子系统)。基于非合作博弈的思想^[22],可认为图 1 中的生产子系统 A 处于主导地位,而污染物处理子系统 B 处于从属地位,因而整个系统的效率评价可视为两阶段非合作主从博弈的效率评价问题。例如,评价中国各地区的环境效率时,可将 GDP 的生产视为生产子过程(子系统),而将“三废”的处理视为污染物处理子过程(子系统);对各地区来说,经济发展重于环境保护,因而生产子系统处于主导地位,而污染物处理子系统则处于从属地位。

为了评价系统及各子系统环境效率,首先对处于主导地位的子子系统 A 来说,其效率评价模型为

$$\begin{aligned} \max \quad & \frac{\mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak}}{\omega_A^T X_{Ak}} = e_k^A \\ \text{s. t.} \quad & \frac{\mu_A^T Y_{Aj} + v_A^T \bar{P}_{Aj}}{\omega_A^T X_{Aj}} \leq 1, j = 1, 2, \dots, n \\ & \mu_A^T, \omega_A^T, v_A^T \geq 0 \end{aligned} \quad (6)$$

模型(6)在评价子系统 A 的效率时,最大化其期望产出,并最小化其投入和排出的污染物。模型(6)可转化为下列等价的线性规划模型

$$\begin{aligned} \max \quad & \mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak} = e_k^A \\ \text{s. t.} \quad & \mu_A^T Y_{Aj} + v_A^T \bar{P}_{Aj} - \omega_A^T X_{Aj} \leq 0, j = 1, 2, \dots, n \\ & \omega_A^T X_{Ak} = 1 \\ & \mu_A^T, \omega_A^T, v_A^T \geq 0 \end{aligned} \quad (7)$$

由于子系统 A 在整个工业系统中处于主导地位,污染物处理子系统 B 处于从属地位,在评价子系统 B 的效率时,必须保证 A 的效率值不变,为此,基于模型(7),假设 e_k^{A*} 为子系统 A 的效率值(最优解);将 e_k^{A*} 作为约束引入子系统 B 的效率评价模型中;另外, \bar{P}_{Ak} 是子系统 A 的产出及子系统 B 的投入,此时子系统 B 中 \bar{P}_{Ak} 的权重设置必须

参考其在子系统 A 中的权重设置^[22],不妨设 $w_B^T = Qv_A^T (Q \geq 0)$ 。基于这些约束条件,根据式(4),可得到子系统 B 的效率评价模型

$$\begin{aligned} \max \quad & e_k^B = \frac{\mu_B^T Y_{Bk} + v_B^T \bar{P}_{Bk}}{\omega_B^T X_{Bk} + Qv_A^T \bar{P}_{Ak}} \\ \text{s. t.} \quad & \frac{\mu_B^T Y_{Bj} + v_B^T \bar{P}_{Bj}}{\omega_B^T X_{Bj} + Qv_A^T \bar{P}_{Aj}} \leq 1, j = 1, 2, \dots, n \\ & \mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak} = e_k^{A*} \\ & \mu_A^T Y_{Aj} + v_A^T \bar{P}_{Aj} - \omega_A^T X_{Aj} \leq 0, j = 1, 2, \dots, n \\ & \omega_A^T X_{Ak} = 1 \\ & \mu_A^T, \omega_A^T, v_A^T \geq 0 \end{aligned} \quad (8)$$

模型(8)在保证子系统 A 的效率不变的前提下,最大化子系统 B 的效率,其可以等价地转化为下列模型

$$\begin{aligned} \max \quad & e_k^B = \frac{\frac{1}{Q}\mu_B^T Y_{Bk} + \frac{1}{Q}v_B^T \bar{P}_{Bk}}{\frac{1}{Q}\omega_B^T X_{Bk} + v_A^T \bar{P}_{Ak}} \\ \text{s. t.} \quad & \frac{\frac{1}{Q}\mu_B^T Y_{Bj} + \frac{1}{Q}v_B^T \bar{P}_{Bj}}{\frac{1}{Q}\omega_B^T X_{Bj} + v_A^T \bar{P}_{Aj}} \leq 1, j = 1, 2, \dots, n \\ & \mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak} = e_k^{A*} \\ & \mu_A^T Y_{Aj} + v_A^T \bar{P}_{Aj} - \omega_A^T X_{Aj} \leq 0, j = 1, 2, \dots, n \\ & \omega_A^T X_{Ak} = 1 \\ & \mu_A^T, \omega_A^T, v_A^T \geq 0 \end{aligned} \quad (9)$$

