

引用格式:张凯, 陆海曙, 陆玉梅. 三重属性约束的承载力视角下中国省际水资源利用效率测度[J]. 资源科学, 2021, 43(9): 1778-1793. [Zhang K, Lu H S, Lu Y M. Measurement of inter-provincial water resource use efficiency in China from the perspective of carrying capacity with triple attribute constraints[J]. Resources Science, 2021, 43(9): 1778-1793.] DOI: 10.18402/resci.2021.09.06

三重属性约束的承载力视角下中国省际水资源利用效率测度

张 凯, 陆海曙, 陆玉梅

(江苏理工学院商学院, 常州 213001)

摘 要:中国结构性缺水 and 资源型缺水“双缺”现象共存,亟需有效提高水资源利用效率。本文选取“资源禀赋-社会经济-生态环境”三重属性约束下的水资源承载力作为投入变量,构建无需强制性调整环境因素和统计噪音影响的RAM-SFA-RAM组合效率测度模型,基于中国31个省份2003—2017年面板数据进行实证研究。结果表明:①选取三重属性约束下的水资源承载力测度水资源利用效率更贴合研究区域的实际情况,中国水资源承载力在研究期内具有稳步增长态势,呈现东低西高、北低南高分布格局;②环境规制因素对投入变量过剩松弛和产出变量不足松弛具有不同程度的影响,R&D经费支出对劳动力投入过剩的松弛始终为负向影响,人口密度对投入和产出变量松弛的影响呈现窄幅正负波动,植被覆盖率对投入和产出变量松弛均为正向影响;③在剔除统计噪音和环境规制影响后,中国南方大部分省份的水资源利用效率值有所提升,北方大部分省份有所降低,表明统计噪音和环境规制因素对不同省份的影响具有差异性。因此,在制定政策时应当因地制宜、因省施策,同时需完善水资源管理监管制度,积极构建水权交易市场促使水资源市场化配置“流动”。

关键词:水资源利用效率;承载力;三重属性;幅度调整测度(RAM);随机前沿分析(SFA);环境因素

DOI: 10.18402/resci.2021.09.06

1 引言

水资源是经济发展、社会稳定、人类生存、生态系统循环所必需的基础性自然资源,水资源合理、有效开发利用是保障生态文明建设、实现绿色可持续发展的最根本手段。中国“十四五”规划明确指出,要全面提高资源利用效率,加强自然资源调查评价监测,推进资源总量管理、科学配置。2020年习近平总书记在多次考察黄河后,指出要大力推进黄河水资源集约节约利用,以节约用水扩大发展空间,由此引发了学界大量讨论^[1-4]。然而当前中国水资源的资源性缺水和结构性缺水“双缺”现象共存,资源性缺水体现在总量和人均短缺,结构性缺水体现在农业用水大量挤占其他部门用水。严峻的水资源现状迫使涉水部门(主体)需要在存量约束下

有效提高水资源利用效率。世界银行的研究报告显示,中国水资源生产力为3.6美元/m³,中等收入国家为4.8美元/m³,高收入国家为35.8美元/m³,表明中国水资源利用效率还有很大提升空间。因此,建立科学合理的水资源利用效率测度模型对中国水资源利用效率进行测度评价,能够为提高区域水资源利用效率提供重要参考,具有重大现实意义。

学界对水资源利用效率的定义众说纷纭,但对水资源利用效率的本质属性基本达成一致,即包括技术效率和配置效率。技术效率指固定水资源及其他生产要素使用量取得最大产出的能力,一般采用单位国内生产总值用水量、单位工业增加值用水量等量化指标表示;配置效率指在一定投入要素条件下,实现最优投入组合或者产出组合的能力。目

收稿日期:2020-08-10,修订日期:2021-03-15

基金项目:国家社会科学基金青年项目(19CJY018)。

作者简介:张凯,男,新疆乌鲁木齐人,博士,讲师,研究方向为水资源经济,水权交易。E-mail: zhangkai@jsut.edu.cn

2021年9月

前学界一般采用配置效率对水资源利用效率进行定义,如赵良仕等^[5]定义为使用单位水资源所带来的经济、社会或者生态等的效益,孙才志等^[6]定义为水资源等生产投入要素和带来的经济、社会、生态环境产出的比率。依照水资源利用效率的定义分类可将水资源利用效率的评估方法分为单要素水资源效率(对应技术效率)和全要素水资源效率(对应配置效率)。单要素水资源效率用水资源消耗系数间接表征,如比值法等^[7],但该方法忽略了水资源之外的其他投入要素。全要素水资源效率是在评估过程中考虑除水资源投入外其他要素(劳动力、资本等)的投入,比单要素水资源效率更贴合实际生产过程,逐渐成为水资源利用效率评价的主流方法^[8]。全要素水资源效率的评价方法主要有两种,数据包络分析(DEA)和随机前沿分析(SFA)。DEA方法是将有效的生产投入连接起来,用分段超平面的组合(生产前沿面)来包络全部观测点,该方法是目前水资源效率最常用的评价方法,有学者采用DEA模型对中国省际或区域的水资源效率进行测度分析^[9,10],还有学者单独对农业用水效率^[11]和工业用水效率^[12-14]进行分析;一些学者基于传统DEA模型加入非期望影响和松弛型影响因素,应用非径向、非角度的SBM-DEA模型^[15]对中国区域水资源效率进行测度分析,如秦腾等^[16],赵良仕等^[17],孙才志等^[18];针对传统DEA模型无法处理面板数据的弊端,部分学者将DEA模型与Malmquist指数分析法结合,构建DEA-Malmquist模型对中国省际及区域水资源利用效率进行测度^[19-22];部分学者在DEA模型基础上进行拓展,构建新的评价模型对水资源效率进行测度,如孙才志等^[23](DEA+ESDA),李志敏等^[24](DEA+主成分分析法),张国基等^[25](DEA+混合网络结构),任俊霖等^[26](超效率DEA+Malmquist+Tobit),邓光耀等^[27](网络SBM-DEA+GML指数)。SFA模型是在确定性生产函数的基础上提出的具有复合扰动项的随机边界模型,复合扰动项包含系统非效率的随机误差项和技术非效率的随机误差项,部分学者采用SFA方法测度农业或工业部门的水资源效率^[28-31]。

以上关于水资源利用效率的测度研究形成了

良好的研究基础,但也存在些许不足。第一,除文献^[32]外大部分研究仅将区域水资源用水总量作为投入要素,在水资源效率测度阶段仅强调水资源的资源属性,忽略了水资源的社会属性和生态属性。然而同样的水资源在不同区域创造的价值(社会价值、经济价值、生态保护价值)具有异质型,在缺水区域和丰水区域的水资源可用量和水资源总量的基数不同、比例不同,投入生产所带来的经济、社会、生态效应也具有明显的地域特征和差异性。在分析水资源利用效率时,若仅以水资源使用量作为投入指标不免片面,应当根据不同区域的资源禀赋、经济水平、产业结构、生态环境等因素综合考量,因地制宜、对症下药,探求水资源利用效率的提升路径。因此,本文在选取投入要素阶段将考虑水资源的资源属性、社会经济属性和生态属性,将三重属性约束下的水资源承载力作为评价水资源利用效率的投入指标,替代传统的水资源使用总量进行效率测算。第二,无论DEA、SFA或衍生模型在效率测度时都存在自身缺陷,且无法满足数据的平移不变性。DEA模型属于非参数方法,无法统计检验数作为样本拟合度和统计性质的参考,且在计算检验过程中需要对样本值进行筛选,影响观测结果稳定性,同时DEA方法的基本假设是参评生产单元的运作环境相同,内生性的技术应用和管理效率差异对效率的影响无法测算;SFA模型只能测算多投入单产出的资源利用效率,固定的参数模型也无法满足实际情况的多变性;无论DEA、SBM-DEA、DEA-Malmquist或SFA模型,都无法满足数据的平移不变性要求,即在对投入产出的生产单元强制性正向调整后,修正的前沿面结构和原前沿面相对位置将产生偏移,致使效率估计产生偏差。因此,本文选取RAM-SFA-RAM模型^[33]进行效率评估,构建无需强制性调整环境因素和统计噪音影响的三阶段组合效率测度模型,将幅度调整测度(RAM)和随机前沿分析(SFA)结合,借助RAM模型的平移不变性摆脱强制性正向调整的依赖,避免由此带来的效率估计偏误。

基于上述思路,本文认为在判断水资源利用效率时,不应仅以水资源的经济效率作为唯一依据,

而应综合考虑水资源的可持续利用、社会经济支撑和生态环境涵养等方面因素,使水资源的“资源-社会-环境”三重属性在效率评价时得以体现,因此考虑使用水资源承载力作为投入要素进行水资源效率评价。水资源承载力指以生态、环境健康发展和社会经济可持续发展协调为前提的区域水资源系统能够支撑社会经济可持续发展的合理规模^[34]。水资源承载力强调在面对“社会-经济-环境”复合系统时水资源能够提供的支撑能力,也可以理解为度量区域社会经济环境发展受水资源制约的阈值,近年来学者从不同视角对水资源承载力的内涵^[35,36]及应用^[37,38]进行了研究,形成良好研究基础。将水资源承载力作为投入要素进行效率测度具有独特优势:第一,水资源承载力更贴合区域用水实际情形。中国水资源分布具有明显的时空不均特征,不同区域的水资源效率测算应当符合该区域的用水实际,水资源承载力将不同区域的资源禀赋、社会经济、生态环境等方面的影响综合考虑,在效率测度前端进行社会经济和生态环境的约束,使效率测算更为科学合理,结果更贴合区域用水实际。第二,水资源承载力与水资源利用效率定义契合度高。水资源承载力是一个具有资源禀赋-社会经济-生态环境三重属性的概念,既可以反映水资源系统满足社会经济系统和生态环境系统的支撑能力,也可以反映社会经济系统和生态环境系统对水资源系统的开发程度和影响程度,这与水资源利用效率定义高度契合。基于此,本文在赵良仕对水资源利用效率定义的基础上^[3],尝试从承载力视角对水资源利用效率进行界定:在一定的技术水平下,以生态、环境良性循环和社会经济可持续发展为前提,使用单位水资源带来的经济、社会和生态等方面的效益。

