

## 面向社会经济发展水平的钢铁生产效率 DEA 动态评价

张启平<sup>1,2</sup>, 刘业政<sup>1,2</sup>, 刁翠霞<sup>1,2</sup>

(1. 合肥工业大学 管理学院, 合肥 230009; 2. 过程优化与智能决策教育部重点实验室, 合肥 230009)

**摘要** 提出将钢铁生产对环境造成的负外部性纳入钢铁生产效率评价, 且在不同社会经济发展水平下环境负外部性的参与程度不同的评价思想. 在此基础上, 构建了面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性 DEA 动态评价模型. 算例分析表明, 不同的社会经济发展阶段会令钢铁生产系统呈现不同的相对有效性, 并且不同的环境污染物在相同的社会经济发展阶段对钢铁生产系统的相对有效性有着不同程度的影响. 说明该钢铁生产效率评价思想是可行而且有意义的.

**关键词** 外部性; 社会经济发展水平; 钢铁; 相对有效性; 数据包络分析

## Dynamic evaluation of iron & steel production efficiency for the level of socio-economic development based on DEA approach

ZHANG Qi-ping<sup>1,2</sup>, LIU Ye-zheng<sup>1,2</sup>, DIAO Cui-xia<sup>1,2</sup>

(1. School of Management, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Key Laboratory of Process Optimization and Intelligent Decision-making, Ministry of Education, Hefei 230009, China)

**Abstract** The negative externalities to the environment in the iron & steel production process should be brought into the efficiency evaluation of the iron & steel production, and the participation level of undesirable outputs should be determined by the level of socio-economic development. Then the dynamic DEA model on the level of socio-economic development-oriented iron & steel production relative efficiency with negative externalities to the environment was constructed. The numerical example demonstrated that different phases of social economic development would make iron & steel production systems present different production relative efficiency, and different environmental contaminants would exert different influences on the relative efficiency of iron & steel production systems in the same social economic development phases, which figured that the method was available and meaningful.

**Keywords** externality; level of socio-economic development; iron & steel; relative efficiency; DEA (data envelopment analysis)

### 1 引言

钢铁产业作为基础产业, 对国民经济的发展起着至关重要的作用. 钢铁制造系统是集物质状态改变、物质性质控制、物质流管制于一体的多维的过程物质流管制系统, 钢铁生产过程伴随着大量的物质流、产品流、以及复杂的能量转换, 不可避免产生废水、废气、废渣<sup>[1]</sup>, 对环境造成不同层次、不同程度的负外部性 (negative externality). 随着社会经济发展水平越来越高, 钢铁生产的环境负外部性受到越来越多的关注. 目前相关研究主要集中在技术层面, 如钢铁生产部门的能源使用效率<sup>[2]</sup>、技术效率<sup>[3-4]</sup>、资源效率<sup>[5]</sup>以及钢铁生产的环境负荷的度量方法<sup>[6-13]</sup>等. 对于如何将钢铁生产的环境负外部性纳入钢铁生产效率评价很少受到学者的关注; 同时, 由于钢铁生产的发展对国家基础设施建设、国家工业体系的构建等方面都有决定性意义, 在经济发展的不同阶段, 社会对钢铁生产的关注重点不同, 例如, 在经济发展的低水平阶段, 更关注钢铁产量, 而随着经济的发展, 人们开始逐渐关注其对环境的破坏, 因此在将钢铁生产的环境负外部性纳入钢铁生产的效率

收稿日期: 2010-08-19

资助项目: 国家自然科学基金 (71071047); 高等学校博士点基金 (20090111110016)

作者简介: 张启平 (1981-), 男, 汉, 安徽马鞍山人, 博士研究生, 研究方向: 决策科学与技术; 刘业政 (1965-), 男, 汉, 安徽和县人, 教授, 博士生导师, 研究方向: 电子商务, 数据挖掘; 刁翠霞 (1986-), 女, 汉, 河北邯郸人, 硕士研究生, 研究方向: 数据挖掘.

评价时还要考虑社会经济发展的不同水平. 也就是说, 社会经济发展水平不同, 环境负外部性参与钢铁生产效率评价的程度也不同.

本文提出将钢铁生产对环境造成的负外部性纳入钢铁生产效率评价, 且在不同社会经济发展水平下环境负外部性的参与程度不同的评价思想. 在此基础上, 本文构建了面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性 DEA 动态评价模型. 算例分析表明, 不同的社会经济发展阶段会令钢铁生产系统呈现不同的相对有效性, 并且不同的环境污染物在相同的社会经济发展阶段对钢铁生产系统的相对有效性有着不同程度的影响. 该模型有利于全面、客观地评价钢铁生产系统的竞争力, 有利于国家相关产业政策的制定和引导钢铁企业调整经营目标, 适应经济社会发展的需要, 因此本文的研究是有意义的.

