

海河流域水循环多维整体调控模式与阈值

甘泓^{①*}, 汪林^①, 曹寅白^②, 游进军^①, 甘治国^①, 秦长海^①, 何杉^②, 徐凯^①

① 中国水利水电科学研究院, 流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038;

② 水利部海河水利委员会, 天津 300170

* 联系人, E-mail: ganhong@iwhr.com

2012-03-14 收稿, 2012-07-13 接受, 2012-12-14 网络版发表

国家自然科学基金委员会创新研究群体科学基金(51021066)、国家重点基础研究发展计划(2006CB403408)和水利部公益性行业科研专项经费项目(201001018, 201101016)资助

摘要 在科学认知水循环多维属性和特征基础上, 深入辨析高强度人类活动和水文变化影响下海河流域水循环“自然-社会”二元特征和水资源、经济、社会、生态、环境五维系统特征, 分析五维有机互动关系及对水循环的总体效应, 提出多维临界调控的准则和决策机制. 研究构建了经水资源水环境调整后的 GDP 计算模型, 建立多目标分析的五维归一化目标函数, 进行多维调控指标的权衡分析; 引入协同学、熵理论和耗散结构理论, 构建多维调控方案评价模型; 建立了以多目标宏观经济模型(DAMOS)、基于规则的水资源配置模型(ROWAS)、水资源环境经济效益分析模型(EMW)和多维调控方案评价模型(SEAMUR)为主体的水循环多维临界整体调控模型体系. 以海河流域面临的 国家需求为切入点, 按照不同水文系列和南水北调调水量组合方案, 采用层次递进方案设置技术, 研究多维整体调控方式, 提出了海河流域水循环整体调控阈值及总量控制目标并给出相应的五维调控推荐方案.

关键词

水循环
多维调控
模式
阈值
海河流域

受人口增长、经济快速发展压力和水资源天然条件影响, 缺水、水污染和水生态退化等问题已成为影响国家资源与环境安全的主要制约因素, 在全国十个一级流域中, 以海河流域最为严重和典型. 地下水超采形成巨型漏斗、河道水量过程难以维持、水环境恶化、地表生态退化、海水入侵、地面沉降等问题^[1], 对区域的可持续发展构成威胁. 从而表明, 水资源开发利用存在着临界状态, 水循环的再生性维持直接关系到经济社会发展的可持续性和公平性, 关系到生态系统和水环境系统的稳定性. 水资源、经济、环境、社会、生态五种属性关联伴生、相互转换, 某一属性的剧烈变化不仅影响自身的服务功能, 而且会给其他属性功能带来负面影响, 甚至产生不可逆转的破坏. 因而, 科学利用有限水资源需要五维包容性均衡调控. 探究高强度人类活动影响下缺水地区水循环系统五维竞争性协同、高效利用调控模式, 促使

水循环朝向良性交替方向演变, 是水利界当前和今后相当长时期内致力研究的重点内容.

1 水循环多维属性与调控理论基础

水循环多维临界调控需按照自然规律和经济规律对流域水循环及其影响水循环的自然、社会、经济和生态诸因素进行整体分析和合理调控. 目前, 对水循环五维系统的研究尚处于从定性到定量的研究过程中, 在多维效应转换及其量化分析基础上进行科学调控、预测还面临着许多困难, 迫切需要在规划理论、决策方法和定量手段上有所突破, 使决策科学化. 海河流域水循环大系统, 空间跨度大, 包含多个水库群, 涉及到地表水、地下水、外流域调水和再生水等多种水源, 工业、城市、农业与生态等多类用户; 涉及到不同地区和不同部门等利益相关的多个决策群, 不同的开发方案和管理方式等对区域经济、环境与社会

引用格式: 甘泓, 汪林, 曹寅白, 等. 海河流域水循环多维整体调控模式与阈值. 科学通报, 2013, 58: 1085-1100

英文版见: Gan H, Wang L, Cao Y B, et al. Multi-dimensional overall regulatory modes and threshold values for water cycle of the Haihe River Basin. Chin Sci Bull, 2013, doi:10.1007/s11434-012-5537-9

等方面影响的多目标问题. 流域经济社会可持续发展要求水资源可持续利用及其可良性再生, 从目前不断下降的河道流量、地下水位、入海水量和水环境质量状况看, 亟需对流域水循环系统进行科学调控^[2]. 因此, 基于多维属性的流域调控涉及多目标决策方法、水资源配置、环境经济价值评价等多个领域的研究.

多目标决策方法自从引入水资源领域后就得到了极为广泛的应用, 包括水资源优化配置、水库调度、水沙联合调度、水污染防治等多个方面, 并且取得了较好的应用效果^[3-6]. 目前, 国外多目标方法主要应用于处理水资源方面竞争关系相对较为明确的问题, 在具体应用过程中, 更偏重基础理论方面的研究. 基于 MOCOM-UA (Multi-Objective Complex Evolution) 的多目标评价算法的被提出作为 SCE-UA(混合洗牌复形演化法)目标全局优化算法的拓展算法, 能有效地解决多目标全局优化问题^[7]; Merino 等人^[8]在“模糊综合规划法”和“优势属性下的多属性决策法”基础上拓展生成标准次序优先的模糊妥协规划法, 不但保留了模糊综合规划法的特点, 而且使得决策者在指定目标权重上具有很大的灵活性; 意大利学者 Andrea 等人^[9]以多目标决策支持系统作为弥合理论与实践之间缺口的工具而开发的综合性和参与性规划程序, 能很好地将传统的控制技术与主观方面的决策和偏好结合起来.

水资源配置的研究始于水库调度和灌区水量优化分配. 此后, 多目标决策约束条件下的水资源分配也成为水资源配置研究的热点, Babel 等人^[10]提出了竞争性用户需水约束条件下的水资源优化配置模型, 其中涵盖了水库调度优化模块(ROM)、经济优化分析模块(EAM)和水量配置模块(WAM); Andrew 等人^[11]提出了以非线性规划构建的数学模型实现了对多阶段、多用户需求下的水量分配模型.

水资源环境经济核算评价的核心是价值评价模块, 包含水资源耗减价值、水生态退化价值和水环境保护成本的计算, 以对 GDP 进行调整. 由于内容的复杂性以及估算方法上的争议, 因此联合国《水资源环境经济综合核算体系》明确宣布“不讨论耗减和退化价值对宏观经济总量的调整”问题, 但从实践探索看, 开展这方面的研究非常有必要. 对于水资源耗减价值, 主要涉及水资源耗减量和水资源价值核算, 中国开展的实践研究证实了通过水循环过程分析可以明确给出了水资源耗减量的定义^[12]. 目前国际上水

资源价值重点集中在水经济价值研究方面, 并对相关方法开展了详细的探讨^[13,14], 但水经济价值只反映了需求方价格, 市场价格才是真正反映水资源各种价值属性的价格体现. 近来, 在水资源价值理论方面进行了较深入的探讨^[15-17]. 对于水生态退化价值主要开展了水资源在内的生态服务价值评估^[18,19], 王金南和於方^[20]针对生态退化和环境保护成本问题对 GDP 进行了调整, 但没有涉及资源耗减问题. 从目前研究看, 尚未有系统地针对水资源耗减、水生态退化及水环境保护成本进行 GDP 调整的实践应用.

大尺度流域水资源调控理论和方法研究已取得一定成果, 但统筹考虑经济、社会、生态、环境与水循环之间多重复杂关系的多维临界调控理论尚不成熟. 虽然学术界对水资源的多维属性、多目标调控有一些探讨^[21-24], 但还缺乏以水循环过程为基础同时关联各类决策目标的综合性分析工具, 表现在: (1) 现有的调控目标集中在供水经济效益或生态效益最大化, 对多维调控目标的协同性研究不够. (2) 调控模拟和优化配置方法研究主要针对经济和生态需求, 缺少多维向量需求综合权衡、兼顾水资源利用的公平性和高效性的调控模式和方法. (3) 模拟方法尚难以确切表达水资源利用和经济、社会之间的关系, 需将水资源系统模拟与水循环过程模拟相嵌套.

本研究以海河流域水循环及其伴生过程综合模拟为基础, 水资源高效利用为核心, 开展流域水循环多维整体调控的评价准则、调控模式、阈值标准与方案比选的研究, 提出流域关键性控制指标的调控阈值确定方法. (1) 在优化目标上, 从以水资源的供需平衡、水量平衡的单一调控目标, 转向以区域水资源、经济、社会、生态、环境协调发展的可持续发展目标, 定量揭示目标间的相互竞争与制约关系; (2) 在调控方法上, 深化研究将宏观经济定量分析与流域水资源合理配置有机结合的调控方法, 加强对水资源、经济社会、生态环境等方面相互依存的动态平衡研究, 将优化技术与模拟技术相结合. (3) 在方案比选上, 采用系统熵和协同学理论进行水循环多维系统的综合比较和评估, 深化对水资源优化配置的五维竞争协调研究.

2 多维调控方法与模型

2.1 调控技术框架

(1) 水循环多维属性及调控内涵. 高强度人类

活动正在不断改变海河流域水循环的降水、地表水、土壤水和地下水运动过程,使其呈现出明显的“自然-社会”二元特性,水资源、经济、社会、生态及环境五维属性发生着显著变化:经济规模不断扩大,水循环的经济属性不断增强;人类活动干扰及水文条件变化导致水循环稳定性降低,资源属性削弱;水环境恶化导致水生态服务功能降低,生态属性减弱,同时水体自净能力下降,环境属性下降;水资源供需矛盾日益突出,社会属性变异.由此,决定了水循环整体调控需要统筹考虑其五维基本属性和内涵,决定了五维调控方向.本研究通过综合分析,在每个维度上遴选两个表征指标反映各维特征.

