

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.02.024.

王玉纯, 赵军, 付杰文, 等. 生态系统服务综合关系空间分异及驱动因素[J]. 水土保持研究, 2023, 30(2): 274-284.

WANG Yuchun, ZHAO Jun, FU Jiewen, et al. Recognition of Ecosystem Services Trade-offs and Synergistic Comprehensive Relations[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(2): 274-284.

生态系统服务综合关系空间分异及驱动因素 ——以石羊河流域为例

王玉纯¹, 赵军², 付杰文², 王炎强², 温媛媛²

(1.安徽建筑大学 公共管理学院, 合肥 230601; 2.西北师范大学 地理与环境科学学院, 兰州 730070)

摘要:明晰区域多种生态系统服务之间的综合关系特征和驱动机制,是生态系统管理的前提,具有重要意义。利用气象、土地利用、NDVI、土壤等数据,基于 InVEST 模型、CASA 模型和 RUSLE 模型,借助相关性分析方法对石羊河流域 2003—2018 年的产水、NPP 和土壤保持服务及其权衡与协同关系进行定量计算和分析,提出多种生态系统服务间综合关系的识别方法,对石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异特征进行研究,并采用地理探测器法揭示了其驱动机制。结果表明:(1) 2003—2018 年,石羊河流域生态系统产水及土壤保持服务呈下降趋势、NPP 呈上升趋势,石羊河流域生态系统产水服务和土壤保持服务以协同关系为主,产水服务和 NPP, NPP 和土壤保持服务以权衡关系为主;(2) 石羊河流域生态系统服务综合关系具有明显的空间异质性,综合关系为全协同的区域主要分布在肃南县城境内,综合关系为全权衡的区域主要分布在天祝县祁连镇以及民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区,综合关系为权衡主导的区域占石羊河流域面积比最大,为 74.44%;(3) 海拔高度是决定石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异的主导因子,各子流域探测的主导因子存在差异性,且双因子交互作用对综合关系空间分异的解释力更强。综上,石羊河流域大部分地区生态系统服务之间仍是以权衡关系为主导,亟需通过生态系统管理来协调生态系统服务之间的关系;天祝县祁连镇以及民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区的生态问题需要重点和优先关注。

关键词:生态系统权衡与协同; 综合关系识别; 驱动力; 地理探测器; 石羊河流域

中图分类号:X171

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2023)02-0274-11

Recognition of Ecosystem Services Trade-offs and Synergistic Comprehensive Relations —A Case Study of Shiyang River Basin

WANG Yuchun¹, ZHAO Jun², FU Jiewen², WANG Yanqiang², WEN Yuanyuan²

(1.School of Public Administration, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China;

2.College of Geography and Environment Sciences, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China)

Abstract: It is the premise of ecosystem management to clarify the characteristics and driving mechanism of the comprehensive relationship between various ecosystem services. In this paper, we used meteorological, land use, NDVI, soil and other data to quantitatively calculate and analyze water production, NPP and soil conservation services and their trade-offs and synergies in Shiyang River Basin from 2003 to 2018 based on InVEST model, CASA model and RUSLE model, with the help of correlation analysis method. Moreover, we proposed a method to identify the comprehensive relationship ecosystem services (CRES). Study on the spatial differentiation characteristics of the CRES in Shiyang River Basin, and the driving mechanism was revealed based on the geographic detector method. The results are shown as follows. (1) From 2003 to 2018,

收稿日期:2021-11-23

修回日期:2021-12-25

资助项目:国家自然科学基金(42161072);安徽建筑大学引进人才及博士启动资助项目(2019QDZ34)

第一作者:王玉纯(1988—),女,江苏徐州人,博士,讲师,主要从事环境遥感与 GIS 应用研究。E-mail:wycl8894017342@163.com

通信作者:赵军(1963—),男,山西河津人,博士,教授,主要从事环境遥感与 GIS 应用研究。E-mail:zhaojun@nwnu.edu.cn

<http://stbcj.paperonce.org>

ecosystem water production and soil conservation services in Shiyang River Basin showed a downward trend and NPP showed an upward trend. Ecosystem water production services and soil conservation services in Shiyang River Basin were mainly collaborative, and water production services and NPP, NPP and soil conservation services were mainly balanced. (2) The comprehensive relationship of ecosystem services in Shiyang River Basin had obvious spatial heterogeneity. The regions with comprehensive relationship dominated by full synergy mainly distributed in Su'nan County, and the regions with comprehensive relationship dominated by full trade-off mainly distributed in Qilian Town of Tianzhu County and Xiqu Town, Donghu Town and Shoucheng area of Minqin County. The regions with comprehensive relationship dominated by trade-off account for the largest proportion of Shiyang River Basin, with the value of 74.44%. (3) Altitude was the leading factor to determine the spatial differentiation of CRES in Shiyang River Basin, there were differences in the main factors of sub watershed detection, the interaction of two factors was more powerful in explaining the spatial differentiation of CRES. To sum up, most areas of the Shiyang River Basin are still dominated by trade-offs, and it is urgent to coordinate the relationship between ecosystem services through ecosystem management. The ecological problems of Qilian Town in Tianzhu County, Xiqu Town, Donghu Town and Shoucheng area in Minqin County need to be focused and prioritized.