令 $\bar{\mu}_B^T = \frac{1}{Q}\mu_B^T, \bar{v}_B^T = \frac{1}{Q}v_B^T, \bar{\omega}_B^T = \frac{1}{Q}\omega_B^T$, 则模型

$$\begin{aligned} (9) \quad & \text{可等价地转化为下列模型} \\ \max \quad & e_k^B = \bar{\mu}_B^T Y_{Bk} + \bar{v}_B^T \bar{P}_{Bk} \\ \text{s. t.} \quad & \bar{\mu}_B^T Y_{Bj} + \bar{v}_B^T \bar{P}_{Bj} - \bar{\omega}_B^T X_{Bj} - v_A^T \bar{P}_{Aj} \leq 0, \\ & j = 1, 2, \dots, n \\ & \bar{\omega}_B^T X_{Bk} + v_A^T \bar{P}_{Ak} = 1 \\ & \mu_A^T Y_{Ak} + v_A^T \bar{P}_{Ak} = e_k^{A*} \\ & \mu_A^T Y_{Aj} + v_A^T \bar{P}_{Aj} - \omega_A^T X_{Aj} \leq 0, \\ & j = 1, 2, \dots, n \\ & \omega_A^T X_{Ak} = 1 \\ & \mu_A^T, \omega_A^T, v_A^T, \bar{\mu}_B^T, \bar{v}_B^T, \bar{\omega}_B^T \geq 0 \end{aligned} \quad (10)$$

求解模型(10),即可得到子系统 B 的效率值,同时可以得到系统(决策单元)的各个投入/

产出指标的实际权重; 然后根据式(2) 可计算出系统的效率值.

综上所述, 基于主从博弈的两阶段 DEA 主要考虑两个子系统的主从关系, 首先根据模型(7) 计算子系统 A 的效率值; 然后, 求解模型(10) 计算子系统 B 的效率值和整个系统中各投入 / 产出的权重, 并根据式(2) 计算出整个系统的环境效率值.

3 中国各地区工业系统的环境效率分析

为说明文章提出的方法的合理性和有效性, 本节采用我国 30 个省级地区(由于西藏缺少部分

污染物的数据, 这里没有考虑) 的工业系统数据对其进行详细的分析. 各地区的工业系统生产过程如图 2 所示, 子系统 A 为工业生产子系统, 子系统 B 为污染物处理子系统; A 产生的污染物经过 B 处理后, 形成最终的污染物.

图 2 中, A 的投入为劳动力(L) 和固定资产投资(简称资金, C), A 的产出为工业 GDP 及三种污染物(为简化研究, 这里选取了三种污染物, 即从工业废水中选取了主要污染物化学需氧量(COD), 从工业废气中选择了主要污染物二氧化硫(SO₂), 以及选择了工业固体废物等); B 的主要投入为工业污染治理投资及 A 所排放的污染物, B 的产出为三废利用形成的产值, 以及经过净化处理后排放的三种污染物. 各种数据的基本特性如表 1 所示(数据来源于《中国统计年鉴 2010》).