资源维的调控方向是水循环稳定或可再生性维持.包括水资源系统的时空量质及可再生能力,要求人类活动对水循环的产流、汇流、入渗、补给、排泄等各项环节不应过度干扰;选用地表水开发利用、地下水超采量表征.经济维的调控方向是使水资源由低效率、低效益行业向高效率、高效益行业流转.在当前的基本社会伦理和哲学框架下,追求用水效率和效益最大化;选用人均 GDP 和万元 GDP 用水量分别表征经济发展水平和水资源利用效率,采用单位指标以便于地区间比较,并与国际标准相符.社会维的调控方向是保障弱势群体和公益性行业的基本用水,主要包括:① 生存和发展的平衡,主要是保证粮食安全和经济发展之间的平衡关系;② 地区之间的公平;③ 国民经济行业之间公平;④ 城乡之间公平差距.以人均粮食产量和城乡人均生活用水量比(农村/城镇)表征粮食生产规模和城乡生活用水量差异.生态维的调控方向是系统的持续性,确保重点生态系统的稳定和修复.在生态系统的适宜、最小的生态需水量之间,寻求水循环的生态服务功能和经济社会服务功能达到共赢的平衡点.在海河流域具体反映在保持基本的入海水量和河道内生态用水量.环境维的调控方向是区域环境质量良好.避免水资源利用造成危害健康,危害生物、生态系统和破坏景观的后果,环境危害也会对社会公平性形成巨大挑战.以 COD 入河排放量和水功能区达标率表征.

调控的本质是人类通过对自身活动的理性控制,使其赖以生存的自然系统处于合理和允许的阈值区间,远离崩溃的临界状态.水循环多维整体调控是要在临界点之上、合理阈值范围内,向各维理想目标调整,寻求五维竞争、协调平衡点,使水循环系统处在

对人类社会及经济发展最适宜的状态.

(2) 宏观调控准则与决策机制.水循环多维整体调控是通过五维之间的结构转换和互补关系,使水资源合理、高效地实现其价值的和谐状态,需遵循四项宏观调控准则和五维决策机制.

宏观调控准则:① 开发利用水资源的速度不应超过其可再生速度,即水资源的利用以其再生能力为阈值;② 当开发利用速度超过其再生速度后,需控制水资源需求不应超过其可再生替代资源(如污水、洪水资源化,跨流域调水等)的开发利用速度;③ 污染物的排放量不应超过水环境的自净能力;④ 在尽可能公平框架下追逐效率和效益最大化.

五维决策机制:① 基于水量平衡的资源决策机制,确保人工侧支耗水量不超过允许径流耗水量.② 基于效益优先的经济决策机制,通过对不同用水方式的经济效益和用水损失分析比较,使流域优化水量配置方案获取最大的综合环境经济效益.③ 基于公平的社会决策机制,协调强势和弱势群体之间生存与发展的矛盾,核心是保证粮食安全;协调城乡发展,减少城乡间人均生活用水的差距.④ 基于维系生态功能良好的生态决策机制,尽量避免对区域生态系统的干扰和破坏,使人工水量调节后的新增生态服务价值扣除因人工用水导致的生态系统服务价值降低所形成的损失后达到最大.⑤ 基于维系水体功能的环境决策机制,使控制断面满足水环境、水功能区划要求,实现流域污染负荷的处理和达标排放,保持区域水体的自净能力.

(3) 整体调控框架.水循环多维整体调控需在水资源、经济、社会、生态、环境五维框架下进行目标分解优化、方案设置与评价、模拟计算和效益分析、对策措施制定等,进而研究建立多维整体调控分析技术框架,包括 4 个层次(图 1).① 目标分解优化层.在分析水循环多维属性基础上,结合国家目标和区域发展规划确定调控理想点及调控范围,辨析各维价值量转化关系,采用水循环系统的再生性维持、经济社会发展与生态环境保护协同发展模式、提高水资源利用效率和保障能力三层次递进方法构建方案集,提出经济社会发展趋势下多目标优化调控方案,辨析用水与经济环境生态效应关系;② 方案评价层.运用信息熵、耗散结构和协同学理论,对多维调控方案进行比选和评价,依照五维调控准则和决策机制择定宏观调控表征指标(序参量)及权重,构建多维调

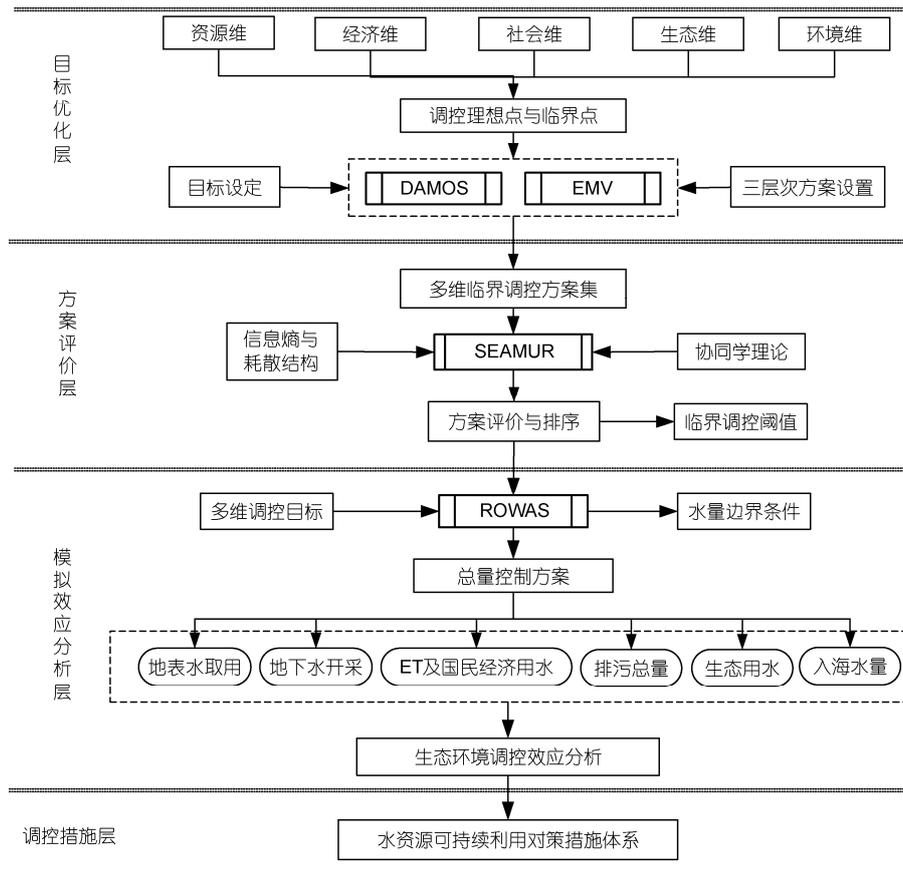


图1 水循环多维整体调控框架

控评价模型，进行方案评价，提出整体调控阈值；
 ③ 模拟效应分析层. 对重点调控方案进行过程模拟，验证调控目标的可行性，得出总量控制方案，分析相应的生态环境影响效应；
 ④ 调控措施层. 针对模拟效应提出水资源可持续利用对策措施体系，为决策层提供水循环整体调控的技术支撑。

2.2 模型方法

(1) 目标函数. 多维整体调控需在现有认识水平基础上建立客观反映各维效应的整体目标函数。调控目标决定了决策倾向于经济社会发展还是生态环境保护，这关系到各维调控效果，涉及到调控手段和方案的价值观、调控归宿以及衡量准则。

① 五维归一化目标函数. 通过对水循环多维属性内在机制、总量控制原则与标准、阈值指标集、调控模式构建与评价方案多目标分析等方面进行研究，尝试实现合理的五维归一化处理，其核心是探讨相应指标间的量化转换关系。以追求综合效益最大

化、各区域间水平相差不大为调控目标，将资源、经济、社会、生态、环境五维以经济价值量表示，采用标量之和实现多维度的统一。五维归一化目标函数采用下式表达：

$$Cob_j = f[\max GDP(t, d), \min COD(t, d), \max FOOD(t, d), \min OVEX(t, d), \max ECOW(t, d)], \quad (1)$$

式中，GDP表示人均国内生产总值，作为经济发展目标；COD表示人均化学需氧量，作为水环境综合评价目标；FOOD表示人均粮食占有量，作为社会安全指标；OVEX表示控制地下水超采量，作为水资源可再生性维持目标；ECOW表示河道内生态环境用水量，作为生态环境保护目标； t 表示时间， d 表示区域； f 则表示将各目标进行价值量转换和归一化处理过程。由于水资源、经济、社会、环境和生态各维所取的目标函数分别是以地下水超采量、人均GDP、人均粮食产量、COD入河量和河道内生态水量为基本单位，

