

中国西北干旱区石羊河流域重点治理综合效应评价

缙天宇^{1,2}, 佟玲^{1,2*}, 康德奎³, 何玉江³, 王万祯³, 康绍忠^{1,2}, 付婧^{1,2}

(1. 中国农业大学中国农业水问题研究中心, 北京 100083; 2. 甘肃武威绿洲农业高用水国家野外科学观测研究站, 武威 733009; 3. 甘肃省水利厅石羊河流域水资源利用中心, 武威 733000)

摘要: 2007 年中国启动石羊河流域重点治理项目, 旨在提高用水效率, 改善区域生态环境, 全面准确地评价石羊河流域重点治理效应对于当地政策的调整与完善具有重要意义。该研究分析了石羊河流域重点治理前后气象、水文、生态、社会经济等多项指标的时空变化, 并采用压力-状态-响应框架构建了石羊河流域生态系统健康评价模型, 定量评估了流域重点治理综合效应。结果表明, 石羊河流域气候呈现暖湿化的趋势, 蔡旗断面年径流量提升至 $4.01 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。流域下游地下水超采状况得到改善, 中游地下水埋深持续下降。流域耕地扩张与林地缩减趋势得到缓解。流域生态健康评价指数呈波动增加趋势, 金昌市评价指数增长幅度略高于武威市, 分别达到 IV 级 0.353、III 级 0.413, 治理均取得积极效果。在重点治理的后续规划中, 科学的水资源配置方案与农业灌溉用水规模控制是流域管理机构需要重点关注与推进的工作。

关键词: 水资源; 径流; 地下水; 石羊河流域重点治理; 生态修复; 跨流域调水; 综合评价

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.12.009

中图分类号: X171.4

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2022)-12-0074-11

缙天宇, 佟玲, 康德奎, 等. 中国西北干旱区石羊河流域重点治理综合效应评价[J]. 农业工程学报, 2022, 38(12): 74-84. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.12.009 http://www.tcsae.org

Gou Tianyu, Tong Ling, Kang Dekui, et al. Evaluating the comprehensive effects of the Key Master Plan of the Shiyang River Basin in arid areas of northwest China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2022, 38(12): 74-84. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2022.12.009 http://www.tcsae.org

0 引言

全球生态环境受到气候变化和人类活动的双重影响, 水土流失、荒漠化等生态环境问题严重威胁人类的生存环境^[1]。积极且可持续的生态修复措施是减轻人类对自然生态系统的压力, 解决环境问题和恢复生态功能的有力助推器^[2]。各国政府先后提出相应的生态修复政策以减缓生态退化^[3]。自 20 世纪 70 年代起, 中国积极推动实施了一系列生态修复工程, 例如“三北”防护林工程、退耕还林工程等。2020 年 6 月, 国家发展改革委、自然资源部联合印发《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划(2021—2035 年)》(发改农经〔2020〕837 号), 从国家层面统筹推进山水林田湖草一体化保护与修复工作。然而生态修复工程在减少环境风险的同时必然带来社会发展上的压力。尤其是干旱半干旱地区, 决策者需要权衡生态环境与经济发展问题, 降低区域环境风险, 同时保障居民生活水平。因此对生态修复工程进行科学全面的评价研究, 有助于决策者及时掌握生态修复效果及存在的问题, 对未来生态修复措施的调整与

改进具有重要的战略意义^[4-5]。

目前, 国内外学者针对生态修复工程效应评价开展了大量探索, 研究内容主要包括单项评价和综合评价两方面。其中单项评价方法是通过对比生态修复工程实施前后的一项或多项典型指标数据, 分析区域生态修复措施的效果。Tong 等^[6]通过分析受人为影响的归一化植被指数变化趋势量化了中国西南喀斯特地区生态修复工程的效果, 结果表明生态修复措施对区域植被改善的影响占 15%, 同时植被改善的积极趋势与工程投入资金存在显著关系。Lu 等^[7]评估了 2001—2010 年间中国 6 个生态修复工程区域生态系统碳储量的变化, 其中工程区域年碳汇总量为 132 Tg (以 C 计), 其中 56% 由生态修复工程贡献。Liu 等^[8]分别评估了中国天然林资源保护工程与退耕还林工程的生态效应与社会经济效应, 认为生态修复措施在增加植被覆盖、降低土壤侵蚀、提高农民收入方面表现出积极效果, 但工程的效益保障需要政府的长期、大量的投入。单项评价方法简单直观, 但无法形成对研究区域生态修复效果的整体认识。综合评价方法是在一定的理论框架下设置多目标、多层次、多指标的综合效益指标体系, 它赋予各指标相应的权重值, 进而分析区域内生态修复的综合效应^[9]。Dodds 等^[10]采用包括生物多样性、水循环在内的 17 项指标综合计算了美国 8 类生态系统的服务价值, 进而评估生态系统修复效果, 结果表明生态修复措施实施 10 a 间生态系统服务价值提高了 31%~93%。Wang 等^[11]采用模糊-层次分析法, 构建了以适宜性、多样性和功能性为目标的评价指标体

收稿日期: 2022-03-12 修订日期: 2022-05-10

基金项目: 国家科技基础资源调查专项(2021FY100703); 中国农业大学 2115 人才工程项目; 甘肃省水利科研与计划项目“石羊河流域农业用水定额与重点治理综合效应评价研究”

作者简介: 缙天宇, 研究方向为区域水循环与伴生过程及其可持续性流域管理。Email: goutianyu@cau.edu.cn

*通信作者: 佟玲, 博士, 教授, 研究方向为农业节水与水资源可持续利用。Email: tongling2001@cau.edu.cn

系，对黄河三角洲湿地生态修复工程效应进行综合评估，结果表明治理实施后湿地生态综合评价指数由 0.464 增长至 0.737，生态引水措施对湿地生态系统具有显著的积极影响。邓欧等^[12]选取反映社会经济和生态状况的 46 个指标，运用主成分分析法和多元线性回归分析，对长江上游水土保持工程治理前后的生态经济状况进行综合评价，结果表明不同的治理措施、范围大小、实施力度是影响其对于生态经济发展水平贡献大小的主要原因。

单项评价和综合评价的方法为生态修复工程效应评价提供了不同的研究视角，并取得了许多有价值的研究成果。然而，目前生态修复工程效应评价的研究仍存在一定局限性：1) 目前的研究更多关注以增加植被覆盖、提高生物多样性为目标的典型生态修复工程^[13]，例如黄土高原水土流失治理工程^[5]、滨海湿地生态修复工程^[11]等，鲜有涉及以干旱区生态修复工程为主体的综合效应评价研究。相比其他区域生态系统，干旱区水资源短缺，生态退化问题更加紧迫、更具不可逆性，人类的生存环境面临更大的挑战。同时这类区域也是人口压力最大、贫困发生率最高的地区。干旱区生态修复工程多以增加可用水量、保证生态系统健康为主要目标，同时兼顾社会发展和民生福祉。建立适配干旱区生态修复工程目标与措施的综合效应评价模型，可以更有效地应对该区域更加严峻的生态退化形势与独特的生态修复措施。2) 在考虑生态修复工程的综合效应时，大部分研究选择分析修复工程实施后的生态系统结构变化与生态系统服务价值演变^[9]。与传统的生态系统评价不同，生态恢复过程是人为和自然共同作用下的演替过程，目前的研究视角缺乏对人类活动与生态修复效果联系的分析，包括工程实施前人类活动对生态系统的压力与工程实施后人为措施的影响。因此有必要引入能有效反映生态修复工程中人类活动与生态系统相互作用的评价框架，提高生态修复工程评价的全面性与逻辑性。

压力-状态-响应 (Pressure-State-Response, PSR) 框架是基于人类与环境因素之间的相互作用而开发的一种生态系统评价框架^[14]。该框架能综合考虑生态修复工程中人类活动与生态系统的交互作用，具有逻辑缜密，适用性强等特点，在生态安全^[15]、环境承载力^[16]等领域得到广泛应用。例如 Wang 等^[17]应用 PSR 模型，结合层次分析法对中国华南沿海红树林生态系统健康状况进行了评估，结果认为政府的生态保护力度与人类活动的压力会分别对红树林生态系统产生积极与消极的影响。张博胜等^[18]构建了人地关系协调发展的 PSR 评价理论体系，并利用中国省域截面相关数据，分析了中国人地关系协调发展时空演化特征，结果表明 2002—2017 年中国人地关系协调发展等级总体处于中度协调至良好协调之间，较为稳定。但现有的研究较少将该框架应用于生态修复工程的综合效应评价，尤其是人类活动的消极与积极影响均较为显著的干旱区生态系统及其修复工程的评价中。