## 2 模型构建

考虑环境负外部性的钢铁生产效率的评价是涉及到多种资源能源的投入和包括钢铁产品和污染物在内的多种产出的评价. Charnes 等<sup>[14]</sup>提出的数据包络分析 (data envelopment analysis, DEA) 是一种非参数估计方法, 不需要预先估计函数表达式, 直接运用数学规划技术计算具有多个投入产出的同类型决策单元 (decision making units, DMU) 的相对效率 (或称相对有效性), 能够避免主观因素, 在解决多投入多产出评价问题上有着巨大的优越性. 本文考虑将钢铁生产系统产出的钢铁看作期望产出 (desirable output), 排放的环境污染物看作非期望产出 (undesirable output), 运用 DEA 方法对考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性进行评价. 尽管基于 DEA 方法的考虑环境负外部性的相对有效性评价研究中, 一系列的环境污染物, 例如二氧化碳、二氧化硫、粉尘、烟尘、废弃物、机场噪音、生化需氧量 (biochemical oxygen demand, BOD)、化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 等作为非期望产出被引入到 DEA 模型中, 评价了工业企业的效率<sup>[15]</sup>、欧洲国家电厂的生态效率<sup>[16]</sup>、台湾地区机场的环境修正效率<sup>[17]</sup>、中国淮河流域造纸厂的环境效率<sup>[18]</sup>、中国区域产业系统的生态效率<sup>[19]</sup>、中国火力发电站的环境效率<sup>[20]</sup>. 但这些文献没有涉及到在不同的社会经济发展阶段, 差异化考虑非期望产出参与相对有效性评价的程度.

本文考虑构建面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性 DEA 评价模型. 模型的构建是基于以下两个方面的考虑: 1) 将钢铁产品和排放的环境污染物分别视作期望产出和非期望产出, 同时纳入钢铁生产系统生产相对有效性评价; 2) 考虑到钢铁生产的环境负外部性受到的重视程度由社会经济发展水平决定, 在每个社会经济发展水平下为每项污染物设定统一的参与钢铁生产相对有效性评价的标准; 考虑到社会经济发展水平总的趋势又是由低水平向高水平过渡的, 相应地为每项环境污染物设定递增的参与钢铁生产相对有效性的标准. 不难看出, 本文拟构建的实际上是基于非期望产出公共递增参与度的多轮次 DEA 评价模型: 在每一轮次的评价中, 各决策单元间每项非期望产出的参与度是统一设定的; 在多轮次的评价中, 各决策单元间每项非期望产出的公共参与度是递增的.

### 2.1 相关向量表示

设有  $n$  个钢铁生产系统 (DMU), 投入指标和产出指标的个数分别为  $m$  和  $s$ , 特别地, 在考虑钢铁生产对环境的负外部性基础上对生产相对有效性进行评价时, 环境污染物这样的非期望产出指标要纳入指标体系, 设非期望产出有  $c$  项, 则投入向量记为  $X_j = (x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{mj}) > 0, j = 1, 2, \dots, n$ ; 期望产出向量记为  $Y_j^d = (y_{1j}^d, y_{2j}^d, \dots, y_{(s-c)j}^d) > 0, j = 1, 2, \dots, n$ ; 非期望产出向量记为  $Y_j^u = (y_{(s-c+1)j}^u, y_{(s-c+2)j}^u, \dots, y_{sj}^u) > 0, j = 1, 2, \dots, n$ . 对每一项投入产出赋予一定的权重, 设投入要素权重向量为  $w = (w_1, w_2, \dots, w_m)$ , 期望产出权重向量为  $\mu^d = (\mu_1^d, \mu_2^d, \dots, \mu_{s-c}^d)$ , 非期望产出权重向量为  $\mu^u = (\mu_{s-c+1}^u, \mu_{s-c+2}^u, \dots, \mu_s^u)$ .

### 2.2 基础模型选择

传统的 DEA 模型对决策单元投入产出指标有如下要求<sup>[21]</sup>: 1) 决策单元的投入产出值均为正值; 2) 在相对有效性分析中, 决策单元的投入指标值越小越好, 产出指标值越大越好. 而考虑环境负外部性的相对有效性评价问题中, 产出指标含有污染物指标, 在相对有效性分析中, 这样的指标越小越好, 不符合传统的 DEA 模型对决策单元产出指标的要求, 所以必须对此类非期望产出指标加以处理. 很多学者对决策单元中含有非期望产出的 DEA 评价问题进行了研究, 现阶段的处理方法主要有数据函数转换法和模型转换法两类. 数据函数转换法有三种方式, 分别为非期望产出数据取相反数法<sup>[22-23]</sup>、非期望产出数据取倒数法<sup>[24]</sup>、非期望产出数据线性转换法<sup>[25]</sup>; 模型转换法主要有投入产出要素转换建模法<sup>[19,26-27]</sup>、曲线测度模型<sup>[28]</sup>、方向距离函数模型<sup>[17,29]</sup>和加性 DEA 模型<sup>[30-31]</sup>. 但以上方法各有不足, 非期望产出数据取相反数法与投入