在多目标分析中首先将各目标值转换为经济价值量,然后在进行无量纲化处理,从而使多目标分析成为可能。

② WEDP 最大目标函数。在传统的国民经济核算体系下,国内生产总值(GDP)为一国经济状况提供了综合的衡量尺度,但在反映经济与环境关系方面存在着明显的缺陷,既未体现环境对经济过程的作用,也未反映经济过程对环境的影响。目前,联合国推行的综合环境经济核算体系将资源和环境因素纳入统计核算范畴,在中国水资源环境经济核算中,通过对水资源实物量核算、水经济核算和以水为核心的综合核算,将水资源与经济的相关信息有机结合,核算经济活动中的水资源耗减价值^[25]和水生态、水环境退化价值^[26],从而客观反映水资源开发利用与经济、环境体之间的关系。本研究以水资源环境经济核算为基础,分析海河流域水资源耗减价值、水生态环境退化价值和水环境保护支出,提出经水资源水环境调整后的国内生产总值最大化目标,表达式如下

$$\max(\text{WEDP}) = \max(\text{GDP} - C_{\text{wrde}} - C_{\text{wede}} - C_{\text{wepr}}), \quad (2)$$

式中, WEDP 表示经水资源水环境调整后的 GDP; GDP 表示国内生产总值; C_{wrde} 表示水资源耗减价值; C_{wede} 表示水生态退化价值; C_{wepr} 表示水环境保护支出。

(2) 调控指标权衡分析。水循环系统多维属性相互作用关联形式,在结构上表现为各种非线性关系,在内容上表现为物质、能量和信息的多重交换。人类通过对水循环系统的合理调控,可促使其朝向有序状态发展^[27]。海河流域属于严重缺水地区,经济、社会、生态和环境用水存在着显著竞争性,相应的多维调控指标相互制约,此消彼长,系统环境的变化驱动水循环从一种相对平衡状态向另一种平衡状态转移。然而,在某种相对平衡状态下,对于内、外部的微小变化,系统具有一定的包容性,自发保持整体的完整性和运行的平稳性。因此,研究某一平衡状态下的各维对促进系统平衡的转换关系,即各维交换比,具有现实意义。

为了辨析特定平衡状态下各维交换比,首先根据海河流域水资源综合规划推荐方案设定基本调控方案,包括分区蒸腾蒸发量(ET)、用水总量、外调水量以及其他边界条件等。为便于比较分析,以经济效益为度量分析各维指标变化对 GDP 的影响。分析过程中,固定其他变量,研究某一维指标变化对 GDP

影响的敏感性分析,分别比较入海水量、地下水超采、农业用水量等调控指标变化对 GDP 的影响,依次建立各维指标变化与 GDP 的函数关系。以 GDP 为基准,定量分析各指标之间的交换比,为各维之间的水量交换效益分析提供统一量化基础^[28]。

(3) 调控模型体系。在明晰水循环多维属性间互动关系及其调控内涵、准则、目标和技术框架基础上,研究建立了以多目标宏观经济模型(DAMOS)、基于规则的水资源配置模型(ROWAS)、水资源环境经济效益分析模型(EMW)和多维调控方案评价模型(SEAMUR)为主体的多维整体调控模型体系,通过方案集的生成、系统分析验证、目标分解与归一、方案评价与比选等过程,使海河流域五维均衡调控成为可能。

① 多目标宏观经济模型(DAMOS)。通过多目标之间的权衡来确定经济社会发展模式及其投资和供水结构,以及在这种模式下生态、环境和水循环的演变方向,通过资金分配和供水调配,协调各维之间的矛盾和竞争关系。DAMOS 模型由多目标均衡调控模块和宏观经济、水资源平衡、环境和生态等基础模块组成。经济模块细化为投入产出分析子模块和需水计算子模块,通过投入产出分析确定社会经济规模、各行业发展比例,然后由需水模块计算出相应的需水量;水资源模块包含区域水均衡子模块(ET 调控),控制区域水量平衡,并根据需水量分析计算 ET;水资源平衡子模块根据区域水资源特点及水利工程供水能力计算供水量;生态环境分析模块则处理生态环境的用水量、控制入河污染物并与社会经济发展模块进行交互反馈;社会发展模块用于平衡区域发展水平,调整行业发展速度;多目标均衡模块则协调各模块的关系,建立目标方程,完成多目标非劣解计算,并输出多目标宏观经济预测分析结果等。通过宏观经济模块建立现状及预测状态下的国内生产总值、工农业生产总值、消费与积累的比例关系。在优化过程中充分考虑节水规划的指导原则,优化产业结构、种植结构和用水结构,结合社会发展模块保证地域公平,行业公平,利用需水计算子模块进行需水分析,采用污水处理费用投资反映污水处理成本,采用地下水超采量和入海水量来衡量生态环境状况,从而将水资源、社会和环境、生态、经济等目标有机结合起来,促使综合经济效益最大化。目标方程参见(1)式。

② 基于规则的水资源配置模型(ROWAS)。该

模型主要用于实现各种工程技术约束和系统运行规则下的水量合理配置,完成时间、空间和用户间三个层面上从水源到用户的分配.通过对水循环过程的抽象和简化将复杂系统概念化处理后转化为满足数学描述的框架,实现整个系统的模式化模拟.系统概念化处理中的点元素包括计算单元以及各控制性节点;线元素主要包括不同点元素之间存在的水量传输或影响关系.计算单元是系统模拟的中心环节,一般采用水资源分区嵌套行政区作为计算单元,在计算单元内部完成水资源供用耗排的分析.节点包括具有水量调蓄控制功能或分汇水需求的重要工程节点、控制断面.

以上述概化的点线元素为基础,识别系统主要过程和影响因素,对水源和用水户进行分类和模拟,建立水循环与水资源供用耗排过程可用于描述系统概化元素之间存在的水量运动转化途径,同时也考虑不同水源开发利用对系统水量平衡的影响.通过“点”、“线”元素表达,绘制描述流域水量关系的水资源系统网络节点图,建立反映流域分区水量供给、排放与转化关系的数学模型.模型按照地表水、地下水、当地地表径流以及跨流域调水等不同水源利用过程构建计算模块.通过模型计算提供包括系统水量平衡、供需平衡、工程运行调度状况以及水源开发利用状况等水资源配置综合结果.

③ 水资源环境经济效益分析模型(EMW).它是从市场经济的角度,建立实物量指标(水资源耗减量、污水排放量、地下水位、入海水量等)和价值量指标(水资源影子价格、水资源耗减价值、水生态退化价值、水环境保护支出、国内生产总值等)的多维指标的权衡分析关系,反映在国内生产总值增加的同时,造成的水资源耗减和水生态、水环境退化价值和水环境保护支出,评价经水资源、水环境调整后的GDP(WEDP),并推求 WEDP 最大的社会经济用水量区间,以此作为流域水资源合理开发利用的阈值.

模型共分为投入产出、用水负效应分析和水资源价值评价3个模块(图2).

投入产出模型.基于一定的产业结构,建立水资源与国民经济的联系,模拟一定水量条件下的水资源影子价格、国内生产总值、分行业用水量及排污量等指标,从而建立了基于宏观经济投入产出模型的水资源耗减成本核算模型,进而计算水资源耗减价值^[25].

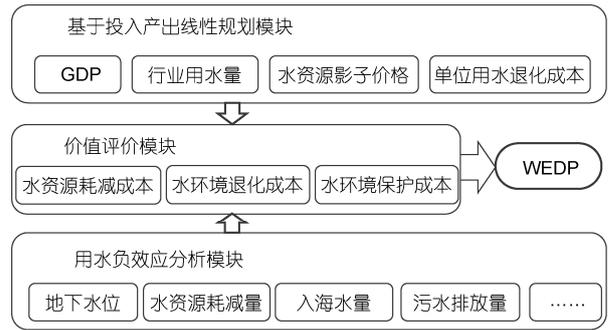


图2 EMW模型结构

用水负效应分析模型.分析用水量引起的地下水位、入海水量以及水资源耗减量等指标变化,建立各指标与用水量的数学关系.其中,水资源耗减量是指在核算期内,经济社会活动的用水消耗量超过当地水资源开发利用阈值的水量,等于地表水和地下水耗减量之和,与用水量的关系为

$$D_w = [(U_{out} \cdot r + U_{in} \cdot r + T_{out}) - A_s] + [E_{sg} - A_g] + E_{dg}, \quad (3)$$

式中, D_w 为水资源耗减量; U_{out} 表示外调水使用量; U_{in} 表示当地地表水使用量; r 为耗水率,等于耗水量比用水量; T_{out} 为地表水调出量; A_s 为地表水资源可利用量; E_{sg} 和 E_{dg} 分别为浅层和深层地下水开发利用量; A_g 为地下水资源可利用量.

价值评价模型.评价一定用水量所造成的资源耗减成本、生态退化价值以及水环境保护支出等指标,分析用水过程产生的负面影响,进一步评价海河流域涉水活动经济净福利.

$$WEDP = GDP - C_{wrde} - C_{wede} - C_{wepre}. \quad (4)$$

④ 多维调控方案评价模型(SEAMUR).以熵理论和协同学理论为基础,选取各维属性序参量为评价指标,揭示水循环系统内部的协同效应.模型引入信息熵概念构建水循环系统有序度熵函数,评价以水平年为基准的单一调控方案;应用耗散结构熵变与系统有序性关系,辨别水循环系统相应水平年演化方向;参照协调度概念,构建系统协调度与有序度综合距离函数,量化调控期内水循环系统有序程度变化,反映系列年组合调控方案调控效果(图3)^[29].