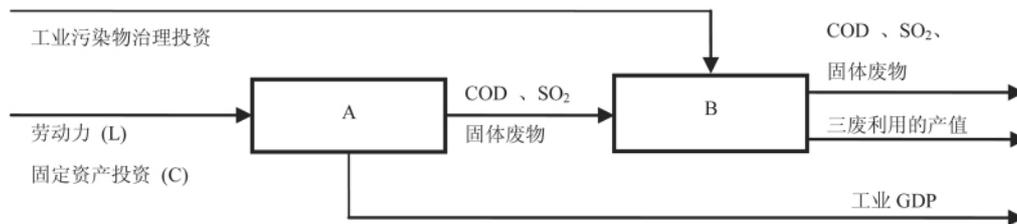


图 2 中国各地区的工业生产系统的系统结构

Fig. 2 Internal structure of regional industrial production systems in China

表 1 各地区工业系统的投入 / 产出数据特性^a

Table 1 Characteristics of all regional industrial systems' inputs/outputs

| 子系统 | 投入 / 产出指标 | Max | Min | Mean | Std. Dev |
|-------|---|-----------|--------|----------|----------|
| A | 劳动力(万人) | 1 827.36 | 37.81 | 633.86 | 559.21 |
| | 资金(亿元) | 10 191.19 | 134.71 | 3 111.19 | 2 462.05 |
| | 工业 GDP(亿元) | 18 091.56 | 300.63 | 5 248.81 | 4 750.72 |
| A - B | COD (A) (10 ⁴ t) | 247.75 | 4.49 | 58.69 | 57.06 |
| | SO ₂ (A) (10 ⁴ t) | 409.94 | 8.16 | 158.52 | 99.94 |
| | 固体废物 (A) (10 ⁴ t) | 21 975.81 | 200.86 | 6 797.74 | 5 160.76 |
| B | 工业污染治理投资 (亿元) | 51.58 | 0.36 | 14.75 | 10.89 |
| | 三废利用产值 (亿元) | 251.32 | 2.44 | 53.61 | 58.14 |
| | COD (B) (10 ⁴ t) | 51.88 | 0.49 | 14.65 | 10.98 |
| | SO ₂ (B) (10 ⁴ t) | 136.62 | 2.14 | 62.19 | 36.28 |
| | 固体废物 (B) (10 ⁴ t) | 9 092.91 | 25.76 | 2 244.99 | 2 302.63 |

注: ^a A - B 表明三种污染物是子系统 A 的产出, 同时也是子系统 B 的投入.