鉴于此,本文采用“资源禀赋-社会经济-生态环境”三重属性约束下的水资源承载力作为效率测度中的投入变量,构建无需强制性调整环境因素和统计噪音影响的三阶段组合效率测度模型RAM-SFA-RAM模型,将影响区域水资源利用效率的环境要素纳入模型考虑范畴,对中国31个省份2003—2017年的水资源利用效率进行测度,以期更加客观科学地辨识不同区域水资源利用效率的时序演变特征,为制定区域水资源利用效率提升对策提供基

本依据。

2 研究方法、变量选取与数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 三重属性约束下区域水资源承载力测算模型

本文基于水资源的资源禀赋-社会经济-生态环境三重属性约束,将水资源承载力纳入三重属性的复合系统中综合考量。水资源承载力评价指标体系由三重属性所延伸出的水资源系统、社会经济系统和生态环境系统的目标作为系统层指标,依照全面、协调、可持续、独立的指标选取原则,兼顾最严格水资源管理“三条红线”的指标,参考《全国水资源承载能力监测预警技术大纲》《全国人民生活小康水平的基本标准》《生态县、生态市、生态省建设指标》《节水型社会建设评价指标体系》《城市居民生活用水标准》(GB/T50331-2016)等文件,选取指标层指标并确定分级标准。应用单指标承载度及G1法^[39]构建了水资源承载力综合评价模型。将单指标承载度划分为Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级,其中Ⅰ级表示水资源承载力高级别,水资源承载压力小,开发利用潜力大,Ⅱ级表示水资源承载中级别,水资源处于相对平衡状态,Ⅲ级表示水资源承载力低级别,水资源承载压力较大,水资源开发利用已到临界值(表1)。

单指标承载度测算模型旨在对指标进行无量纲化处理,使计算结果均落于[0,1]区间内,单指标承载度最优值为1,及格值为0.6,最差值为0,单指标承载度越接近1表明承载能力越强,越接近0表明承载能力越弱。无论单指标承载度是正向变化还是逆向变化,其承载度指标需介于最优值和最差值之间,根据此项规定对在[0,1]区间外的计算结果进行调整,即处于 $(-\infty, 0)$ 区间的结果改为0,处于 $(1, +\infty)$ 区间的结果改为1。

$$E = \frac{\sum_{i=1}^m (w_i \times E_i)^2}{\sum_{i=1}^m 1} \quad (1)$$

$$E_i = a + b \ln x \quad (2)$$

式中: E 是水资源承载力; m 是评价指标个数; w_i 是第 i 个指标的权重; E_i 是第 i 个指标的单指标承载度; x 是指标原值; a 和 b 是待估参数(通过对单指标承载度等级划分中Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级所对应的最优值、及格值和最差值进行计算可得出)。

表1 中国区域水资源承载力评估指标与等级划分

Table 1 Evaluation indicators of regional water resources carrying capacity in China and their classification

系统层	指标层	单位	权重	类型	I 级	II 级	III 级
资源禀赋	水资源利用率	%	0.18	负向	< 10	10~40	> 40
	单位面积水资源量	万 m ³ /km ²	0.13	正向	> 45	5~45	< 5
	人均水资源量	m ³	0.11	正向	> 1700	500~1700	< 500
社会经济	人口密度	人/km ²	0.11	负向	< 25	25~300	> 300
	人均GDP	万元	0.11	正向	> 3000	1000~3000	< 1000
	人均生活用水量	L/(人·天)	0.08	正向	> 130	70~130	< 70
	城市化率	%	0.07	负向	< 40	40~70	> 70
	万元工业 GDP 耗水量	m ³	0.09	负向	< 20	20~100	> 100
	单位面积耕地灌溉用水量	m ³ /hm ²	0.05	负向	< 2500	2500~8500	> 8500
生态环境	植被覆盖率	%	0.04	正向	> 60	15~60	< 15
	生态环境用水率	%	0.03	正向	> 5	2~5	< 2

2.1.2 幅度随机前沿 RAM-SFA-RAM 效率测度模型

为避免在处理非正值时产生的最值强制性调整带来的效率评价偏差,本节在 Fried^[40,41]提出的效率测度模型基础上构建 RAM 和 SFA 联合的三阶段组合效率测度模型 RAM-SFA-RAM。

第一阶段,基于幅度调整的效率初步测算。引用 Cooper^[42]构建的 RAM 模型进行效率初测,该模型能够不改变投入产出调整后的修正前沿面结构和被评价单位到前沿面的相对位置,避免对非正值的强制性正向调整所引致的偏误。RAM 模型中松弛变量的权重是观测指标值组合幅度的倒数,从而保证松弛变量权系数的稳定性,使得效率测量不但具有平移不变性,还满足单位不变性。

$$\eta = 1 - \max \frac{\sum_{\alpha=1}^m \frac{\delta_{\alpha}^{-}}{R_{\alpha}^{-}} + \sum_{\beta=1}^n \frac{\delta_{\beta}^{+}}{R_{\beta}^{+}}}{m+n} \quad (3)$$

$$\text{s.t. } x_{\alpha} = \sum_{j=1}^t \lambda_j x_{\alpha j} + \delta_{\alpha}^{-}$$

$$y_{\beta} = \sum_{j=1}^t \lambda_j y_{\beta j} - \delta_{\beta}^{+}$$

$$\sum_{j=1}^t \lambda_j = 1$$

$$\lambda_j, \delta_{\alpha}^{-}, \delta_{\beta}^{+} \geq 0$$

其中,

$$R_{\alpha}^{-} = \max_{j=1,2,\dots,n} (x_{\alpha j}) - \min_{j=1,2,\dots,n} (x_{\alpha j})$$

$$R_{\beta}^{+} = \max_{j=1,2,\dots,n} (y_{\beta j}) - \min_{j=1,2,\dots,n} (y_{\beta j})$$

式中: η 表示初步测算的效率值; $\delta_{\alpha}^{-} (\alpha=1, 2, \dots, m)$

是被评价生产单元的第 α 项投入上的过剩; $\delta_{\beta}^{+} (\beta=1, 2, \dots, n)$ 是被评价生产单位第 β 项产出的不足; R_{α}^{-} 和 R_{β}^{+} 分别表示投入指标过剩和产出指标不足的幅度; $x_{\alpha} (\alpha=1, 2, \dots, m)$ 表示通过松弛变量调整后的第 α 项投入; $x_{\alpha j}$ 表示第 j 个生产单元的第 α 项投入; $y_{\beta} (\beta=1, 2, \dots, n)$ 表示通过松弛变量调整后的第 β 项产出; $y_{\beta j}$ 表示第 j 个生产单元的第 β 项产出; λ 表示权重值。当且仅当 $\delta_{\alpha}^{-} = \delta_{\beta}^{+} = 0$ 时, DUM(决策单元)完全(100%)有效。

第二阶段,投入产出要素调整。调整后的要素需要将统计噪音所引起的差异性剔除,仅留下技术管理无效所造成的效率损失,即通过调整使得所有 DUM 在统一生产技术水平下比较纯管理效率。用 $v_{\alpha j}$ 和 $u_{\alpha j} (j=1, 2, \dots, t)$ 表示第 j 个生产单元在第 α 个投入松弛的统计噪音和管理无效; $v_{\beta j}$ 和 $u_{\beta j} (j=1, 2, \dots, t)$ 表示第 j 个生产单元在第 β 个投入松弛的统计噪音和管理无效; $R_{\alpha j}^{-*}$ 和 $R_{\beta j}^{+*} (j=1, 2, \dots, t)$ 表示通过式(3)计算的第 j 个生产单元的第 α 个投入和第 β 个投入的松弛值。基于 Cobb-Douglass 生产函数,构建松弛成本型随机边界分析(SFA)模型:

$$\ln R_{\alpha j}^{-*} = f^{-}(\mathbf{Z}_{\alpha}; \delta_{\alpha}) + v_{\alpha j} - u_{\alpha j} \quad (4)$$

$$\ln R_{\beta j}^{+*} = f^{+}(\mathbf{Z}_{\beta}; \delta_{\beta}) + v_{\beta j} - u_{\beta j} \quad (5)$$

式中: $f^{-}(\mathbf{Z}_{\alpha}; \delta_{\alpha}) = \delta_0 + \delta_{\alpha} \ln \mathbf{Z}_{\alpha}$, 其中 δ_0 为常数项, \mathbf{Z}_{α} 表示投入向量; $f^{+}(\mathbf{Z}_{\beta}; \delta_{\beta}) = \delta_0 + \delta_{\beta} \ln \mathbf{Z}_{\beta}$, 其中 δ_0