鉴于此，本研究尝试将压力-状态-响应框架纳入干旱区生态修复工程综合效应评价，为干旱区生态修复效

果提供更全面的评价体系。选择中国西北干旱区石羊河流域重点治理工程为研究对象，分析工程实施前后生态、气候、水文、社会经济等典型指标变化及原因。基于压力-状态-响应框架建立适用于该区域的生态修复工程综合效应评价体系，通过层次分析法综合决策者与专家学者意见确定指标权重，定量评价石羊河流域重点治理后生态系统修复效果，以期为生态修复工程综合效应评价研究提供可靠思路，同时也为缓解干旱区生态系统压力、促进区域可持续发展提供参考。

1 研究区概况

石羊河流域 (100°57'~104°12'E, 37°02'~39°17'N, 图 1) 位于中国甘肃省河西走廊东部，乌鞘岭以西，祁连山北麓。行政区划共涉及 4 市 9 县 (区)，流域总面积 $4.16 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。石羊河流域地势南高北低，南部为祁连山脉，山区大气降水和冰川融水为石羊河提供水源供给；北部民勤地区位于巴丹吉林与腾格里两大沙漠之间，多为荒漠和绿洲，民勤绿洲是阻挡沙漠化侵蚀的重要屏障。流域内地形地势差异明显，具有草甸、绿洲、荒漠多种土地利用类型。流域为典型的大陆性温带干旱、半干旱气候，降水稀少、蒸发强烈、无霜期短、常年多西北风等气候特征。石羊河流域水系发源于祁连山东部，支流自东向西可分为大靖河水系、六河水系 (古浪河、黄羊河、杂木河、金塔河、西营河、东大河) 和西大河水系，形成 3 个相对独立的内陆河水系。

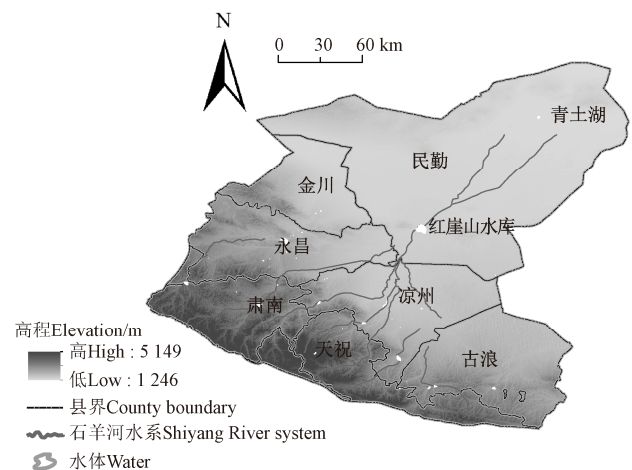


图 1 研究区位置图

Fig.1 Map of study area location

石羊河流域作为典型的西北干旱区内陆河流域，常年气候干旱，降水稀少且时空分布不均，区域水资源短缺问题突出，生态环境脆弱。上游山区来水是流域内唯一的地表水供应，下游民勤绿洲是流域内重要的农业生产与人类活动区域，并且对于抵抗沙漠侵蚀具有重要意义。但随着社会经济发展，流域内农业生产和取用水活动不断增强导致区域可用水量不断减少，上下游用水矛盾突出，进一步导致如植被退化、土地荒漠化等生态问题，人类的生存环境受到巨大的挑战^[19]。

为了尽快遏制流域生态恶化的区域、修复民勤乃至

整个石羊河流域的生态环境, 2007 年 12 月国务院批准实施石羊河流域重点治理工程 (the Key Master Plan of Shiyang River Basin, KMSRB), 以期提高流域水资源利用效率和效益, 改善生态环境。KMSRB 分 I 期 (2007—2010) 和 II 期 (2011—2020) 两期实施, 主要治理措施包括: 上游地区, 保护和建设祁连山水源涵养林区, 提高水源涵养能力。中下游地区, 通过景电二期延伸向民勤调水工程与西营河向民勤蔡旗专用输水工程, 增加流域下泄水量; 减少地下水开采, 减少农业配水面积, 适度控制农业灌溉规模; 推进产业结构与农业种植结构调整, 发展设施农业和劳务经济; 推进灌区节水改造, 完善用水计量设施, 建立合理的水价形成机制与水权交易制度; 建设人工绿洲基本生态体系和北部荒漠绿洲过渡带生态缓冲功能区。

2 研究方法与数据来源

2.1 生态修复工程综合效应评价的 PSR 框架

PSR 框架认为人类活动对环境施加的压力导致生态系统环境质量和自然资源数量发生变化, 社会通过生态环境政策对这些变化做出反应^[20]。该框架由压力、状态和响应 3 类指标组成。“压力”指标指引起生态系统退化的人类活动的压力与影响。“状态”指标指生态系统要素的变化, 这些要素要求能代表研究区域生态系统的特征、功能及重要性。“响应”指标用于衡量社会对生态健康状况变化的响应程度, 包括人类和生态系统本身的变化。该框架清楚地描述了生态系统发展状况及人类活动与环境之间的交互作用, 对受到人类活动和生态修复措施共同影响的干旱区石羊河流域重点治理工程有着较高的适用性^[16]。

2.2 评价指标体系的确定

建立全面有效的生态健康评价指标体系, 是准确、定量评价生态健康的关键; 然而, 目前尚未就生态健康评价指标体系达成共识。科学合理地选择评价指标, 不仅要反映研究区生态系统的特殊性, 而且要能够全面、准确地评价生态系统的健康状况。本研究基于广泛的文献综述, 并根据专家学者及流域管理人员的建议结合研究区域的具体特征, 构建了石羊河流域生态系统健康评价的压力-状态-响应指标体系 (表 1), 共计 10 项指标, 划分为 3 个层次。

“压力”指标包括: 人均水资源占有量、单位耕地水资源占有量、水资源开发利用率、地下水降速、干燥度指数 (Aridity Index, AI)。重点治理认为石羊河流域的“压力”主要来自人口增长与农业发展对区域水资源的消耗。谢花林等^[21]认为人均水资源占有量和单位耕地水资源占有量是人类活动对水土资源造成负荷的主要来源。赵敏敏等^[22]使用水资源开发利用与地下水开采数据来表征影响干旱区生态系统稳定的“压力”。Hazbavi 等^[23]使用 AI 表征气候变化对流域的影响程度, 该指标在石羊河流域中主要指西北暖湿化等外界压力。

“状态”指标包括: 温度植被干旱指数 (Temperature

Vegetation Dryness Index, TVDI)、陆地水储量 (Terrestrial Water Storage, TWS)、农田灌溉单位用水量。孙权等^[24]认为土壤水分是反映生态环境变化的重要陆地特征指标。刘雅玲等^[25]使用农业灌溉用水量作为农业环境指标。此外, 本研究采用陆地水储量变化表征包括地表水和地下水在内的区域水资源变化状况。

表 1 石羊河流域生态系统健康评价指标体系及权重
Table 1 Index system and weight of ecosystem health assessment in Shiyang River Basin

目标 Objective	层次 Hierarchy	指标 Indexes	对生态健康的影响 Impact on ecological health	权重 Weight
生态系统健康评价指数 Ecosystem Health Index (EHI)	压力 Pressure	人均水资源占有量/(m ³ ·人 ⁻¹)	+	0.057
		单位耕地水资源占有量/(m ³ ·hm ⁻²)	+	0.088
		水资源开发利用率/%	-	0.116
		地下水降速/(m·a ⁻¹)	-	0.137
		干燥度指数 (AI)	+	0.045
	状态 State	土壤水分 (TVDI)	+	0.097
		陆地水储量 (TWS)	+	0.083
		农田灌溉单位用水量/(m ³ ·hm ⁻²)	-	0.106
	响应 Response	万元 GDP 水耗/(m ³ ·10 ⁴ 元 ⁻¹)	-	0.110
		总初级生产力 GPP/(g·m ⁻² ·a ⁻¹)	+	0.161

注: +: 积极; -: 消极。

Note: +: Positive; -: Negative.