各子系统有序度计算是单一及组合方案评价的基础.选取的五维子系统有序度计算公式为

$$U_{ji}(e_{ji}) = 1 - \left| \frac{e_{ji} - c}{a_{ji} - b_{ji}} \right|, \quad i = 1, 2, \quad (5)$$

$$U_j = \alpha_j U_j(e_{j1}) + \beta_j U_j(e_{j2}), \quad j = 1, 2, 3, 4, 5.$$

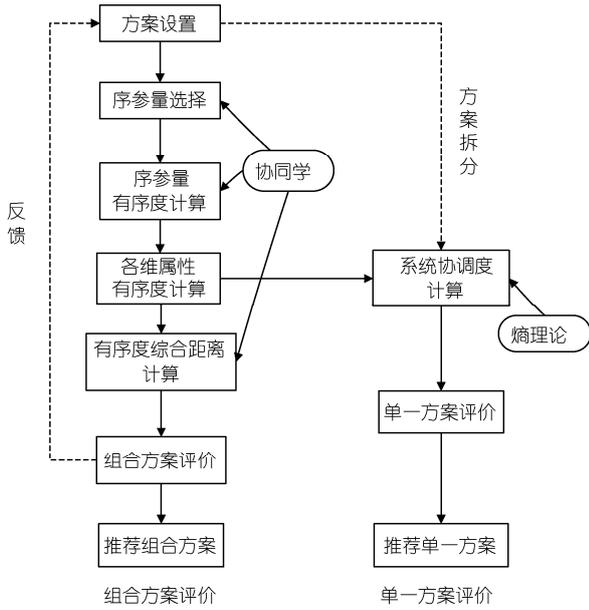


图3 流域多维调控方案评价流程

利用有序度熵辨别某一水平年水循环系统演化方向，计算公式为

$$S_y = -\sum_{j=1}^5 \frac{1-U_j}{5} \log_2 \frac{1-U_j}{5} \quad (6)$$

协调度用于评价系统内部各维属性发展变化的和谐程度，采用几何平均法计算：

$$H(t) = \theta \times \sqrt[5]{\prod_{j=1}^5 U_j}, \quad \theta = \frac{\min(U_j)}{\max(U_j)}, \quad j=1,2,3,4. \quad (7)$$

综合评价不同水平年组合方案整体协调状况采用协调度综合距离：

$$\rho(t_1, t_2 \dots t_N) = \left(\prod_{n=1}^N \sqrt{\sum_{j=1}^5 (1-U_{n,j})^2} \right)^{\frac{1}{N}} \quad (8)$$

式(5)~(8)中， $U_{ji}(e_{ji})$ 为第 j 维属性第 i 个序参量的有序度； e_{ji} 为第 j 维属性第 i 个序参量的取值； a_{ji} , b_{ji} 分别为 e_{ji} 的最大阈值、最小阈值； c 为 e_{ji} 取值范围内的理想值， $c \in [a_{ji}, b_{ji}]$ ； U_j 为各维属性的有序度； α_j , β_j 分别为第 j 维属性第 i 个序参量 e_{ji} 相应权重； S_y 为水循环系统有序度熵； $H(t)$ 为协调度； $U_{n,j}$ 代表第 n 个调控时段水循环系统第 j 维属性的有序度， N 为总调控时段。

2.3 资料与数据准备

(1) 目标函数。海河流域是我国经济社会发达地区，重要的工业基地和高新技术产业基地和粮食

主产区。2007年总人口 1.37×10^8 人，城镇化率 46.7%，GDP 3.56×10^{12} 元，“三产”比例为 8:50:42；人均 GDP 2.60×10^4 元，年实际供水量 $403 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。在供水量中，地下水占 64.6%，当地地表水占 22.0%，引黄水占 10.9%，非常规水源占 2.5%。在用水量中，城镇占 25.9%，农村占 74.1%。

海河流域平原区水生态退化严重。与 20 世纪 50 年代相比，湿地水面面积减少了 72%。2005 年，白洋淀等 12 个天然湖泊湿地水面面积缩减为 727.7 km^2 ，水生植物群落、野生鱼蟹和鸟类等生物量锐减。同期，入海水量不断衰减，河口水沙平衡、水盐平衡状况受到严重影响。

随着环渤海经济区(特别是京津冀都市圈)的崛起，海河流域滨海地区将成为经济发展的龙头，工业仍将呈现快速增长态势，成为制造业基地；高新技术产业将迅速发展，带动传统产业升级改造，高速铁路、航空将得到进一步发展；海河流域平原区仍将是我国粮食主产区，并承担一定的增产任务，但总体上以自给自足为目标。

本研究以 2010 年国务院批复的海河流域综合规划成果为依据设置基本方案。基本方案采用 1956~2000 年水文系列年，在需水预测与节水、非常规水源利用等方面留有一定的安全度；虽然在水文系列选取和外调水配置上符合有关规范和规定，但对流域近期水资源情势反映不足，亦存在局部配置不合理的情况。考虑到提高水资源安全保障程度，更需关注近期偏枯水文系列对经济社会发展的影响，故本次以基本方案确定的经济发展规模及空间分布为基础，采用 1956~2000 年和 1980~2005 年两个水文系列年(以下依次简称为长系列、短系列，年均降水量长系列比短系列多约 $118.4 \times 10^8 \text{ m}^3$)并行分析计算现状及 2020 年、2030 年国民经济需水量(含节水水平)、供水量的结构及空间分布，分析研究海河流域水循环五维包容性协同的调控阈值。

在五维调控中，流域水循环稳定和可再生性维持、生态系统修复是保障和支撑经济社会发展的前提，本次提出并采用层次递进方式设置调控情景方案。第一层次关注水循环系统的再生性维持，包括资源维和生态维，边界情景参数包括降水量、地下水超采量、入海水量、南水北调工程引水量、引黄水量、可耗水量、ET 控制目标等(表 1)；第二层次关注经济社会发展与生态环境保护协同模式，包括经济规模、产

表1 层次一：水循环系统可再生性维持水量边界情景组合^{a)} (单位: 10⁸ m³)

水文系列年	水平年	方案编码	降水量	地下水超采量	入海水量	南水北调		引黄水量	可耗水量	ET控制目标
						中线	东线			
2007年实际			1558.5	81	17	0	0	43.8	1585.3	1666.3
1956~2000	基准年	R _L 07-1	1712.4	55	55	0	0	43.73	1701.1	1756.1
	2020年	R _L 20-1	1712.4	36	64	62.42	16.8	51.2	1778.8	1814.8
		R _L 20-2	1712.4	16	64	62.42	16.8	51.2	1778.8	1794.8
	2030年	R _L 30-1	1712.4	0	68	86.21	31.3	51.2	1813.1	1813.1
		R _L 30-2	1712.4	0	93	86.21	31.3	51.2	1788.1	1788.1
		R _L 30-3	1712.4	0	68	62.42	16.8	51.2	1774.8	1774.8
1980~2005	基准年	R _S 07-1	1594.0	55	55	0	0	43.73	1582.7	1637.7
	2020年	R _S 20-1	1594.0	36	64	62.42	16.8	51.2	1660.4	1696.4
		R _S 20-2	1594.0	55	55	62.42	16.8	51.2	1669.4	1724.4
		R _S 20-3	1594.0	45	35	62.42	16.8	51.2	1689.4	1734.4
		R _S 20-4	1594.0	26	68	62.42	16.8	51.2	1656.4	1682.4
	2030年	R _S 30-1	1594.0	0	68	86.21	31.3	51.2	1694.7	1694.7
		R _S 30-2	1594.0	36	55	86.21	31.3	51.2	1707.7	1743.7
		R _S 30-3	1594.0	36	55	62.42	16.8	51.2	1669.4	1705.4
		R _S 30-4	1594.0	36	55	75.0	16.8	51.2	1682.0	1718.0
		R _S 30-5	1594.0	36	55	75.0	16.8	63.1	1693.9	1729.9

a) ET控制目标为考虑允许超采量后的蒸散发耗水量

表2 层次二：经济社会发展与生态环境保护协同模式情景组合^{a)}

水平年	方案	经济维			社会维		环境维			生态维		简要说明	
		GDP (10 ¹² 元)	三产比		粮食产量		城镇化率 (%)	废污水 入河量 (10 ⁸ t)	COD 入河量 (10 ⁴ t)	城镇 环境 (10 ⁸ m ³)	生态 新增 (10 ⁸ m ³)		
			一	二	三	(10 ⁴ t)							(kg/人)
2007年		3.56	8	50	42	5320	389	47.6	45.2	105.4	6.34	0	粮食自给自足
基准年	D07-1	3.56	8	50	42	5320	389	47.6	45.2	105.4	6.34	0	基本方案
2020年	D20-1	9.01	5	47	48	5400	357	58.6	54.9	53.1	10.09	9.4	基本方案
	D20-2	9.01	5	47	48	5650	375	58.6	54.9	53.1	10.09	9.4	比较方案, 95% 粮食自给率
2030年	D30-1	16.95	3	45	52	5500	350	66.4	61.4	30.7	12.65	14.2	基本方案
	D30-2	16.95	3	45	52	5900	375	66.4	61.4	30.7	12.65	14.2	比较方案

a) 生态新增指增加的河湖、湿地配水量, 基本方案规划水平年粮食产量占全国比例保持2007年水平

业结构、粮食安全以及与其密切相关的环境状况, 涉及经济维、社会维和环境维, 边界情景参数包括GDP、三产比例、粮食产量、城镇化率、COD总量及入河量、城镇环境用水量、生态用水量等(表2); 第三层次关注提高水资源保障能力, 包括非常规水源利用、常规水资源的高效利用(强化节水)等调控措施, 涉及资源维和经济维, 边界情景参数包括再生水利用量、微咸水利用量、雨水利用量、海水淡化、海水

直接利用量以及常规水资源高效利用等(表3).