为常数项, \mathbf{Z}_β 表示产出向量。若考虑统计噪音 v_{aj} 和 $v_{\beta j}$ 的影响, $f^-(\mathbf{Z}_\alpha; \delta_\alpha) + v_{aj}$ 和 $f^+(\mathbf{Z}_\beta; \delta_\beta) + v_{\beta j}$ 表示随机边界前沿, 若不考虑统计噪音 v_{aj} 和 $v_{\beta j}$ 的影响, $f^-(\mathbf{Z}_\alpha; \delta_\alpha)$ 和 $f^+(\mathbf{Z}_\beta; \delta_\beta)$ 表示确定性随机边界前沿。由于随机边界前沿模型的误差项由 v_j 和 u_j 两部分构成, 随机生产边界模型也被称为“组合误差模型”, 其中组合误差项可表示为 $\varepsilon_j = v_j - u_j$, 统计噪音误差项 v_j 满足独立同分布和对称性假设, 并且独立于管理无效项 u_j 的分布, 因此组合误差项 ε_j 是非对称分布的。根据 Jondrow 等^[43]提出的 JLMS 法进一步估算统计噪音和管理无效项的具体值, JLMS 法是已知 ε_j 时 u_j 的条件分布 $f(u_j|\varepsilon_j)$ 来估算样本的技术效率值, 假设 $v_j \sim N(0, \sigma_v^2)$, $u_j \sim N^+(0, \sigma_u^2)$, v_j 和 u_j 相互独立且都和自变量无关。依据点估计法可获得 v_j 和 u_j 的条件估计值 \widehat{v}_{aj} 和 $\widehat{v}_{\beta j}$, 如下所示。

$$\widehat{v}_{aj} = E[v_{aj} | v_{aj} - u_{aj}] = \ln R_{aj}^{*-} - f^-(\mathbf{Z}_\alpha; \delta_\alpha) - E[u_{aj} | v_{aj} - u_{aj}] \quad (6)$$

$$\widehat{v}_{\beta j} = E[v_{\beta j} | v_{\beta j} - u_{\beta j}] = \ln R_{\beta j}^{*+} - f^+(\mathbf{Z}_\beta; \delta_\beta) - E[u_{\beta j} | v_{\beta j} - u_{\beta j}] \quad (7)$$

$f(u_j | v_j - u_j)$ 服从 $N^+(\mu_*, \sigma_*^2)$ 分布, 可利用该分布的均值计算 u_j 的点估计值, 由于极大似然估计值拥有更好的解释性, 本文采取极大似然估计值作为 u_j 的点估计值。 $f(u_j | v_j - u_j)$ 的条件分布和点估计值计算过程如下:

$$f(u_j | v_j - u_j) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_*} \times \frac{1}{1 - \Phi\left(-\frac{\mu_{*j}}{\sigma_*}\right)} \exp\left(-\frac{(u - \mu_{*j})^2}{2\sigma_*^2}\right) \quad (8)$$

$$E[u_j | v_j - u_j] = \mu_{*j} + \sigma_* \frac{\phi\left(-\frac{\mu_{*j}}{\sigma_*}\right)}{1 - \Phi\left(-\frac{\mu_{*j}}{\sigma_*}\right)} \quad (9)$$

$$M[u_j | v_j - u_j] = \begin{cases} -\frac{(v_j - u_j)\sigma_u^2}{\sigma^2}, & v_j - u_j \leq 0 \\ 0, & v_j - u_j > 0 \end{cases} \quad (10)$$

式中: $\Phi(\cdot)$ 和 $\phi(\cdot)$ 分别表示标准正态分布的累计分

布函数和密度函数; $M[u_j | v_j - u_j]$ 表示 u_j 的极大似然估计值; $\sigma_* = \frac{\sigma_v \sigma_u}{\sigma}$, $\mu_{*j} = -\frac{(v_j - u_j)\sigma_u^2}{\sigma^2}$ 。

调整后的投入和产出分别表示为:

$$\begin{aligned} x'_{aj} &= x_{aj} - \exp[f^-(\mathbf{Z}_\alpha; \delta_\alpha) + \widehat{v}_{aj}] \\ &= x_{aj} - \exp\{\ln R_{aj}^{*-} - E[u_{aj} | v_{aj} - u_{aj}]\} \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} y'_{\beta j} &= y_{\beta j} - \exp[f^+(\mathbf{Z}_\beta; \delta_\beta) + \widehat{v}_{\beta j}] \\ &= y_{\beta j} + \exp\{\ln R_{\beta j}^{*+} - E[u_{\beta j} | v_{\beta j} - u_{\beta j}]\} \end{aligned} \quad (12)$$

调整后的投入要素是减去环境因素和统计噪音作用下的投入过剩, 调整后的产出要素是加上环境因素和统计噪音作用下的产出不足, 通过调整公式能够统一参与单元的环境因素和统计噪音的差异性影响, 对于投入变量和产出变量, 不再借助极值进行强制性的正向调整, 同时从客观上遵守了估计模型的非线性关系, 使效率的估计更为精准, 降低效率估计的偏误。

第三阶段, 重新计算效率。将第二阶段调整后的投入和产出代入第一阶段进行计算, 获取调整后的效率计算值。

2.2 变量选取

本文将劳动力、资本和水资源纳入统一的投入要素体系中进行分析, 劳动力投入采用全社会从业人员 L (万人) 表示, 资本投入采用固定资产投资总额 K (亿元) 表示, 水资源投入采用水资源承载力评估结果 W 表示。产出指标分为期望指标和非期望指标, 期望产出指标采用区域生产总值 GRP (亿元) 表示, 非期望产出指标采用工业废水排放总量 IWD (万 t) 和生活废水排放总量 DWD (万 t) 表示。由于区域的水资源利用通常受到当地水资源总量、社会、经济、文化等多重外部环境因素所影响, 其利用效率也会受到间接影响, 为了排除外部环境的影响因素, 同时考虑到数据的可得性和实际情况, 本文将所有区域的水资源利用效率统一到可比较的水平, 也就是使环境因素的差异性影响统一化。选取 R&D 经费支出 RD (亿元)、人口密度 PD (人/km²) 和植被覆盖率 VC (%) 作为水资源利用效率的环境变量, 从水资源禀赋、社会经济和生态等方面对利用效率的环境变量进行规制。

2.3 数据来源与处理

根据面板数据的可获得性,本文的研究范围是中国31个省(区、市)(因数据缺失,不包括港澳台地区),定义样本区间为2003年—2017年。数据来源为历年《中国统计年鉴》《中国水利统计年鉴》《中国环境统计年鉴》《中国环境年鉴》《中国城市统计年鉴》《中国林业统计年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国人口和就业统计年鉴》《中国劳动统计年鉴》、CEIE数据库及各省区水资源公报、统计年鉴。

在区域承载力的面板数据中,人均生活用水量在2002年及之前各省统计年鉴中城镇和农村分别统计,2003—2017年采用生活用水量与人口的比值进行计算;城市化率数据选自《中国统计年鉴》,缺少2010年数据,采用插值法补齐;生态用水仅包括部分河湖、湿地人工补水和城市环境用水,并从2012年起生活用水量中的牲畜用水量调整至农业用水量中,2002年前生态用水量缺失,无法计算生态环境用水量占比;森林覆盖率在2000—2002年四川省的数据中包含重庆市;2016、2017年西藏工业废水排放量和生活废水排放量数据缺失,用插值法补齐,插值法采用牛顿前向等距节点插值法。

3 结果与分析

3.1 中国省际水资源承载力测算与分析

中国省际水资源承载力测算结果如表2所示,由于篇幅有限,仅列出2003—2017年的单数年测算结果。

(1)全国层面。中国水资源综合承载力呈现缓慢增长趋势,由0.563(2003年)上升至0.685(2017年),增长幅度为21.670%,年平均增幅1.445%。在2010年中国综合水资源承载力有显著提升,从0.629提升至0.668,增长幅度6.200%(由于表2中为单数年,故2010年没有显示)。

中国水资源综合承载力整体呈现东低西高、北低南高的空间分布格局。在研究期内,东部地区水资源综合承载力的年平均值为0.600,中部地区为0.637,西部地区为0.669,整体呈现东低西高的梯度分布格局。东部地区是中国人口规模最大、经济总量最高的区域,包含京津冀、长三角、粤港澳大湾区三大城市群,但由于人口密度大,工业产业集聚现

象明显,水资源承压较大,特别是华北平原地区,地下水已严重超采,因此水资源综合承载力较低;中部地区是中国重要的粮食主产区,农业用水占比较大,同时中部地区的省份处于黄河中游和长江中游流域,水资源较为丰富,水资源综合承载力为中等;西部地区地广人稀,其中西南地区河网密布,水资源充裕,西北地区水资源较为紧缺,但区域人口较少,经济发展对水资源的需求压力不大,因此西部地区的水资源综合承载力较高。北方地区水资源综合承载力的年平均值为0.561,南方地区为0.707,整体呈现北低南高的分布格局,南方地区无论从人口规模、社会经济发展水平,还是生态环境、水资源量等方面都优于北方地区,因此南方地区的水资源综合承载力较高在情理之中。

(2)省际层面。大部分省份在2003—2017年水资源综合承载力呈缓慢上升趋势,也有个别省份呈现震荡走平甚至略微下降。其中宁夏增幅最大,由0.271上升至0.420,增幅达到54.748%,但由于初始值较低,增长的绝对值并不大,实际上宁夏的水资源承载力在观测期内始终是全国最低的省份,其年平均值仅为全国年平均值的0.565,原因在于宁夏的水资源总量较少,年平均水资源总量仅为10亿 m^3 ;江苏的增幅最低,为0,在2003—2017年始终稳定在0.526左右,偶尔有上下波动,江苏地处丰水区,同时水利设施较为完善,在2003年就已保持较高的水资源综合承载力。