产出要素转换建模法都违背了实际生产过程, 并且由于很难保证投入与非期望产出成同比例变化, 因此投入产出因素转换建模法不适合用径向模型来求解; 非期望产出数据取倒数法破坏了生产可能集的凸性要求<sup>[32]</sup>; 非期望产出数据线性转换法在规模收益可变 (variable returns to scale, VRS) 模型中具有优势, 但在规模收益不变 (constant returns to scale, CRS) 模型中不一定能保持决策单元相对有效性分类的不变性<sup>[33]</sup>; 曲线测度模型是一种非线性的评价模型, 因此给模型的求解带来诸多不便; 方向距离函数模型由于受所设置的方向向量的影响较大, 也导致其评价结果不能保持相对有效性分类的不变性; 文献 [30] 的加性 DEA 模型难以适用于高维度的观测数据, 环境负荷的优选结构函数的构建也有待进一步深入研究; 文献 [31] 的 IDEA 模型 (improved DEA, IDEA) 需要两步求解才能得到决策单元的相对有效性分值, 且引入超效率评价思想时模型求解步骤更为繁冗. 总而言之, 现阶段对决策单元非期望产出的处理还未有绝对完备的方法. 由于本文不是以给出一种处理非期望产出的新方法为重点, 同时考虑到非期望产出数据线性转换法既符合实际生产过程, 在模型求解上又不增加新的难度, 本文选择数据线性转换法对非期望产出指标数据做预处理. 为了获得良好的评价结果区分度, 考虑以 Andersen 和 Petersen<sup>[34]</sup> 提出的超效率 CCR 模型为基础模型构建面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性动态评价模型. 虽然非期望产出数据线性转换法在 CCR 模型中不一定能够保持决策单元相对有效性分类的不变性, 但在超效率前提下可以保证总是具有可行解, 对于本文的问题, 在能够保证模型具有可行解的前提下呈现相对有效性分值及其变化趋势才是有意义的; 对于 BCC 模型, 虽能保持决策单元相对有效性分类的不变性, 但在超效率前提下可能会出现无可行解的情况<sup>[35]</sup>, 因此不适合本文的需要.

### 2.3 非期望产出数据转换

非期望产出数据线性转换法的做法是: 首先对非期望产出数据取其相反数, 以满足 DEA 方法对输出越大越好的要求, 再进一步将负值变换为正值. 设:

$$h_f = \max_{1 \leq j \leq n} \{y_{fj}^u\} + b, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \quad (1)$$

上式中,  $b$  为任意大于 0 的常数, 以满足数据变换后每一个非期望产出都大于零. 于是, 非期望产出数据可以按下式来转换:

$$y_{fj}^{u'} = -y_{fj}^u + h_f, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \quad (2)$$

则

$$Y_j^{u'} = (y_{(s-c+1)j}^{u'}, y_{(s-c+2)j}^{u'}, \dots, y_{sj}^{u'}) > 0, j = 1, 2, \dots, n \quad (3)$$

### 2.4 非期望产出参与度递增约束

传统超效率 CCR 模型是基于单轮次评价的模型, 无法实现排放的每种污染物在钢铁生产系统间统一、动态地参与生产相对有效性评价. 所以必须考虑在模型中添加关于非期望产出对决策单元相对有效性的参与程度的约束. 在基于投入导向的线性超效率 CCR 模型中, 加权产出指标值可以理解为该产出对决策单元相对有效性的参与程度, 不妨将  $\mu_f^u y_{fj_0}^{u'}$  ( $f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s$ ) 称为非期望产出对钢铁生产系统相对有效性的参与度 (简称为非期望产出参与度), 为了对非期望产出参与度进行递增约束, 设其递增步长为  $\delta_f$  ( $\delta_f > 0$ ), 评价的轮次以  $q$  ( $q \geq 1, q \in Z$ ) 表示, 则非期望产出参与度的约束为:

$$\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} = 0 + (q - 1)\delta_f, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s; q \geq 1, q \in Z \quad (4)$$

(4) 式对每项非期望产出参与度给出了统一性、动态性的约束. 等式体现了每项非期望产出在决策单元间参与相对有效性评价程度的统一性, (4) 式右端体现了每项非期望产出在决策单元间参与相对有效性评价程度的动态性. 特别地,  $q = 1$  时, 非期望产出公共参与度初值为零, 意在体现在社会经济发展水平极低时期, 钢铁生产的环境负荷不得已被完全忽略. 于是得到面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性超效率模型为:

$$\begin{aligned} & \max(\mu^u)^T Y_{j_0}^{u'} + (\mu^d)^T Y_{j_0}^d \\ \text{s.t. } & w^T X_j - [(\mu^u)^T Y_j^{u'} + (\mu^d)^T Y_j^d] \geq 0, j = 1, 2, \dots, n, j \neq j_0 \\ & w^T X_{j_0} = 1 \\ & Y^{u'} = (y_{(s-c+1)j}^{u'}, y_{(s-c+2)j}^{u'}, \dots, y_{sj}^{u'}), j = 1, 2, \dots, n \\ & y_{fj}^{u'} = -y_{fj}^u + h_f, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s; j = 1, 2, \dots, n \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
h_f &= \max_{1 \leq j \leq n} \{y_{fj}^u\} + b, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \\
\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} &= 0 + (q - 1)\delta_f, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \\
w &\geq 0; \mu^d \geq 0; b > 0; \delta_f > 0; q \geq 1, q \in \mathbb{Z}
\end{aligned} \tag{5}$$

## 2.5 非期望产出公共参与度递增步长确定

社会经济发展水平的提高是一个长期积累, 循序渐进的过程. 因此, 面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性动态评价必然是足够多轮次的评价以精确描述社会经济发展不同阶段的生产相对有效性及其变化趋势. 那么必须为非期望产出公共参与度选取适当的递增步长, 以确保在足够多轮次的评价中, 模型 (5) 对所有决策单元同时存在可行解, 而这需要得到能令所有决策单元同时存在可行解的非期望产出公共参与度的值域信息. 这一步工作可以从模型中关于待评价决策单元产出项加权之和的约束条件加以考虑, 但由于模型 (5) 中不包含待评价决策单元产出项加权之和的约束, 于是考虑将模型 (5) 还原至包含待评价决策单元产出项加权之和的传统模型, 参考模型 (5) 在传统模式下的非期望产出公共参与度值域信息来确定模型 (5) 中非期望产出公共参与度递增步长. 这是因为模型 (5) 的产出项参与度与传统模型的产出项参与度具有部分一致性 (对于无效的决策单元, 模型 (5) 的产出项参与度与传统模型的产出项参与度一致; 对于有效的决策单元, 模型 (5) 的产出项参与度大于等于传统模型的产出项参与度).

