

文章编号:0559-9350(2020)01-0056-13

基于鲁棒规划方法的农业水资源多目标优化配置模型

谭倩¹, 缙天宇¹, 张田媛¹, 李然², 张珊¹

(1. 中国农业大学 水利与土木工程学院, 北京 100083;

2. 四川大学 水力学与山区河流开发保护国家重点实验室, 四川 成都 610065)

摘要: 在干旱半干旱地区, 调整种植结构可以促进农业水资源的高效利用。农业水资源配置需要在多个目标间权衡博弈, 对各目标的偏好和赋权直接影响着优化模型的输出和决策方案的制定, 但以往研究往往忽略了权重确定过程中因主观等因素的影响而普遍存在的不确定性。针对农业水资源多目标规划中存在的权重不确定性难题, 建立了基于鲁棒优化方法的农业水资源多目标优化配置模型方法(MRPWU)。该方法可以把权重中蕴含的复杂不确定性信息纳入建模过程, 产生可靠的模型结果; 并能提供效益值及风险值均定量化的方案集, 便于决策者在权衡效益与风险后确定最优方案。模型以作物种植经济收益和碳吸收量最大化为目标、以水土资源供需平衡等为约束条件, 并应用于农业水资源供需矛盾突出的甘肃省民勤县。优化结果表明, 随着保护度水平的提高, 生态效益上升, 经济效益和综合效益下降, 系统面临的风险也随之下降。相比于权重为确定参数的模型, MRPWU模型可以在综合效益下降3.7%的同时, 较大地提高系统应对权重不确定性以及风险的能力。与2017年的实际情况相比, MRPWU模型可以减少种植面积1.6%、节省灌溉用水3.9%, 同时提高生态效益1.6%。

关键词: 多目标规划; 权重不确定性; 鲁棒性; 农业水资源管理; 种植结构

中图分类号: O221.6

文献标识码: A

doi: 10.13243/j.cnki.slxb.20190449

1 研究背景

水资源与农业生产和粮食安全息息相关, 是维系社会可持续发展和生态系统稳定的重要因素。随着人口的不断增长, 人们对粮食的需求不断提高。2050年全球人口预计将增长到95亿, 届时粮食需增产60%、农业用水量需增加19%, 才能满足基本粮食需要^[1]。中国是个农业大国, 农业是最主要的用水部门。在水资源严重紧缺的背景下, 不协调的农业种植结构和较低的灌溉水利用率, 将进一步加剧农业生产的困境^[2]。尤其在我国西北干旱半干旱区域, 在气候变化和人为活动的双重影响下, 农业水资源匮乏和生态环境退化问题尤为突出^[3]。合理配置农业水资源、提高农业水资源利用效率, 对保障区域粮食安全和维护农业生态系统具有重要作用。

农业水资源优化配置, 是协调区域作物生产和生态环境保护的需要^[3]。调整作物种植面积、优化作物结构, 是实现灌溉水资源优化配置和高效利用的有效途径之一^[3-5]。农业水资源管理需要权衡多方利益, 涉及经济、社会和生态环境等多方面。多目标线性规划方法, 能够有效处理多个目标之间的权衡问题, 在水资源的优化配置研究中广泛应用。Li等^[6]综合了机会约束规划、半无限规划和整数规划等方法, 对甘肃石羊河流域地表水和地下水的联合利用进行了优化配置, 得到了在不同水文年条件下的农业灌溉水资源优化配置方案。Kennedy等^[7]利用多目标规划模型, 通过调整土地利用类型, 在景观尺度上对经济和环境目标进行优化, 使巴西农业可以同时满足农业生产、生物多样性和生态系统服务的要求。Ren等提出了一种多目标模糊规划方法, 构建了以社会、经济

收稿日期: 2019-06-22; 网络首发时间: 2020-01-20

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1882.TV.20200119.1543.004.html>

基金项目: 国家自然科学基金项目(51822905, 51779255, 51621061)

作者简介: 谭倩(1981-), 博士生导师, 主要从事水资源与水环境系统分析研究。E-mail: qian_tan@cau.edu.cn

和生态效益为目标的多目标模型，在模糊参数的不同可能性水平下，对灌溉用水和土地利用进行了优化，得到了最优的农业灌溉方案^[8]。Tan 等将分式规划与鲁棒优化相结合，建立了以单方水效益最大为目标值的水资源优化模型，同时处理了参数中存在的复杂不确定性信息，提高了农业水资源的利用效率^[9]。

然而，农业水资源多目标优化问题的研究中仍存有难题。其一，在多目标求解时，往往需要借助决策者对不同目标的偏好信息，将多目标转化为单目标问题求解。这一信息由于受到决策者的主观偏好等因素的影响，不可避免地存在着不确定性。而现有的农业水资源多目标规划研究，往往忽略了或无法有效处理这样的不确定性信息。以最常见的线性加权方法为例，该方法将目标权重简化为确定值进行求解。若各目标权重值稍有变化，基于确定性权重求解得到的结果很可能变为次优解或无解，严重影响优化结果的可靠性^[10-11]。目前基于多目标线性规划的农业水资源优化配置研究中，鲜有涉及到多目标权重不确定性方法的报道。因此，有必要引入能有效处理权重不确定性的多目标优化方法，提高优化结果的可靠性。其二，在考虑农业用水的生态目标时，大部分研究往往仅从减少农业用水量的角度来保证生态用水量，即关注农业用水优化配置的间接生态效益，而忽视了作物自身的固碳效应等直接的生态服务功能和价值。农田生态系统是一个巨大的碳汇系统，在碳的增汇减排中占有重要地位和作用^[12-14]。农田生态系统具有巨大的固碳潜力，它对于区域及全球气候变化都具有积极影响。除此之外，农业生态系统中较高的碳循环水平可以有效增加土壤中有机的含量并减少化肥的使用，这对于水土保持、缓解土壤沙化以及环境保护等均具有重要作用^[15-16]。通过优化作物种植结构，有望在优化配置农业用水的同时，增加碳汇量、最大限度地发挥农田系统的生态功能。

因此，本研究靶向多目标权重不确定性难题，建立基于鲁棒规划方法的农业水资源多目标优化配置模型 (Multi-objective robust programming model for agricultural water management with uncertain weights, MRPWU)。MRPWU 模型可以有效地处理权重中的复杂不确定性信息，并提供效益及风险定量化的优化方案。在优化目标中，以作物的碳汇价值表征农作物的生态功能、衡量种植对当地生态系统的正面影响。并且，将 MRPWU 模型方法应用于水资源短缺、生态环境脆弱的甘肃省民勤县进行实例研究，产生作物种植结构调整的优化方案，为当地农业水土资源的高效利用提供参考方案和决策支持。