按照中国各省(区、市)的年平均水资源承载力从低到高排序,以0.600为分界线,可将中国各省分为两类。第一类地区包括北京、天津、河北、山西、辽宁、上海、江苏、山东、河南、甘肃、宁夏,此类地区水资源综合承载力较低,2003—2017各省的年平均值均低于0.600,大部分是人口较为密集或水资源较为匮乏的省份,庞大的人口基数、日益增长的用水需求以及水资源的相对匮乏使这些省份的水资源承载力始终保持较低水平。值得注意的是在第一类地区中既包含京津冀、长三角城市群的发达省份,也包含甘肃、宁夏等西部地区的欠发达省份,由此可见水资源承载力与经济发展程度不完全相关。第二类地区包括内蒙古、吉林、黑龙江、浙江、安徽、福建、江西、湖北、湖南、广东、广西、海南、重

表2 2003—2017年资源-社会-生态三重属性约束下中国省际水资源承载力测算结果

Table 2 Calculation results of China's provincial water resources carrying capacity under the constraints of resource-societal-ecological attributes, 2003-2017

省份	2003年	2005年	2007年	2009年	2011年	2013年	2015年	2017年
北京	0.437	0.501	0.518	0.517	0.536	0.529	0.534	0.540
天津	0.397	0.428	0.458	0.487	0.488	0.466	0.442	0.453
河北	0.381	0.405	0.425	0.461	0.506	0.518	0.492	0.501
山西	0.407	0.404	0.459	0.474	0.542	0.545	0.502	0.546
内蒙古	0.549	0.599	0.605	0.663	0.686	0.768	0.687	0.626
辽宁	0.494	0.577	0.566	0.563	0.630	0.672	0.587	0.590
吉林	0.541	0.642	0.611	0.625	0.668	0.747	0.668	0.706
黑龙江	0.613	0.601	0.550	0.669	0.646	0.756	0.674	0.660
上海	0.391	0.419	0.435	0.452	0.427	0.440	0.512	0.455
江苏	0.532	0.496	0.538	0.532	0.562	0.499	0.584	0.532
浙江	0.645	0.736	0.745	0.774	0.739	0.773	0.838	0.777
安徽	0.581	0.542	0.567	0.595	0.619	0.629	0.700	0.688
福建	0.674	0.757	0.745	0.725	0.743	0.809	0.832	0.800
江西	0.671	0.693	0.681	0.723	0.741	0.792	0.843	0.831
山东	0.501	0.526	0.548	0.546	0.578	0.549	0.498	0.525
河南	0.510	0.509	0.513	0.512	0.549	0.509	0.548	0.594
湖北	0.613	0.590	0.634	0.637	0.660	0.697	0.736	0.769
湖南	0.655	0.677	0.692	0.724	0.724	0.778	0.808	0.809
广东	0.660	0.696	0.706	0.726	0.721	0.787	0.766	0.756
广西	0.701	0.697	0.701	0.739	0.770	0.833	0.853	0.859
海南	0.651	0.724	0.735	0.812	0.851	0.872	0.767	0.858
重庆	0.657	0.651	0.720	0.699	0.757	0.751	0.757	0.814
四川	0.659	0.691	0.713	0.747	0.786	0.820	0.816	0.839
贵州	0.627	0.639	0.673	0.679	0.671	0.744	0.812	0.826
云南	0.697	0.707	0.744	0.763	0.787	0.808	0.816	0.835
西藏	0.724	0.706	0.716	0.734	0.755	0.732	0.805	0.840
陕西	0.583	0.601	0.610	0.659	0.753	0.679	0.672	0.714
甘肃	0.425	0.460	0.474	0.499	0.552	0.565	0.503	0.557
青海	0.637	0.678	0.707	0.769	0.798	0.777	0.785	0.804
宁夏	0.271	0.290	0.330	0.360	0.395	0.397	0.403	0.420
新疆	0.576	0.592	0.612	0.633	0.672	0.672	0.676	0.696

庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、青海、新疆,此类地区的水资源承载力较高,年平均值都高于0.600,其中吉林、黑龙江、浙江、安徽、福建、江西、湖北、湖南、广东、广西、海南、重庆、四川、贵州、云南、西藏的水资源较丰富,水系较为发达,水资源系统能够支撑较高的人口经济规模,因而水资源承载力也较高;内蒙古、新疆虽然地处干旱区或半干旱区,但人口密度较低,水资源承载力也较高,社会经济发展具有较大后发优势。

3.2 中国省际水资源利用效率测算与分析

3.2.1 中国省际水资源利用效率初测

第一步,基于RAM模型应用MAXDEA软件对各省份的水资源利用效率进行测算,得到投入和产出变量的松弛集合,并初次测算出各省份的水资源利用效率。结果表明,在未剔除环境变量和统计噪音的情形下,中国水资源利用效率在2003—2017年间并未始终保持增长,长江中上游流域各省、东北地区的水资源利用效率较其他省份始终不高,甚至

2021年9月

随着时间推移有下降趋势;京津冀地区、华东地区,内蒙古、甘肃、西藏等省份水资源利用效率较高,但在2015年后也出现下降趋势。由于RAM模型测算出的水资源利用效率无法排除环境因素和统计噪音的影响,所得结果对现实情况的解释能力有限,需要对投入变量和产出变量进行环境因素和统计噪音的调节,使各参评单元处于相同的环境下进行分析。

3.2.2 投入产出要素调整

第二步,通过Frontier4.1软件对投入变量和产出变量的松弛部分进行调整,该软件使用OLS方法对模型进行效率估计,若存在无效率状况则会根据OLS相关参数利用格点搜索法进行迭代,采用极大似然估计得到最终估计值。由表3可知,除了GRP产出变量和2009、2017年的 W 投入变量外,其他变量的总方差都显著且不为0,这说明环境因素和统计噪音不能够被忽略,因此应当分析环境因素和统计噪音对松弛变量的影响。

由于篇幅有限,本文选择 $t=2005$ 年、2009年、

2013年、2017年间隔4年连续4个观测点对中国省际水资源利用效率进行比较,投入变量、产出变量和环境变量的统计性描述如表3所示。在观测期内,人力资本投入逐年稳步增长,年平均增长幅度为1.372%;固定资产投资和生产总值增长幅度较大,年平均增长幅度分为52.521%、27.101%;工业废水降幅稳定,年平均降低幅度为3.561%,这与加强生态文明建设,增强环保意识,增加环保设备息息相关;生活废水增幅较为稳定,年平均增幅为8.264%;R&D经费支出逐年稳定增加且幅度较大,年均增长幅度为22.004%;人口密度和植被覆盖率增幅稳定且较小,年平均增长幅度分别为1.499%和1.974%。

(1)R&D经费支出调整。R&D经费支出是科技层面的环境变量之一,根据表4可知,R&D经费支出在2005—2017年对全社会劳动力投入松弛过剩呈负向影响,且绝对值逐年减少,说明随着研发经费的提高,能够代替人工的智能设备在不断增加,劳动力投入过剩现象得到有效抑制,但抑制能力在逐年降低;R&D经费支出对固定资产投资过剩

表3 2005—2017年省际水资源利用效率投入-产出-环境变量描述性统计

Table 3 Descriptive statistics of input-output-environmental variables of inter-provincial water resource use efficiency, 2005-2017

变量		最大值	最小值	平均值	标准差	变量		最大值	最小值	平均值	标准差	
2005年						2009年						
投入	L	5840.7	143.6	2305.9	1618.6	投入	L	6294.2	169.1	2452.7	1717.3	
	K	9307.3	181.4	2809.5	2219.6		投入	K	19034.5	378.3	7058.7	4796.0
	W	0.8	0.3	0.6	0.1			投入	W	0.8	0.4	0.6
产出	GRP	22557.4	248.8	6426.7	5375.7	产出			GRP	39482.6	441.4	11784.0
	IWD	296318.0	991.0	78423.2	70358.5		产出		IWD	256160.0	942.0	75608.3
	DWD	406835.0	3564.0	90773.2	76997.5			产出	DWD	498585.0	2514.0	114420.1
环境	RD	633.8	1.9	156.0	166.1	环境			RD	702.0	1.4	187.2
	PD	2304.9	2.3	356.7	430.7		环境		PD	2695.1	2.5	386.7
	VC	63.0	2.9	26.2	16.9			环境	VC	63.1	4.0	30.0
2013年						2017年						
投入	L	6580.4	205.5	2624.7	1783.3	投入	L		6767.0	265.4	2685.6	1797.3
	K	36789.1	876.0	14214.2	8995.4		投入	K	55202.7	1975.6	20516.7	14417.5
	W	0.9	0.4	0.7	0.1			投入	W	0.9	0.4	0.7
产出	GRP	62474.8	815.7	20462.8	15454.3	产出			GRP	89705.2	1310.9	27327.1
	IWD	220559.0	400.0	67690.3	55660.0		产出		IWD	165213.0	578.0	44911.2
	DWD	691295.0	4604.0	156485.7	132507.2			产出	DWD	748020.0	6598.0	180786.0
环境	RD	1487.5	2.3	382.2	416.5	环境			RD	2343.6	2.9	567.9
	PD	2945.1	2.6	411.3	558.2		环境		PD	2948.8	2.8	420.9
	VC	65.9	4.2	32.4	17.8			环境	VC	66.0	4.2	32.4