将模型 (5) 中的 “ $j \neq j_0$ ” 条件去掉, 则将其还原至传统模型, 并记为模型 (5\*). 模型 (5\*) 对第  $j_0$  个决策单元评价时, 由  $\delta_f > 0; q \geq 1, q \in \mathbb{Z}$ , 可知  $\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} \geq 0 (f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s)$ . 由模型 (5\*) 的约束条件:

$$w^T X_j - [(\mu^u)^T Y_j^{u'} + (\mu^d)^T Y_j^d] \geq 0, j = 1, 2, \dots, n; w^T X_{j_0} = 1$$

可知  $(\mu^u)^T Y_{j_0}^{u'} \leq 1$  必须成立, 因此必有  $\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} \leq 1 (f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s)$ , 所以模型 (5\*) 对第  $j_0$  个决策单元有可行解的必要条件是:  $0 \leq \mu_f^u y_{fj_0}^{u'} \leq 1 (f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s)$ . 那么模型 (5\*) 对所有  $n$  个决策单元有可行解的必要条件推广为:

$$0 \leq \mu_f^u y_{fj}^{u'} \leq 1, j = 1, 2, \dots, n; f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \tag{6}$$

(6) 式给出的  $\mu_f^u y_{fj}^{u'}$  的值域区间是模型 (5\*) 对任何决策单元存在可行解的必要条件: 若  $\mu_f^u y_{fj}^{u'}$  超出此区间, 一定存在找不到可行解的无效决策单元, 即使  $\mu_f^u y_{fj}^{u'}$  在此区间内取值, 当此值足够大时, 也可能存在找不到可行解的决策单元. 由于只要模型 (5) 在足够多轮数的评价中对所有决策单元有可行解, 非期望产出公共参与度递增步长的选择是允许随机性的, (6) 式区间仍能为模型 (5) 确定合适的非期望产出公共参与度递增步长提供有用信息. 可以通过插入分隔点的方式将 (6) 式区间平均分割为若干足够小的子区间, 以子区间的长度作为非期望产出公共参与度递增步长. 设 (6) 式区间被平均分割为  $N (N > 1, N \in \mathbb{Z})$  个子区间, 故  $\delta_f$  的取值为:

$$\delta_f = \frac{1}{N}, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s; N > 1, N \in \mathbb{Z} \tag{7}$$

于是, (4) 式转化为:

$$\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} = 0 + (q - 1) \cdot \frac{1}{N}, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s; q \geq 1, N > 1, q, N \in \mathbb{Z} \tag{8}$$

## 2.6 模型扩展

考虑 (8) 式, 将模型 (5) 扩展为模型 (9) (记为 DS 模型 (dynamic super efficiency model)):

$$\begin{aligned}
&\max (\mu^u)^T Y_{j_0}^{u'} + (\mu^d)^T Y_{j_0}^d \\
\text{s.t. } &w^T X_j - [(\mu^u)^T Y_j^{u'} + (\mu^d)^T Y_j^d] \geq 0, j = 1, 2, \dots, n, j \neq j_0 \\
&w^T X_{j_0} = 1 \\
&Y^{u'} = (y_{(s-c+1)j}^{u'}, y_{(s-c+2)j}^{u'}, \dots, y_{sj}^{u'}), j = 1, 2, \dots, n \\
&y_{fj}^{u'} = -y_{fj}^u + h_f, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s; j = 1, 2, \dots, n \\
&h_f = \max_{1 \leq j \leq n} \{y_{fj}^u\} + b, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \\
&\mu_f^u y_{fj_0}^{u'} = 0 + (q - 1) \cdot \frac{1}{N}, f = s - c + 1, s - c + 2, \dots, s \\
&w \geq 0; \mu^d \geq 0; b > 0; q \geq 1, N > 1, q, N \in \mathbb{Z}
\end{aligned} \tag{9}$$

DS 模型为每项非期望产出设置了公共动态参与度, 可以运用此模型对钢铁生产系统特定生产设备和生产工艺下的生产过程作面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的相对有效性动态评价. 具体的做法是: 给定各项非期望产出公共参与度递增步长, 并逐轮次递增非期望产出公共参与度, 运用 DS 模型完成多轮次的评价, 考察决策单元多轮次相对有效性分值及其变化趋势. 对于含有多项非期望产出的情形, 可以首先同时递增非期望产出公共参与度, 获得多轮次的评价结果, 考察钢铁生产系统在各社会经济发展水平下的考虑环境负外部性的生产相对有效性及其变化趋势; 其次可以逐项单独递增非期望产出公共参与度 (此时其他项非期望产出参与度为非负约束), 获得多轮次的评价结果, 以考察在各社会经济发展水平下排放的各种污染物对考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性影响的差异.

实施评价时,  $N$  的取值越大, 非期望产出公共参与度递增步长越小, 越能保证 DS 模型在足够多轮次的评价中对所有决策单元有可行解. 特别地, 实施评价过程中, 若某轮次的非期望产出公共参与度令 DS 模型出现无可行解的情形, 则评价终止.