表 2 各地区的环境效率值

Table 2 Eco-efficiency results of all regions

| DMU | CCR | ME-DEA | | | GE-DEA | | |
|-------|-----------|---------|---------|-----------|---------|---------|-----------|
| | E_{DMU} | E_A | E_B | E_{DMU} | E_A | E_B | E_{DMU} |
| 北 京 | 1.000 0 | 1.000 0 | 0.992 2 | 0.996 1 | 1.000 0 | 0.394 7 | 0.697 4 |
| 天 津 | 0.976 5 | 0.927 6 | 0.928 9 | 0.928 2 | 0.927 6 | 0.176 3 | 0.551 9 |
| 河 北 | 0.829 0 | 0.370 9 | 1.000 0 | 0.685 5 | 0.370 9 | 0.550 7 | 0.460 8 |
| 山 西 | 0.676 6 | 0.495 5 | 0.850 1 | 0.672 8 | 0.495 5 | 0.107 7 | 0.301 6 |
| 内 蒙 古 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 0.219 6 | 0.609 8 |
| 辽 宁 | 0.820 8 | 0.645 2 | 0.814 8 | 0.730 0 | 0.645 2 | 0.179 1 | 0.412 2 |
| 吉 林 | 1.000 0 | 0.641 0 | 0.934 4 | 0.787 7 | 0.641 0 | 0.356 8 | 0.498 9 |
| 黑 龙 江 | 0.762 8 | 0.635 9 | 0.903 8 | 0.769 9 | 0.635 9 | 0.248 4 | 0.442 2 |
| 上 海 | 1.000 0 | 1.000 0 | 0.998 5 | 0.999 2 | 1.000 0 | 0.263 5 | 0.631 7 |
| 江 苏 | 0.908 6 | 0.479 9 | 1.000 0 | 0.739 9 | 0.479 9 | 0.575 0 | 0.527 5 |
| 浙 江 | 1.000 0 | 0.487 2 | 1.000 0 | 0.743 6 | 0.487 2 | 1.000 0 | 0.743 6 |
| 安 徽 | 0.521 2 | 0.261 4 | 1.000 0 | 0.630 7 | 0.261 4 | 0.373 9 | 0.317 6 |
| 福 建 | 0.654 5 | 0.491 1 | 1.000 0 | 0.745 6 | 0.491 1 | 0.305 6 | 0.398 3 |
| 江 西 | 1.000 0 | 0.292 9 | 1.000 0 | 0.646 5 | 0.292 9 | 0.945 1 | 0.619 0 |
| 山 东 | 0.796 9 | 0.551 9 | 1.000 0 | 0.776 0 | 0.551 9 | 0.259 0 | 0.405 5 |
| 河 南 | 0.753 7 | 0.354 8 | 0.940 2 | 0.647 5 | 0.354 8 | 0.351 2 | 0.353 0 |
| 湖 北 | 0.682 6 | 0.417 8 | 0.856 3 | 0.637 1 | 0.417 8 | 0.195 7 | 0.306 8 |
| 湖 南 | 0.681 9 | 0.389 8 | 0.876 1 | 0.632 9 | 0.389 8 | 0.408 2 | 0.399 0 |
| 广 东 | 1.000 0 | 0.802 0 | 1.000 0 | 0.901 0 | 0.802 0 | 0.178 9 | 0.490 5 |
| 广 西 | 0.572 2 | 0.343 6 | 0.957 9 | 0.650 7 | 0.343 6 | 0.313 4 | 0.328 5 |
| 海 南 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 | 1.000 0 |
| 重 庆 | 0.578 5 | 0.406 1 | 1.000 0 | 0.703 1 | 0.406 1 | 0.342 9 | 0.374 5 |
| 四 川 | 0.754 7 | 0.335 8 | 0.795 7 | 0.565 8 | 0.335 8 | 0.498 8 | 0.417 3 |
| 贵 州 | 0.553 7 | 0.381 3 | 1.000 0 | 0.690 7 | 0.381 3 | 0.225 5 | 0.303 4 |
| 云 南 | 1.000 0 | 0.420 3 | 1.000 0 | 0.710 1 | 0.420 3 | 0.531 0 | 0.475 6 |
| 陕 西 | 0.561 5 | 0.480 7 | 0.775 6 | 0.628 2 | 0.480 7 | 0.126 2 | 0.303 4 |
| 甘 肃 | 0.803 2 | 0.443 4 | 1.000 0 | 0.721 7 | 0.443 4 | 0.260 0 | 0.351 7 |
| 青 海 | 0.783 7 | 0.810 2 | 0.948 9 | 0.879 5 | 0.810 2 | 0.551 2 | 0.680 7 |
| 宁 夏 | 0.712 7 | 0.556 9 | 0.966 9 | 0.761 9 | 0.556 9 | 0.363 2 | 0.460 1 |
| 新 疆 | 1.000 0 | 0.858 6 | 0.753 8 | 0.806 2 | 0.858 6 | 0.225 4 | 0.542 0 |

为了说明文章所提出的方法(简称为 GE-DEA)的合理性,这里将其与 CCR 模型(模型 (1))及基于平均效率的两阶段 DEA 方法进行比较分析。CCR 模型不考虑各地区生产过程的中间投入/产出,直接对系统的外部投入和外部产出进行建模;基于平均效率的两阶段 DEA (ME-DEA)方法首先采用 CCR 模型分别对两个

阶段的子系统进行评价,然后取二者的平均效率作为整个系统的效率。

为了计算各地区的环境效率,首先将各种污染物的数据转化为越大越好的指标数据,设置 $M_A = (250, 420, 22\ 000)$, $M_B = (60, 150, 9\ 200)$,然后根据各种方法直接计算各地区的环境效率,具体计算结果如表 2 所示。

表2中, E_A 表示子系统A的效率值, E_B 表示子系统B的效率值, E_{DMU} 表示整个系统(地区工业系统)的效率值. 根据本文的方法(GE-DEA), 有4个地区的子系统A是有效的, 即北京、内蒙、上海和海南; 有2个地区的子系统B是有效的, 即浙江和海南; 而仅仅只有海南1个地区的子系统A和B是同时有效的, 此时, 整个地区的工业系统也是DEA有效的, 其它地区工业系统都是DEA无效的. 这与推论1的结论是一致的.