表4 省际水资源利用效率投入产出松弛SFA结果

Table 4 Results of input-output relaxation of inter-provincial water resource use efficiency using stochastic frontier analysis (SFA) model

环境变量	投入松弛			产出松弛		
	<i>L</i> 过剩	<i>K</i> 过剩	<i>W</i> 过剩	<i>GRP</i> 不足	<i>IWD</i> 不足	<i>DWD</i> 不足
2005年						
常数	-576.879*** (1.128)	-179.498*** (1)	0.079 (0.226)	0 (1)	-3.1×10 ⁵ * (1.001)	-1.1×10 ⁴ *** (1)
<i>RD</i>	-0.417*** (0.022)	0.182 (0.527)	-2.7×10 ⁻⁴ * (1.6×10 ⁻⁴)	0 (1)	-32.228*** (4.684)	-7.595*** (2.865)
<i>PD</i>	0.304*** (0.009)	-0.034 (0.204)	-1.5×10 ⁻⁶ (6.1×10 ⁻⁵)	0 (1)	5.825* (2.985)	5.917 (5.256)
<i>VC</i>	10.355*** (0.086)	2.468*** (0.922)	0.003*** (0.001)	0 (1)	610.927*** (14.652)	122.887*** (1.033)
σ^2	3.4×10 ⁶ *** (1)	1.5×10 ⁵ *** (1)	0.013*** (0.003)	1.0×10 ⁻⁸ (1)	2.0×10 ⁹ *** (1)	4.0×10 ⁸ *** (1)
γ	1*** (1.5×10 ⁻⁴)	1*** (5.8×10 ⁻⁵)	2.9×10 ⁻⁵ (0.029)	0.1 (1)	1 (9.1×10 ⁻⁷)	1 (0.005)
对数似然函数	-254.132	-204.326	23.674	257.033	-356.384	-326.814
2009年						
常数	-523.997*** (1)	-829.775*** (1)	0.056 (1)	0 (1)	-3.1×10 ⁵ *** (1.013)	-1.1×10 ⁵ * (1.001)
<i>RD</i>	-0.598*** (0.197)	-0.648*** (0.033)	-2.9×10 ⁻⁴ (0.075)	0 (1)	-16.018* (9.884)	1.209 (6.433)
<i>PD</i>	0.134 (0.103)	0.322 (0.872)	-2.9×10 ⁻⁶ (0.001)	0 (1)	5.233 (6.357)	0.693 (2.756)
<i>VC</i>	12.105*** (0.891)	15.902*** (4.143)	0.004 (0.997)	0 (1)	583.532*** (45.629)	148.804*** (1.961)
σ^2	2.9×10 ⁶ *** (1)	8.1×10 ⁶ *** (1)	0.007 (1)	1.0×10 ⁻⁸ (1)	1.8×10 ⁹ *** (1)	1.5×10 ⁸ *** (1)
γ	1*** (8.9×10 ⁻⁵)	1*** (6.0×10 ⁻⁶)	0.050 (1)	0.1 (1)	1*** (5.1×10 ⁻⁶)	1*** (1×10 ⁻⁶)
对数似然函数	-253.205	-267.227	32.515	257.033	-356.943	-311.981
2013年						
常数	-514.662*** (1)	-1311.711*** (0.471)	0.074 (0.203)	0 (1)	-2×10 ⁵ *** (2474.16)	-1.2×10 ⁵ *** (1)
<i>RD</i>	-0.108 (0.13)	-0.111 (0.572)	-1.6×10 ⁻⁴ *** (4.3×10 ⁻⁵)	0 (1)	-3.829 (5.509)	-1.706 (1.292)
<i>PD</i>	0.02 (0.120)	-0.936 (2.316)	-1.7×10 ⁻⁵ (3.2×10 ⁻⁵)	0 (1)	2.388 (4.61)	4.006*** (1.041)
<i>VC</i>	12.316*** (0.507)	39.484*** (11.383)	0.005*** (0.001)	0 (1)	480.952*** (59.255)	141.958*** (1.001)
σ^2	2.8×10 ⁶ *** (1)	3.8×10 ⁷ *** (1)	0.007*** (0.002)	1.0×10 ⁻⁸ (1)	6.3×10 ⁸ *** (1.001)	4.7×10 ⁸ *** (1)
γ	1*** (1.4×10 ⁻⁶)	1*** (1.5×10 ⁻⁷)	7.2×10 ⁻⁵ *** (0.054)	0.1 (1)	0.949*** (0.050)	1*** (1.8×10 ⁻⁴)
对数似然函数	-252.629	-295.360	32.982	257.033	-343.213	-329.525

续表4

环境变量	投入松弛			产出松弛		
	<i>L</i> 过剩	<i>K</i> 过剩	<i>W</i> 过剩	<i>GRP</i> 不足	<i>IWD</i> 不足	<i>DWD</i> 不足
2017年						
常数	-303.4*** (1)	-3990.7*** (1.875)	0.066 (1)	0 (1)	-1.6×10 ⁵ *** (1)	-2.3×10 ⁵ *** (11.291)
<i>RD</i>	-0.065 (0.054)	1.183 (1.004)	-9.3×10 ⁻⁵ (0.025)	0 (1)	1.839*** (0.436)	-0.989 (9.978)
<i>PD</i>	-0.188 (0.283)	0.863 (2.168)	-2.5×10 ⁻⁵ (0.003)	0 (1)	-0.891 (0.825)	6.191 (4.028)
<i>VC</i>	9.752*** (0.736)	88.293 (90.813)	0.005 (1)	0 (1)	238.982*** (0.999)	330.911*** (91.69)
σ^2	3×10 ⁶ *** (1)	1.5×10 ⁶ *** (1)	0.009 (1)	1.0×10 ⁻⁸ (1)	4.6×10 ⁸ *** (1)	4.6×10 ⁸ *** (1)
$\gamma\sigma$	1*** (6.6×10 ⁻⁶)	1*** (0.026)	0.05 (1)	0.1 (1)	1*** (0)	1*** (1.08×10 ⁻⁴)
对数似然函数	-253.462	-317.886	30.357	257.033	-331.086	-357.942

注: *、**、***分别表示在10%、5%、1%的显著性水平下通过*t*检验;括号内为标准误差。

在2005—2017年呈先降低后增加的态势,2005年影响为正值,2009—2017年从负值逐步转向正值,说明研发经费的不断投入对固定资产投资过剩的现象由抑制转向促进再转向抑制,研发经费的提升会逐步使固定资产投资过剩得到控制;R&D支出对水资源投入过剩松弛的影响比较有限,在2005—2017年间呈现较小范围的负值,且绝对值逐渐降低,表明加大研发投入能够增加高新技术产业占比,从而提升区域内单位水资源产出,有效提高水资源利用效率,使水资源投入过剩现象得到控制,但研发投入存在边际效益递减规律,对水资源投入过剩的影响在逐渐减弱;对于期望产出松弛方面,研发经费支出在样本的研究期内对区域生产总值的影响作用为零,说明研发经费的投入对于生产总值不足的松弛没有影响,原因在于期望产出区域生产总值的产出已达到最高效率,不会出现松弛的现象;对于非期望产出工业废水排放,研发经费支出对其松弛的影响从负值逐渐提升,在2017年时转为正值,说明研发投入的增加使排污企业获得更多减排技术,逐步减低工业废水排放;对非期望产出生活废水排放的松弛,研发投入在样本期内对其影响在绝对值较低的正负值间波动,说明研发投入对生活废水排放松弛影响较为有限。

(2)人口密度调整。人口密度是社会层面的环

境变量之一,在2005—2017年间人口密度对社会劳动力投入过剩的影响由正值转为负值,并逐步降低,说明随着人口密度的增加,中国的劳动密集型产业已经从过去以制造业为主,逐渐向服务业为主扩散,第三产业中很多劳动密集型企业(如娱乐休闲、线上直播等和百姓生活相关的服务业)能够缓解劳动力过剩的问题;人口密度的增加对固定资产投入的过剩松弛在观测期内存在正负波动,在2005、2013年时为负值,2009、2017年时为正值,说明人口密度对固定资产投资过剩的影响不确定;人口密度对水资源投入过剩的影响呈现为数值很小的负值,说明人口密度增加对水资源投入过剩问题有微弱的正面引导作用,但影响不大;对于工业废水产出的不足,人口密度的影响由正值转为负值,说明随着人口密度的增加,经济活动的强度越来越大,工业企业排污的现象也在逐渐加重;对于生活废水产出的不足,人口密度的影响始终为正值,说明随着人口规模逐渐变大,市政部门会增设更多污水处理厂和污水处理设备,从而使生活污水的排放得到有效控制。

(3)植被覆盖率调整。植被覆盖率是生态层面的环境变量之一,2005—2017年间植被覆盖率对劳动力投入过剩的影响呈现为较大正值,说明生态环境好转对劳动力的吸引较大,大量劳动力的竞争促

使区域内的企业能够在不改变现有规模的情况下雇佣更多廉价劳动力,从而造成劳动力投入过剩的现象;植被覆盖率的提升对固定资产投资过剩的影响呈不断增加的趋势,说明随着生态环境的不断向好,固定资产会源源不断地投入,但其他要素无法与固定资产投入达成效率最佳的匹配,因此会出现过度投资;植被覆盖率对水资源投入过剩呈现较小的正值,说明植被覆盖率对水资源的投入过剩有微弱的正向作用,植被覆盖率的提高间接提高了水资源承载力;植被覆盖率对非期望产出废水排放量产出不足的影响均为正值,且数值逐渐降低,说明生态环境的逐步向好使排污企业直接或间接(倒逼)地意识到绿色发展的重要性,从而使工业废水排放得到一定控制,但影响的效果逐渐减弱;植被覆盖率的提高对生活废水排放不足的影响均为正值,且数值逐渐提高,说明在研究期内,植被覆盖率的提升使人们对生态环境的关注度逐渐增加,国家财政对城市污水处理的拨款和污水处理企业的自筹资金在不断加大,使生活废水排放得到了有效控制,并逐步好转。