“响应”指标包括: 万元 GDP 水耗、总初级生产力 (Gross Primary Productivity, GPP)。刘雅玲等^[25-26]分别采用万元 GDP 水耗和 GPP 反映经济发展与植被生长对水资源消耗的响应。

2.3 确定评价因子权重

由于数据来源、指标类别及其单位量纲的不同, 根据指标对生态系统健康的贡献, 采用式 (1) 或式 (2) 将指标转换为标准化数据后进行分析。

$$X_i^+ = \frac{X_i - \min X_i}{\max X_i - \min X_i} \quad (1)$$

$$X_i^- = \frac{\max X_i - X_i}{\max X_i - \min X_i} \quad (2)$$

式中 X_i 为指标原始数值, $\min X_i$ 为原始数据的最小值, $\max X_i$ 为原始数据的最大值, X_i^+ 、 X_i^- 分别表示对生态健康具有正、负贡献的指标标准化后的数值。

使用层次分析法 (Analytic Hierarchy Process, AHP) 确定因子的权重^[27]。该方法提供了一个全面而合理的框架来表示和量化相应的指标, 通过对每 2 个指标进行比较, 确定指标因子对更高级指标的相对重要性。目前已有许多学者将 AHP 应用于生态系统评价的权重确定中, 以综合分析区域发展状况^[23]。本研究将石羊河流域生态系统健康指数作为 AHP 的目标层, 并将 PSR 框架与 AHP 相结合, 使 AHP 子层次与 PSR 框架中的压力-状态-响应相对应, 分别计算相关指标的权重。

为全面、客观地评价石羊河流域生态系统健康状况，课题组邀请了共计 50 位专家学者为评价指标提供相对重要性分数。其中 10 位为石羊河流域行政管理人员（决策者），40 位为熟悉流域特征与发展状况的学者。根据专家学者给出的评分，得到各项健康指标间的相对重要性，进而计算每项指标的权重。

在本研究中，AHP 分析使用 AHP 优先级计算器^[28]完成，可通过网站 (<https://bpmg.com>) 获得。石羊河流域生态系统健康评价指标及权重计算结果如表 1 所示。

2.4 石羊河流域重点治理效果综合评价指标

根据标准化后的评价指标及各指标的权重，建立石羊河流域生态系统评价模型，通过以下线性函数获得石羊河流域生态系统健康评价指数（Ecological Health Index, EHI），从而对石羊河流域生态修复效果进行定量的综合评价。

$$EHI = \sum_{i=1}^n (W_i C_i) \quad (3)$$

式中 W_i 表示指标 i 的权重； C_i 表示指标 i 的标准值。基于自然断点法将 EHI 划分为 5 级，表 2 为 EHI 的分级标准。

表 2 石羊河流域 EHI 分级标准

分级 Classification	EHI
健康 (I) Healthy	≥ 0.6
相对健康 (II) Relatively healthy	$>0.5 \sim 0.6$
中等健康 (III) Medium healthy	$>0.4 \sim 0.5$
相对不健康 (IV) Relatively unhealthy	$>0.3 \sim 0.4$
不健康 (V) Unhealthy	≤ 0.3

2.5 数据来源

研究使用到的数据包括石羊河流域气象及水文数据、土地利用和总初级生产力 GPP 数据、以及社会经济统计数据。气象数据来自中国气象中心 (<http://data.cma.cn>)，包括石羊河流域内及周围 5 个气象站点自 1958—2019 年日平均气温、降水量和相对湿度的长序列逐日气象数据。水文数据包括流域地表径流及地下水数据。蔡旗水文站径流量是石羊河进入民勤县境内地表水资源量的重要依据，1958—2019 年蔡旗水文站月径流观测资料由石羊河流域水资源利用中心提供。地下水数据通过研究区的长期地下水观测井收集，由甘肃省水文水资源局提供，为保证数据的质量和有效性，选择具有 1998—2016 年连续完整观测资料的 21 口观测井作为地下水数据来源。

GPP 空间分布数据集是基于连续时间序列的 MODIS 卫星遥感数据 (<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov>) 得到的，空间分辨率为 500 m。中国土地利用/土地覆盖空间分布数据使用 Yang 等^[29]制作的 1990—2020 年中国 30 m 土地利用数据集 (<https://doi.org/10.5281/zenodo.5210928>)。同时使用中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>) 提供的 1 000 m 分辨率土地利用数据作为辅助数据。

压力指标干燥度指数 (AI) 是表征一个地区干湿程度

的指标。本研究采用 $AI = Pr/PET$ 的方法进行计算^[30]，其中 Pr 为降水量，PET 为潜在蒸散发，采用 Penman 公式^[31]进行计算。计算涉及到的气象数据来自 1965—2020 年中国西北地区 110 个气象站点月值数据。采用反距离加权将站点数据插值为 1 km 空间分辨率的栅格数据。

状态指标土壤水分通过 TVDI 表示。TVDI 是基于归一化植被指数 (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) 与地表温度 (Land Surface Temperature, LST) 数据进行表层土壤水分反演的方法，可用于大范围土壤水分和干旱程度的空间变化特征研究^[32]。采用北京师范大学徐栋等制作的 2000—2020 年全球 1 km 分辨率 TVDI 数据集，来源于国家科技资源共享服务平台—国家地球系统科学数据中心 (<http://www.geodata.cn>)。

TWS 变化指储存在陆地地表以及地下的全部水分的变化，是区域水循环和人类开发利用等相关活动的综合反映。2002 年发射的重力恢复与气候试验 GRACE 卫星及于 2018 年发射的 GRACE-FO 卫星通过反演地球重力场提取区域水储量变化信息为大尺度陆地水储量变化研究提供了可靠的思路^[33]。本研究数据采用 Zhong 等^[34]制作的中国区域基于降水重构陆地水储量变化数据集 (2002—2019 年)，空间分辨率 0.5° 。

统计数据主要来源于水利与农业部门的资料及相关年鉴 (1998—2020 年)，包括《甘肃农村年鉴》(1998—2020 年)、《甘肃发展年鉴》(1998—2020 年)、《甘肃年鉴》(2009—2020 年) 等统计年鉴以及中国经济与社会发展统计数据库 (中国知网)。收集的数据包括甘肃石羊河流域各县 (区) 的农作物播种面积、农业用水量、水资源量、农村居民人均纯收入等。

3 结果与分析

3.1 石羊河流域气候变化特征

图 2 为研究区 1958—2019 年的降水量、气温和相对湿度的变化趋势。采用 Hodrick-Prescott (HP) 滤波法^[35]将时间序列气象数据分离为长期趋势和短期波动两部分。研究区降水和温度均有明显上升趋势，这与西北地区整体暖湿化趋势一致。降水量在长时间序列里的变化趋势不如气温变化明显。相对湿度呈现显著但有限的下降趋势，在 2010 年以后有较大幅度的下降。

3.2 石羊河流域重点治理对水文的影响

3.2.1 石羊河流域重点治理对地表径流量的影响

图 3a 为 1958—2019 年石羊河流域年径流量变化。1967—2002 年，蔡旗断面径流量持续降低，2002 年达到 $0.845 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的历史最低点。2002 年以后受跨流域调水等措施影响，蔡旗断面径流量逐年增加，并于 2010 年和 2012 年达到重点治理的约束性目标 $2.67 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、 $2.97 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。截至 2019 年，年径流量达到 $4.01 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，恢复到与 1972 年同等径流量。天然河道下泄流量也逐年增加，占总径流量比例由 2001 年的 16% 提高到 2019 年的 48%，是调水工程稳定后民勤地区地表径流增长量的主要来源。

3.2.2 石羊河流域重点治理对地下水水位的影响

1998—2020 年石羊河流域地下水埋深变化如图 3c 和

图 3d 所示。石羊河流域地下水埋深在重点治理前后表现出不同的趋势。石羊河流域中游地下水埋深持续下降,且在 2007 年后下降趋势更加显著,年平均下降速度由 0.205 m/a

增大至 0.332 m/a。石羊河流域下游地下水埋深在重点治理实施前下降明显,2005 年跌至最低水位。2007 年后平均地下水埋深保持稳定,并呈现一定幅度的波动。