为进一步说明本文所提出的方法的合理性, 将其与CCR模型及基于平均效率的二阶段方法(ME-DEA)进行比较. 如表2所示, CCR模型下的各地区工业系统的效率与GE-DEA下的效率值的变化趋势也基本一致, 两者之间的相关系数为0.854. 从表2中可以发现, 当子系统A和B都是CCR有效时, 地区工业系统的效率同时是CCR有效的, 也是ME-DEA有效的, 如内蒙古和海南; 然而, 在CCR模型下, 有10个地区的工业系统是整体有效的, 即北京、内蒙古、吉林、上海、浙江、江西、广东、海南、云南和新疆; 这些结果说明, 部分地区工业系统的子系统即使是CCR无效的, 其工业系统都是整体CCR有效的. 例如, 北京的工业系统是有效的, 其子系统A是有效的, 而其子系统B是无效的(效率值为0.9922); 吉林的工业系统是整体有效的, 而其子系统A和B都是CCR无效的, 效率值分别为0.6410和0.9344. 显然, 这种现象说明, 传统的DEA由于不能有效识别生产系统内部过程之间的无效性, 无法有效合理地评价带有内部生产过程的决策单元的效率情况, 甚至得出不合理的结论.

基于子系统A和B的CCR效率的平均值的方法(ME-DEA)可以改变这种现象, 即当子系统不完全有效时, 整个工业系统必定是无效的, 例如, 在ME-DEA下, 北京、吉林、上海和浙江等地区的工业系统都是非DEA有效的. 但这种方法视子系统A和B对整个工业系统的作用是等同的, 这显然不符合中国目前的实际状况. 例如, 贵州的工业系统的子系统A的效率为0.3813, 而其子系统B是有效的, 此时其整体效率为0.6907, 大大拉高了其整体效率. 这种方法掩盖了影响其实际运作效率的关键环节和关键因素, 具有一定的不合理性.

浙江在ME-DEA和GE-DEA两种情况下的工业系统整体效率和子系统的效率值是一致的, 其生产子系统A是CCR无效的, 而其污染物处理子系统B是DEA有效的. 这是因为, 尽管浙江的工业GDP较高(10518.2亿元), 但其投入的劳动力和固定资产都非常高, 分别为1589.94万人和4585.28亿元; 同时, 浙江的污染物处理的效率却比较高, 例如对COD来说, 实际产生量为 188.18×10^4 t, 去除量为 142.14×10^4 t; 而工业固体废物产生量为 3909.67×10^4 t, 实际排出量为 328.41×10^4 t.

另外, GE-DEA得到的系统整体效率与文献[22]中提出的以两个非合作博弈的子系统效率的乘积作为系统整体效率的评价结果具有较好的一致性, 二者的相关系数为0.920; 这也充分说明了本文提出的系统整体环境效率的评价方法具有一定的合理性.

综上所述, 针对以经济发展为导向的地区工业系统的环境效率评价问题, 本文所提出的方法能比较客观地评价各工业系统的环境效率, 能较好地发现影响系统整体效率的关键环节和关键因素, 能为效率改善的决策提供较为客观的决策信息.

4 结束语

本文针对具有两阶段结构的决策单元的环境效率评价中存在主从博弈的问题, 提出了一种效率评价的DEA方法. 首先, 假定生产系统由经济生产子系统和污染物处理子系统两个阶段构成, 在实际生产过程中, 经济生产子系统往往居于主导地位, 而污染物处理子系统处于从属地位. 然后, 基于这种假设, 本文提出了一种基于非合作博弈思想的DEA评价方法; 该方法先计算各个决策单元的生产子系统的的环境效率, 然后在各决策单元生产子系统效率的约束下计算各污染物处理子系统的效率, 根据所得到的各投入/产出指标的权重, 计算决策单元整体环境效率. 各省区的环境效率评价的实例分析说明了该方法的合理性和有效性. 本文提出的DEA方法能保证决策单元的有效性与其内部子系统的有效性之间的一致性, 能够有效地发现各决策单元内部子系统的有