2 基于鲁棒规划的多目标优化方法

在农业水土资源优化研究中，通常面临着经济效益和生态效益协同提升的问题。多目标线性规划方法，可以有效地协调多个目标之间的权衡问题。但是，在决策过程中各目标的权重受决策者主观偏好等因素的影响，普遍存在着不确定性。传统的线性加权的方法，难以处理权重参数的不确定性信息。为了弥补水资源优化决策研究中多目标线性规划方法的不足，本文将基于鲁棒规划的多目标优化方法引入到水资源优化研究中，建立 MRPWU 模型。该方法可以有效地处理双目标规划中权重的不确定性，在权重不确定条件下提供具有较高可靠性的结果。MRPWU 模型的一般式可表示如下。

目标函数：

$$\max F_1(x_j) = \sum_{j=1}^n c_j x_j \quad (1(a))$$

$$\max F_2(x_j) = \sum_{j=1}^n d_j x_j \quad (1(b))$$

约束条件：

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \leq b_i \quad \forall i \quad (1(c))$$

$$x_j \geq 0 \quad \forall j \quad (1(d))$$

式中： $F_1(x_j)$ 和 $F_2(x_j)$ 代表目标函数， a_{ij} 、 b_i 、 c_j 和 d_j 为确定性系数， x_j 为决策变量。

MRPWU模型的求解过程主要分为三个步骤。第一步，基于线性加权方法将双目标函数转化为单目标函数。第二步，引入保护函数，实现对不确定权重的保护程度和系统的风险水平的调控。第三步，将非线性的保护函数转化成为线性形式。经过以上三步，将包含不确定性权重参数的多目标规划问题转化为便于计算的线性的单目标形式。

具体而言，第一步，首先在目标函数中引入权重，表示各目标的重要程度^[17]。通过线性加权的方法，将多目标转化为单目标：

$$\max(\lambda_1 F_1(x_j) + \lambda_2 F_2(x_j)) \quad (2)$$

式中： λ_1 和 λ_2 分别为两个目标函数的权重。 λ_1 和 λ_2 均为正数，两者相互独立，且和为1。若同时处理两个权重的不确定性，两个权重参数很可能会相互影响。因此，需要对权重系数进一步转化。将两个权重系数同时除以 λ_1 ，得到修正后的权重 λ'_1 和 λ'_2 。其中， λ'_1 为1并且始终保持不变， $\lambda'_2 = \lambda_2 / \lambda_1$ 。在之后的模型中，仅考虑 λ'_2 的不确定性^[18]。不论 λ'_2 如何变化，原始的权重系数之和始终为1。因此，单目标函数可以转换为：

$$\max(F_1(x_j) + \tilde{\lambda}'_2 F_2(x_j)) \quad (3(a))$$

$$\max \sum_{j=1}^n (f_j^1(x_j) + \tilde{\lambda}'_2 f_j^2(x_j)) \quad (3(b))$$

式中： $F_1(x_j) = \sum_{j=1}^n f_j^1(x_j)$ ， $F_2(x_j) = \sum_{j=1}^n f_j^2(x_j)$ 。现实情况中，可能只能得到权重的波动或变化的范围，但参数的概率分布等信息未知。 $\tilde{\lambda}'_2$ 可能在对称区间 $[\bar{\lambda}'_2 - \hat{\lambda}'_2, \bar{\lambda}'_2 + \hat{\lambda}'_2]$ 内波动，其中 $\bar{\lambda}'_2$ 为名义值(波动区间的中值)， $\hat{\lambda}'_2$ 为波动区间的波动半径。波动范围越大时，权重的不确定程度越高。

由于不同的目标函数具有不同的量纲，需要将不同的目标函数进行标准化处理^[19]。标准化后的目标函数可以表示为：

$$\max \sum_{j=1}^n (f_j^{1'}(x_j) + \tilde{\lambda}'_2 f_j^{2'}(x_j)) \quad (4(a))$$

$$f_j^{1'} = \frac{f_j^1 - f_{j\min}^1}{f_{j\max}^1 - f_{j\min}^1} \quad (4(b))$$

$$f_j^{2'} = \frac{f_j^2 - f_{j\min}^2}{f_{j\max}^2 - f_{j\min}^2} \quad (4(c))$$

式中， $f_j^{1'}$ 和 $f_j^{2'}$ 表示标准化后的目标函数，带有下角标 max 和 min 的子目标 f_j^1 和 f_j^2 分别表示在最理想和最不理想情况下得到的目标函数值，可以通过求解相应的单目标函数确定。经过无量纲化处理，原始目标函数可以直接相加^[20]。

第二步，引入保护函数。在目标函数中引入保护函数 $\beta(x_j^*, \Gamma)$ ，相当于在模型求解过程中添加了一个缓冲区，减少不确定性对模型求解结果的影响，使结果更加可靠^[18, 21-22]。其中， x_j^* 为特定的一组解； Γ 为保护度水平，代表了模型对权重参数的保护程度。由式(4(a))可知，目标函数 $F'_2(x_j)$ 是 n 个子目标 $f_j^2(x_j)$ 之和，至多有 n 个 $\tilde{\lambda}'_2$ 可能在波动区间内变化，则保护度水平 $\Gamma \in [0, n]$ 。保护函数 $\beta(x_j^*, \Gamma)$ 至多可以保护 Γ 个参数：在至多有 Γ 个参数在波动区间任意取值、其他参数等于名义值 $\bar{\lambda}'_2$ 的条件下，模型结果可行；若有多于 Γ 个参数在波动区间任意取值，模型结果仍有较高的可达性。保护度水平的设置，可以帮助调控模型的鲁棒性。鲁棒性是指模型在受到不确定性因素影响

时，模型结果仍较为可靠的特性。通过改变保护度水平，可以实现模型综合效益与可靠程度之间的合理权衡。保护度水平越高，决策方案越可靠、不可行风险越小，反之亦然。引入保护度函数后，式(4(a))可以表示为：

$$\max(w) \quad (5(a))$$

$$\sum_{j=1}^n (f_j^{1'}(x_j) + \lambda'_2 f_j^{2'}(x_j)) - \beta(x_j^*, \Gamma) \geq w \quad (5(b))$$