Keywords: ecosystem service trade-offs and synergies; comprehensive relationship identification; driving factors; geographic detector; Shiyang River Basin

生态系统服务是指生态系统形成和所维持的人类赖以生存和发展的环境条件与效用,为人类直接或间接从生态系统得到的所有收益^[1-3],作为将自然过程与人类活动联系起来的桥梁和纽带,生态系统服务对于自然资源的合理配置与利用,实现区域可持续发展具有重要的理论和现实意义^[4-6]。由于生态系统服务种类的多样性、空间分布不均衡性以及人类使用的选择性,生态系统服务之间的关系出现了动态变化,表现为此消彼长的权衡(trade-offs)、相互增益的协同(synergies)等形式^[7-9]。生态系统服务权衡与协同关系,从平衡和抉择的角度可以理解为对生态系统服务间关系的一种综合把握,对应着服务消费者利益或社会-生态系统管理目标间的冲突/共赢关系,管理者需要通过合理的干预和支配,调节生态系统服务之间的关系,实现多种生态系统服务人类惠益的最大化^[10-12]。

探究不同生态系统服务之间的权衡与协同关系已成为地理学、生态学和环境科学等相关学科领域的核心议题之一。主要研究的内容包括:权衡与协同关系的类型与形成机制^[13-14]、权衡与协同关系的研究方法^[15-17]、权衡与协同关系的应用等^[18-21]。现有研究已经逐渐深入和细化,但仍存在不足之处,首先,对生态系统服务权衡与协同关系的研究仅局限于两两生态系统服务之间^[22-25],而如何从表征两种生态系统服务间的作用关系扩充到揭示多种服务之间的综合作用关系,进而加强生态系统服务的应用,是生态系统服务研究从科学认知到决策转型的重要问题;其次,

对影响生态系统服务关系的驱动机制研究仍相对较少,对于不同尺度内驱动因素及其交互作用的定量归因研究也相对薄弱,这也从一个方面限制了生态系统关系研究在实践中的应用。因此,认知多种生态系统服务之间的权衡和协同关系,探究服务间非线性关系的驱动力因素,才能更好地指导生态系统管理实践,为区域发展和生态建设提供科学依据^[9]。

流域是一个可以对自然资源进行综合管理的复合生态系统,由于其本身存在空间异质性和时间动态变化性,并且受人类活动干扰强烈,其内部各类生态系统服务的变化受不同尺度上多种复杂因素的控制。因此,研究流域多种生态系统服务之间的关系,明晰其驱动机制,对于寻求流域生态系统服务管理途径与方法,实现流域生态安全与可持续发展尤为关键。石羊河流域位于我国西北干旱区,生态系统退化、生态环境问题突出,亟待生态恢复,而厘清生态系统服务之间的关系,正是科学开展生态恢复决策的前提。

基于此,本文以石羊河流域为例,考虑到水资源短缺,植被覆盖度低、植被退化严重和土壤侵蚀、水土流失、沙漠化是石羊河流域最主要的生态问题,选取生态系统产水服务、NPP和土壤保持服务作为区域关键生态系统服务,在定量计算这3类生态系统服务权衡与协同关系的基础上,结合GIS手段,提出生态系统服务综合关系的识别方法,对2003—2018年石羊河流域及其子流域的生态系统服务综合关系进行分析,并运用地理探测器方法探究全流域和子流域尺

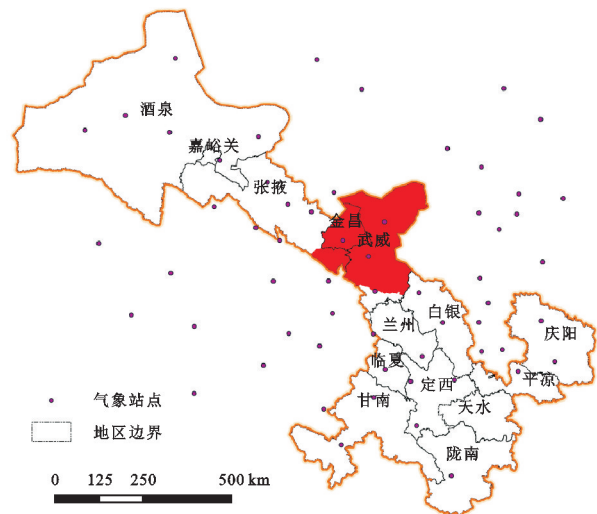
度影响生态系统服务综合关系空间分异的驱动因素,以期对石羊河流域采取差异化、有针对性的生态系统调控提供参考,同时为生态恢复政策的科学合理制定及生态系统精准管理提供决策依据。