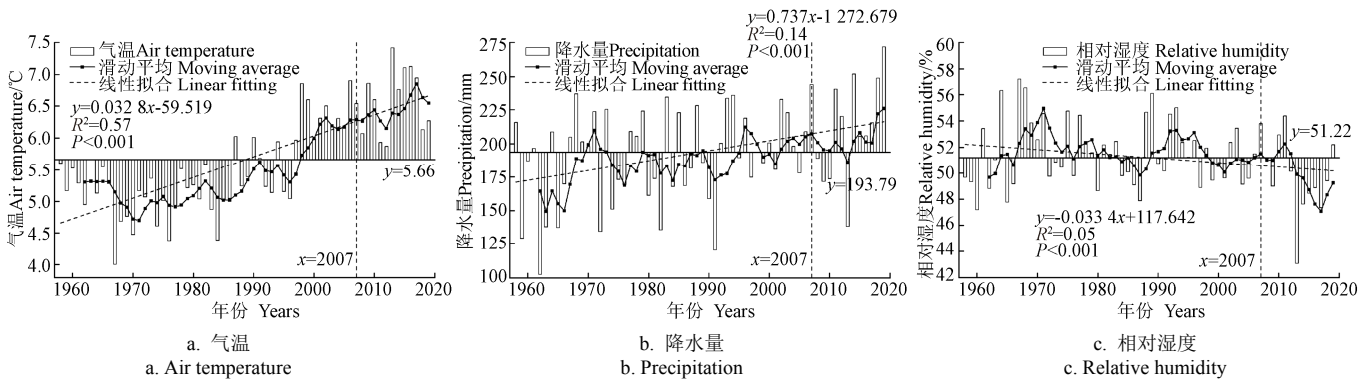


图 2 1958—2019 年石羊河年降水量、气温和相对湿度逐年变化及 Hodrick-Prescott 滤波后各分量

Fig.2 Annual changes of precipitation, air temperature and relative humidity in Shiyang River Basin during 1958-2019 and components filtered by Hodrick Prescott Filter

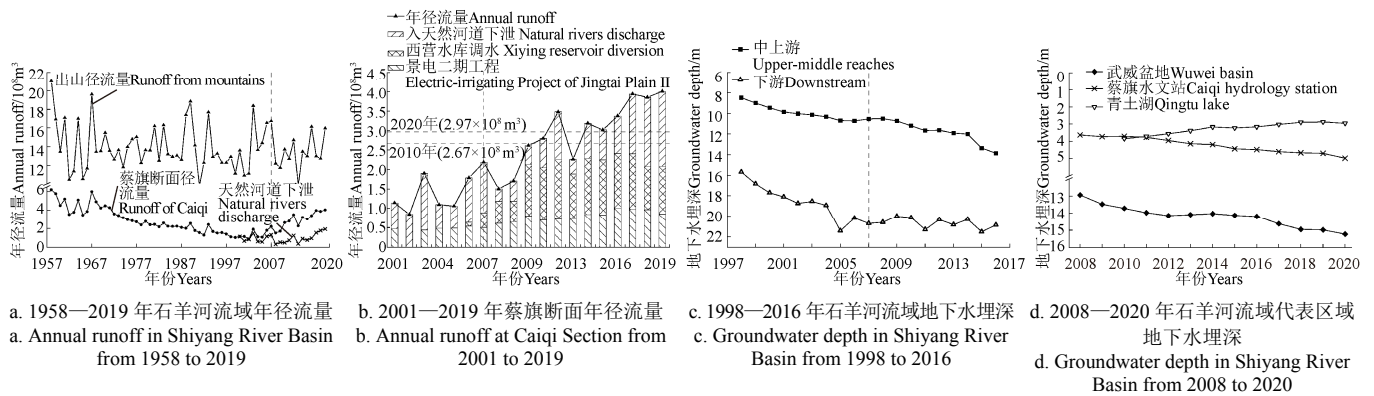


图 3 石羊河流域径流量及地下水埋深年际变化

Fig.3 Interannual variation of runoff and groundwater depth in Shiyang River Basin

青土湖作为下游生态补水地区的代表性区域,其地下水埋深在重点治理后以 0.089 m/a 的速率回升,生态补水效果明显。中下游分界点蔡旗水文站及中游武威盆地平均地下水埋深则在重点治理后分别下降 1.36 和 2.3 m。

3.3 石羊河流域重点治理对社会经济的影响

图 4 展现了石羊河流域重点治理对流域农业及用水效率等社会经济方面的影响。图 4a 和图 4b 表示石羊河流域 1998—2020 年期间农作物播种面积及种植结构的变化。流域农作物播种面积整体保持稳定。重点治理后民勤县农作物播种面积先下降后回升,2020 年达到 $57.17 \times 10^3 \text{ hm}^2$ 。永昌县播种面积逐年增加,2020 年播种面积比 1998 年增长 93.4%。重点治理前后,流域种植结

构处于动态调整过程中,粮经比在 2016 年达到 55:45。但由于近 2 年粮食播种面积的增长及油料、水果等经济作物的缩减,2020 年粮经比未能达到 50:50 的预期治理目标。

石羊河流域 1998—2020 年期间用水结构与用水效率的变化如图 4c 和图 4d 所示。2007 年后,流域灌溉用水量逐年减少,年均降幅 1.51%。生态用水在 2019 年前保持稳定,2020 年提高到 $2.23 \times 10^8 \text{ m}^3$,但未达到重点治理的预期生态用水目标。2020 年节水灌溉面积相比 2007 年增长 41.5%,达到 $23.99 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 。武威及金昌市农田单位灌溉用水量在 2007 年后均大幅下降,流域年均降幅达 2.66%。

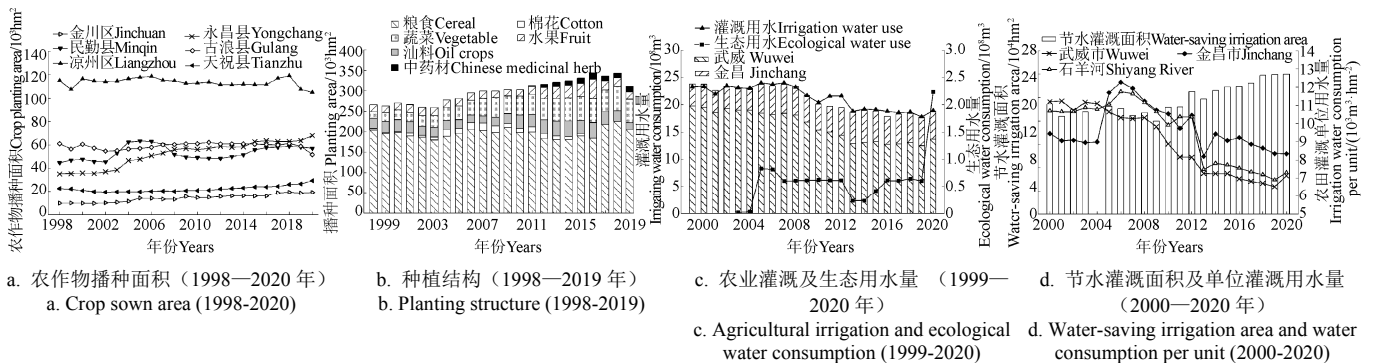


图 4 石羊河流域社会经济、用水结构及农业农村发展变化

Fig.4 Changes of social economy, water use structure and agricultural and rural development in Shiyang River Basin

3.4 石羊河流域重点治理对生态环境的影响

图 5 为 2001—2020 年石羊河流域生态系统总初级生产力 GPP 的空间及时间演变，格网大小 500 m。采用 Sen 趋势度结合 Mann-Kendall 趋势检验方法量化每个网格内 GPP 的变化趋势^[36]。整体来看，2001—2020 年石羊河流域除中游及下游荒漠边缘部分区域外 GPP 均为增长趋势，重

点治理实施前后差异较为显著。重点治理实施后，94.6% 的区域 GPP 呈增长趋势，增长区域主要集中在石羊河沿岸及青土湖附近，上游山区植被呈现恢复态势。民勤县 GPP 与流域降水、出山径流量的时间变化如图 5d 所示。GPP 整体呈波动上升趋势，平均增速为 4.88 g/(m²·a)。重点治理前后年 GPP 平均值变化率分别为 5.99、3.9 g/(m²·a)。