### 3 算例分析

#### 3.1 算例及评价结果

现有 10 家钢铁企业, 对于某型号钢铁产品, 各企业日均生产能力如表 1 所示, 标准煤、铁矿石为投入指标, 钢产量、排放有害气体 (包括二氧化碳、一氧化碳、二氧化硫等气体)、排放废弃物为产出指标. 其中, 钢产量为期望产出, 排放有害气体和排放废弃物为非期望产出. 运用 DS 模型对这 10 家钢铁企业作面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的生产相对有效性进行动态测算.

为保证 DS 模型在足够多轮次的评价中对所有决策单元有可行解, 取  $N = 100$ , 并取  $b = 100$ . 运用 DS 模型经过多轮次的运算, 得到了在排放有害气体和排放废弃物的公共参与度同时递增过程中, 10 家钢铁企业的动态相对有效性分值; 特别地, 逐项单独递增有害气体和废弃物的公共参与度, 分别获得了动态相对有效性分值 (基于排放有害气体、排放废弃物双公共参与度动态值的评价, 公共参与度以单倍步长递增, 有效轮次为 11 轮, 在第 12 轮的评价中, 企业 1 无可行解, 评价终止; 基于排放有害气体单公共参与度动态值的评价, 公共参与度以 1.5 倍步长递增, 有效轮次为 14 轮, 在第 15 轮的评价中, 企业 4、5 均无可行解, 评价终止; 基于排放废弃物单公共参与度动态值的评价, 公共参与度以 1.5 倍步长递增, 有效轮次为 10 轮, 在第 11 轮的评价中, 企业 1 无可行解, 评价终止). 评价结果如表 2、表 3、表 4 所示, 并将评价结果绘制了折线图, 如图 1-3 所示 (限于篇幅, 表 3 仅列出参与度以 3 倍步长递增的评价结果).

表 1 各企业钢铁生产投入产出数据

DMU	标准煤 (吨)( $x_1$ )	铁矿石 (吨)( $x_2$ )	钢产量 (吨)( $y_1^d$ )	排放有害气体 (立方米)( $y_2^u$ )	排放废弃 物 (吨)( $y_3^u$ )
企业 1	11215	9731	7030	550	917
企业 2	6616	9085	8300	340	334
企业 3	10896	9621	9070	540	853
企业 4	10633	11793	6717	610	758
企业 5	10646	11927	6099	610	550
企业 6	5706	11356	2416	410	256
企业 7	6823	11570	5804	440	436
企业 8	7253	7701	3270	430	505
企业 9	6144	12134	7040	480	527
企业 10	8491	8243	3476	460	697

表 2 基于排放有害气体、排放废弃物双参与度动态值的评价结果

DMU	排放有害气体、排放废弃物双参与度											
	0	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09	0.1	0.11
企业 1	0.7652	0.7333	0.6759	0.6184	0.5610	0.5036	0.4461	0.3887	0.3313	0.2738	0.2164	Error
企业 2	1.2892	1.2978	1.3065	1.3151	1.3237	1.3324	1.3410	1.3497	1.3583	1.3669	1.3756	1.3842
企业 3	1.0319	0.9826	0.9333	0.8840	0.8347	0.7854	0.7361	0.6868	0.6375	0.5882	0.5390	0.4897
企业 4	0.6150	0.5922	0.5609	0.5296	0.4983	0.4670	0.4357	0.4045	0.3732	0.3419	0.3106	0.2793
企业 5	0.5526	0.5418	0.5239	0.5059	0.4880	0.4700	0.4521	0.4342	0.4162	0.3983	0.3804	0.3624
企业 6	0.3375	0.3513	0.3651	0.3789	0.3927	0.4065	0.4203	0.4341	0.4479	0.4617	0.4755	0.4893
企业 7	0.6781	0.6803	0.6825	0.6847	0.6868	0.6890	0.6912	0.6934	0.6956	0.6978	0.7000	0.7022
企业 8	0.4571	0.4704	0.4838	0.4934	0.5029	0.5124	0.5125	0.5315	0.5410	0.5506	0.5602	0.5697
企业 9	0.9134	0.9079	0.9024	0.8970	0.8915	0.8860	0.8805	0.8751	0.8696	0.8641	0.8587	0.8532
企业 10	0.4508	0.4637	0.4713	0.4762	0.4810	0.4859	0.4908	0.4956	0.5005	0.5053	0.5102	0.5151

表 3 基于排放有害气体参与度动态值的评价结果

DMU	排放有害气体参与度							
	0	0.03	0.06	0.09	0.12	0.15	0.18	0.21
企业 1	0.7663	0.7620	0.7332	0.7045	0.6757	0.6470	0.6182	0.5894
企业 2	1.6088	1.6094	1.6100	1.6106	1.6111	1.6117	1.6123	1.6129
企业 3	1.0319	0.9905	0.9492	0.9078	0.8665	0.8251	0.7838	0.7424
企业 4	0.6150	0.5636	0.5038	0.4440	0.3841	0.3243	0.2645	Error
企业 5	0.5526	0.5082	0.4566	0.4050	0.3535	0.3019	0.2503	Error
企业 6	1.2919	1.2807	1.2694	1.2582	1.2470	1.2358	1.2245	1.2133
企业 7	0.7800	0.7773	0.7746	0.7719	0.7692	0.7666	0.7639	0.7612
企业 8	0.8844	0.8846	0.8849	0.8852	0.8855	0.8858	0.8861	0.8863
企业 9	0.9134	0.9024	0.8915	0.8805	0.8696	0.8587	0.8477	0.8368
企业 10	0.5156	0.5248	0.5340	0.5432	0.5524	0.5616	0.5708	0.5800