3.2.3 中国省际水资源利用效率二次测度

第三步,在剔除了环境规制和统计噪音的影响后,将调整后的投入变量和产出变量代入RAM模型,对中国省际水资源利用效率进行第二次测度,所得结果见表5(调整后的列)。表5中“排名”列表示第二次测度的排名和第一次测度时的排名进行比较所得结果,“↑”表示排名上升,“↓”表示排名下降,“-”表示排名不变。

为了更清晰地对省际水资源利用效率进行分类,对调整后的省际水资源利用效率在2003—2017年的均值进行排序,按照效率值可分为4类,依次记为:I类取值范围[1.000],此处的1.000表示效率为100%,即效率值处于生产函数的边界曲线上,表明投入组合达到最大产出;II类取值范围[0.950, 1.000);III类取值范围[0.900, 0.950);IV类取值范围[0.000, 0.900)。I类地区包含上海、江苏、广东、海南、西藏、宁夏6个省份,调整后的水资源利用效率均为1.000。这6个省份中,既包含东部发达地区省份,也包含西部地区省份,说明水资源利用效率与地区社会经济的关系并不密切,只要资本、劳

动力和水资源搭配合理,水资源利用效率在发达地区和欠发达地区都可达到效率前沿,即使剔除环境因素和统计噪音后,这些省份的水资源利用效率依旧在效率前沿面上。II类地区包含广西、福建、浙江、天津、北京5个省份,其中南方三省均属于丰水区,北方两市属于少水区。广西人少水多,福建、浙江多年生态文明建设成效显著,天津、北京资金密集和劳动密集型产业多,各省由于各自优势,水资源利用效率较高。III类地区包含河北、重庆、黑龙江、山西、新疆、青海、吉林、辽宁、甘肃、山东、湖南、江西、湖北、河南14个省份,包含了华中、东北、西南、西北地区大部分省份,此类地区水资源较为丰沛,同时也是中国重要的粮、棉、畜生产基地,农业用水大量挤占其他单位用水,结构性缺水现象严重,因此此类地区的水资源利用效率并不高。IV类地区包括云南、贵州、陕西、安徽、四川、内蒙古6个省份,均处于中国中西部地区。其中云南、贵州、安徽、四川的水资源较为丰富,但生产总值较低;陕西和内蒙古的水资源较为匮乏,加之特殊的地理环境,导致水资源利用效率较低,其中内蒙古的水资源利用效率最低,仅为0.871,而调整前的均值为0.975,由此可知环境变量和统计噪音对该省的影响较为显著。

从表5可知,在等间隔观测期内,通过第二步调整投入产出变量后,各省排名有升有降,这说明环境因素和统计噪音对各省水资源利用效率有显著的差异性影响,由此可知消除环境影响和统计噪音的差异性,使所有省份在公平的、统一的水平下进行对比分析存在必要性。通过观察可知,上海、江苏、广东、西藏和宁夏5个省份调整前后的效率值均为1.000,水资源利用效率始终处于效率前沿状态,排名未发生变化。福建、江西、广西、重庆、四川的效率值四次排名均上升;海南出现三次排名上升,一次排名不变;湖北、湖南、青海三次排名上升一次下降;浙江、安徽、云南、新疆4个省份呈现为两次排名上升,一次排名不变,一次排名下降;北京呈现为两次排名下降,两次排名不变;吉林两次排名上升,两次排名下降;内蒙古、辽宁、河南、贵州出现三次排名下降,一次排名上升;天津、河北、黑龙江3个省份出现三次排名下降,一次排名不变;山西、山东、

2021年9月

表5 2005—2017年调整前后中国省际水资源利用效率对比

Table 5 Comparison of inter-provincial water resource use efficiency before and after the adjustment, 2005-2017

省份	2005			2009			2013			2017		
	调整前	调整后	排名	调整前	调整后	排名	调整前	调整后	排名	调整前	调整后	排名
北京	1.000	0.927	↓	1.000	0.926	↓	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
天津	1.000	1.000	—	1.000	0.917	↓	1.000	0.946	↓	1.000	0.984	↓
河北	1.000	1.000	—	0.921	0.896	↓	0.841	0.892	↓	0.819	0.873	↓
山西	0.956	0.947	↓	0.941	0.910	↓	0.890	0.945	↓	0.919	0.971	↓
内蒙古	1.000	0.843	↓	1.000	0.826	↓	1.000	0.844	↓	0.890	0.953	↑
辽宁	0.861	0.943	↓	0.888	0.895	↓	0.872	0.908	↓	0.878	1.000	↑
吉林	0.863	0.965	↓	0.877	0.917	↑	0.849	0.948	↓	0.851	0.967	↑
黑龙江	1.000	1.000	—	0.878	0.901	↓	0.815	0.945	↓	0.863	0.945	↓
上海	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
江苏	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
浙江	1.000	0.855	↓	1.000	1.000	—	0.825	1.000	↑	0.784	1.000	↑
安徽	0.827	0.911	—	0.797	0.865	↓	0.753	1.000	↑	0.727	0.880	↑
福建	0.834	1.000	↑	0.816	1.000	↑	0.766	0.952	↑	0.756	0.948	↑
江西	0.801	0.937	↑	0.788	0.906	↑	0.755	1.000	↑	0.734	0.931	↑
山东	1.000	0.813	↓	1.000	0.887	↓	1.000	0.882	↓	0.876	0.904	↓
河南	0.839	0.877	↓	0.793	0.873	↓	0.774	1.000	↑	0.746	0.800	↓
湖北	0.795	0.945	↑	0.782	0.928	↑	0.776	0.970	↑	0.761	0.894	↓
湖南	0.745	0.948	↑	0.744	0.921	↑	0.737	0.989	↑	0.735	0.864	↓
广东	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
广西	0.721	1.000	↑	0.694	1.000	↑	0.725	1.000	↑	0.720	0.929	↑
海南	1.000	1.000	—	0.919	1.000	↑	0.893	1.000	↑	0.899	1.000	↑
重庆	0.818	0.984	↑	0.816	0.962	↑	0.829	0.971	↑	0.786	1.000	↑
四川	0.711	0.910	↑	0.702	0.865	↑	0.726	0.951	↑	0.688	1.000	↑
贵州	0.867	0.894	↓	0.886	0.911	↓	0.832	0.955	↑	0.782	0.919	↓
云南	0.815	0.898	—	0.803	0.887	↓	0.766	1.000	↑	0.737	1.000	↑
西藏	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
陕西	0.875	0.912	↓	0.860	0.883	↓	0.853	0.902	↓	0.806	0.931	↓
甘肃	0.965	0.914	↓	0.953	0.918	↓	0.907	0.952	↓	0.922	0.933	↓
青海	0.960	0.973	↑	0.934	0.932	↑	0.939	0.942	↓	0.936	1.000	↑
宁夏	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—	1.000	1.000	—
新疆	0.900	0.962	↑	0.892	0.966	↑	0.870	0.977	—	0.855	0.948	↓

陕西、甘肃4个省份出现四次排名下降。中国南方大部分省份通过环境因素和统计噪音的调整后得到的水资源利用效率排名有所提升,而北方的大部分省份在调整后的排名出现了下降,呈现出明显的空间区域差异。

4 结论与建议

4.1 结论

本文创新性地引入资源禀赋-社会-生态三重属性约束下的水资源承载力替代传统效率测算模

型中的水资源量作为投入变量,构建非强制性幅度调节RAM-SFA-RAM三阶段组合效率测度模型,选取中国31省2003—2017年的数据对其水资源承载力和水资源利用效率进行测算。得到结论如下:

(1)在2003—2017年期间中国水资源综合承载力呈逐步增长态势,各省的水资源综合承载能力也呈缓慢上升趋势,呈现东低西高、北低南高分布格局。按照水资源承载力的测度值可将中国各省分为两类:第一类地区包含北京、天津、河北、山西、辽

宁、上海、江苏、山东、河南、甘肃、宁夏,庞大的人口基数、日益增长的生活水平以及水资源的相对匮乏使其水资源承载能力始终保持较低水平;第二类地区包括内蒙古、吉林、黑龙江、浙江、安徽、福建、江西、湖北、湖南、广东、广西、海南、重庆、四川、贵州、云南、西藏、陕西、青海、新疆,此类地区水资源较为丰富,人口密度较低,具有较大发展潜力。由此可见,中国水资源承载力还有较大提升空间,需要因地制宜制定具有区域水资源特征的政策引导。

(2)在引入环境变量后,发现统计噪音和环境因素对效率测算所造成的影响较为显著,不可忽略,且对投入变量和产出变量均有不同程度的影响。其中R&D经费支出对劳动力投入松弛过剩始终为负向影响,对其他投入和产出变量的影响较为有限;人口密度对投入变量过剩和产出变量不足的影响较小,且出现正负波动,对不同变量的松弛影响不一致;植被覆盖率对所有投入和产出变量松弛都体现为正向影响,但对非期望产出的影响程度更大。