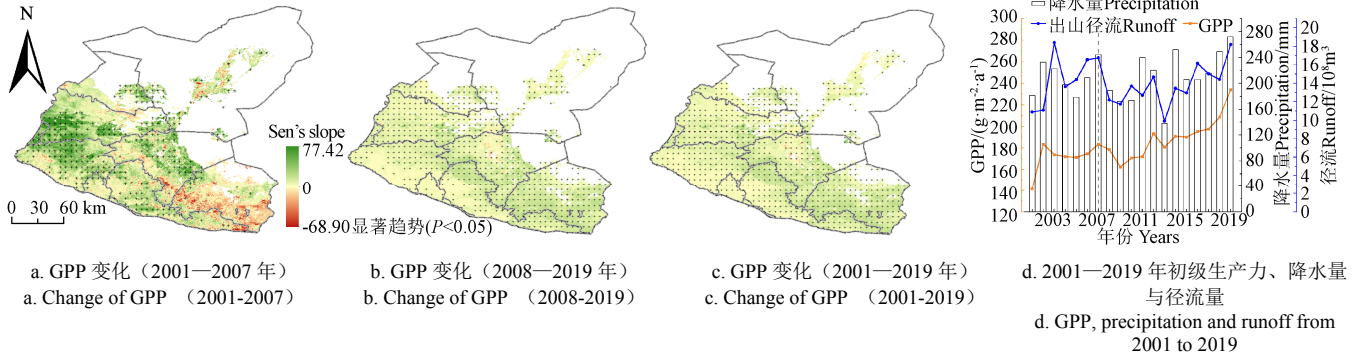


图 5 2001—2019 年石羊河流域初级生产力 GPP 时空变化趋势

Fig.5 Temporal and spatial variation trend of Gross Primary Productivity (GPP) in Shiyang River Basin

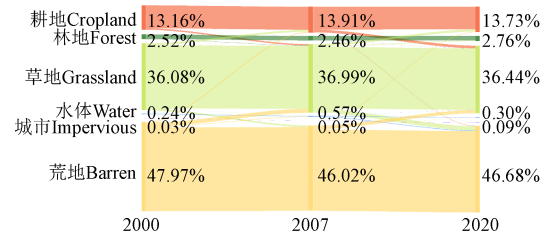
土地利用变化可以反映当地生态及人类生产生活方式的转变。根据表 3，2007 年后石羊河流域耕地面积扩张速度放缓，变化量由+0.75 百分点降为-0.18 百分点。林地和草地有着相反的变化趋势，重点治理后土地变化量分别从-0.06 百分点、+0.91 百分点调整为+0.30 百分点、-0.55 百分点。图 6a 显示 2007 年后草地的主要流出方向为耕地与荒地。2007 年后水体和城市变化量分别为-0.27 百分点和+0.04 百分点。荒地变化量由-1.95 百分点提高到+0.66 百分点，成为重点治理实施后增长最快的土地类型，到 2020 年所占土地面积比例达到 46.68%。

的 0.350 增长到 2019 年的 0.415，呈波动增长趋势。健康分级由 IV 级相对不健康提高到 III 级中等健康水平，重点治理取得一定成效。

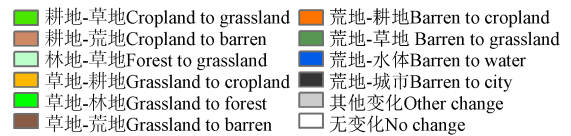
表 3 石羊河流域土地利用及变化比例

Table 3 Land use and change ratio in Shiyang River Basin

土地利用类型 Land-use type	不同年份土地覆盖比例 Land-use ratio in each year/%						变化 Change/百分点	
	2000	2005	2007	2010	2015	2020	2000—2007	2007—2020
	耕地 Cropland	13.16	13.69	13.91	13.42	13.52	13.73	+0.75
林地 Forest	2.52	2.45	2.46	2.45	2.64	2.76	-0.06	+0.30
草地 Grassland	36.08	37.15	36.99	37.46	37.43	36.44	+0.91	-0.55
水体 Water	0.24	0.54	0.57	0.56	0.34	0.30	+0.33	-0.27
城市 City	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.09	+0.02	+0.04
荒地 Barren	47.97	46.13	46.02	46.05	46.00	46.68	-1.95	+0.66



a. 2000—2020 年石羊河流域土地利用变化流动方向
a. Flow direction of land use change in Shiyang River Basin from 2000 to 2020



b. 2007—2020 年石羊河流域土地利用变化空间分布
b. Spatial distribution of land use change in Shiyang River Basin from 2007 to 2020

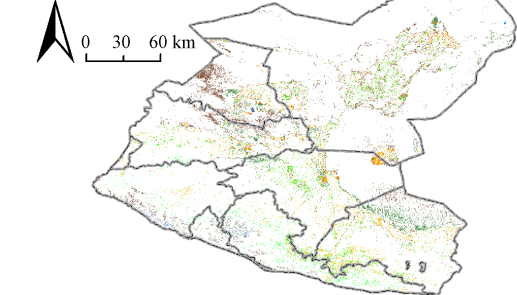


图 6 石羊河流域土地利用变化流动方向及空间分布
Fig.6 Flow direction and spatial distribution of land use types in Shiyang River Basin

2007—2020 年，重点治理实施后石羊河流域土地利用变化空间分布见图 6b，格网大小为 30 m。其中 91.96% 的土地面积无明显变化，整体土地利用类型保持稳定。占流域 1.44% 的耕地退耕为草地，分布在石羊河河道沿岸，略高于草地-耕地 (11.74%) 的土地类型变化比例。占流域 0.18% 的耕地与 2.32% 的草地退化为荒地，主要集中在下游荒漠边缘地区。占流域 0.28% 和 1.79% 的土地由荒地被开发为耕地和生态用地，分布在调水沿线及青土湖区域。受跨区域调水的影响，下游青土湖面积达到 26.7 km²。

3.5 石羊河流域重点治理综合评价

石羊河流域各行政分区的生态系统健康评价指数结果如表 4 所示。石羊河流域整体健康评价指数由 2008 年

武威及金昌市生态系统健康指数在重点治理后均出现较大幅度的增长。2019 年武威市健康分级由 2008 年的 IV 级相对不健康提高到 III 级中等健康水平，健康指数累计增长 0.059，略低于流域平均增幅 0.065。民勤县作为流域

重点治理的关键行政单位,其生态系统健康评价指数由0.302增长到0.357,这得益于跨流域调水等工程有效提高了区域水资源总量,进而导致人均水资源量占有量与单位耕地水源占有量等指标数值的增长。凉州区健康指数累计增长0.047,低于武威市平均水平。其健康指数的改善主要来自万元GDP水耗的降低,经济发展与水资源消耗得到较好的平衡,但由于地下水降速的提升,影响了生态环境的快速恢复。金昌市2008年EHI值为全流域内最低,即初始生态系统健康在全流域内危险性最高。而重点治理

期间健康评价指数由2008年V级0.287增长到2019年IV级0.353,涨幅高于武威市。金川区健康分级在IV级与V级间波动,并于2018年达到最优0.364。其健康指数增长主要得益于地下水降速与GPP改善。但由于水资源总量的剧烈波动以及持续增长的万元GDP水耗,健康指数在部分年份又有所下降。永昌县健康指数由V级0.282增长到III级0.401,累积增长0.119,是区域生态改善最显著的地区。其中农田单位灌溉用水量及万元GDP水耗的降低是当地生态系统健康状况改善的主要因素。