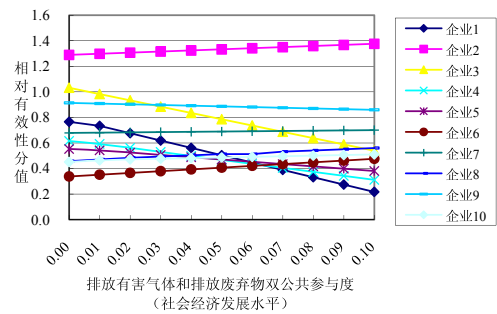


图 1 基于排放有害气体和排放废弃物双公共参与度动态值的评价结果折线图

表 4 基于排放废弃物参与度动态值的评价结果

DMU	排放废弃物参与度										
	0	0.015	0.03	0.045	0.06	0.075	0.09	0.105	0.12	0.135	0.15
企业 1	0.7701	0.7190	0.6472	0.5754	0.5037	0.4319	0.3601	0.2883	0.2166	0.1448	Error
企业 2	1.6247	1.6244	1.6240	1.6237	1.6233	1.6230	1.6227	1.6223	1.6220	1.6217	1.6213
企业 3	1.0319	0.9786	0.9254	0.8721	0.8188	0.7656	0.7123	0.6590	0.6058	0.5525	0.4992
企业 4	0.6150	0.6064	0.5894	0.5724	0.5554	0.5384	0.5214	0.5044	0.4874	0.4703	0.4533
企业 5	0.5526	0.5566	0.5575	0.5564	0.5552	0.5541	0.5530	0.5519	0.5508	0.5496	0.5485
企业 6	0.3375	0.3486	0.3597	0.3708	0.3818	0.3929	0.4040	0.4151	0.4262	0.4372	0.4483
企业 7	0.6781	0.6807	0.6834	0.6861	0.6887	0.6914	0.6941	0.6967	0.6994	0.7021	0.7048
企业 8	0.8928	0.8926	0.8925	0.8923	0.8922	0.8920	0.8919	0.8918	0.8916	0.8915	0.8913
企业 9	0.9134	0.9106	0.9079	0.9052	0.9024	0.8997	0.8969	0.8942	0.8915	0.8887	0.8860
企业 10	0.7447	0.7381	0.7314	0.7248	0.7182	0.7115	0.7049	0.6983	0.6916	0.6850	0.6784

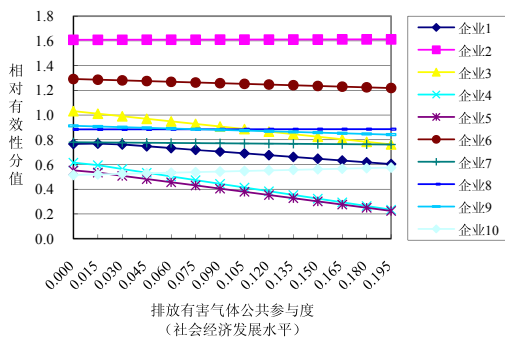


图 2 基于排放有害气体公共参与度动态值的评价结果折线图

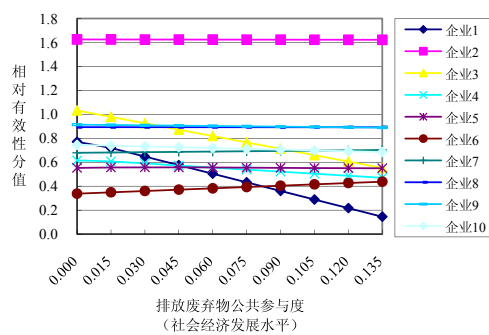


图 3 基于排放废弃物公共参与度动态值的评价结果折线图

### 3.2 评价结果描述

1. 对表 2 和图 1 呈现的结果可以看出, 在社会经济发展的低水平时期, 企业 6、8、10 的生产相对有效性总体是比较低下的, 但随着社会经济发展水平越来越高, 它们的生产相对有效性均得到了提升, 特别是企业 6 的相对有效性分值总上升幅度达到了 40.88%; 而企业 1、4、5 在社会经济发展低水平时期的生产相对有效性总体上高于企业 6、8、10, 但随着社会经济发展水平越来越高, 它们的相对有效性分值折线向下倾斜, 生产相对有效性均受到了较快损失, 进入社会经济发展的中水平时期, 相对有效性开始总体上低于企业 6、8、10, 生产相对有效性分值总下降幅度分别达到 71.72%、49.50%、31.16%; 另外, 在社会经济发展的低水平时期, 企业 9 是接近 DEA 有效的, 明显优于企业 7, 但随着社会经济发展水平越来越高, 企业 9 的相对有效性分值成单调减趋势, 而企业 7 呈单调增趋势, 差距逐渐缩小; 企业 2 在整个社会经济发展的历程中, 其生产相对有效性一直维持在 DEA 有效水平以上, 并且随着社会经济发展水平越来越高, 其相对有效性分值折线仍保持上扬, 生产相对有效性分值总上升幅度 6.70%; 而企业 3 在社会经济发展低水平时期, 其生产相对有效性为

DEA 有效水平以上,但随着社会经济发展水平越来越高,其相对有效性分值折线向下倾斜明显,生产相对有效性分值在社会经济发展极高水平时期下降到 0.5390,总下降幅度达到 47.77%。