1 研究区概况、数据与研究方法

1.1 研究区概况

石羊河流域位于我国西北干旱区东端,河西走廊东部和祁连山东段北麓,位于 $101^{\circ}22'—104^{\circ}16'E$, $36^{\circ}29'—39^{\circ}27'N$,海拔 $1\ 000\sim5\ 000\text{ m}$,流域面积

$4.16\times10^4\text{ km}^2$ (图 1)。属温带大陆性干旱气候,降水少而集中,日照充足;地势南高北低,自西向东倾斜^[26];上游水系较为发达;根据区域地貌及水文特征,将石羊河流域划分为大靖河、古浪河、黄羊河、杂木河、金塔河、西营河、东大河、西大河和中下游 9 个子流域。石羊河流域处于自然环境脆弱带和气候敏感区,是河西走廊人口最密集的流域,也是祁连山国家级自然保护区的关键区域,由于多年来不合理的资源利用方式对生态环境造成的破坏,石羊河流域已经成为我国生态问题最严重的内陆河之一^[27]。

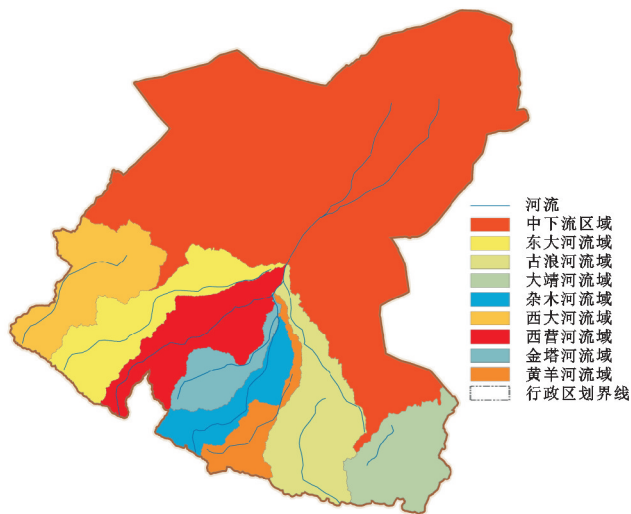


注:基于标准地图服务系统下载的审图号甘 S(2021)91 号的标准地图制作,底图未做修改,下图同。

图 1 石羊河流域位置及气象站点分布

1.2 数据来源及预处理

本文基础数据包括:(1)气象数据。选用石羊河流域及其周边 60 个气象站点 2003 年、2008 年、2013 年、2018 年的月地面观测数据,来源于中国气象科学数据共享服务网(<http://cdc.cma.gov.cn>)(站点位置见图 1)。(2)数字高程模型(DEM)数据。来源于通过美国 USGS 网站(<http://earthexplorer.usgs.gov/>)的 SRTM 数据。(3)土地利用数据。以中国科学院资源环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)2000 年、2005 年、2010 年、2015 年 4 期石羊河流域土地利用数据为基础,结合 2003 年、2008 年、2013 年、2018 年 LANDSAT 遥感影像(地理空间数据云,<http://www.gscloud.cn/>)进行人机交互目视解译并实地勘察,Kappa 系数为 88%。(4)NDVI 数据来源于 MODIS 遥感数据集 2003 年、2008 年、2013 年、2018 年 MOD13Q1 产品,空间分辨率为 250 m ,时间分辨率 16 d 的归一化植被指数(NDVI)数据(<https://lpdaac.usgs.gov/products/>),进行了影像拼接、格式和坐标转换等预处理。(5)土壤数据。来源于世界土壤数据库(HWSD)(<http://westdc.westgis.ac.cn/data/>),并通过野外实测土壤有机质、土壤机械组



成等数据,对土壤数据进行了修正。以上数据均重采样为分辨率 90 m 的栅格数据。

1.3 研究方法

1.3.1 生态系统服务定量评估方法 本文利用 InVEST 产水量模型估算生态系统产水服务,CASA 模型估算净初级生产力(NPP),修正后的土壤侵蚀度 RUSLE 模型估算生态系统土壤保持服务。

(1)产水服务。流域生态系统产水服务,通常由产水量来体现。InVEST 产水量模型是根据水量平衡的原理,用各栅格的降水量减去实际蒸散发后的水量,进而得到该栅格产水量。具体计算公式如下:

$$Y_{x,j} = (1 - \frac{AET_{x,j}}{P_x}) \cdot P_x \quad (1)$$

式中: $Y_{x,j}$ 为 j 类土地利用/覆被类型、栅格 x 的产水量; $AET_{x,j}$ 为 j 类土地利用/覆被类型、栅格 x 的年实际蒸散量; P_x 为栅格 x 中的年降水量。各参数计算方法见参考文献[28]。

(2)植被净初级生产力(NPP)。植被净初级生产力(Net primary production,NPP),指植被在单位时间、单位面积累积的有机物数量。本文利用 CASA 模型来估算 NPP^[29],计算公式如下:

$$NPP(x, t) = APAR(x, t) \times \epsilon(x, t) \quad (2)$$

式中: $APAR(x, t)$ 为像元 x 在 t 月吸收的光合有效辐射 [$\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]; $\epsilon(x, t)$ 为像元 x 在 t 月的实际光能利用率 (gC/MJ)。