(3)应用RAM-SFA-RAM模型对中国31个省2003—2017年水资源利用效率进行测度,对所得两次效率值分别进行排名并对比后发现,仅上海、江苏、广东、西藏和宁夏5个省份在调整了环境因素和统计噪音后的效率排名未发生变化,其余各省排名均有上下浮动,南方大部分省份在调整后排名有所上升,北方大部分省份在调整后出现下降,表明统计噪音和环境规制因素对南方大部分省份的水资源利用效率具有正向影响,对北方大部分省份具有负向影响。

4.2 建议

面对中国省际水资源时空分布不均,供需矛盾突出,结构性缺水和资源性缺水并存的现状,建立科学合理的水资源利用效率评价体系,有效提升水资源利用效率刻不容缓。结合本文研究结论,对中国省际水资源管理提出以下政策建议:

(1)因地制宜,因省施策,实施差异化水资源利用效率提升策略。由于各省水资源禀赋、社会经济发展、生态环境基础不同,社会经济发展定位、未来发展方向具有地域差异,因此对于不同省份的水资源效率应当采取针对性、差异性的提升策略。对于

华北、西北地区,水资源利用效率较高但水资源短缺压力较大,应当大力推广节水灌溉技术和设施农业,避免“土渠输水、大水漫灌”现象,控制工业增量用水,鼓励企业循环用水;对于华东、东北、西南地区,水资源承载力压力较小,应当有效提升资金、劳动力和水资源利用的匹配关系,防止资源投入浪费,提高要素的有效利用效率,合理配置水资源;对于华南地区,水资源较为丰富,效率提升有较大潜力,应加快水利基础设施建设,提升水资源优化配置和水旱灾害防御能力。

(2)完善水资源管理监管制度。政府应当在水资源管理过程中切实发挥主导作用,构建规范的水资源管理监管体系。进一步推进水资源管理“三条红线”的目标落实,推动区域经济社会发展与水资源环境承载力相适应。

(3)构建水权交易市场,完善水权交易机制,促进水资源市场化配置“流动”。借助市场机制实现水资源的优化配置和高效利用,构建双层水权分配机制,建立政府主导的水权初始分配制度和市场主导的水权交易制度,在有条件的流域、区域积极开展水权交易,构建农业、工业、生活多元主体水权交易市场,完善水权交易机制,达到“合作共赢”的博弈格局。

参考文献(References):

- [1] 贾绍凤, 梁媛. 新形势下黄河流域水资源配置战略调整研究[J]. 资源科学, 2020, 42(1): 29–36. [Jia S F, Liang Y. Suggestions for strategic allocation of the Yellow River water resources under the new situation[J]. Resources Science, 2020, 42(1): 29–36.]
- [2] 孙思奥, 汤秋鸿. 黄河流域水资源利用时空演变特征及驱动要素[J]. 资源科学, 2020, 42(12): 2261–2273. [Sun S A, Tang Q H. Spatiotemporal patterns and driving factors of water resources use in the Yellow River Basin[J]. Resources Science, 2020, 42(12): 2261–2273.]
- [3] 陈琛, 郭甲嘉, 沈大军. 黄河流域水量分配和再分配[J]. 资源科学, 2021, 43(4): 799–812. [Chen C, Guo J J, Shen D J. Water resources allocation and re-allocation of the Yellow River Basin[J]. Resources Science, 2021, 43(4): 799–812.]
- [4] 刘华军, 乔列成, 孙淑惠. 黄河流域用水效率的空间格局及动态演进[J]. 资源科学, 2020, 42(1): 57–68. [Liu H J, Qiao L C, Sun S H. Spatial distribution and dynamic change of water use efficiency in the Yellow River Basin[J]. Resources Science, 2020, 42(1): 57–

2021年9月

- 68.]
- [5] 赵良仕, 孙才志, 郑德凤. 中国省际水资源利用效率与空间溢出效应测度[J]. 地理学报, 2014, 69(1): 121-133. [Zhao L S, Sun C Z, Zheng D F. Water resource utilization efficiency and its spatial spillover effects measure in China[J]. Acta Geographica Sinica, 2014, 69(1): 121-133.]
- [6] 孙才志, 马奇飞. 中国省际水资源绿色效率空间关联网研究[J]. 地理研究, 2020, 39(1): 53-63. [Sun C Z, Ma Q F. Spatial correlation network of water resources green efficiency between provinces of China[J]. Geographical Research, 2020, 39(1): 53-63.]
- [7] 李世祥, 成金华, 吴巧生. 中国水资源利用效率区域差异分析[J]. 中国人口·资源与环境, 2008, (3): 215-220. [Li S X, Cheng J H, Wu Q S. Regional difference of the efficiency of water usage in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2008, (3): 215-220.]
- [8] 王兵, 祝蓁, 杜敏哲. 治理模式差异视角下的城市水资源系统全要素生产率[J]. 资源科学, 2021, 43(4): 813-822. [Wang B, Zhu T, Du M Z. Total factor productivity of urban water resources system from the perspective of governance model differences[J]. Resources Science, 2021, 43(4): 813-822.]
- [9] 田贵良, 盛雨, 卢曦. 水权交易市场运行对试点地区水资源利用效率影响研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2020, 30(6): 146-155. [Tian G L, Sheng Y, Lu X. On the influence of water rights trading market operation on water resource use efficiency in pilot areas[J]. China Population, Resources and Environment, 2020, 30(6): 146-155.]
- [10] 孙才志, 姜坤, 赵良仕. 中国水资源绿色效率测度及空间格局研究[J]. 自然资源学报, 2017, 32(12): 1999-2011. [Sun C Z, Jiang K, Zhao L S. Measurement of green efficiency of water utilization and its spatial pattern in China[J]. Journal of Natural Resources, 2017, 32(12): 1999-2011.]
- [11] 杨骞, 武荣伟, 王弘儒. 中国农业用水效率的分布格局与空间交互影响: 1998-2013年[J]. 数量经济技术经济研究, 2017, 34(2): 72-88. [Yang Q, Wu R W, Wang H R. Regional disparities and spatial interaction of agricultural water use efficiency: 1998-2013 [J]. The Journal of Quantitative & Technical Economics, 2017, 34(2): 72-88.]
- [12] 买亚宗, 孙福丽, 石磊, 等. 基于DEA的中国工业水资源利用效率评价研究[J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28(11): 42-47. [Mai Y Z, Sun F L, Shi L, et al. Evaluation of China's industrial water efficiency based on DEA model[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2014, 28(11): 42-47.]
- [13] 程永毅, 沈满洪. 要素禀赋、投入结构与工业用水效率: 基于2002-2011年中国地区数据的分析[J]. 自然资源学报, 2014, 29(12): 2001-2012. [Cheng Y Y, Shen M H. Factor endowments, inputs structure and industrial water efficiency: A study based on China's provincial data during 2002-2011[J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(12): 2001-2012.]
- [14] 王有森, 许皓, 卞亦文. 工业用水系统效率评价: 考虑污染物可处理特性的两阶段DEA[J]. 中国管理科学, 2016, 24(3): 169-176. [Wang Y S, Xu H, Bian Y W. Industrial water use system efficiency evaluation: A two-stage DEA model considering pollutants disposability[J]. Chinese Journal of Management Science, 2016, 24(3): 169-176.]
- [15] Tone K. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis[J]. European Journal of Operational Research, 2001, 130(3): 498-509.
- [16] 秦腾, 佟金萍, 章恒全. 环境约束下中国省际水资源效率空间关联网构建及演化因素[J]. 中国人口·资源与环境, 2020, 30(12): 84-94. [Qin T, Tong J P, Zhang H Q. Construction and evolutionary factors of spatial correlation network of China's provincial water resource efficiency under environmental constraints[J]. China Population, Resources and Environment, 2020, 30(12): 84-94.]
- [17] 赵良仕, 孙才志, 刘凤朝. 环境约束下中国省际水资源两阶段效率及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(5): 27-36. [Zhao L S, Sun C Z, Liu F C. Two-stage utilization efficiency of the interprovincial water resources under environmental constraint and its influence factors in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2017, 27(5): 27-36.]
- [18] 孙才志, 马奇飞, 赵良仕. 基于SBM-Malmquist生产率指数模型的中国水资源绿色效率变动研究[J]. 资源科学, 2018, 40(5): 993-1005. [Sun C Z, Ma Q F, Zhao L S. Green efficiency changes for water resources in China based on SBM-Malmquist model[J]. Resources Science, 2018, 40(5): 993-1005.]
- [19] 陈红, 王浩坤, 秦帅. 水足迹视角下黑龙江粮食生产用水绿色效率研究: 基于三阶段SBM-Malmquist指数分析法[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(12): 2790-2804. [Chen H, Wang H K, Qin S. Study on green efficiency of grain water resources in Heilongjiang Province from the perspective of water footprint: Based on three-stage SBM-Malmquist index analysis method[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(12): 2790-2804.]
- [20] 廖虎昌, 董毅明. 基于DEA和Malmquist指数的西部12省水资源利用效率研究[J]. 资源科学, 2011, 33(2): 273-279. [Liao H C, Dong Y M. Utilization efficiency of water resources in 12 western provinces of China based on the DEA and Malmquist TFP index [J]. Resources Science, 2011, 33(2): 273-279.]
- [21] 马海良, 黄德春, 张继国, 等. 中国近年来水资源利用效率的省际差异: 技术进步还是技术效率[J]. 资源科学, 2012, 34(5): 794-801. [Ma H L, Huang D C, Zhang J G, et al. The provincial differences of China's water use efficiency in recent years: Technological progress or technical efficiency[J]. Resources Science, 2012, 34(5): 794-801.]
- [22] 卢曦, 许长新. 长江经济带水资源利用的动态效率及绝对 β 收敛研究: 基于三阶段DEA-Malmquist指数法[J]. 长江流域资源