三个层次有机组合构建出海河流域水循环多维调控系列组合(2007~2020~2030水平年)方案共336套, 其中涉及1956~2000年水文系列(长系列)的组合方案96套(代码F1~F96), 1980~2005年水文系列(短系列)的组合方案240套(代码F97~F336). 进而通过合理性分析、有序度和临界阈值有效分析、协调度综合距离判别筛选出有效方案88套(其中长系列40套,

表3 层次三：提高水资源保障能力情景组合

水平年	方案	非常规水利用(10 ⁸ m ³)					合计	需水量 (10 ⁸ m ³)	说明
		再生水 利用量	微咸水 利用量	雨水 利用	海水 淡化量	海水直接 利用量			
2007年实际		7.05	2.69	0.57	0.03	0.0	10.34	-	-
基准年	E07-1	7.05	2.69	0.57	0.03	0.0	10.34	458.45	基本方案
2020年	E20-1	23.85	7.86	0	3.42	146.0	35.13	494.66	基本方案
	E20-2	36.85	7.86	0	6.39	146.0	51.10	463.57	比较方案
2030年	E30-1	28.60	8.59	0	3.93	149.0	41.12	514.78	基本方案
	E30-2	51.11	8.59	0	6.81	149.0	66.51	483.53	比较方案

表4 海河流域多维临界调控关键指标理想点与调控范围

属性	代表性表征指标	现状 (2007年)	2030年理想点		调控范围			
			指标值	权重	长系列		短系列	
					下限	上限	下限	上限
资源维	地下水超采量(10 ⁸ m ³)	81	0	0.6	36	0	36	0
	地表水开发利用率(%)	67	50	0.4	45	67	50	67
经济维	人均GDP(10 ⁴ 元)	2.60	10.76	0.4	6.0	10.76	6.0	10.76
	万元GDP综合用水量(m ³)	113	30	0.6	55	30	55	30
社会维	人均粮食产量(kg)	389	375	0.7	350	375	350	375
	城乡人均生活用水比(农村/城市)	0.70	0.78	0.3	0.60	0.80	0.60	0.80
生态维	入海水量(10 ⁸ m ³)	27	75	0.4	55	75	35	65
	河道内生态用水量(10 ⁸ m ³)	24	55	0.6	28	55	28	65
环境维	COD入河量(10 ⁴ t)	100	30	0.5	60	30	60	30
	水功能区达标率(%)	28	100	0.5	75	100	75	100

短系列48套).

3 结果与讨论

3.1 调控目标(理想点)及其调控范围

以海河流域面临的国家需求为切入点,分析海河流域未来经济发展的基本定位、水利保障目标和任务,分析择定表征五维整体调控的10项协调性指标,以满足国家和流域发展需求设置理想目标(理想点)和可行的调控范围(表4).

(1) 资源维. 以地下水超采量和地表水开发利用率作为反映流域水循环再生性的表征指标.在地下水严重超采的海河流域,指标的重要性方面地下水超采量高于地表水开发利用率,权重采用0.6:0.4.

地下水超采量.按照海河流域水资源评价结果,海河平原(矿化度 $M \leq 2$ g/L)地下水可开采量为 135×10^8 m³(包括引黄产生的补给量),现状地下水超采量约 81×10^8 m³.在南水北调工程达效后,通过采取有

效的强化节水、水资源配置和最严格的水资源管理措施,海河平原地下水超采量将逐年递减,到2020年下降到 36×10^8 m³,2030年将总体上实现采补平衡.因此,本次将地下水零超采作为2030年的调控目标(理想点),地下水超采量的调控范围为 $0 \sim 36 \times 10^8$ m³.

地表水开发利用率.1995~2007年海河流域多年平均地表水资源量 148×10^8 m³,年均供水量 99×10^8 m³,地表水开发利用程度为67%,已超过了国际公认的河流地表水资源开发利用合理上限值40%.目前的实际状态是山区河流径流量持续下降,平原河流干涸、断流,湿地萎缩,入海水量锐减.模拟结果表明,南水北调通水后2020,2030水平年海河流域地表水开发利用率可降至60%和59%.本次将地表水开发利用率的目标(理想点)设为50%.偏丰的长系列水文条件下调控范围为45%~67%,偏枯的短系列适当抬高下限,调控范围为50%~67%.

(2) 经济维. 以人均GDP和万元GDP用水量反映经济发展规模和水资源利用效率的表征指标.在

水资源严重短缺的海河流域,万元 GDP 用水量指标相对更重要,两者权重采用 0.4:0.6.

人均 GDP. 按照党的“十五”大提出的 21 世纪前 50 年“三步走”发展战略,海河流域 2020 年实现全面小康、2030 年实现基本现代化的人均 GDP 需依次达到 5.2×10^4 元和 10.0×10^4 元. 另据海河流域内各省市区发展改革部门预测结果汇总,海河流域 GDP 将从 2007 年的 3.56×10^{12} 元至 2020 年增加到 9.12×10^{12} 元,人均 GDP 将达到 6.0×10^4 元,年均增长率约 7.5%;若 2020~2030 年 GDP 年均增长率按 2007~2020 年下降一个百分点分析,2030 年人均 GDP 将达到 10.76×10^4 元. 故本次将人均 GDP 10.76×10^4 元作为是 2030 年经济发展规模目标(理想点),调控范围 2020 年为 $4.0 \times 10^4 \sim 7.0 \times 10^4$ 元/人,2030 年为 $6 \times 10^4 \sim 10.76 \times 10^4$ 元/人.

万元 GDP 综合用水量. 反映节水水平和用水效率,也反映水资源对经济发展的支持程度. 万元 GDP 综合用水量越高,可支撑的经济发展规模越小,因而,通过提高用水效率和效益,降低万元 GDP 综合用水量,是保障和支撑海河流域经济社会发展规模的重要途径. 根据海河流域综合规划修编成果,2030 年要实现人均 GDP 10.76×10^4 元目标,万元 GDP 综合用水量至少要从 2007 年的 113 m^3 降到 2020 年的 54 m^3 和 2030 年的 30 m^3 ,故本次将万元 GDP 综合用水量 30 m^3 作为 2030 年目标(理想点),调控范围 2020 年为 $50 \sim 75 \text{ m}^3 / (10^4 \text{ 元})$,2030 年为 $30 \sim 55 \text{ m}^3 / (10^4 \text{ 元})$.

(3) 社会维. 以人均粮食产量和城乡人均生活用水量比(农村人均生活用水量/城镇人均生活用水量)反映粮食生产规模和城乡生活用水差异,以保障公益性行业和弱势群体的基本用水. 权重关系为 0.7:0.3.

人均粮食产量. 海河流域是我国粮食主产区,2007 年粮食总产量 $5320 \times 10^4 \text{ t}$,占全国粮食产量的 10.6%;人均占有量 389 kg,处于“自给自足”水平. 随着京津冀都市圈、环渤海经济区规模的扩大和人口的增加,粮食消费需求将呈刚性增长;而耕地减少、水资源短缺、气候变化等对粮食生产的约束日益突出,未来有可能成为粮食净调入区,但粮食产量占全国的比重至少保持在 2007 年水平. 根据《国家粮食安全中长期规划纲要(2008~2020 年)》提出的全国人均粮食消费量目标是 2020 年不低于 395 kg,若按 95%

自给率计,人均占有量需达到 375 kg,故将人均粮食产量 375 kg 作为海河流域粮食生产的理想点. 若保持海河流域粮食产量占全国 10% 的地位不变,2020 年应达到 $5400 \times 10^4 \text{ t}$,人均粮食占有量 357 kg;2030 年至少达到 $5500 \times 10^4 \text{ t}$,人均粮食占有量约为 350 kg. 因此,海河流域人均粮食产量调控范围为 350~375 kg.

城乡人均生活用水量. 海河流域 2007 年城市用水定额为 $95 \text{ L 人}^{-1} \text{ d}^{-1}$,农村生活为 $66 \text{ L 人}^{-1} \text{ d}^{-1}$,城乡人均用水量比(农村比城市)为 0.70. 从理想的角度分析,2020,2030 年农村生活用水定额应逐步接近现状大城市农村的水平. 若以北京农村 2007 年农村生活用水定额 $98 \text{ L 人}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 作为 2030 年海河流域农村生活用水定额,相应的城乡人均生活用水量比为 0.78.

(4) 生态维. 以入海水量和河道内生态用水量反映生态用水状况,作为衡量生态环境的表征指标,以保障基本生态环境用水. 两者比重关系采用 0.6:0.4.

入海水量. 海河流域 1956~2005 年平均入海水量约 $93 \times 10^8 \text{ m}^3$,约占同期年均天然河川径流量 $216 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的 43%,1980~2005 年平均入海水量约 $35 \times 10^8 \text{ m}^3$,河口生态已明显恶化. 根据有关科研成果分析,维持海河流域主要河口泥沙冲淤动态平衡的多年平均最小入海水量为 $75 \times 10^8 \text{ m}^3$,适宜量为 $121 \times 10^8 \text{ m}^3$;维持主要河口水生生物(鱼类)栖息地盐度平衡的多年平均最小入海水量为 $18 \times 10^8 \text{ m}^3$,适宜入海水量为 $50 \times 10^8 \text{ m}^3$. 综合权衡国民经济、生态环境用水需求后,认为维持河口泥沙冲淤动态平衡的适宜水量过大,而维持河口水生生物栖息地盐度平衡的最小入海水量又过小,入海水量适宜范围定为 $50 \sim 75 \times 10^8 \text{ m}^3$. 在 1980~2005 年水文系列条件下,天然河川径流量的 1/3 约 $55 \times 10^8 \text{ m}^3$,在严重缺水的海河流域,能保证三分之一天然径流入海具有很大难度. 故本次将 $55 \times 10^8 \text{ m}^3$ 作为短系列入海水量理想点, $75 \times 10^8 \text{ m}^3$ 作为长系列入海水量理想点.