(3) 土壤保持服务。生态系统土壤保持服务常用土壤保持量 (Soil Conservation, SC) 来体现。本研究选用 RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) 模型计算土壤保持量, 以评估生态系统土壤保持服务能力。计算公式如下:

$$SC = A_p - A_r = R \times K \times L \times S - R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (3)$$

式中: SC 为土壤保持量 [$\text{t}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$], 由潜在侵蚀 (A_p) 与实际土壤侵蚀 (A_r) 之差决定。各参数计算方法见参考文献[24]。

1.3.2 生态系统服务权衡与协同关系计算方法 相关性方法可以定量描述两个变量之间的线性相关程度, 明确两个变量之间的相关方向, 在生态系统服务权衡与协同关系的研究中得到了广泛的应用^[30-31]。基于像元尺度计算生态系统服务的相关关系公式如下^[23]:

$$R_{12(ij)} = \frac{\sum_{n=1}^N [ES1_{n(ij)} - \overline{ES1_{(ij)}}] [ES2_{n(ij)} - \overline{ES2_{(ij)}}]}{\sqrt{\sum_{n=1}^N [ES1_{n(ij)} - \overline{ES1_{(ij)}}]^2 \sum_{n=1}^N [ES2_{n(ij)} - \overline{ES2_{(ij)}}]^2}} \quad (4)$$

式中: $ES1$ 与 $ES2$ 分别为两种生态系统服务; R 为 $ES1$ 与 $ES2$ 之间的相关系数; i, j 分别为栅格数据中具体像元的行号和列号; n 为栅格数据的时间序列。 $R_{12(ij)}$ 为在 n 年份时 $ES1$ 与 $ES2$ 在像元 ij 上的相关系数。

利用 ArcGIS 10.4 波段集统计 (Band Collection Statistics) 工具, 基于 Python 语言, 对生态系统服务间像元尺度的权衡协同关系进行定量识别; 对结果进行 t 检验, 依据相关系数和显著性水平划分为 6 个等级, 即协同** ($r > 0, 0.01 \leq p < 0.05$)、协同* ($r > 0, 0.05 \leq p < 0.1$)、协同 ($r > 0, 0.1 \leq p$)、权衡 ($r < 0, 0.01 \leq p < 0.05$)、权衡* ($r < 0, 0.05 \leq p < 0.1$)、权衡** ($r < 0, 0.1 \leq p$), 以此判断服务间权衡与协同程度。

1.3.3 生态系统服务综合关系识别方法 由于生态系统服务权衡关系的复杂性, 在同一区域会有多种具有相同驱动因素的服务同时出现, 并相互影响, 表现出多种权衡与协同关系。以往的研究仅关注生态系统服务两两之间的相互作用关系和空间分异特征, 未能体现区域多种生态系统服务间权衡关系的叠加组合情况, 因此也无法准确识别生态系统服务权衡关系最强烈的区域, 并且无法判断生态恢复和生态系统管

理过程中最需要应对的关键生态系统服务间的矛盾, 因此, 需要对生态系统服务间综合关系进行研究。

本研究将综合识别定义为对区域多重生态系统服务权衡与协同的综合关系进行空间明晰化的表达方式。具体识别方法为: 首先以石羊河流域 2003—2018 年产水、NPP 和土壤保持服务两两间权衡与协同关系的识别结果为基础, 这 3 种服务共分为 3 对生态系统服务对, 即“产水-NPP”“产水-土壤保持”和“NPP-土壤保持”, 每对服务会表现出或权衡或协同的关系, 也就是 3 对服务和 2 种关系的组合。基于此, 可将“产水-NPP”为协同关系的情况记作 $A_{协}$, 为权衡关系时记作 $A_{权}$; “产水-土壤保持”为协同关系的情况记作 $B_{协}$, 为权衡关系时记作 $B_{权}$; “NPP-土壤保持”为协同关系的情况记作 $C_{协}$, 为权衡关系时记作 $C_{权}$ 。

按照排列组合规律会出现以下 8 种情况: (1) $A_{协} B_{协} C_{协}$ (3 种服务两两之间均为协同关系); (2) $A_{协} B_{协} C_{权}$ (产水-NPP、产水-土壤保持为协同关系; NPP-土壤保持为权衡关系); (3) $A_{协} B_{权} C_{协}$ (产水-NPP、NPP-土壤保持为协同关系; 产水-土壤保持为权衡关系); (4) $A_{协} B_{权} C_{权}$ (产水-NPP 为协同关系; 产水-土壤保持、NPP-土壤保持为权衡关系); (5) $A_{权} B_{协} C_{协}$ (产水-NPP 为权衡关系; 产水-土壤保持、NPP-土壤保持为协同关系); (6) $A_{权} B_{协} C_{权}$ (产水-NPP, NPP-土壤保持为权衡关系; 产水-土壤保持为协同关系); (7) $A_{权} B_{权} C_{协}$ (产水-NPP、产水-土壤保持为权衡关系; NPP-土壤保持为协同关系); (8) $A_{权} B_{权} C_{权}$ (3 种服务两两之间均为权衡关系)。