第三步，将保护函数转化为线性形式。通过对偶变换，求得该模型的对偶形式，将保护度函数转化为线性形式^[18-19]。最终，得到式(5(b))等价的线性形式：

$$\sum_{j=1}^n (f_j^{1'}(x_j) + \lambda'_2 f_j^{2'}(x_j)) - \Gamma u - \sum_j v_j \geq w \quad (6(a))$$

$$u + v_j \geq \widehat{\lambda}'_2 f_j^{2'}(x_j) \quad \forall j \quad (6(b))$$

$$v_j \geq 0 \quad \forall j \quad (6(c))$$

$$u \geq 0 \quad (6(d))$$

式中： u 和 v_j 是对偶变换引入的辅助变量。通过上述三步的转换，模型(1(a)—1(d))最终转换为易于求解的单目标线性规划问题。转换后的线性模型可以表示为：

$$\max(w) \quad (7(a))$$

约束条件：

$$\sum_{j=1}^n (f_j^{1'}(x_j) + \lambda'_2 f_j^{2'}(x_j)) - \Gamma u - \sum_j v_j \geq w \quad (7(b))$$

$$u + v_j \geq \sum_{j=1}^n (f_j^{1'}(x_j) + \lambda'_2 f_j^{2'}(x_j)) \quad \forall j \quad (7(c))$$

$$v_j \geq 0 \quad \forall j \quad (7(d))$$

$$u \geq 0 \quad (7(e))$$

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \leq b_i \quad \forall i \quad (7(f))$$

$$x_j \geq 0 \quad \forall j \quad (7(g))$$

3 实证应用

3.1 研究区概况与数据收集 民勤县位于河西走廊东北部，石羊河流域的下游。年均降水为110 mm，而蒸发量却高达2644 mm，是典型的大陆性荒漠气候。农业是民勤的主导产业，境内有昌宁、环河和红崖山三个主要的灌区，见图1。昌宁和环河灌区的总种植面积分别为0.13万 hm^2 和0.27万 hm^2 ，灌溉完全依靠地下水。红崖山灌区总种植面积为3.24万 hm^2 ，是民勤县最大的灌区，用水量占到总用水量的90%以上。红崖山灌区采用地表水和地下水联合灌溉的方式，石羊河为其提供了一定的地表水来源^[23]。

随着当地的经济的发展，灌溉用水量不断加大，导致地表水和地下水的过度利用。同时，不合理的种植结构，如大面积种植春小麦等高耗水作物，进一步加剧了当地水土资源的消耗，造成水资源短缺和沙漠化等生态问题^[6,24]。因此，亟需加强农业水资源的合理高效利用，以缓解当地的水资源供需矛盾、促进生态环境的改善，从而实现可持续发展。

民勤的主要作物为小麦、玉米、棉花、向日葵和蔬菜。表1为五种主要作物的基础数据，这些数据来自民勤县统计年鉴、政府报告、规划文件、实地调研和相关研究^[12,25-27]。规划期内，假设作物产量、价格以及成本等参数随时间稳步增加，灌溉需水量保持不变。考虑农艺技术的发展，年产量增幅为1.005；价格与成本的变化源于研究区多年资料，年变化率分别为1.1和1.05。农业的多年地下水与

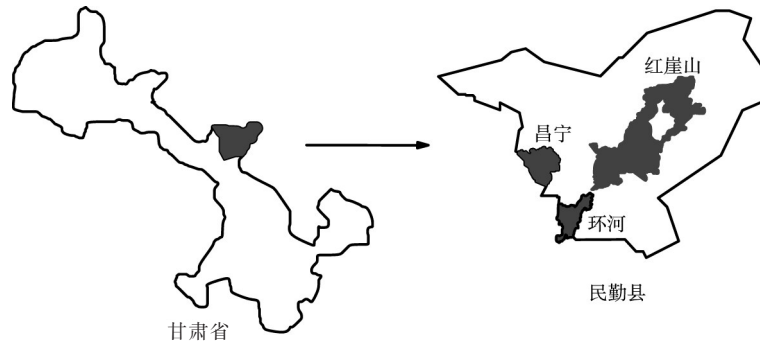


图1 研究区示意图

表1 研究区基础数据(2017年)

作物	灌区	产量/(kg/hm ²)	碳吸收率	价格/(元/kg)	成本/(元/hm ²)		灌溉用水量/(m ³ /hm ²)	
					地下水	地表水	地下水	地表水
小麦	昌宁	7376	0.49	2.09	7762	8101	5952	0
	环河	7585	0.49	2.09	8830	8997	5769	0
	红崖山	7774	0.49	2.09	9936	9931	5597	5909
玉米	昌宁	10205	0.47	2.36	10400	10786	6005	0
	环河	10395	0.47	2.36	11731	11914	6692	0
	红崖山	10480	0.47	2.36	13112	1309	6493	6591
棉花	昌宁	1800	0.45	16.4	14117	14410	5000	0
	环河	1842	0.45	16.4	16378	16528	4846	0
	红崖山	1877	0.45	16.4	18878	18887	4701	5000
向日葵	昌宁	5566	0.45	8.41	5559	5929	5476	0
	环河	5787	0.45	8.41	6284	6481	5308	0
	红崖山	7575	0.45	8.41	7017	7041	5149	5227
蔬菜	昌宁	59184	0.45	2.29	22309	22771	6429	0
	环河	60143	0.45	2.29	23683	23958	6231	0
	红崖山	62462	0.45	2.29	25084	25172	6045	6364

地表水可用水量保持稳定，年际间无明显差异。基于耕地红线确定最大种植面积，参考历史最低种植面积确定最小种植面积，复种指数取1.28。参考研究区多年作物产量、种植习惯及产业规划，确定粮食需求的上下限^[28-29]。

3.2 模型构建 根据研究区的实际，为权衡农业生产中的经济和生态效益，构建了适用于民勤地区的MRPWU模型。目标函数是最大化经济和生态效益，其中经济效益是农业种植的净效益；生态效益以碳汇量衡量，作物本身的固碳潜力对于区域水土保持、缓解土壤沙化等均具有重要作用。根据不同种类作物的经济系数和碳吸收率，测算作物生育期内的碳吸收情况，计算得到每种作物的碳汇^[30]。决策变量为作物种植面积 A_{ijkt} (hm²)。规划期是2017—2026年，以年为规划时段。目标函数的表达式如下：

(1)生态效益目标：

$$f_{kt}^1 = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^2 e_i YI_{it} (1-r) HI_i A_{ijkt} \quad (8(a))$$