2. 从表 3、表 4 结合图 2、图 3 来看,随着社会经济发展水平越来越高,伴随着排放有害气体单公共参与度的递增,企业 2、8 的生产相对有效性分值呈略微上升趋势,而伴随着排放废弃物单公共参与度的递增,企业 2、8 的生产相对有效性分值有略微损失;企业 6 伴随着排放有害气体单公共参与度的递增,生产相对有效性分值有略微损失,而在排放废弃物单公共参与度递增过程中,生产相对有效性分值呈略微上升趋势,这恰与企业 2、8 的情形相反;对于其他企业而言,排放的有害气体和废弃物公共参与度分别递增,对它们的生产相对有效性的变化趋势影响基本一致,但呈现出不相同的相对有效性。

### 3.3 评价结论

从表 2、表 3、表 4 和图 1、图 2、图 3 呈现的结果可以看出,随着社会经济发展水平越来越高,排放的有害气体和废弃物在 10 家钢铁企业的生产相对有效性评价过程中的参与程度逐渐提高,这会使企业的生产相对有效性有所变化,表明不同的社会经济发展阶段会令钢铁生产系统呈现不同的相对有效性;不同的环境污染物在相同的社会经济发展阶段对钢铁生产系统的相对有效性有着不同程度的影响。这样的结果说明本文提出的评价思想有利于全面、客观地评价钢铁生产系统的竞争力,有利于国家相关产业政策的制定和引导钢铁企业调整经营目标,适应经济社会发展的需要,是可行而且有意义的。

## 4 结语

作为对可持续发展战略的积极回应,本文提出将环境负外部性纳入钢铁生产效率评价,然而环境负外部性在钢铁生产效率评价过程中的参与程度是由社会经济发展水平决定的。于是将钢铁生产系统的钢铁产品看作期望产出,排放的污染物看作非期望产出,为每项非期望产出设置递增公共参与度,构建了面向社会经济发展水平的考虑环境负外部性的钢铁生产相对有效性 DEA 动态评价模型。运用本文提出的方法对虚构的 10 家钢铁企业的动态评价结果表明,不同的社会经济发展阶段会令钢铁生产系统呈现不同的相对有效性,且不同的环境污染物在相同的社会经济发展阶段对钢铁生产系统的相对有效性有着不同程度的影响。说明本文提出的评价思想有利于全面、客观地评价钢铁生产系统的竞争力,有利于国家相关产业政策的制定和引导钢铁企业调整经营目标,适应经济社会发展的需要,是可行而且有意义的。同时,本文提出的评价思想也可推广至水泥、石化、煤炭等高污染但对国民经济发展起保障作用的产业的生产相对有效性评价。此外,针对含有非期望产出的 DEA 评价问题提出更加合理的处理非期望产出的方法仍然是值得努力的研究方向,学者们今后提出了完备的对非期望产出的处理方法,可与本文的评价思想相结合构建更加完备的模型。

## 参考文献

- [1] 中国经济信息网研究团队. 2009 中国行业年度报告系列之钢铁 [R]. 北京: 中国经济信息网, 2009.  
The Research Team of China Economic Information Network. The 2009 Chinese Industry Annual Report Series of Iron and Steel Industry[R]. Beijing: China Economic Information Network, 2009.
- [2] Wei Y M, Liao H, Fan Y. An empirical analysis of energy efficiency in China's iron and steel sector[J]. Energy, 2007, 32(12): 2262-2270.
- [3] Kim J W, Lee J Y, Kim J Y, et al. Sources of productive efficiency: International comparison of iron and steel firms[J]. Resources Policy, 2006, 31(4): 239-246.
- [4] Ma J L, Evans D G, Fuller R J, et al. Technical efficiency and productivity change of China's iron and steel industry[J]. International Journal of Production Economics, 2002, 76(3): 293-312.
- [5] 戴铁军, 陆钟武. 钢铁生产流程铁资源效率的分析 [J]. 钢铁, 2006, 41(6): 77-82.  
Dai T J, Lu Z W. Analysis of iron utilization efficiency in steel production process[J]. Iron and Steel, 2006, 41(6): 77-82.
- [6] Van Caneghem J, Block C, Cramm P, et al. Improving eco-efficiency in the steel industry: The ArcelorMittal Gent case[J]. Journal of Cleaner Production, 2010, 18(8): 807-814.
- [7] 孙振清, 赵秀生, 刘滨, 等. 钢铁生产环境影响的 ECECA 方法 [J]. 清华大学学报: 自然科学版, 2007, 47(9): 1541-1548.  
Sun Z Q, Zhao X S, Liu B, et al. ECECA-based assessment on environmental impacts of steel-making process[J]. Journal of Tsinghua University: Science and Technology, 2007, 47(9): 1541-1548.
- [8] 李贵奇, 聂祚仁, 周和敏, 等. 钢铁生产的环境协调性评价 [J]. 中南工业大学学报, 2002, 33(2): 145-147.  
Li G Q, Nie Z R, Zhou H M, et al. Life cycle assessment for iron and steel process[J]. Journal of Central South University of Technology: Natural Science, 2002, 33(2): 145-147.
- [9] 蔡九菊, 杜涛, 陆钟武, 等. 钢铁生产流程环境负荷评价体系的研究方法 [J]. 钢铁, 2002, 37(8): 66-70.