这 8 种情况可以分为 4 类: 全为协同关系; 两对协同关系加一对权衡关系, 即协同关系主导; 一对协同关系加两对权衡关系, 即权衡关系主导; 全为权衡关系。根据以上权衡与协同关系的分组结果, 基于 GIS 手段, 对产水-NPP、产水-土壤保持和 NPP-土壤保持这 3 对生态系统服务对进行空间叠置, 即可识别出像元尺度上的这 3 对生态系统服务的综合关系类型, 并对其进行空间制图, 得到石羊河流域生态系统服务综合关系空间分布图。

1.3.4 基于地理探测器的驱动因子分析方法 空间分层异质性, 简称空间分异性或区异性, 是指层内方差小于层间方差的地理现象, 地理探测器是探测空间分异性, 以及揭示其背后驱动力的一组统计学方法, 它不仅分析类型量, 对于适当离散化后的比值量和间隔量也可以进行分析, 还可以探测不同尺度的驱动力以及两驱动因子的交互作用^[32-33]。因此, 本文引入地理探测器法, 定量探测影响石羊河及其各个子流域生态系统服务权衡与协同综合关系空间分异的驱

动因素。模型如下：

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma^2_h}{N \sigma^2}=1-\frac{SSW}{SST} \tag{5}$$

$$SSW=\sum_{h=1}^L N_h \sigma^2_h \cdot SST=N \sigma^2 \tag{6}$$

式中： $(h=1,\cdots,L)$ 为变量 Y 或因子 X 的分层(Strata)，即分类或分区； N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数； σ^2_h 和 σ^2 分别为层 h 和全区的 Y 值的方差。SSW 和 SST 分别为层内方差之和(Within Sum of Squares)和全区总方差(Total Sum of Squares)。 q 值为 $[0,1]$ ，值越大，说明这个因子对 Y 值的解释力越强；交互作用探测器通过比较单一因子的 q 值和双因子交互的 q 值来判断双变量间交互作用特点^[32]。

本文结合已有研究，并综合考虑石羊河流域位于干旱半干旱地区，降水少、蒸发强烈、海拔高差大等自然特点，选取了气候因子(降水、太阳辐射和潜在蒸散发)和地形因子(海拔高度和坡度)，同时考虑到土地利用、植被覆盖度以及土壤类型与本文研究的生态系统产水、NPP 和土壤保持服务关系密切，故最终选取地类、土壤、气候、地形和植被 5 类 8 种驱动因子，在生态系统服务综合关系和各驱动因子空间量化的基础上，来探测各因子的解释力。具体方法为：首先通过系统抽样，由上至下、由左至右每隔 2 km 记录一个抽样点，得到石羊河流域点阵共计 10 084 个；然后在 ArcGIS 中将石羊河流域生态系统服务综合识别结果与各个驱动因子图层进行空间叠加分析，并将样点上各个因子的类型与数值进行一一对应。其中因变量 Y 为类型量，代表每一个像元的综合识别属性； X 为自变量(表 1，图 2)，将 X, Y 数据代入到模型软件中运行即可得到 q 值结果。

表 1 驱动因子类型

类型	因子	因子代码	因子属性
地类	土地利用类型(X_1)	LUCC	类型量
土壤	土壤类型(X_2)	HWSD	类型量
	降水(X_3)	Precip	数值量
气候	太阳辐射强度(X_4)	SRI	数值量
	潜在蒸散发(X_5)	ET ₀	数值量
地形	海拔高度(X_6)	Elev	数值量
	坡度(X_7)	Slp	数值量
植被	植被归一化指数(X_8)	NDVI	数值量