河道内生态用水量. 采用 Tennant 法分析河流生态水量,山区取多年平均天然径流量的 15%~30%,平原区取 5%~15%. 分析结果表明,海河流域河流生态水量 $49.4 \times 10^8 \text{ m}^3$,其中山区 15 条规划河流生态水量为 $11.0 \times 10^8 \text{ m}^3$,平原区 24 条规划河流生态水量为 $28.1 \times 10^8 \text{ m}^3$,平原区 13 个规划湿地生态水量为 $10.3 \times 10^8 \text{ m}^3$. 若生态水量按 95% 保证率进行配置,山区 15 条规划河流无需配水,平原区 11 条规划河流需新

增生态配置水量 $7.37 \times 10^8 \text{ m}^3$, 平原区 13 个规划湿地除北大港、衡水湖、大浪淀、恩县洼 4 处为南水北调工程的调蓄水库外, 其他 9 处湿地需增加配置水量 $6.81 \times 10^8 \text{ m}^3$. 综上所述, 海河流域平原区河流、湿地共需新增生态配置水量 2020 年为 $9.43 \times 10^8 \text{ m}^3$ 和 2030 年为 $14.18 \times 10^8 \text{ m}^3$.

(5) 环境维. 以 COD 入河排放量和水功能区达标率反映主要污染负荷排放状况, 作为衡量环境状况的表征指标. 两个指标同等重要, 比重关系定为 0.5:0.5.

COD 入河排放量. 影响水环境阈值的一个重要因素是设计流量, 资料系列太短无法反映水文规律, 太长则无法反映人类活动的影响, 特别是枯水期小流量的影响. 国际上通常采用 7Q10 法计算设计流量, 即以天然状态下 90% 保证率最枯 7 天的平均流量作为河流最小流量设计值, 由于该标准要求比较高, 我国规定设计流量一般河流采用近十年最枯月平均流量或 90% 保证率最枯月平均流量(《制定地方水污染排放标准的技术原则和方法》(GB3839-83), 2006). 鉴于海河流域水资源条件, 选取 75% 保证率枯水期月平均流量或选取平偏枯典型年的枯水期平均流量作为设计流量, 约占多年平均径流量的 15% 左右, 略高于 Tennant 法计算的最小生态需水量.

海河流域 2007 年实测入河排污口 1177 个, 实测废污水入河量 $45.2 \times 10^8 \text{ t}$, COD 入河量 $105.1 \times 10^4 \text{ t}$, 计算结果表明 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的纳污能力分别为 29.27×10^4 和 $1.39 \times 10^4 \text{ t/a}$, 导致 70% 的水功能区超标. 而 1980 年, 超标河流比例仅为 28%, 相应的污染物排放量经过研究推算, 约为 $40 \times 10^4 \text{ t}$, 超出纳污能力三分之一左右. 故本次将 COD 入河排放量 $30 \times 10^4 \text{ t}$ 作为 2030 年目标(理想点), 2020 年的调控范围为 $50 \times 10^4 \sim 80 \times 10^4 \text{ t}$, 2030 年的调控范围为 $30 \times 10^4 \sim 50 \times 10^4 \text{ t}$.

水功能区达标率. 海河流域共划分水功能区 524 个, 2007 年 146 个水质达标, 达标率仅为 28%. 按水体功能要求的水质目标和设计水文条件, 计算确定水功能区 COD 纳污能力; 根据需水预测和污水处理程度, 预测规划水平年废污水入河量. 2020 年, 水功能区规划达标率为 63%, 相应的 COD 入河控制量为 $53 \times 10^4 \text{ t}$, 入河废污水量 $55 \times 10^8 \text{ m}^3$; 2030 年, 水功能区规划达标率为 100%, 相应的 COD 入河控制总量为 $31 \times 10^4 \text{ t}$, 入河废污水量 $61 \times 10^8 \text{ m}^3$. 故将水功

能区规划达标率 100% 作为 2030 年调控目标.

3.2 调控模式与阈值分析

为了有效辨别某一维用水量变化对其他几维的影响, 在各维表征指标理想点及其调控范围内, 划分各维区间等级, 定量分析某一维由下限值变化到上限值对其他几维的影响.

在五维中, 与水量循环密切相关的是资源维、生态维和经济维, 可表达为在特定的跨流域调水规模条件下, 地下水超采、入海水量大小决定国民经济可用水量范围, 因而, 临界调控的第一步是分析资源维(地下水超采量)、生态维(入海水量)变化对经济维(国民经济用水量)的影响, 分析辨识在可行的资源、生态阈值范围内, 国民经济用水量的合理范围, 即

$$W = f(X, Y), \quad (9)$$

式中, W 为国民经济可用水量(10^8 m^3); X 表示入海水量(10^8 m^3); Y 表示超采量(10^8 m^3).

第二步, 在可行的国民经济用水量范围内, 分析经济结构、粮食安全与经济发展规模的关系, 由于粮食生产耗水量显著高于其他行业, 故重点辨识在合理的国民经济用水、粮食安全范围内, 可支撑的经济发展规模, 协调经济发展规模与粮食安全的关系, 确定粮食安全调控阈值, 即

$$\text{GDP} = g(W, F), \quad (10)$$

式中, W 为国民经济可用水量(10^8 m^3); F 表示粮食产量(10^4 t).

第三步, 建立经济发展规模、粮食安全与 COD 关系, 辨识经济发展规模对环境维的影响, 提出 COD 调控阈值, 即

$$\text{COD} = h(\text{GDP}, F), \quad (11)$$

式中, COD 指 COD 入河量(10^4 t).

(1) 超采量、入海水量与国民经济用水量. 按照资源维、生态维、经济维 2030 年理想目标和调控范围, 以地下水零超采、入海水量达到 $68 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的国民经济可用水量为下限, 允许地下水超采量 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、入海水量控制在 $35 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的国民经济可用水量为上限, 由下至上划分等级, 进行国民经济各行业水量配置, 分析国民经济可用水量范围. 结果表明: 在 1980~2005 年水文系列条件下, 入海水量由 $35 \times 10^8 \text{ m}^3$ 增加到 $68 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、地下水超采量由 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$ 减少到 0 m^3 , 2030 年国民经济可用水量平均由

$475 \times 10^8 \text{ m}^3$ 下降到 $415 \times 10^8 \text{ m}^3$, 呈递减趋势(图 4), 三者之间的关系为

$$W = -0.9725(X - Y) + 485.21. \quad (12)$$

采用相同的方法, 得出在 1956~2000 年水文系列条件下, 即使不允许地下水超采、入海水量达到 $93 \times 10^8 \text{ m}^3$ (占长系列年均天然河川径流量的 43%), 国民经济可用水量亦在 $490 \times 10^8 \text{ m}^3$ 以上。

(2) 国民经济可用水量、粮食产量与 GDP. GDP 总量与产业结构、行业结构密切相关, 由于各行业单位增加值用水量差异很大. 在竞争性用水条件下, 保障粮食安全与保障 GDP 增长关系微妙。

分析结果表明, 在 1956~2000 年水文系列条件下, 2030 年国民经济可用水量在 $490 \times 10^8 \sim 510 \times 10^8 \text{ m}^3$, 若粮食产量达到 $5900 \times 10^4 \text{ t}$ (人均 375 kg), GDP 将低于 12×10^{12} 元, 显著低于海河流域综合规划成果(基本方案) 16.72×10^{12} 元目标, 经济系统运行状态很差; 逐步降低粮食安全下限, 将粮食产量控制在 $5500 \times 10^4 \text{ t}$ (人均 350 kg) 和 $5700 \times 10^4 \text{ t}$ (人均 365 kg) 水平, 则 GDP 可达到 $16.30 \times 10^{12} \sim 16.56 \times 10^{12}$ 元, 可基本实现基本方案的目标值. 而在 1980~2005 年水文系列条件下, 即使减少高耗水蔬菜等作物面积至规划值的 50%, 若粮食产量控制在 $5700 \times 10^4 \text{ t}$, 2030 年 GDP 亦难达到 16×10^{12} 元(图 5)。

(3) GDP 与 COD 入河量. 对不同组合方案的分析调控结果表明, GDP 与 COD 入河量大体呈同步增长, 当 GDP 达到 16×10^{12} 元左右, 为保证水功能区达标, COD 入河量需控制在 $33 \times 10^4 \text{ t}$ 以内(图 6), 故将 2030 年 COD 入河量临界调控阈值设定为 $33 \times 10^4 \text{ t}$ 。

(4) WEDP 与用水量阈值. 2007 年海河流域实际用水量为 $384.5 \times 10^8 \text{ m}^3$, 当年 GDP 为 3.56×10^{12}