效性水平,发掘影响决策单元效率的关键因素,能够为管理者提供更有效的决策依据。

本文的环境效率评价方法是在假定经济生产子系统居于主导地位的情形下提出的,但其所提出的效率评价思想可直接推广到污染物处理子系统居于主导地位的环境效率评价问题中;此时,只需要首先计算污染物处理子系统的效率,然后在此效率的约束下,可建立相应的效率评价模型计算各决策单元的整体效率和生产子系统的效率。另外,本文所提出的环境效率评价方法是基于规模收益不变(CRS)假设的,其可直接推广到规模收益可变(VRS)的效率评价问题中。

本文的主要局限性在于假设两阶段生产系统的中间投入/产出的权重是线性关系的,没有考虑到其可能存在的复杂关系,也没有考虑不同指标的权重偏好问题,这也为后续研究提供了方向。另外,后续研究中值得探讨的问题还有以下几个

方面:(1) 子系统中间投入/产出权重的线性关系的参数 Q 的取值因问题不同而有差异,其必然会对效率值产生一定的影响,本文中 Q 是一种过渡性参数,在模型求解中得到最优解,相关文献中有不同的假设,如文献 [11] 提出不同阶段子系统同一种中间投入/产出的权重相同,文献 [21] 则根据子系统关系确定参数取值范围,采用启发式方法求得最优解,因此,参数 Q 的取值应根据问题差异区别对待;(2) 本文采用文献 [4] 提出的线性转换函数处理污染物指标,该方法假设污染物是强处理的,文献中污染物处理方法还有弱处理、作为投入处理及采用加性模型处理等,不同的假设和模型得到的结果是有差异的;(3) 本文假设子系统之间是非合作的主从博弈关系,在实际问题中还可能存在着合作关系;(4) 非合作博弈情形下的效率优化也是一个值得进一步研究的问题。

参 考 文 献:

- [1] Desimone L D, Popoff F. Development WBCSD, Eco-efficiency: The Business Link to Sustainable Development [M]. Cambridge: MIT Press, MA, 2000.
- [2] Färe R, Grosskopf S, Lovell C A K, et al. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A non-parametric approach [J]. The Review of Economics and Statistics, 1989, 71: 90 - 98.
- [3] 王 波, 张 群, 王 飞. 考虑环境因素的企业 DEA 有效性分析 [J]. 控制与决策, 2002, 1: 24 - 28.
Wang Bo, Zhang Qun, Wang Fei. Using DEA to evaluate firm productive efficiency with environmental performance [J]. Control and Decision, 2002, 1: 24 - 28. (in Chinese)
- [4] Seiford L M, Zhu J. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation [J]. European Journal of Operational Research, 2002, 142: 16 - 20.
- [5] Färe R, Grosskopf S. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation: Comment [J]. European Journal of Operational Research, 2004, 157: 242 - 245.
- [6] Lozano S, Gutiérrez E. Slacks-based measure of efficiency of airports with airplanes delays as undesirable outputs [J]. Computers & Operations Research, 2011, 38: 131 - 139.
- [7] Liang L, Li Y, Li S. Increasing the discriminatory power of DEA in the presence of the undesirable outputs and large dimensionality of data sets with PCA [J]. Expert Systems with Applications, 2009, 36: 5895 - 5899.
- [8] Färe R, Grosskopf S. Productivity and intermediate products: A frontier approach [J]. Economics Letters, 1996, 50: 65 - 70.
- [9] Lewis H, Sexton T. Network DEA: Efficiency analysis of organizations with complex internal structure [J]. Computers and Operations Research, 2004, 31: 1365 - 1410.
- [10] Kao C, Hwang S N. Efficiency decomposition in two-stage data envelopment analysis: An application to non-life insurance companies in Taiwan [J]. European Journal of Operational Research, 2008, 185: 418 - 429.
- [11] Kao C. Efficiency decomposition in network data envelopment analysis: A relational model [J]. European Journal of Operational Research, 2009, 192: 949 - 962.
- [12] Tone K, Tsutsui M. Network DEA: A slacks-based measure approach [J]. European Journal of Operational Research, 2009, 197: 243 - 252.
- [13] Jahanshahloo G R, Amirteimoori A R, Kordrostami S. Measuring the multi-component efficiency with shared inputs and outputs in data envelopment analysis [J]. Applied Mathematics and Computation, 2004, 155: 283 - 293.