2 结果与分析

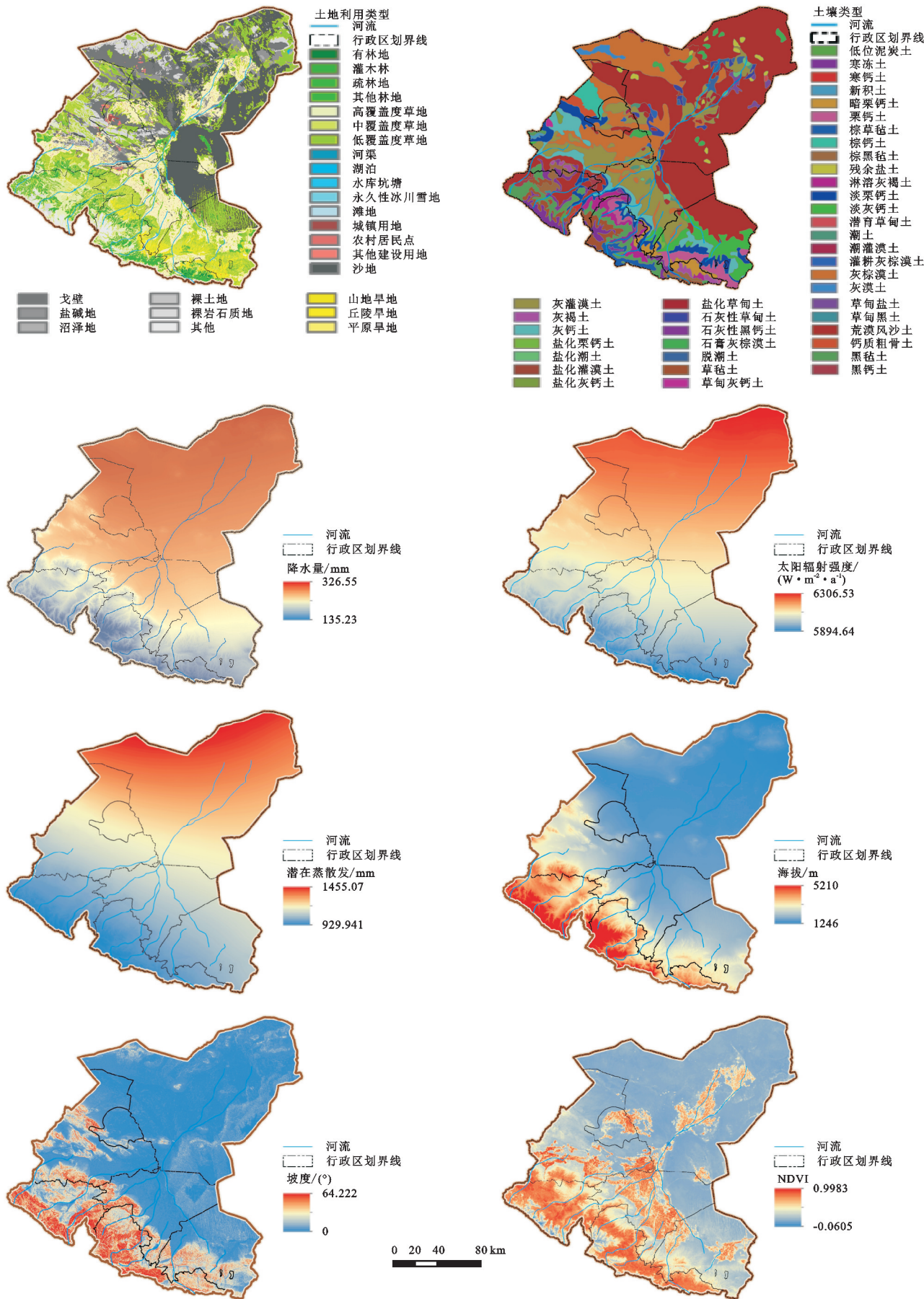
2.1 石羊河流域生态系统服务量及其权衡与协同关系

根据生态系统服务模型计算结果可以看出，在 2003—2018 年，石羊河流域产水总量有所减少，由

2003 年的 $2.41\times10^9\text{ m}^3$ 减少为 2018 年的 $2.23\times10^9\text{ m}^3$ ，平均产水量也减少了 1.49 mm；NPP 的平均值和总量均有所增加，由 2003 年的 $38.18\text{ gC}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 和 $1.51\times10^6\text{ tC/a}$ 提升至 2018 年的 $63.15\text{ gC}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 和 $2.54\times10^6\text{ tC/a}$ ；土壤保持平均值和总量均有所减少，平均土壤保持量由 2003 年的 $488.17\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 减少为 2018 年的 $361.29\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ ，总量由 $2.013\times10^9\text{ t/a}$ 减少为 $1.508\times10^9\text{ t/a}$ 。以上数据说明，石羊河流域 2003—2018 年产水能力和土壤保持能力有所衰退，NPP 有所提升(表 2)。

本文利用相关性方法基于像元尺度对石羊河流域 2003—2018 年产水、NPP 和土壤保持量间的关系进行 GIS 空间制图(图 3)，并统计权衡与协同关系像元所占的比例(表 3)。分析可知：在石羊河流域产水-NPP 大部分区域具有权衡关系，在空间上权衡关系的像元个数占比为 70.70%，但这种关系存在空间差异，流域的西南部，位于上游地区的肃南、天祝和永昌县的绝大多数区域，产水-NPP 表现出协同关系，中下游也零散分布着协同关系区域；产水-土壤保持大部分范围为协同关系，协同的像元个数占比 86.06%，且以强协同关系为主，主要存在权衡关系的区域在天祝和民勤县局部地区；NPP-土壤保持服务的相互关系，在空间上权衡关系的像元个数占比高达 89.42%，以强权衡关系为主，协同关系零星分布于整个流域，其中肃南县分布较为广泛。