式中： i 表示作物种类($i=1$ 表示小麦， $i=2$ 表示玉米， $i=3$ 表示棉花， $i=4$ 表示向日葵， $i=5$ 表示蔬菜)， j 表示灌溉水源($j=1$ 表示地下水， $j=2$ 表示地表水)， k 表示子灌区($k=1$ 表示昌宁灌区， $k=2$ 表示环河灌区， $k=3$ 表示红崖山灌区)， t 表示规划时期($t=1, 2, \dots, 10$)。 f_{kt}^1 表示时期 t 子灌区 k 种植作物的生态效益，kgC； e_i 表示时期 t 作物 i 的碳吸收率，%； YI_{it} 表示时期 t 作物 i 的单位产量，kg/hm²； r 表示时期 t 作物 i 的经济产品部分的含水量，%； HI_i 表示时期 t 作物 i 的经济系数。

(2)子灌区经济效益目标：

$$f_{kt}^2 = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^2 (YI_{it} P_{it} - C_{ijt}) A_{ijkt} \quad (8(b))$$

式中： f_{kt}^2 表示时期 t 子灌区 k 种植作物的经济净效益，元； P_{it} 表示时期 t 作物 i 的单价，元/kg； C_{ijt} 表示时期 t 作物 i 利用水源 j 灌溉的单位综合成本，元/kg，包括耕种、灌溉、施肥、施药等过程中的资源、材料购买和人力成本等。

约束条件：

(1)水资源总量约束：

$$\sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^2 \sum_{k=1}^3 IR_{ijt} A_{ijkt} \leq TA_t \quad \forall t \quad (8(c))$$

式中： IR_{ijt} 表示时期 t 作物 i 利用水源 j 的灌溉水量，m³/hm²； TA_t 表示时期 t 农业总可用水量，m³。

(2)地下水量约束：

$$\sum_{i=1}^5 IR_{ijt} A_{ijkt} \leq GW_{kt} \quad j=1, \quad \forall k, t \quad (8(d))$$

式中： GW_{kt} 表示时期 t 子灌区 k 的农业可用地下水总量，m³。

(3)红崖山灌区地表水量约束：

$$\sum_{i=1}^5 IR_{ijt} A_{ijkt} \leq SW_t \quad j=2, \quad k=3, \quad \forall t \quad (8(e))$$

式中： SW_t 表示时期 t 红崖山灌区的农业可用地表水总量，m³。

(4)昌宁、环河灌区不利用地表水：

$$A_{ijkt} = 0 \quad j=2, \quad k \leq 2, \quad \forall t \quad (8(f))$$

(5)子灌区总种植面积约束：

$$\gamma AL_{kt}^L \leq \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^2 A_{ijkt} \leq \gamma AL_{kt}^U \quad \forall k, t \quad (8(g))$$

式中： γ 表示复种指数； AL_{kt}^L 表示时期 t 子灌区 k 的总种植面积下限，hm²； AL_{kt}^U 表示时期 t 子灌区 k 的总种植面积上限，hm²。

(6)粮食需求约束：

$$DE_{ikt}^L \leq \sum_{j=1}^2 A_{ijkt} YI_{it} \leq DE_{ikt}^U \quad \forall i, k, t \quad (8(h))$$

式中： DE_{ikt}^L 表示时期 t 子灌区 k 作物 i 的粮食需求下限，kg； DE_{ikt}^U 表示时期 t 子灌区 k 作物 i 的粮食需求上限，kg。

(7)非负约束：

$$A_{ijkt} \geq 0 \quad \forall i, j, k, t \quad (8(i))$$

4 结果分析

在构建的MRPWU模型中，生态效益与经济效益目标的初始权重 $\bar{\lambda}_1$ 、 $\bar{\lambda}_2$ 分别取0.71与0.29。初

始权重通过专家咨询的方式确定，将咨询后得到的平均值作为目标权重的名义值。修正后的目标权重 λ'_1 、 $\bar{\lambda}_2$ 分别为 1.00 和 0.41。为量化权重参数的不确定性程度对结果的影响，结合专家估值的数据分布情况，考察了一高一低两个权重值波动水平，即波动半径为 $\bar{\lambda}_2$ 的 50% (PEC50) 或 30% (PEC30)。考虑当地决策者对目标风险的接受程度，保护度水平 D 取值为 D3、D6 或 D9，对应保护不超过 10%、20% 和 30% 个子目标的权重^[18]。在不同波动范围和保护度水平组合的情景下，分别对 MRPWU 模型进行求解，并得到不同情景的农业水资源优化配置方案，探究保护度水平和波动范围变化对模型结果的影响。情景设置如表 2 所示。通过对比情景 1、2 和 3，探究保护度水平的改变对模型结果的影响；对比情景 1 和 4，分析权重参数的不确定程度对模型结果的影响。

表 2 情景设置

情景	波动范围	保护度水平
情景 1	PEC50	D9
情景 2	PEC50	D3
情景 3	PEC50	D6
情景 4	PEC30	D9

情景 1 下的作物种植结构优化方案如图 2 所示。小麦和向日葵的种植面积随时间下降，小麦的年生态效益和经济效益在各时间段内无明显变化。向日葵的年经济效益略有上涨。玉米种植面积先增长后下降，在第 2 个时间段达到峰值 1.05 万 hm^2 。棉花和蔬菜都具有较高的单位生态效益，棉花的种植面积随时间增长，在第 6 个时间段后保持稳定。蔬菜种植面积随时间有小幅下降，但在第 6 个时间段后不断增加、最终达到 6387 hm^2 。作物种植面积随时间的变化与作物的单位效益、产量和价格等参数的变化有关，还受到约束条件变化的综合影响。作物在规划期内的种植面积比例如图 3 所示。玉米的种植面积最大，其次为向日葵、蔬菜 and 棉花，小麦的种植面积最小。

图 4 展示了各灌区灌溉水源的变化情况。以情景 1 为例，三个灌区全部规划期内的总种植面积为 36.37 万 hm^2 。地表水为主要的灌溉水源，灌溉面积占总灌溉面积的 68.6%。其中红崖山灌区的种植面积最大，地表水和地下水灌溉面积分别占该灌区总灌溉面积的 77.1% 和 22.9%。

情景 1 中，研究区生态效益与经济效益逐年增长，如图 5 所示。第 1 个时间段碳吸收量达到 $3.1 \times 10^8 \text{ kgC}$ ，经济效益为 11.6 亿元。随后，生态效益与经济效益分别以每年 1.1% 和 0.7% 的增速增长。第 6 个时间段之后，生态效益的增速开始放缓、降到 0.46%，但经济效益的增速达到 2.8%。结合图 2(c) (e) 可知，这主要是因为棉花种植面积保持稳定、导致生态效益的增长放缓，同时蔬菜的种植面积开始增长、导致经济效益快速增长。