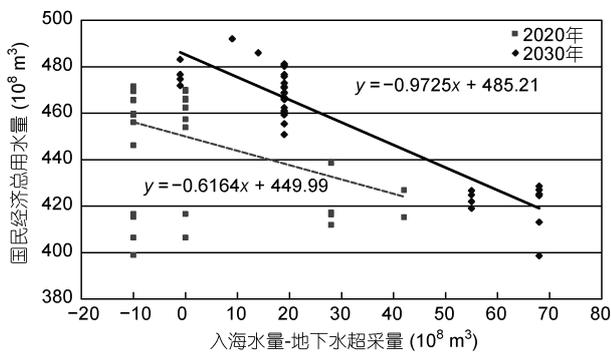


图 4 入海水量、地下水超采量与国民经济可用水量关系 (1980~2005 系列)

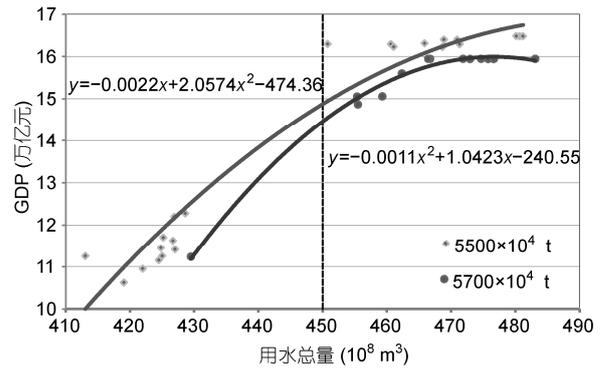


图 5 2030 年粮食产量、GDP 与国民经济可用水量关系 (1980~2005 系列)

元, 在扣除了水资源耗减、水生态退化和水环境保护价值后, 当年 WEDP 为 2.89×10^{12} 元, 说明海河流域对水资源的消耗和水环境退化已经达到了较为严重的程度。

在考虑了水资源开发利用引起的水资源耗减和水生态退化价值后, 现状年海河流域 WEDP 达到最大值时的 GDP 为 3.23×10^{12} 元、水资源耗减价值约 0.15×10^{12} 元、水生态退化价值约 0.06×10^{12} 元、水环境保护支出约 0.02×10^{12} 元, 合理的用水量约 $343 \times 10^8 \text{ m}^3$, 扣除当年外调水和其他非常规水源利用后, 现状年合理的当地水资源开发利用阈值为 $290 \times 10^8 \text{ m}^3$, 而年实际当地水资源利用量为 $332 \times 10^8 \text{ m}^3$, 超过开发利用阈值约 $40 \times 10^8 \text{ m}^3$, 用水的负面效应大大削弱了用水的正面产出. 2030 年海河流域 WEDP 最大时 GDP 为 16.72×10^{12} 元, 相应的水资源耗减价值约 0.29×10^{12} 元、水生态退化价值约 0.28×10^{12} 元、水环境保护支出约 0.20×10^{12} 元, 合理用水量为 $474 \times 10^8 \text{ m}^3$, 扣除规划的外调水和其他非常规水源后, 合理的当地水资源开发利用阈值为 $280 \times 10^8 \text{ m}^3$ (图 7)。

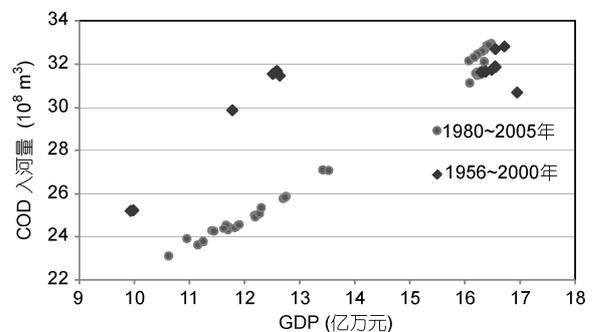


图 6 GDP 与 COD 入河量关系

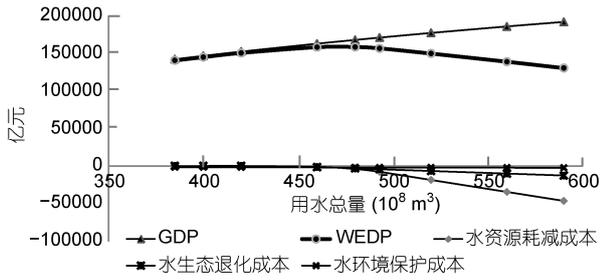


图7 2030年海河流域用水量与WEDP的关系

3.3 五维协同方案

海河流域水资源的有限性和用水的竞争性,使五维序参量很难同时达到其理想值,而某一维子系统有序度的提高有可能导致其他子系统有序度的降低,需要五维整体权衡.本次采用 SEAMUR 模型,应用协同学原理衡量五维子系统的有序程度,应用系统信息熵判别水循环系统的演化方向,应用协调度和协调度综合距离遴选较理想的系列组合方案.长、短系列五维协调性的 10 个宏观表征指标(序参量)列于表 5,以此为基础,计算两套系列共 88 个有效方案的协调度综合距离,分析比较推荐出较好的 14 个组合方案(表 6).理想点、基本方案、推荐方案五维竞争权衡的结果如图 8 和 9 所示.从图可见,由于短系列与长系列相比,海河流域年均降水量减少约 $118 \times 10^8 \text{ m}^3$,要实现 2030 年流域经济发展目标(GDP 16.7×10^{12} 元),不得不适度牺牲资源维、生态维和社会维目标.

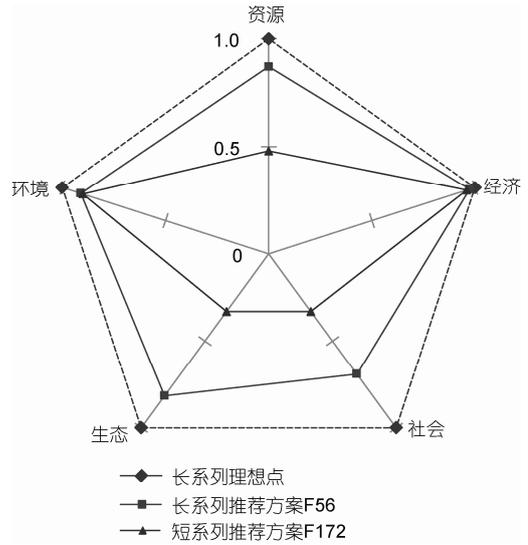


图8 长、短系列推荐方案五维竞争协同有序度雷达图(2030年)

4 结论

本研究针对复杂水循环系统多目标不能公度的难题,提出运用多维整体调控方法体系,通过目标分解、多方案递阶分析和基于协调度函数的综合评判,实现了将不同形式与不同单位的各维目标统一到同一坐标系中进行价值量比较和分析.通过海河流域多方案分析应用证明,通过水循环再生维持能力、经济社会发展与水生态环境保护平衡模式、提高水资源保障能力多层次递进方案设置和方案比选,提出

表5 五维理想点、取值范围及序参量权重

项目	资源维		经济维		社会维		生态维		环境维	
	地表水开发利用率(%)	地下水开采量(10^8 m^3)	人均GDP (10^4 元/人)	万元GDP用水量 ($\text{m}^3/10^4$ 元)	人均生活用水比 农村/城镇	人均粮食产量 (kg/人)	入海水量 (10^8 m^3)	河道内生态用水量	COD入河量 (10^4 t)	水功能区达标率 (%)
1956~2000年系列										
理想点	50	184	10.76	30	0.78	375	75	42.3	30	100
最小值	45	184	6.00	30	0.60	350	55	35.0	30	60
最大值	67	220	10.76	55	0.80	375	93	45.0	60	100
权重	0.4	0.6	0.4	0.6	0.3	0.7	0.4	0.6	0.5	0.5
1980~2005年系列										
理想点	50	184	10.76	25	0.78	365	50	42.3	30	100
最小值	50	184	6.00	25	0.60	350	35	35.0	30	60
最大值	75	240	10.76	56	0.80	375	70	45.0	60	100
权重	0.4	0.6	0.4	0.6	0.3	0.7	0.4	0.6	0.5	0.5

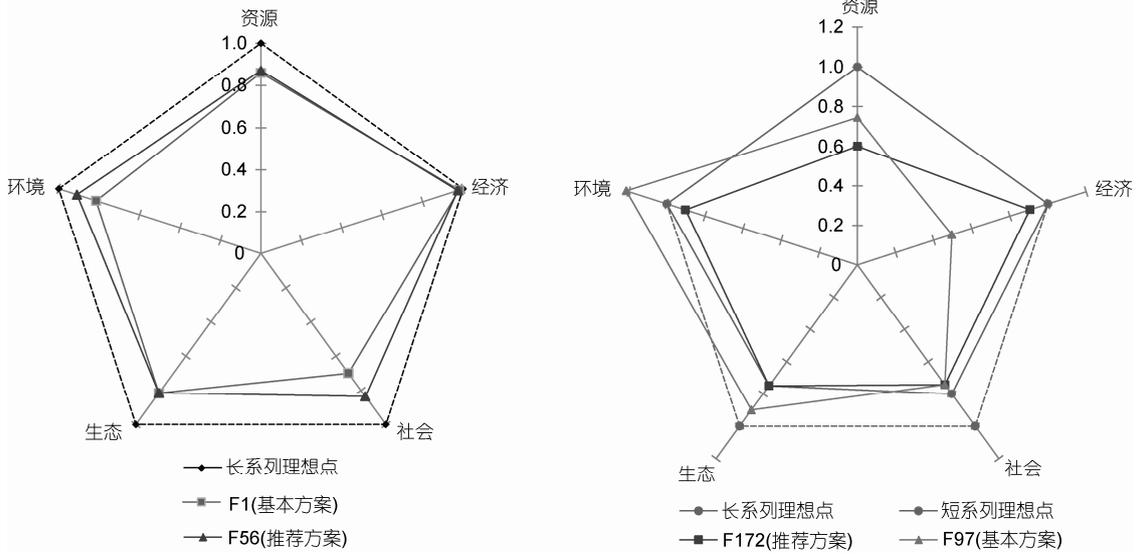


图9 五维竞争协同有序度雷达图(2030年)