本文利用相关性方法基于像元尺度对石羊河流域 2003—2018 年产水、NPP 和土壤保持量间的关系进行 GIS 空间制图(图 3)，并统计权衡与协同关系像元所占的比例(表 3)。分析可知：在石羊河流域产水-NPP 大部分区域具有权衡关系，在空间上权衡关系的像元个数占比为 70.70%，这是由于石羊河流域 NPP 在增加，而产水量有所减少，所以两者整体呈现权衡关系，局部地区如位于上游地区的肃南、天祝和永昌县的部分区域呈现较为明显且连片的协同关系，这是因为该地区降水充沛，蒸发较小，产水量大，且植被覆盖度高，因此出现协同的情形；产水-土壤保持大部分范围为协同关系，协同的像元个数占比 86.06%，且以强协同关系为主。主要存在权衡关系的区域在天祝和民勤县局部地区；NPP-土壤保持服务的相互关系，在空间上权衡关系的像元个数占比高达 89.42%，以强权衡关系为主，协同关系零星分布于整个流域，其中肃南县分布较为广泛，这是因为该区域降水丰富，植被覆盖度高，且多为天然植被，生长状况良好，土壤保持功能普遍较强，故 NPP-土壤保持为协同关系。



注:土地利用类型和土壤类型为 2018 年数据,其余因子均为 2003—2018 年多年平均数据。

图 2 驱动因子空间分布

表 2 石羊河流域 3 种生态系统服务量变化

生态系统 服务种类	2003 年		2018 年		2003—2018 变化量	
	总量	平均量	总量	平均量	总量	平均量
产水服务	$2.41\times 10^9\text{ m}^3$	57.83 mm	$2.23\times 10^9\text{ m}^3$	56.34 mm	$1.8\times 10^8\text{ m}^3$	1.49 mm
NPP	$1.51\times 10^6\text{ tC/a}$	$38.18\text{ gC}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$	$2.54\times 10^6\text{ tC/a}$	$63.15\text{ gC}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$	$1.03\times 10^6\text{ tC/a}$	$24.97\text{ gC}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$
土壤保持服务	$2.013\times 10^9\text{ t/a}$	$488.17\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$	$1.508\times 10^9\text{ t/a}$	$361.29\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$	$5.1\times 10^8\text{ t/a}$	$126.88\text{ t}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$

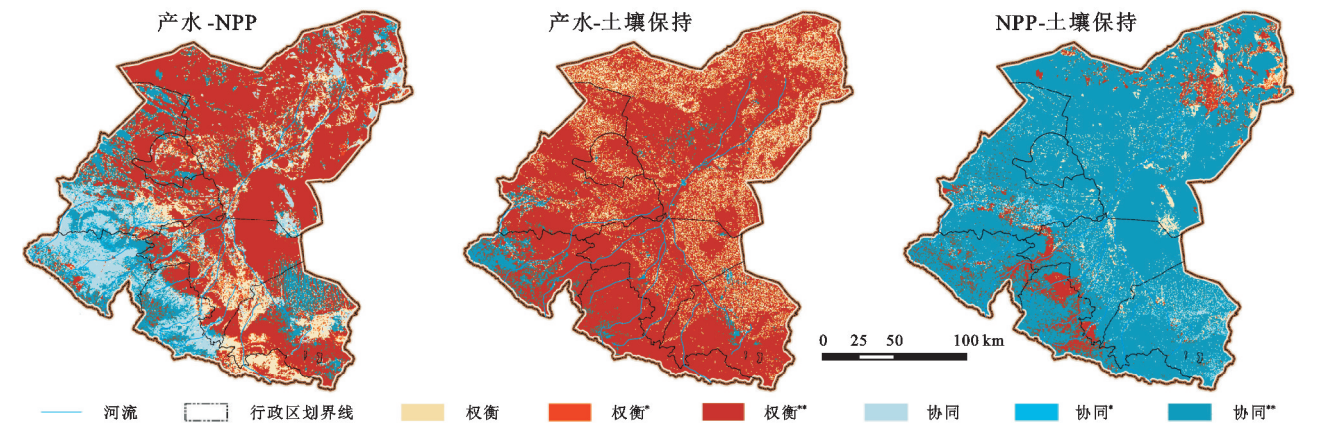


图 3 2003—2018 年石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系空间分布

表 3 2003—2018 年石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系比例

类型	权衡	权衡*	权衡**	协同	协同*	协同**
产水-NPP	10.53	2.36	57.81	12.42	2.45	14.44
产水-土壤保持	4.45	0.69	8.80	3.05	1.15	81.86
NPP-土壤保持	10.29	3.81	75.11	0.21	2.63	7.95