规划期内，总经济效益为 12.3 亿元，总碳吸收量为 $3.25 \times 10^9 \text{ kgC}$ 。各作物对总效益的贡献情况如图 3 所示。对生态效益和经济效益贡献最大的分别为向日葵和蔬菜。根据初始权重计算得到各作物单位面积综合效益，蔬菜综合效益最高，其次为向日葵、玉米、小麦和棉花。作物经济和生态效益贡献的比例与其种植规模大小并不一致。例如蔬菜的种植面积仅比小麦多 4%，但经济效益比小麦高 13.4%。玉米的种植面积最大，但仅贡献了 10% 的经济效益。同样的，综合效益的排序与种植面积并不匹配。蔬菜拥有最高的综合效益，但仅占总种植面积的 15.7%。上述结果是通过模型对经济和生态目标进行复杂的权衡，考虑作物的经济、生态影响以及水土资源的可利用性之后，通过自动寻求得出的。这也进一步说明，MRPWU 模型不但可以平衡不同目标之间的复杂权重，还能充分反映现实中的制约条件和种植习惯。

上文描述了 MRPWU 模型在波动半径为 PEC50、保护度水平为 D9 (情景 1) 时的优化结果。而保护度水平与波动范围变化将会对模型结果产生较大的影响。其中，保护度水平表示受保护的权重的数量。为探究保护度水平对模型结果的影响规律，在相同的波动半径条件下，将保护度水平为 D3 (情景 2) 和 D6 (情景 3) 条件下的优化结果与情景 1 进行比较。随着保护度水平的下

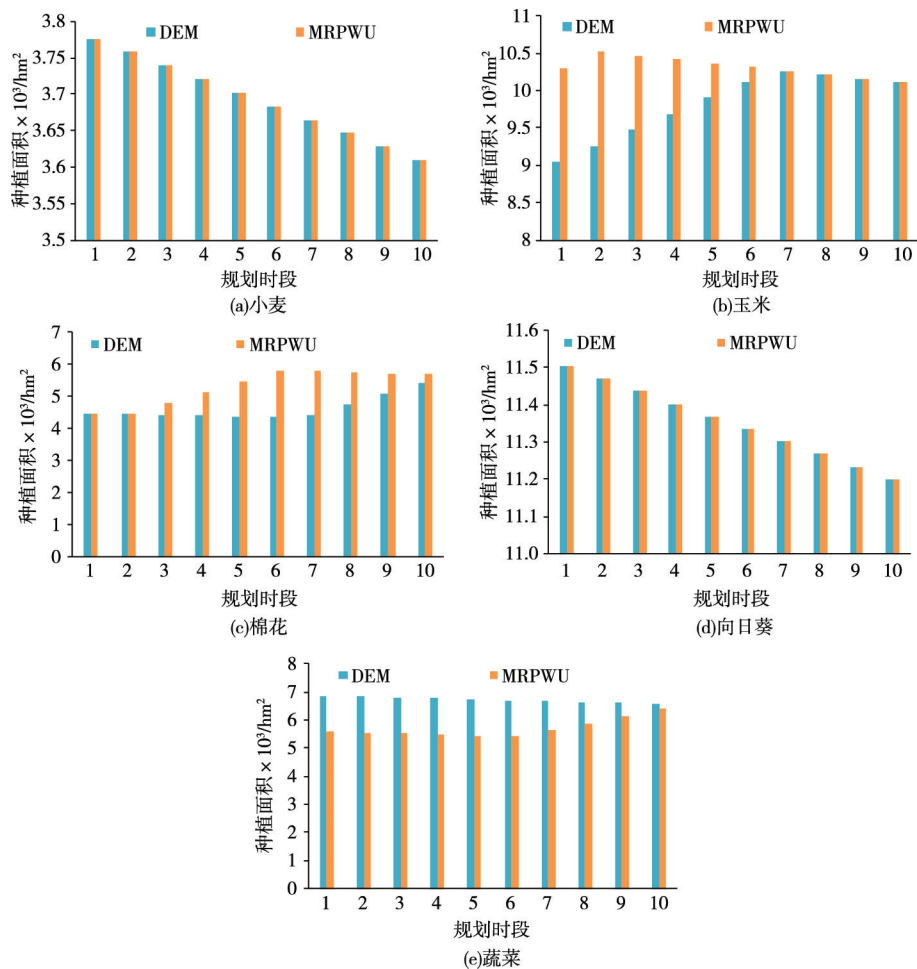


图2 情景1下作物种植面积优化方案(MRPWU: MRPWU模型结果; DEM: DEM模型结果)

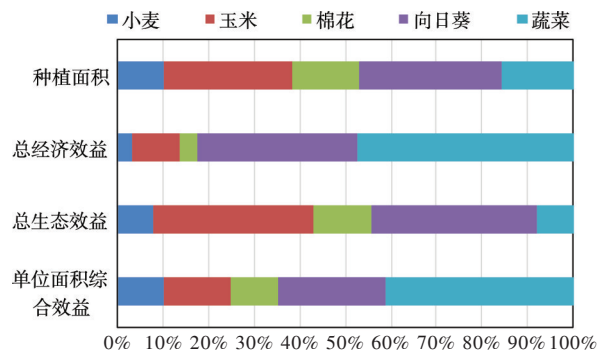


图3 情景1中不同作物对总种植面积、经济效益和生态效益的贡献率

降, 情景2和3中地下水灌溉面积都不断减少。与情景1相比, 情景2中昌宁、环河灌区无明显变化, 红崖山灌区地下水灌溉面积下降了 9499 hm^2 , 地表水灌溉面积增加了 8311 hm^2 。在情景3中, 红崖山灌区地表水的变化趋势略低于情景2。对于不同作物而言, 蔬菜的种植面积随保护度水平变化最为剧烈。情景2中, 蔬菜种植面积相比于情景1提高了 17.8% 。玉米和棉花种植面积分别下降了 4.7% 和 12.9% ; 小麦和向日葵的种植面积则没有明显的变化, 对保护度水平的变化不敏感。相比于情景1, 情景2时的经济效益提高了 7.7% , 生态效益下降了 1.9% , 综合效益提高了 3.9% 。情景3中, 经济效益相比情景1提高 7.3% , 生态效益则降低 1.6% , 综合效益提高了 3.7% 。随着保护度水平的提高, 优化方案对应的加权后的综合效益降低, 应对风险的能力相应提高, 优化结果趋于保守。具体而言, 经济效益随着保护度水平的增加而降低, 生态效益则