表4 石羊河流域各行政区域 EHI 及评级

Table 4 EHI and classification (CC) of Shiyang River Basin administrative region

年份 Years	石羊河流域 Shiyang River Basin		武威市 Wuwei		凉州区 Liangzhou		民勤县 Minqin		古浪县 Gulang		天祝县 Tianzhu		肃南县 Sunan		金昌市 Jinchang		金川区 Jinchuan		永昌县 Yongchang	
	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC	EHI	评级 CC
2008	0.350	IV	0.354	IV	0.371	IV	0.302	IV	0.422	III	0.472	III	0.491	III	0.287	V	0.295	V	0.282	V
2009	0.336	IV	0.342	IV	0.328	IV	0.303	IV	0.408	III	0.454	III	0.468	III	0.260	V	0.273	V	0.252	V
2010	0.355	IV	0.359	IV	0.350	IV	0.318	IV	0.412	III	0.492	III	0.508	II	0.283	V	0.335	IV	0.248	V
2011	0.372	IV	0.384	IV	0.358	IV	0.340	IV	0.478	III	0.489	III	0.512	II	0.276	V	0.298	V	0.260	V
2012	0.405	III	0.419	III	0.382	IV	0.380	IV	0.482	III	0.549	II	0.582	II	0.295	V	0.300	IV	0.291	V
2013	0.370	IV	0.375	IV	0.369	IV	0.345	IV	0.393	IV	0.478	III	0.504	II	0.304	IV	0.267	V	0.331	IV
2014	0.392	IV	0.393	IV	0.386	IV	0.357	IV	0.417	III	0.530	II	0.556	II	0.333	IV	0.310	IV	0.350	IV
2015	0.400	III	0.403	III	0.389	IV	0.379	IV	0.409	III	0.511	II	0.537	II	0.340	IV	0.315	IV	0.357	IV
2016	0.409	III	0.411	III	0.382	IV	0.383	IV	0.430	III	0.545	II	0.577	II	0.342	IV	0.297	V	0.373	IV
2017	0.400	III	0.382	IV	0.379	IV	0.316	IV	0.433	III	0.626	I	0.654	I	0.371	IV	0.305	IV	0.417	III
2018	0.412	III	0.400	III	0.397	IV	0.352	IV	0.420	III	0.598	II	0.626	I	0.375	IV	0.364	IV	0.383	IV
2019	0.415	III	0.413	III	0.418	III	0.357	IV	0.451	III	0.611	I	0.648	I	0.353	IV	0.283	V	0.401	III

图7表示研究区2008—2019年重点治理综合评价指数的时空动态变化,流域重点治理整体表现出积极的改善效果。流域中上游及石羊河沿岸区域重点治理综合评价为显著改善,下游民勤主要为轻微改善,其中权重占比16.1%的GPP与11.6%的水资源开发利用是区域生态恢复的主要贡献指标。同时跨流域调水改善区域水资源条件,与水资源总量相关指标数值也得到一定增长。金川区及古浪

县生态系统健康评价指数未有明显变化,重点治理综合评价分级维持在稳定级别,治理效果低于其他区域。其中耕地面积的扩张与区域用水量的增长,导致与农业生产、水资源消耗相关指标,如单位耕地水资源占有量、万元GDP水耗等,出现一定的恶化。石羊河流域GPP、TVDI等指标的积极效果被抵消,生态系统健康未能得到有效的恢复,重点治理工作的进程与效果受到影响。

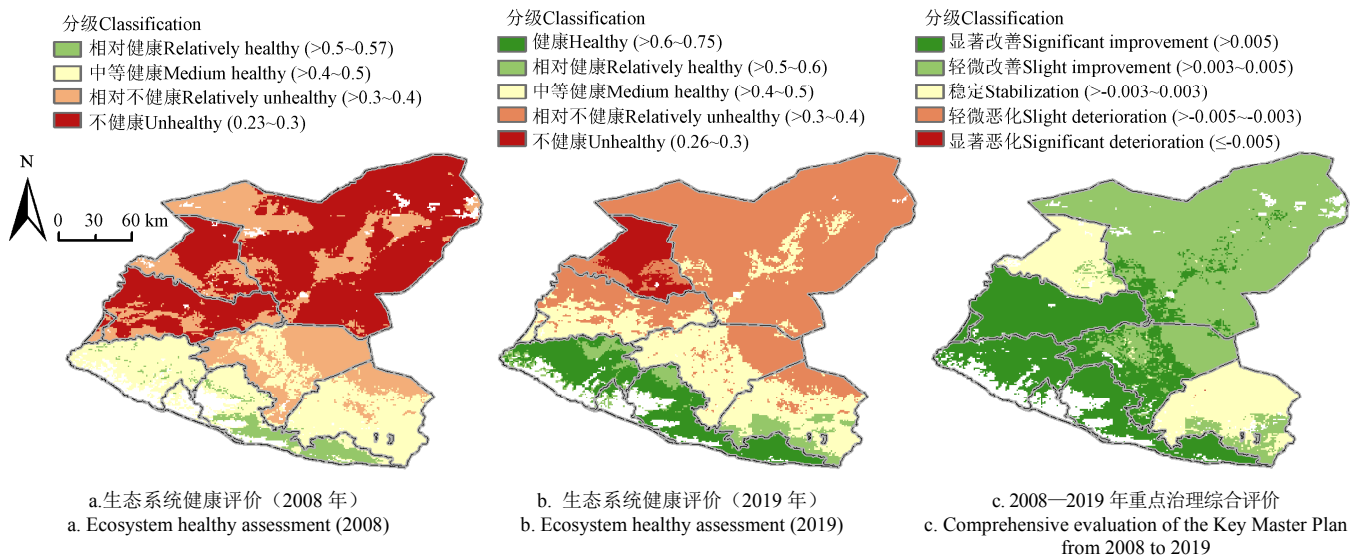


Fig.7 Comprehensive evaluation and classification of the Key Master Plan in Shiyang River Basin

4 讨论

4.1 石羊河流域重点治理的积极影响

气候变化与石羊河流域重点治理共同为石羊河流域提供水资源保障，并推动下游生态环境改善。全球变暖驱动的复杂水循环过程，导致中国西北地区气候特征出现暖湿化的现象^[37]。在此期间，石羊河流域气候变化表现为显著的气温升高及不显著的降水增长。气温与降水的变化为石羊河提供了更丰沛的可用水资源，干旱程度有所缓解，流域重点治理提供了相对良好的自然条件基础。重点治理等人类活动在改善生态系统状况的同时也对区域气候及水循环产生着积极的影响。自 2001 年以来，景电二期调水工程每年向民勤县稳定提供 $0.9 \times 10^8 \text{ m}^3$ 的调水量，流域内总水资源量增加，陆地和大气水分能量交换过程发生改变，进一步加快区域水循环过程，促进流域生态环境的改善。

石羊河流域受益于上游稳定的冰川融水，农业一直是当地主导产业^[38]。受严格的水资源配置政策影响，民勤县农业种植面积下降，地下水超采现象得到遏制，为生态补水提供了保障。伴随着农艺技术以及节水灌溉的发展，当地通过有限的水资源保证农作物的生产与供应。同时政府引导农业种植结构转型，在推进生态保护的同时，保障农村居民收入生活水平。

区域生态系统健康变化，受区域农业生产、工业发展、水土资源配置等多重需求共同推动。在重点治理实施后，除中游部分灌区外，流域 GPP 整体呈上升趋势。同时流域管理机构对流域用水量的严格配置，权重占比较大的万元 GDP 水耗、水资源开发利用效率等指标数值显著增长，区域生态系统健康得到一定程度的改善，流域重点治理工作取得成效。

4.2 潜在的问题

石羊河流域在农业生产、生态补水及植被覆盖度方面存在一定的问题。最值得关注的是流域农业灌溉面积与种植结构比例远未达到《规划》中的约束性目标，部分区域农业播种面积不断扩张，同时各县市政府工作报告中对于提高经济作物种植比例、调整农业种植结构的政策导向并不强烈。不断扩张的农业灌溉面积会导致农业用水量的上升，对生态修复工作中的水资源造成持续的消耗，甚至会挤占生态用水配额。

得益于跨流域调水与中下游水资源配置政策，下游民勤地下水水位保持稳定。但中游地下水埋深的下降趋势相比重点治理前更加显著。流域中游人口增长与经济发展对生活用水和工业用水量提出了更高的要求。可用地表水资源的失衡会刺激地下水超采以维持用水需求。在调水规模短期内无法增长的情况下，维持现有水资源配置政策会导致上下游用水矛盾的持续扩大。

4.3 政策建议

石羊河流域治理措施在改善区域生态环境的同时必然影响到区域间经济发展与用水矛盾，因此在下一阶段石羊河流域重点治理规划中应重点关注水资源配置调整

与农业灌溉用水控制两方面内容。

科学的水资源配置需要根据社会经济发展不断调整水量调度计划及水资源分配方案。根据未来跨流域调水量进一步增长的可能性，划分为短期与长期两种政策建议。由于外流域可用水量与输水渠道规模限制，短期内流域可用水量维持现有规模，因此调整水资源分配方案是现阶段水资源配置的主要工作。作为流域重点治理的决策基础，现有的水资源分配方案为 2006 年批复实施，与目前治理后的流域现状存在一定的出入，例如行业用水量变化与生态补偿机制的可行性。在下一阶段治理规划调整的同时，制定适配流域发展的水资源配置方案较为重要。长期来看，随着南水北调西线工程的论证与黄河流域分水方案调整，石羊河流域的外流域调水规模存在进一步增长的可能。根据外流域调水量谁投资谁使用的原则，调入水量应优先考虑用于国家区域性目标，例如北拒风沙的天然生态基本用水和中保绿洲的人工绿洲防护林体系基本用水等，保障生态用水供给，促进流域生态恢复。