- [14] 段永瑞, 田 澎, 张卫平. 具有独立子系统的 C2GS2-ISS 模型及应用研究 [J]. 管理科学学报, 2005, 8: 31 – 37.
Duan Yongrui, Tian Peng, Zhang Weiping. C2GS2-ISS model with independent subsystems and its application [J]. Journal of Management Sciences in China, 2005, 8: 31 – 37. (in Chinese)
- [15] 卞亦文. 基于 DEA 的多部门结构的决策单元的环境效率评价 [J]. 系统工程, 2007, 9: 80 – 84.
Bian Yiwen. Environmental-efficiency evaluation for decision-making units with multi-components based on DEA [J]. Systems Engineering, 2007, 9: 80 – 84. (in Chinese)
- [16] Kao Chiang. Efficiency measurement for parallel production systems [J]. European Journal of Operational Research, 2009, 196: 1107 – 1112.
- [17] 葛 虹, 黄 祎. 并行系统的 3 种网络 DEA 模型与应用选择 [J]. 系统管理学报, 2010, 19: 197 – 203.
Ge Hong, Huang Wei. Three network DEA models for parallel systems and selection in application [J]. Journal of Systems & Management, 2010, 19: 197 – 203. (in Chinese)
- [18] 杨 锋, 梁 樑, 毕功兵, 等. 一类树形生产系统的 DEA 效率评价研究 [J]. 系统工程与电子技术, 2009, 31: 1128 – 1132.
Yang Feng, Liang Liang, Bi Gongbing, et al. DEA efficiency evaluation to a type of tree-like production system [J]. Systems Engineering and Electronics in China, 2009, 31: 1128 – 1132. (in Chinese)
- [19] Hua Z, Bian Y. Performance measurement for network DEA with undesirable factors [J]. International Journal of Management and Decision Making, 2008, 9: 141 – 152.
- [20] 孟 激, 张大群, 刘文斌. 多层次结构 DEA 模型及其应用 [J]. 中国管理科学, 2008, 16: 148 – 154.
Meng Wei, Zhang Daqun, Liu Wenbin. A study of multi-level DEA models and applications [J]. Chinese Journal of Management Science, 2008, 16: 148 – 154. (in Chinese)
- [21] Liang L, Yang F, Cook W, et al. DEA models for supply chain efficiency evaluation [J]. Annals of Operations Research, 2006, 145: 35 – 49.
- [22] Cook W, Liang L, Zhu J. Measuring performance of two-stage network structures by DEA: A review and future perspective [J]. Omega, 2010, 38: 423 – 430.
- [23] Charnes A, Cooper W W, Rhodes E. Measuring the efficiency of decision making units [J]. European Journal of Operational Research, 1978, 2: 429 – 444.
- [24] Zhu J. Quantitative Models for Performance Evaluation and Benchmarking: Data Envelopment Analysis with Spreadsheets [M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2003.

Eco-efficiency evaluation of non-cooperative game two-stage production system

BIAN Yi-wen

Sydney Institute of Language & Commerce, Shanghai University, Shanghai 201800, China

Abstract: In practice, there exists a typical kind of eco-efficiency evaluation problem which has the following characteristics: (1) a decision-making unit (DMU) can be separated into two stages: the first stage is a production sub-unit and the second stage is a pollutant cleaning sub-unit; (2) in any DMU, the production sub-unit is the leader, and the undesirable outputs (pollutants) emitted by the production sub-unit are the internal inputs of the pollutant cleaning sub-unit. To solve this kind of problem, this paper firstly presents a DEA approach which can evaluate a DMU's efficiency and its sub-units' efficiencies simultaneously. Then, based on the idea of non-cooperative game, a game DEA approach is provided to deal with the proposed efficiency evaluation problem. A case with real data set of regional industrial system in China is employed to illustrate the reasonability of the proposed method. Since the model can effectively analyze all internal sub-units' efficiencies of a DMU with non-cooperative game components, and can find key factors for efficiency improvement, the developed approach can imply more veracious decision-making information for environmental management.

Key words: data envelopment analysis; non-cooperative game; eco-efficiency; two-stage