- 与环境, 2017, 26(9): 1351–1358. [Lu X, Xu C X. Dynamic efficiency and unconditional β convergence of water resources utilization on the Yangtze River Economic Zone: Based on three-stage DEA–Malmquist index method[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(9): 1351–1358.]
- [23] 孙才志, 刘玉玉. 基于 DEA–ESDA 的中国水资源利用相对效率的时空格局分析[J]. 资源科学, 2009, 31(10): 1696–1703. [Sun C Z, Liu Y Y. Analysis of the spatial-temporal pattern of water resources utilization relative efficiency based on DEA–ESDA in China[J]. Resources Science, 2009, 31(10): 1696–1703.]
- [24] 李志敏, 廖虎昌. 中国 31 省市 2010 年水资源投入产出分析[J]. 资源科学, 2012, 34(12): 2274–2281. [Li Z M, Liao H C. Input and output analysis of water resources across China in 2010[J]. Resources Science, 2012, 34(12): 2274–2281.]
- [25] 张国基, 吴华清, 刘业政, 等. 中国水资源综合利用效率测度及其空间交互分析[J]. 数量经济技术经济研究, 2020, 37(8): 123–139. [Zhang G J, Wu Q H, Liu Y Z, et al. Measurement and spatial interaction analysis of the water resource comprehensive utilization efficiency in China[J]. The Journal of Quantitative & Technical Economics, 2020, 37(8): 123–139.]
- [26] 任俊霖, 李浩, 伍新木, 等. 长江经济带省会城市用水效率分析[J]. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(5): 101–107. [Ren J L, Li H, Wu X M, et al. Analysis of water efficiency of capital cities in Yangtze River Economic Belt in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2016, 26(5): 101–107.]
- [27] 邓光耀, 张忠杰. 基于网络 SBM–DEA 模型和 GML 指数的中国各省工业用水效率研究[J]. 自然资源学报, 2019, 34(7): 1457–1470. [Deng G Y, Zhang Z J. The study on industrial water use efficiency of Chinese provinces: Based on network SBM–DEA model and GML index[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(7): 1457–1470.]
- [28] 张峰, 王晗, 薛惠锋. 工业绿色全要素水资源效率的空间格局特征[J]. 软科学, 2020, 34(10): 43–49. [Zhang F, Wang H, Xue H F. Spatial pattern characteristics of industrial green total factor water resources efficiency[J]. Soft Science, 2020, 34(10): 43–49.]
- [29] 陈关聚, 白永秀. 基于随机前沿的区域工业全要素水资源效率研究[J]. 资源科学, 2013, 35(8): 1593–1600. [Chen G J, Bai Y X. Regional differences in Total-Factor industrial water efficiency based on a stochastic frontier approach[J]. Resources Science, 2013, 35(8): 1593–1600.]
- [30] 雷玉桃, 黄丽萍. 中国工业用水效率及其影响因素的区域差异研究: 基于 SFA 的省际面板数据[J]. 中国软科学, 2015, (4): 155–164. [Lei Y T, Huang L P. Regional differences in industrial water consumption efficiency and its influencing factors for China's major industrial provinces: A study of provincial panel data based on SFA[J]. China Soft Science, 2015, (4): 155–164.]
- [31] 张峰, 薛惠锋, 王海宁. 基于幅度随机前沿的工业水资源利用效率测度[J]. 华东经济管理, 2017, 31(1): 74–82. [Zhang F, Xue H F, Wang H N. Evaluation of industrial water resources utilization efficiency based on range-adjusted measure and stochastic frontier analysis model[J]. East China Economic Management, 2017, 31(1): 74–82.]
- [32] 王喜峰. 考虑区域承载力的水资源效率研究[J]. 城市与环境研究, 2018, (2): 97–110. [Wang X F. Study of water resources efficiency by considering the regional water carrying capacity[J]. Urban and Environmental Studies, 2018, (2): 97–110.]
- [33] 陈凯华, 汪寿阳, 寇明婷. 三阶段组合效率测度模型与技术研发效率测度[J]. 管理科学学报, 2015, 18(3): 31–44. [Chen K H, Wang S Y, Kou M T. Enhanced hybrid three-stage model for efficiency measure with application to technological R & D efficiency[J]. Journal of Management Sciences in China, 2015, 18(3): 31–44.]
- [34] 段春青, 刘昌明, 陈晓楠, 等. 区域水资源承载力概念及研究方法的探讨[J]. 地理学报, 2010, 65(1): 82–90. [Duan C Q, Liu C M, Chen X N, et al. Preliminary research on regional water resources carrying capacity conception and method[J]. Acta Geographica Sinica, 2010, 65(1): 82–90.]
- [35] 余灏哲, 李丽娟, 李九一. 基于量–质–域–流的京津冀水资源承载力综合评价[J]. 资源科学, 2020, 42(2): 358–371. [Yu H Z, Li L J, Li J Y. Evaluation of water resources carrying capacity in the Beijing–Tianjin–Hebei Region based on quantity–quality–water bodies–flow[J]. Resources Science, 2020, 42(2): 358–371.]
- [36] 丁超, 胡永江, 王振华, 等. 虚拟水社会循环视域下的水资源承载力评价[J]. 自然资源学报, 2021, 36(2): 356–371. [Ding C, Hu Y J, Wang Z H, et al. Assessment of water resources carrying capacity from the perspective of virtual water social cycle[J]. Journal of Natural Resources, 2021, 36(2): 356–371.]
- [37] 郑德凤, 徐文瑾, 姜俊超, 等. 中国水资源承载力与城镇化质量演化趋势及协调发展分析[J]. 经济地理, 2021, 41(2): 72–81. [Zheng D F, Xu W J, Jiang J C, et al. Evolutionary trend and coordinated development between water resources carrying capacity and urbanization quality in China[J]. Economic Geography, 2021, 41(2): 72–81.]
- [38] 热孜娅·阿曼, 方创琳, 赵瑞东. 新疆水资源承载力评价与时空演变特征分析[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(7): 1576–1585. [Reziya A M, Fang C L, Zhao R D. Research on the water resources carrying capacity and spatial-temporal characteristics in Xinjiang[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(7): 1576–1585.]
- [39] 王学军, 郭亚军. 基于 G1 法的判断矩阵的一致性分析[J]. 中国管理科学, 2006, (3): 65–70. [Wang X J, Guo Y J. Analyzing the consistency of comparison matrix based on G1 method[J]. Chinese Journal of Management Science, 2006, (3): 65–70.]
- [40] Fried H O, Schmidt S S, Yaisawarng S. Incorporating the operating

- environment into a nonparametric measure of technical efficiency [J]. *Journal of Productivity Analysis*, 1999, 12(3): 249–267.
- [41] Fried H O, Lovell C A K, Schmidt S S, et al. Accounting for environmental effects and statistical noise in data envelopment analysis [J]. *Journal of Productivity Analysis*, 2002, 17(1): 157–174.
- [42] Cooper W W, Park K S, Pastor J T. RAM: A range adjusted measure of inefficiency for use with additive models, and relations to other models and measures in DEA[J]. *Journal of Productivity Analysis*, 1999, 11(1): 5–42.
- [43] Jondrow J, Lovell C A K, Materov I S, et al. On the estimation of technical inefficiency in the stochastic frontier production function model[J]. *Journal of Econometrics*, 1982, 19(2): 233–238.

Measurement of inter-provincial water resource use efficiency in China from the perspective of carrying capacity with triple attribute constraints

ZHANG Kai, LU Haishu, LU Yumei

(Business School, Jiangsu University of Technology, Changzhou 213001, China)

Abstract: The coexistence of structural water shortage and resource-based water shortage in China calls for effective improvement of water resource use efficiency. This study selected the water resources carrying capacity constrained by the triple attributes of resource endowment- social economic condition- ecological environment as the input variable, constructed a range- adjusted measure (RAM)-stochastic frontier analysis (SFA)-RAM combined efficiency measurement model without mandatory adjustment of environmental factors and statistical noise, and conducted an empirical study based on the panel data of 31 provinces in China's mainland from 2003 to 2017. The results show that: (1) The water resources carrying capacity under the triple attribute constraints is more suitable for the actual situation of the study area, and China's water resources carrying capacity showed a steady growth trend in the study period, with a distribution pattern of low in the east and high in the west, and low in the north and high in the south; (2) Environmental regulation factors have different effects on the excess relaxation of input variables and the insufficient relaxation of output variables. The relaxation of R&D expenditure on labor input surplus is always negative, the impact of population density on the relaxation of input and output variables fluctuates in a narrow range, and vegetation coverage has a positive impact on the relaxation of input and output variables; (3) After excluding the impact of statistical noise and environmental regulation, the water resource utilization efficiency of most provinces in southern China has increased and that of most provinces in northern China has decreased, indicating that the impact of statistical noise and environmental regulation factors on different provinces is different. When making policies, we should adjust measures to local conditions and provincial policies, improve the water resources management supervision system, actively construct the water rights trading market, and promote the “flow” of water resources market allocation.

Key words: water resource use efficiency; carrying capacity; triple attributes; range adjusted measure (RAM); stochastic frontier analysis (SFA); environmental factor