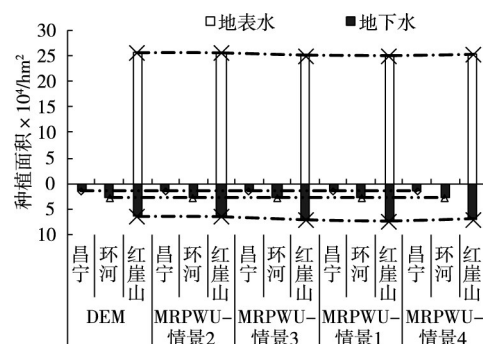


图4 各灌区分水源灌溉面积

不断提高。虽然较低的保护度水平可以得到更高的综合效益，但同样需要承担更高的风险。保护度水平，可以根据研究区应对风险的能力和决策者对风险的接受程度进行综合判断；也可以在初步拟定多个保护度水平、得到模型结果后，根据实际情况，通过对比筛选得到最适宜的决策方案。

波动半径代表了模型不确定权重变化的范围的大小，直接受到数据质量的影响。为探究权重波动范围对结果的影响，将波动半径为 PEC30(情景4)的优化结果与情景1进行比较。相比于情景1，情景4中地表水依然是主要灌溉水源，地表水灌溉比例上升了1.3%，地下水则下降了4.6%。以棉花为例，情景1中棉花仅采用地下水灌溉。而情景4中，棉花在前两个时间段内联合利用地表水和地下水混合水源作为主要灌溉方式，第3到第6个时间段仅采用地下水，随后恢复到同时使用两种水源灌溉、且比例保持稳定。随着波动半径的缩小，情景4下的经济效益更高，生态效益则有所下降。相比情景1，情景4的总经济效益提高7.5%，生态效益则降低1.8%，综合效益提高6.0%(图5)。同时，规划期内情景4的生态效益与经济效益始终保持1.0%和0.8%的增速。在更低的波动半径条件下，决策可以得到更高的综合效益。这是由于在相同的保护度水平下，低波动半径中权重参数的不确定性较低，因此模型结果的效益更高。波动范围可以根据权重的数据质量设定。在初步确定权重时，如果决策者的犹豫程度较小，或者多位决策者的意见较为统一，对应于权重的波动半径较小(PEC30)的情况；反之，则对应权重波动半径较大(PEC50)的情况。在实际应用中，可以根据决策者对权重判断的肯定程度衡量决定，或者首先通过多种方式确定初始权重值、再根据初始值的波动情况，设置权重的波动范围。

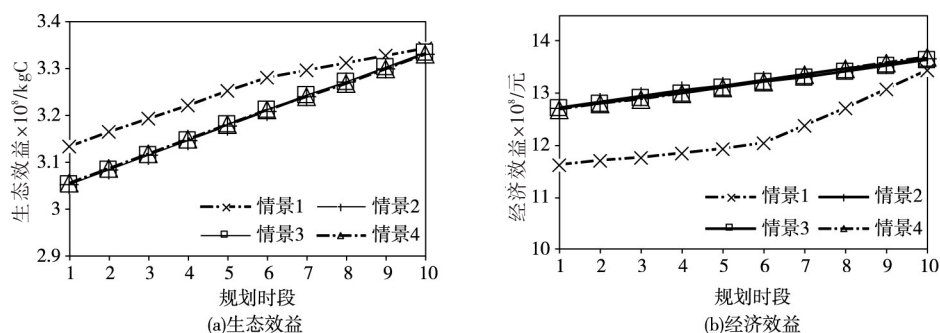


图5 规划期内的总生态效益和总经济效益

5 讨论

本文还利用传统的确定性权重线性加权方法，对构建的模型(8)进行求解，简称为权重确定性模

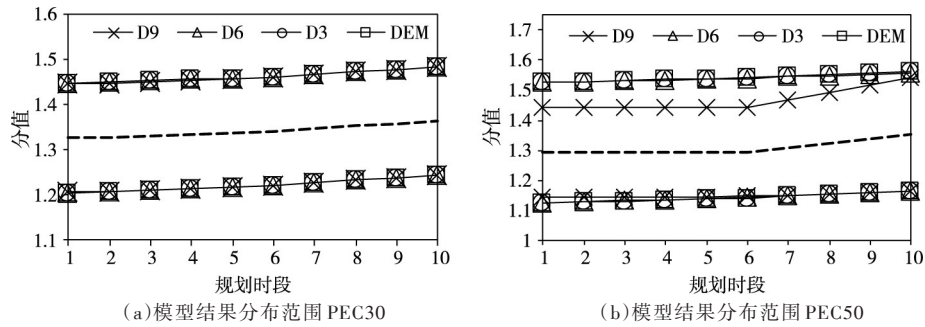


图6 MRPWU模型与DEM模型可靠性对比

型(DEM模型)。DEM模型中,目标函数的权重分别为MRPWU模型的初始权重 λ'_1 和 $\overline{\lambda'_2}$ 。计算不同优化方案的得分值,综合评测DEM和MRPWU模型提供的决策方案。各方案的得分,通过标准化后的目标值乘以对应的修正后初始权重得到 $(\lambda'_1 f_j^{1'}(x_j) + \lambda'_2 f_j^{2'}(x_j))$ 。其中, λ'_2 分别取确定性权重 $\overline{\lambda'_2}$ 、波动区间的上限值 $\overline{\lambda'_2} + \widehat{\lambda'_2}$ 和下限值 $\overline{\lambda'_2} - \widehat{\lambda'_2}$ 。通过比较和分析在面对不同权重时优化方案的得分情况,对MRPWU模型优化方案的可靠性进行验证。

MRPWU模型和DEM模型结果得分如图6所示。当波动半径为PEC30时(图6(a)),不同保护度水平下的得分的变化并不明显。当波动半径为PEC50时(图6(b)),MRPWU方案的得分比DEM方案变化范围更小。而且随着保护度水平的增加,MRPWU方案得分的范围也越小,即方案表现得更加可靠。这是由于MRPWU模型中部分不确定权重参数受到保护函数的限制,目标函数在求解过程中受到更低的不确定性影响,模型结果更加可靠。