了五维竞争权衡的七大总量控制指标与调控阈值,改进了针对水资源与社会经济关系分析主要以单一的两两关系分析为主的现有研究方法,可实现复杂水循环系统的多目标有效决策,为今后海河流域水资源高效利用、宏观战略研究、规划和管理提供了实用平台.通过多方案分析得出的主要调控结论如下:

(1) 在 1956~2000 年水文系列条件下,降水量较丰沛,ET 对国民经济用水的制约作用有限.通过加强对非常规水源的开发利用、常规水源的高效利用,可进一步将 2020 年地下水超采量控制在 $16 \times 10^8 \text{ m}^3$, 2030 年实现采补平衡,入海水量控制在 $55 \times 10^8 \sim 60 \times 10^8 \text{ m}^3$. 五维竞争权衡达到整体协调的国民经济用水量应控制在 $505 \times 10^8 \text{ m}^3$ (南水北调二期工程按期实施)至 $490 \times 10^8 \text{ m}^3$ (二期工程未按期实施),在保障 2030 年粮食生产能力达到 $5700 \times 10^4 \text{ t}$ 条件下,可实现 GDP 总量 $16.30 \times 10^{12} \sim 16.56 \times 10^{12}$ 元,南水北调二期工程未能按期实施与按期实施相比 GDP 将减少 1.57%. 2030 年总量控制指标:当地地表水取水总量 $102 \times 10^8 \sim 108 \times 10^8 \text{ m}^3$,地下水开采量 $184 \times 10^8 \sim 203 \times 10^8 \text{ m}^3$ (基本实现地下水零超采),流域外调入水量 $142 \times 10^8 \sim 167 \times 10^8 \text{ m}^3$,国民经济用水总量 $490 \times 10^8 \sim 505 \times 10^8 \text{ m}^3$,COD 入河排污总量 $32.9 \times 10^4 \text{ t}$,河道内生态用水总量 $129 \times 10^8 \text{ m}^3$,入海水量 $70 \times 10^8 \text{ m}^3$,粮食生产能力达到 $5700 \times 10^4 \text{ t}$.

(2) 在 1980~2005 年偏枯水文系列条件下,ET 对

国民经济用水的制约作用显著.若采用基本方案设定的地下水超采量(2020 年 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、2030 年采补平衡)、入海水量(2020 年 $64 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、2030 年 $68 \times 10^8 \text{ m}^3$)目标,即使南水北调二期工程按期实施,非常规水利用量提高到 $66.5 \times 10^8 \text{ m}^3$,仅可实现 GDP 规划目标值的 67%.因而,五维目标需综合协调.

在 1980~2005 年水文系列条件下,应以大力提高常规水资源的利用效率、加大非常规水利用量为前提,并适度放宽对资源维、生态维、社会维的控制约束,以实现五维整体协调. 2030 年地下水超采量控制在 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$,入海水量控制在 $50 \times 10^8 \text{ m}^3$ 左右,粮食生产能力维持在 $5500 \times 10^4 \text{ t}$,国民经济用水量控制在 $460 \times 10^8 \text{ m}^3$ (F124 二期工程未按期实施,超采 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$)至 $485 \times 10^8 \text{ m}^3$ (F172 二期工程按期实施,超采 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$). 为了保持基本的 GDP 增长速度,三产比例从 3.9:46.4:49.7 (F172 二期工程按期实施)调整为 3.9:44.7:51.4 (F124 二期工程未按期实施),可实现 GDP 总量 $16.23 \times 10^{12} \sim 16.49 \times 10^{12}$ 元. 分析结果表明,在 1980~2005 年水文系列条件下,南水北调二期工程按期实施非常必要. 2030 年总量控制指标:当地地表水取水总量 $80 \times 10^8 \sim 90 \times 10^8 \text{ m}^3$,地下水开采量 $220 \times 10^8 \text{ m}^3$ (地下水超采量约 $36 \times 10^8 \text{ m}^3$),流域外调入水量 $142 \times 10^8 \sim 167 \times 10^8 \text{ m}^3$,国民经济用水总量 $460 \times 10^8 \sim 485 \times 10^8 \text{ m}^3$,COD 入河排污总量 $32.9 \times 10^4 \text{ t}$,河道内生态用水总量 $129 \times 10^8 \text{ m}^3$,入海水量 $50 \times 10^8 \text{ m}^3$,粮食生产能力 $5500 \times 10^4 \text{ t}$.

参考文献

- 1 Liu C M, Yu J G, Eloise K. Groundwater exploitation and its impact on the environment in the North China Plain. *Water Intel*, 2001, 26: 265–272
- 2 刘家宏, 秦大庸, 王浩, 等. 海河流域二元水循环模式及其演化规律. *科学通报*, 2010, 55: 512–521
- 3 Xevi E, Khan S A. Multi-objective optimization approach to water management. *J Environ Manage*, 2005, 77: 269–277
- 4 秦大庸, 吕金燕, 刘家宏, 等. 区域目标 ET 的理论与计算方法. *科学通报*, 2008, 53: 2384–2390
- 5 Fu G T, David B, Khu S T. Multiple objective optimal control of integrated urban wastewater systems. *Environ Model Softw*, 2008, 23: 225–234
- 6 Mariano C, Yamanaka V, Morales E, et al. Multi-objective optimization of water-using systems. *Eur J Operat Res*, 2007, 3: 1691–1707
- 7 Yapo P, Gupta H, Sorooshian S. Multi-objective global optimization for hydrologic models. *J Hydrol*, 1997, 204: 83–97
- 8 Merino G, Jones D, Clements L, et al. Fuzzy compromise programming with precedence order in the criteria. *Appl Math Comput*, 2003, 134: 185–205
- 9 Andrea C, Francesca P, Rodolfo S. Integration, participation and optimal control in water resources planning and management. *Appl Math Comput*, 2008, 206: 21–33
- 10 Babel M S, Gupta A D, Nayak D K. A model for optimal allocation of water to competing demands. *Water Res Manage*, 2005, 19: 693–712
- 11 Andrew H, Ainsley A, Stefan H. A stochastic non-linear programming model for a multi-period water resource allocation with multiple objectives. *Water Res Manage*, 2008, 22: 1445–1460
- 12 卢琼, 甘泓, 张象明, 等. 水资源耗减量概念及其分析方法. *水利学报*, 2010, 12: 1401–1406
- 13 Robert A Y. Determining the Economic Value of Water-Concept and Methods. Washington D C: Resources for the Future, 2004
- 14 Jones C V, Morris J R. Instrumental price estimates and residential water demand. *Water Resour Res*, 1984, 20: 197–202
- 15 姜文来. 水资源价值论. 北京: 科学出版社, 1998. 25–48
- 16 王浩, 阮本清, 沈大军. 面向可持续发展的水价理论与实践. 北京: 科学出版社, 2000. 92–113
- 17 汪林, 甘泓, 倪红珍, 等. 水经济价值及相关政策影响分析. 北京: 中国水利水电出版社, 2009. 33–43
- 18 Costanza R, D’Arge R, Groot R D, et al. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 2004, 387: 253–260
- 19 Liu J G, Ouyang Z Y, Stuart L P, et al. ECOLOGY: Protecting China’s biodiversity. *Science*, 2003, 300: 1240–1241
- 20 王金南, 於方. 中国环境经济核算研究报告 2004. 北京: 中国环境科学出版社, 2009
- 21 张光辉, 陈树娥, 费宇红. 海河流域水资源紧缺属性与对策. *水利学报*, 2003, 10: 113–118
- 22 陈效国. 黄河流域水资源演变的多维临界调控模式. 郑州: 黄河出版社, 2007
- 23 王浩, 秦大庸, 王建华, 等. 区域缺水状态的识别及其多维调控. *资源科学*, 2003, 25: 2–7
- 24 黄强, 畅建霞. 水资源系统多维临界调控的理论与方法. 北京: 中国水利水电出版社, 2007
- 25 甘泓, 秦长海, 卢琼, 等. 水资源耗减成本计算方法. *水利学报*, 2011, 1: 40–46
- 26 高敏雪, 许健, 周景博. 综合环境经济核算——基本理论与中国应用. 北京: 经济科学出版社, 2007. 126–137
- 27 吴泽宁, 左其亭, 丁大发, 等. 黄河流域水资源调控方案评价与优选模型. *水科学进展*, 2005, 16: 735–740
- 28 Gan Z G, Gan H, Wang L, et al. Tradeoff approach of multiple objective analysis in the Haihe River Basin. *J Food Agr Environ*, 2010, 8: 991–995
- 29 Gan H, Zhu Q L, You J J, et al. Alternative evaluation and selection based on order degree entropy: A case study of the Haihe River Basin in China. *J Food Agr Environ*, 2010, 8: 1062–1066