农业灌溉用水量的减少是流域可持续发展的重要前提。目前石羊河流域已建立统一的地下水取水许可审批制度，但与之配套的地下监测工作尚不完善，智能化计量设施覆盖较少，无法为决策提供客观的数据支撑。通过在更大范围内推广计量设施，控制地下水开采量，从而限制农业灌溉规模的进一步增长。同时结合市场化的水权交易平台，推动水资源使用权在灌溉用水户之间合理流转。通过完善的取用水制度，推进区域种植结构调整与节水灌溉发展。

4.4 不确定性分析

本研究建立的石羊河流域生态系统健康评价体系采用了统计数据 and 遥感数据 2 种不同的数据类型，分别在行政区域及栅格尺度上进行分析。其中遥感数据可以对生态系统变化与发展进行大尺度动态监测，弥补统计数据在空间尺度上的不足。但遥感数据在获取、处理、分析、数据转换等过程中，都会引入不同类型和不同程度的不确定性，并在随后的各种处理过程中传播。同时遥感数据受限于空间分辨率，所表达信息的丰富度与准确性也会有所不同^[39]。本研究在收集与处理数据过程中兼顾数据的准确性与分辨率，以减少遥感数据对研究结果产生的不确定。

5 结论

本研究分析了石羊河流域重点治理前后气象、水文、生态、社会经济等多项指标的时空变化，并构建了生态系统健康评价体系，定量分析了石羊河流域重点治理效果。结果表明，石羊河流域生态系统健康评价指数不断提高，武威市与金昌市的评价指数分别达到Ⅲ级、Ⅳ级，综合评价结果整体表现显著改善，重点治理取得一定成效。跨流域调水有效缓解了流域水资源压力，蔡旗断面年径流量提升至 $4.01 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，达到重点治理约束性目标，流域可用水量增长。“关井压田”政策及节水灌溉的推广，遏制了耕地面积扩张及地下水超采，同时

重点治理的配套服务体系保障了农村居民收入和生活水平。值得注意的是流域内耕地面积并未出现显著的下降趋势,各县区未能按照要求将耕地面积降到约束性目标,这会导致流域内缺少足够的水资源供给生态用水。

[参 考 文 献]

- [1] Kareiva P, Watts S, McDonald R, et al. Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare[J]. *Science*, 2007, 316(5833): 1866-1869.
- [2] MacDonald A M, Bonsor H C, Ahmed K M, et al. Groundwater quality and depletion in the Indo-Gangetic Basin mapped from in situ observations[J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9(10): 762-766.
- [3] Candela L, Elorza F J, Jiménez-Martínez J, et al. Global change and agricultural management options for groundwater sustainability[J]. *Computers and Electronics in Agriculture*, 2012, 86: 120-130.
- [4] Bernhardt E S, Palmer M A, Allan J D, et al. Synthesizing U. S. river restoration efforts[J]. *Science*, 2005, 308(5722): 636-637.
- [5] 王兵, 张光辉, 刘国彬, 等. 黄土高原丘陵区水土流失综合治理生态环境效应评价[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(20): 150-161.
- Wang Bing, Zhang Guanghui, Liu Guobin, et al. Ecological land environmental evaluation for water and soil loss comprehensive harness in loess hilly region[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2012, 28(20): 150-161. (in Chinese with English abstract)
- [6] Tong X W, Wang K L, Yue Y M, et al. Quantifying the effectiveness of ecological restoration projects on long-term vegetation dynamics in the karst regions of Southwest China[J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2017, 54: 105-113.
- [7] Lu F, Hu H F, Sun W J, et al. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [8] Liu J G, Li S X, Ouyang Z Y, et al. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2008, 105(28): 9477-9482.
- [9] 王壮壮, 王浩, 冯晓明, 等. 重点脆弱生态区生态恢复综合效益评估指标体系[J]. *生态学报*, 2019, 39(20): 7356-7366.
- Wang Zhuangzhuang, Wang Hao, Feng Xiaoming, et al. Evaluation index system of comprehensive benefits of ecological restoration in key ecologically vulnerable regions[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7356-7366. (in Chinese with English abstract)
- [10] Dodds W K, Wilson K C, Rehmeier R L, et al. Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands[J]. *BioScience*, 2008, 58(9): 837-845.
- [11] Wang F Q, Yang H, Zhao H, et al. Ecological effect evaluation of water diversion in the Yellow River delta wetland[J]. *Water Policy*, 2018, 20(4): 744-757.
- [12] 邓欧, 尹忠东, 冯仲科, 等. 四川省长江上游水土保持工程生态经济综合评价[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(5): 88-95.
- Deng Ou, Yin Zhongdong, Feng Zhongke, et al. Comprehensive evaluation for ecological economy of soil and water conservation engineering in upper Yangtze River in Sichuan Province[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2010, 26(5): 88-95. (in Chinese with English abstract)
- [13] 张毅茜, 冯晓明, 王晓峰, 等. 重点脆弱生态区生态恢复的综合效益评估[J]. *生态学报*, 2019, 39(20): 7367-7381.
- Zhang Yiqian, Feng Xiaoming, Wang Xiaofeng, et al. Comprehensive benefit evaluation of ecological restoration in key fragile ecological areas in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(20): 7367-7381. (in Chinese with English abstract)
- [14] Rapport D, Friend A. *Towards A Comprehensive Framework for Environmental Statistics: A Stress-response Approach*[M]. Ottawa, ON, Canada: Statistics Canada, 1979.
- [15] 魏伟, 雷莉, 周俊菊, 等. 基于 GIS 和 PSR 模型的石羊河流域生态安全评估[J]. *土壤通报*, 2015, 46(4): 789-795.
- Wei Wei, Lei Li, Zhou Junju, et al. Evaluation of the ecological security in Shiyang River Basin based on grid GIS and PSR model[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2015, 46(4): 789-795. (in Chinese with English abstract)
- [16] 唐怡, 韦仕川. 基于 GIS 和 PSR 模型的生态环境承载力时空差异研究: 以海南省为例[J]. *中国农学通报*, 2018, 34(11): 40-47.
- Tang Yi, Wei Shichuan. Spatial-temporal difference of environmental carrying capacity based on PSR model and GIS: A case study of Hainan province[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2018, 34(11): 40-47. (in Chinese with English abstract)
- [17] Wang Y T, Wang Y S, Wu M L, et al. Assessing ecological health of mangrove ecosystems along South China Coast by the pressure-state-response (PSR) model[J]. *Ecotoxicology*, 2021, 30(4): 622-631.
- [18] 张博胜, 杨子生. 基于 PSR 模型的中国人地关系协调发展时空格局及其影响因素[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(13): 252-262.
- Zhang Bosheng, Yang Zisheng. Spatio-temporal pattern and its influencing factors of coordinated development of man-land relationship in China using PSR model[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2021, 37(13): 252-262. (in Chinese with English abstract)
- [19] 魏伟, 石培基, 周俊菊, 等. 基于生态安全格局的干旱内陆河流域土地利用优化配置分区[J]. *农业工程学报*,