以情景1为例,将MRPWU模型与DEM模型的结果进行比较。与DEM模型结果相比,MRPWU模型的总生态效益增长1.9%,总经济效益降低7.1%,综合效益降低了3.7%。从经济和生态效益的角度而言,MRPWU模型结果能够促进生态效益的提高,并且放缓经济目标的提升,这将会对民勤地区的生态系统产生更积极的影响。从种植结构角度看,MRPWU模型相比DEM模型总种植面积减少3.0%,农业用水量降低3.4%,地下水的灌溉面积有所增加。其中玉米的种植面积显著提高。棉花超过蔬菜成为第三大作物,小麦和向日葵的种植面积没有明显变化。由于未来社会偏好可能会发生一定的变化,目标的权重并非定值。DEM模型仅能处理权重为某一确定数值的情况,没有考虑权重可能的变化,所提供的方案在未来的实施中可能会面临更高的风险、方案的不可行性也随之增加。MRPWU模型则充分地考虑了权重变化的情况。相比较于DEM模型,MRPWU模型提供的优化方案虽然更为保守,但模型的鲁棒性和应对风险的能力也得到提高,可以提供更加可靠的模型结果。

在实例研究中,不同情景下MRPWU模型与DEM模型的比较结果显示,相比于其他情景,情景1的模型结果更可靠、生态效益更高;虽然综合效益有所降低,但仍在可接受范围内。因此将情景1作为研究区当前的推荐情景。推荐情景也并非固定不变,具体设置随着研究区及其决策者实际情况而变化。将MRPWU模型应用到其他场景时,可以根据决策者对风险可接受程度确定保护度水平,根据权重的数据质量设定波动范围。

此外,将MRPWU模型情景1的优化结果与2017年的实际情况进行了比较。2017年作物总种植面积为3.62万 hm^2 ,灌溉用水2.15亿 m^3 ,经济效益达到1.27亿元。与之相比,MRPWU模型的优化结果中,研究区经济效益和综合效益分别降低了8.5%和2.2%,生态效益提高了1.6%。蔬菜等高经济效益作物的种植面积逐渐降低,转而发展以玉米为主的粮食作物,在保证粮食稳定供给的同时提高了生态效益。当前民勤过多地种植了蔬菜而忽视了玉米和棉花。作物种植结构的调整,可以促进当地均衡发展与环境修复。从总量看,总种植面积和农业用水量分别下降了1.6%和1.9%。若把节省下来的土地和水资源用于生态修复或森林种植,将对研究区域生

态可持续发展产生更深远的影响；如果把节省下来的资源用于其他行业，也可弥补因种植结构优化而损失的经济效益。在实际生产中，MRPWU模型可以帮助决策者制定作物种植结构的整体规划，决策者可以根据整体规划，结合土地条件、投资成本和种植习惯等因素，有倾向性的制定农业种植计划。

6 结论

本研究针对农业水资源多目标规划中存在的权重不确定性难题，建立了基于鲁棒优化方法的农业水资源多目标优化配置模型(MRPWU)。通过引入鲁棒优化方法，对多目标规划问题中权重的不确定性进行了处理。MRPWU模型通过引入保护函数这一机制，降低了权重值的改变对模型输出产生的影响、提高了模型抵抗权重不确定性波动的能力，实现对模型的最优性和鲁棒性之间的权衡和调控，为解决复杂不确定条件下的农业水资源配置问题提供方法支撑。

以水资源短缺的西北旱区甘肃省民勤县为研究区，进行实证研究。以经济效益和生态效益最大为目标。其中，生态效益用作物碳效应进行量化。同时，MRPWU模型提供了在不同的波动半径和保护度水平组合下的决策方案。结果表明，蔬菜、向日葵分别贡献最大的经济效益和生态效益，同时蔬菜具有最高的综合效益。向日葵和玉米的种植面积最大。随着保护度水平的提高、或权重不确定性程度的增加，生态效益将上升，经济效益和综合效益将略有下降，优化结果面临的风险也随之下降。提高保护度水平，意味着决策方案更保守、决策风险更低。在实际应用中，决策者可以根据对风险的接受程度和数据质量，确定波动范围和保护度水平，进而得到最适宜的决策方案。

对比不同初始权重时MRPWU模型和DEM模型优化方案的综合得分情况，证明MRPWU模型可以在权重复杂不确定条件下提供更加可靠的优化方案。相比于DEM模型，MRPWU模型产生的综合效益下降了3.7%，但是其优化方案能够降低系统风险，也更为可靠。相比于2017年的实际情况，MRPWU模型通过提高玉米、棉花的种植比例，使研究区生态效益提高1.6%，种植面积减小1.6%，同时减少灌溉用水量3.9%。

参 考 文 献：

- [1] AREGAY F, YAO L, ZHAO M . Spatial preference heterogeneity for integrated river basin management: The case of the Shiyang River Basin, China[J] . Sustainability, 2016, 8(10): 970-986 .
- [2] KANG S, HAO X, DU T, et al . Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: from research to practice[J] . Agricultural Water Management, 2017, 179: 5-17 .
- [3] TAN Q, HUANG G H, CAI Y P . Radial interval chance-constrained programming for agricultural non-point source water pollution control under uncertainty [J] . Agricultural Water Management, 2011, 98 (10) : 1595-1606 .
- [4] GUO P, CHEN X, TONG L, et al . An optimization model for a crop deficit irrigation system under uncertainty [J] . Engineering Optimization, 2014, 46(1): 1-14 .
- [5] DAS B, SINGH A, PANDA S N, et al . Optimal land and water resources allocation policies for sustainable irrigated agriculture[J] . Land Use Policy, 2015, 42: 527-537 .
- [6] LI M, GUO P . A multi-objective optimal allocation model for irrigation water resources under multiple uncertainties[J] . Applied Mathematical Modelling, 2014, 38(19/20): 4897-4911 .
- [7] KENNEDY C M, HAWTHORNE P L, MITEVA D A, et al . Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services [J] . Biological Conservation, 2016, 204: 221-230 .
- [8] REN C, GUO P, TAN Q, et al . A multi-objective fuzzy programming model for optimal use of irrigation water