- Cai J J, Du T, Lu Z W, et al. Methodology for evaluation system of environmental load in iron and steel manufacturing process[J]. *Iron and Steel*, 2002, 37(8): 66–70.
- [10] 杜涛, 蔡九菊, 陆钟武. 钢铁生产流程的物流对大气环境负荷的影响 [J]. *钢铁*, 2002, 37(6): 59–67.  
Du T, Cai J J, Lu Z W. Influence of material flow in steel production on atmosphere environmental load[J]. *Iron and Steel*, 2002, 37(6): 59–67.
- [11] 周和敏, 高怀, 李贵奇. 钢铁生产环境负荷的累积对比分析评价 [J]. *钢铁*, 2002, 37(2): 64–69.  
Zhou H M, Gao H, Li G Q. An accumulative comparative model for the life cycle assessment of iron and steel process[J]. *Iron and Steel*, 2002, 37(2): 64–69.
- [12] 戴铁军, 陆钟武. 钢铁企业生态效率分析 [J]. *东北大学学报: 自然科学版*, 2005, 26(12): 1168–1173.  
Dai T J, Lu Z W. Analysis of eco-efficiency of steel industry[J]. *Journal of Northeastern University: Natural Science*, 2005, 26(12): 1168–1173.
- [13] 郑忠, 何腊梅, 高小强, 等. 我国钢铁企业的节能与可持续性发展 [J]. *钢铁*, 2004, 39(4): 64–68.  
Zheng Z, He L M, Gao X Q, et al. Sustainable development and energy saving of steel enterprises in China[J]. *Iron and Steel*, 2004, 39(4): 64–68.
- [14] Charnes A, Cooper W W, Rhodes E. Measuring the efficiency of decision making units[J]. *European Journal of Operational Research*, 1978(6): 429–444.
- [15] Zofío J L, Prieto A M. Environmental efficiency and regulatory standards: The case of CO<sub>2</sub> emissions from OECD industries[J]. *Resource and Energy Economics*, 2001, 23(1): 63–83.
- [16] 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(2): 437–446.
- [17] Yu M M. Measuring physical efficiency of domestic airports in Taiwan with undesirable outputs and environmental factors[J]. *Journal of Air Transport Management*, 2004, 10(5): 295–303.
- [18] Hua Z S, Bian Y W, Liang L. Eco-efficiency analysis of paper mills along the Huai River: An extended DEA approach[J]. *Omega*, 2007, 35(5): 578–587.
- [19] Zhang B, Bi J, Fan Z Y, et al. Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach[J]. *Ecological Economics*, 2008, 68(1–2): 306–316.
- [20] Yang H L, Pollitt M. Incorporating both undesirable outputs and uncontrollable variables into DEA: The performance of Chinese coal-fired power plants[J]. *European Journal of Operational Research*, 2009, 197(3): 1095–1105.
- [21] Cooper W W, Seiford L M, Kaoru T. *Data Envelopment Analysis*[M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2000.
- [22] Portela M C A S, Thanassoulis E, Simpson G. Negative data in DEA: A directional distance approach applied to bank branches[J]. *Journal of the Operational Research Society*, 2004, 55(10): 1111–1121.
- [23] Emrouznejad A, Anouze A L, Thanassoulis E. A semi-oriented radial measure for measuring the efficiency of decision making units with negative data, using DEA[J]. *European Journal of Operational Research*, 2010, 200(1): 297–304.
- [24] Lovell C A K, Pastor J T, Turner J A. Measuring macroeconomic performance in the OECD: A comparison of European and non-European countries[J]. *European Journal of Operational Research*, 1995, 87(3): 507–518.
- [25] Seiford L M, Zhu J. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation[J]. *European Journal of Operational Research*, 2002, 142(1): 16–20.
- [26] Reinhard S, Lovell C A K, Thijssen G J. Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA[J]. *European Journal of Operational Research*, 2000, 121(2): 287–303.
- [27] Hailu A, Veeman T S. Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: An application to the Canadian pulp and paper industry[J]. *American Journal of Agricultural Economics*, 2001, 83(3): 605–616.
- [28] Fare R, Grosskopf S, Lovell C A K, et al. Multilateral productivity comparisons when some output are undesirable: A non-parametric approach[J]. *The Review of Economics and Statistics*, 1989, 71(1): 90–98.
- [29] Picazo-Tadeo A J, Reig-Martínez E, Hernández-Sancho F. Directional distance functions and environmental regulation[J]. *Resource and Energy Economics*, 2005, 27(2): 131–142.
- [30] Dyckhoff H, Allen K. Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis (DEA)[J]. *European Journal of Operational Research*, 2001, 132(2): 312–325.
- [31] 卞亦文. 基于 DEA 理论的环境效率评价方法研究 [D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2006.  
Bian Y W. Research on eco-efficiency evaluation based on DEA[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2006.
- [32] Ali A I, Seiford L M. Translation invariance in data envelopment analysis[J]. *Operations Research Letters*, 1990, 9(6): 403–405.
- [33] Pastor J T. Translation invariance in data envelopment analysis: A generalization[J]. *Annals of Operations Research*, 1996, 66(2): 91–102.
- [34] Andersen P, Petersen N C. A procedure for ranking efficient units in data envelopment analysis[J]. *Management Science*, 1993, 39(10): 1261–1264.
- [35] Seiford L M, Zhu J. Infeasibility of super-efficiency data envelopment analysis models[J]. *INFOR*, 1999, 37(2): 174–187.