- 2016, 32(18): 9-18.
- Wei Wei, Shi Peiji, Zhou Junju, et al. Configuration partition of land use optimization in arid inland river basin based on ecological security pattern[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2016, 32(18): 9-18. (in Chinese with English abstract)
- [20] Levrel H, Kerbiriou C, Couvet D, et al. OECD pressure-state-response indicators for managing biodiversity: A realistic perspective for a French biosphere reserve[J]. Biodiversity and Conservation, 2008, 18(7): 1719-1732.
- [21] 谢花林, 李波, 刘黎明. 基于压力-状态-响应模型的农业生态系统健康评价方法[J]. 农业现代化研究, 2005(5): 366-369.
- Xie Hualin, Li Bo, Liu Liming. Assessment method of agroecosystem health of based on Pressure-State-Response model[J]. Research of Agricultural Modernization, 2005(5): 366-369. (in Chinese with English abstract)
- [22] 赵敏敏, 何志斌, 蔺鹏飞, 等. 基于压力-状态-响应模型的黑河中游张掖市生态安全评价[J]. 生态学报, 2021, 41(22): 9039-9049.
- Zhao Minmin, He Zhibin, Lin Pengfei, et al. Ecological security evaluation of Zhangye City in the middle reaches of the Heihe River based on Pressure State Response model[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(22): 9039-9049. (in Chinese with English abstract)
- [23] Hazbavi Z, Sadeghi S H, Gholamalifard M, et al. Watershed health assessment using the Pressure-State-Response (PSR) framework[J]. Land Degradation & Development, 2020, 31(1): 3-19.
- [24] 孙权, 张显峰, 江淼. 干旱区生态环境敏感参量遥感反演与评价系统研究[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(6): 1073-1080.
- Sun Quan, Zhang Xianfeng, Jiang Miao. Eco-environmental variables estimation from remotely sensed data and eco-environmental assessment: Models and system[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2011, 47(6): 1073-1080. (in Chinese with English abstract)
- [25] 刘雅玲, 罗雅谦, 张文静, 等. 基于压力-状态-响应模型的城市水资源承载力评价指标体系构建研究[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(5): 100-104.
- Liu Yaling, Luo Yaqian, Zhang Wenjing, et al. The construction of urban water resources carrying capacity evaluation system based on PSR model[J]. Environmental Pollution & Control, 2016, 38(5): 100-104. (in Chinese with English abstract)
- [26] Sun S B, Du W L, Song Z L, et al. Response of gross primary productivity to drought time-scales across China[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2021, 126(4): e2020JG005953.
- [27] Saaty T L. A scaling method for priorities in hierarchical structures[J]. Journal of Mathematical Psychology, 1977, 15(3): 234-281.
- [28] Goepel K D. Implementation of an Online Software Tool for the Analytic Hierarchy Process (AHP-OS)[J]. International Journal of the Analytic Hierarchy Process, 2018, 10(3): 469-487.
- [29] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.
- [30] 孟猛, 倪健, 张治国. 地理生态学的干燥度指数及其应评述[J]. 植物生态学报, 2004, 28(6): 853-861.
- Meng Meng, Ni Jian, Zhang Zhiguo. Aridity index and its applications in geo-ecological study[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2004, 28(6): 853-861. (in Chinese with English abstract)
- [31] Penman H L, Keen B A. Natural evaporation from open water, bare soil and grass[J]. Proceedings of the Royal Society of London (Series A), 1948, 193(1032): 120-145.
- [32] 高培霞, 张吴平, 梁爽, 等. 基于温度植被干旱指数(TVDI)的土壤干湿反演[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(10): 123-128.
- Gao Peixia, Zhang Wuping, Liang Shuang, et al. Retrievably calculating soil moisture based on Temperature Vegetation Drought Index (TVDI) of vegetative land[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2018, 37(10): 123-128. (in Chinese with English abstract)
- [33] 胡宝怡, 王磊. 陆地水储量变化及其归因: 研究综述及展望[J]. 水利水电技术, 2021, 52(5): 13-25.
- Hu Baoyi, Wang Lei. Terrestrial water storage change and its attribution: A review and perspective[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2021, 52(5): 13-25. (in Chinese with English abstract)
- [34] Zhong Y L, Feng W, Humphrey V, et al. Human-induced and climate-driven contributions to water storage variations in the Haihe River Basin, China[J]. Remote Sensing, 2019, 11(24): 3050.
- [35] Hodrick R J, Prescott E C. Postwar U. S. business cycles: An empirical investigation[J]. Journal of Money, Credit and Banking, 1997, 29(1): 1-16.
- [36] Mann H B. Nonparametric tests against trend[J]. Econometrica, 1945, 13: 245-259.
- [37] 施雅风, 沈永平, 胡汝骥. 西北气候由暖干向暖湿转型的信号、影响和前景初步探讨[J]. 冰川冻土, 2002, 24(3): 219-226.
- Shi Yafeng, Shen Yongping, Hu Ruji. Preliminary study on signal, impact and foreground of climatic shift from warm-dry to warm-humid in Northwest China[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2002, 24(3): 219-226. (in Chinese with English abstract)
- [38] 魏晓妹, 康绍忠, 粟晓玲, 等. 石羊河流域绿洲农业发展对地表水与地下水转化关系的影响[J]. 农业工程学报, 2005, 21(5): 38-41.

Wei Xiaomei, Kang Shaozhong, Su Xiaoling, et al. Impact of oasis agricultural development on the transforming relationship between surface water and groundwater in the Shiyang River Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2005, 21(5): 38-41. (in Chinese with English abstract)

[39] 葛咏, 王劲峰, 梁怡, 等. 遥感信息不确定性研究[J]. 遥感学报, 2004, 8(4): 339-348.

Ge Yong, Wang Jingfeng, Liang Yi, et al. Study on the uncertainty of remote sensing information[J]. National Remote Sensing Bulletin, 2004, 8(4): 339-348. (in Chinese with English abstract)

Evaluating the comprehensive effects of the Key Master Plan of the Shiyang River Basin in arid areas of northwest China

Gou Tianyu^{1,2}, Tong Ling^{1,2*}, Kang Dekui³, He Yujiang³, Wang Wanzhen³, Kang Shaozhong^{1,2}, Fu Jing^{1,2}

(1. Center for Agricultural Water Research in China, China Agricultural University, Beijing 100083, China; 2. National Field Scientific Observation and Research Station on Efficient Water Use of Oasis Agriculture in Wuwei of Gansu Province, Wuwei 733009, China; 3. Shiyang River Basin Water Resource Utilization Center of Gansu Provincial Water Department, Wuwei 733000, China)

Abstract: An ecological environment in arid areas is continuously deteriorating faster than expected, particularly under the dual influence of global climate and human activities. Active ecological restoration projects can be effective ways to curb ecological degradation. An accurate and rapid evaluation of ecological restoration projects can also greatly contribute to the decision-making on ecological restoration measures in arid areas in the future. For instance, the Key Master Plan of Shiyang River Basin was launched in the arid area of northwest China in 2007, in order to promote water use efficiency and regional ecological environment. Taking the Key Master Plan of Shiyang River Basin as the research object, this study aims to determine the typical indicators (including the ecology, climate, hydrology, and social economy) before and after the implementation of the project. An evaluation system of comprehensive effect was also established suitable for the regional ecological restoration projects using the pressure-state-response framework. The analytic hierarchy process was first used to determine the weight of indicators by integrating the opinions of decision-makers and experts. Then, the ecosystem restoration was quantitatively evaluated to clarify the positive impacts and potential risks. The results showed that the climate of the Shiyang River basin presented a trend of warming and wetting, where the annual runoff of the Caiqi section increased to $4.01 \times 10^8 \text{ m}^3$. There was an increased over-exploitation of groundwater in the lower reaches of the basin, while the depth of groundwater continued to decrease in the middle reaches. Furthermore, the sown area of crops remained stable in the basin except in Yongchang County. At the same time, the irrigation water consumption decreased year by year, with an average annual decrease of 1.51%. Specifically, the water-saving irrigation area reached $23.99 \times 10^4 \text{ hm}^2$ in 2020. 94.6% of the regions showed an increasing trend of Gross Primary Productivity (GPP), which was mainly concentrated on the banks of the Shiyang River and the vicinity of Qingtu Lake. By contrast, the vegetation showed a trend of recovery in the mountainous areas of the upper reaches. The cropland expansion and woodland shrinking were alleviated to reduce the scale of grassland, where the wasteland was the fastest growing land type after the implementation of land management. The evaluation index of Jinchang City (Grade IV 0.353) increased faster than that of Wuwei City (Grade III 0.413), indicating a positive evolution. There was a significant increase in the comprehensive evaluation of the Key Master Plan in the middle and upper reaches of the basin, as well as the coastal areas of Shiyang River, while only a slight increase was found in the lower reaches of Minqin County. The GPP (16.1%) and the utilization ratio of water resources (11.6%) were the main contribution indexes of ecological restoration in this region. Therefore, the water resource allocation can be expected to timely adjust in the follow-up planning of the Key Master Plan, according to social and economic development. Groundwater monitoring and water right trading should also be adopted to limit the increase in agricultural water use. The finding can also provide scientific suggestions for the decision-making on the measures in the next stage of ecological restoration in the arid areas.

Keywords: water resources; runoff; groundwater; the Key Master Plan of Shiyang River Basin; ecological restoration; cross-basin water transfer; comprehensive evaluation