- and land resources under uncertainty in Gansu Province, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 164: 85–94.
- [9] TAN Q, ZHANG T. Robust fractional programming approach for improving agricultural water-use efficiency under uncertainty[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 564: 1110–1119.
- [10] MARLER R T, ARORA J S. Survey of multi-objective optimization methods for engineering[J]. *Structural and Multidisciplinary Optimization*, 2004, 26(6): 369–395.
- [11] MARLER R T, ARORA J S. The weighted sum method for multi-objective optimization: new insights[J]. *Structural and Multidisciplinary Optimization*, 2010, 41(6): 853–862.
- [12] SHE W, WU Y, HUANG H, et al. Integrative analysis of carbon structure and carbon sink function for major crop production in China's typical agriculture regions[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 162: 702–708.
- [13] JOHNSON J M F, FRANZLUEBBERS A J, WEYERS S L, et al. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 150(1): 107–124.
- [14] PEACOCK M, RIDLEY L M, EVANS C D, et al. Management effects on greenhouse gas dynamics in fen ditches[J]. *Science of The Total Environment*, 2017, 578: 601–612.
- [15] FANG J, CHEN A, PENG C, et al. Changes in Forest Biomass Carbon Storage in China Between 1949 and 1998[J]. *Science*, 2001, 292(5525): 2320–2322.
- [16] 谢淑娟, 匡耀求, 黄宁生. 中国发展碳汇农业的主要路径与政策建议[J]. *中国人口·资源与环境*, 2010, 20(12): 46–51.
- [17] LAUNDY R S. Multiple criteria optimisation: theory, computation and application[J]. *Journal of the Operational Research Society*, 1988, 39(9): 879–890.
- [18] PALMA C D, NELSON J D. Bi-objective multi-period planning with uncertain weights: a robust optimization approach[J]. *European Journal of Forest Research*, 2010, 129(6): 1081–1091.
- [19] MARTINSON F K. Fuzzy V S. Minmax weighted multiobjective linear programming illustrative comparisons[J]. *Decision Sciences*, 1993, 24(4): 809–824.
- [20] LECUN Y, BOTTOU L, ORR G. In neural networks – tricks of the trade[J]. *Lecture Notes in Computer Science – LNCS*, 1998, 1524: 432.
- [21] BERTSIMAS D, THIELE A. A robust optimization approach to inventory theory[J]. *Operations Research*, 2006, 54(1): 150–168.
- [22] BERTSIMAS D, SIM M. The price of robustness[J]. *Operations Research*, 2004, 52(1): 35–53.
- [23] LI Z, QUAN J, LI X, et al. Establishing a model of conjunctive regulation of surface water and groundwater in the arid regions[J]. *Agricultural Water Management*, 2016, 174: 30–38.
- [24] FENG Q, MIAO Z, LI Z, et al. Public perception of an ecological rehabilitation project in inland river basins in northern China: Success or failure[J]. *Environmental Research*, 2015, 139: 20–30.
- [25] 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 1981~2000年中国陆地植被碳汇的估算[J]. *中国科学(D辑: 地球科学)*, 2007(6): 804–812.
- [26] 陈罗焯, 薛领, 雪燕. 中国农业净碳汇时空演化特征分析[J]. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 596–607.
- [27] 田云, 张俊彪. 中国农业生产净碳效应分异研究[J]. *自然资源学报*, 2013, 28(8): 1298–1309.
- [28] 王涛, 吕昌河. 基于合理膳食结构的人均食物需求量估算[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(5): 273–277.
- [29] 唐华俊, 李哲敏. 基于中国居民平衡膳食模式的人均粮食需求量研究[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(11): 2315–2327.
- [30] 韩召迎, 孟亚利, 徐娇, 等. 区域农田生态系统碳足迹时空差异分析——以江苏省为案例[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(5): 1034–1041.

A multi-objective robust programming model for agricultural water management with uncertain weights

TAN Qian¹, GOU Tianyu¹, ZHANG Tianyuan¹, LI Ran², ZHANG Shan¹

(1. College of Water Resources and Civil Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China;

2. State Key Laboratory of Hydraulics and Mountain River Engineering, Sichuan University, Chengdu 610065, China)

Abstract: It is of great significance to adjust crop planting patterns for efficient allocation of water resources in arid and semi-arid areas. Agricultural water management is a complex problem that needs to deal with the tradeoffs among multiple objectives, and objectives weights will greatly influence the decision-making process. Due to the subjective opinions from different decision makers, weights are uncertain in nature. However, weights were often simplified as fixed values in previous studies, which neglected the uncertain feature of weights. Thus, a multi-objective robust programming model for agricultural water management with uncertain weights (MRPWU) was developed in this study. This proposed method could deal with the uncertainties existing in weights, manipulate the violation-risks of the system, and provide robust solutions for agricultural water management. It could also provide solutions with quantified benefits and risks, helping decision makers to determine the optimal solutions. The objectives were to maximize the economic benefits of crop planting and the ecological benefits of carbon absorption. A set of constraints including water resources availabilities and production demands were considered. Minqin County in northwestern China was selected as the study area, where the contradiction between water supply and demand was very prominent. The results show that, with increased protection level, ecological benefit would increase, while economic and comprehensive benefits, as well as system risks would decrease. Compared with results obtained from a multi-objective programming model with deterministic weights, MRPWU could improve the system's ability against weight uncertainty and violation risk, with a 3.7% reduction of synergy benefits. Compared with the benchmark practices in the base year of 2017, the optimal solutions of MRPWU model could reduce the total planting area by 1.6%, save the irrigation water by 3.9% and increase ecological benefit by 1.6%.

Keywords: multi-objective programming; uncertain weights; robustness; agricultural water management; planting patterns

(责任编辑: 祁 伟)

《水利学报》征订启事

《水利学报》创刊于1956年,是中国水利学会、中国水利水电科学研究院、中国大坝工程学会主办的综合性学术刊物,是水利行业创刊最早、国内外最具影响的学术期刊,在水利工程类核心期刊中排第一位,被国内外多家检索系统收录。《水利学报》刊登反映水利、水电、水运领域较高水平的学术论文、专题综述和工程技术总结,开展学术论文的讨论和评论,介绍国内外科技动态和消息。主要专业范围包括:水文及水资源、防洪、灌溉及排水、水力学、泥沙、河港及水运、岩土工程、水工结构及材料、水利水电施工及监理、水力机电、水利经济、水环境、水利史研究等。本刊邮局发行,邮发代号2—183。每册30元,全年订价360元。

主编:程晓陶 国内统一刊号:CN11-1882/TV 国外代号:M216

地址:北京海淀区玉渊潭南路3号中国水利水电科学研究院D座303室 邮政编码:100038

投稿网址: <http://jhe.ches.org.cn>

联系电话:010-68786919; 68786221; 68786238; 68786262

传真:010-68786649 ; E-mail: slxb@iwhr.com

《水利学报》编辑部