2.2 石羊河流域生态系统服务综合关系

根据生态系统服务综合关系的识别方法,得到了石羊河流域产水-NPP、产水-土壤保持和 NPP-土壤保持这 3 对生态系统服务对的综合关系空间分布图(图 4),可以看出,石羊河流域生态系统服务综合关系整体以权衡主导关系为主,且具有明显的空间异质性。协同关系最强的 $A_{协}B_{协}C_{协}$ (全协同关系)区域主要分布在肃南县境内,权衡关系最强的 $A_{权}B_{权}C_{权}$ (全权衡关系)主要分布区域有两处,一处为天祝县祁连镇附近,另一处位于下游民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区,上游的天祝县位于河西走廊和祁连山东端,海拔 2 100~4 588 m,降水相对比较丰富,蒸发量较小,祁连山是中国西部生态安全屏障,近年来,因监管不力导致祁连山生态环境遭到严重破坏,天祝县是祁连山国家级自然保护区内重点整治区域,由于常年人畜对林草植被的破坏,生态环境不断恶化;位于下游的民勤县地处河西走廊东北部,巴丹吉林沙漠和腾格里沙漠的接壤地带,海拔在 1 000~1 400 m,干旱少雨、风沙大,生态环境极为脆弱,是全国乃至全世界受荒漠化危害最严重的地区之一。相对于协同作用,权衡作用对人类福祉的影响更为直接和明显^[9],识别结果显示出石羊河流域权衡关系最强的两个区域正是亟待生态系统恢复并需要重点进行生态系统管理的区域。

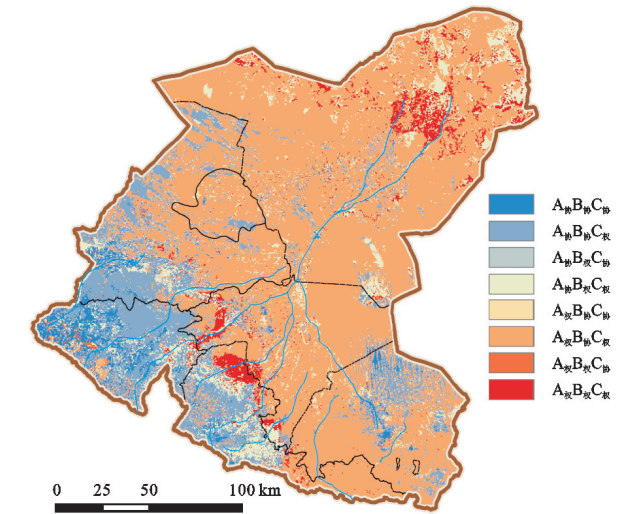


图 4 石羊河流域 8 类生态系统服务综合关系空间分布

进一步统计了 8 种综合关系在全流域的面积占比(表 4),分析发现:石羊河流域 $A_{权}B_{权}C_{权}$ 类(产水-土壤保持为协同关系,产水-NPP,NPP-土壤保持为权衡关系)面积最大,占全流域面积的 65.28%;权衡关系为主导的区域占比为 74.44%,全权衡关系占 4.52%;协同关系为主导的区域占比为 21.04%,全协同关系,即协同性最好的区域仅占 3.09%。这说明,整个流域大部分地区仍是以权衡关系为主导,需要进一步的生态恢复和生态系统管理来协调生态系统服务间的关系,此外,产水-NPP 和 NPP-土壤保持之间的权衡关系,是石羊河流域最需要应对的关键问题。

从产水-NPP 的相关关系来说,一方面降水量较多的上游地区,产水量较大,同时,因为降水较丰富,这些区域植被覆盖度较高,此时产水-NPP 为协同关

系;另一方面,在降水量较少的中下游干旱地区,由于一系列生态恢复工程的实施,植被覆盖度虽有所增加,但是人工植被尤其是乔林木的蒸散发量较大,会使得生态耗水更多,导致产水量减少,此时产水-NPP 为权衡关系;从 NPP-土壤保持的相互关系来说,一方面,NPP 高值区植被覆盖度较高,植被能够在一定程度上提高土壤抵御雨水冲蚀能力,对土壤侵蚀起到

表 4 8 类生态系统服务综合关系所占比例 %

$A_{协}B_{协}C_{协}$	$A_{协}B_{协}C_{权}$	$A_{协}B_{权}C_{协}$	$A_{协}B_{权}C_{权}$	$A_{权}B_{协}C_{协}$	$A_{权}B_{协}C_{权}$	$A_{权}B_{权}C_{协}$	$A_{权}B_{权}C_{权}$
3.09	17.16	0.26	8.80	0.53	65.28	0.36	4.52

石羊河各子流域的生态系统服务综合关系呈现出较为明显的区域差异性(图 5),具体来看,仅有西大河流域和东大河流域以协同主导关系(包括全协同关系)为主,协同主导区域分别占 71.12%,58.35%,这两个流域植被覆盖度高,林地范围较大,耕地稀少,受人类活动影响较小,各服务之间整体协同关系比例较大;其余流域均以权衡主导关系为主(包括全权衡关系),其中,古浪河流域权衡主导关系区占比最大,达到 93.94%,该流域植被覆盖度相对较低,耕地面积大,人口相对密集,人类活动对生态系统服务的影响范围和强度都很大,引起服务间的竞争更强烈,故整体权衡关系比例较大;金塔河流域权衡关系最强的(即全权衡关系)区域占比最大,为 21.26%;西大河流域协同关系最强的(即全协同关系)区域占比最大,为 19.74%;古浪河、大靖河、和中下游流域均为 $A_{权}B_{协}C_{权}$ (产水-土壤保持为协同关系,产水-NPP,NPP-土壤保持为权衡关系)关系所占比例最大,分别为 88%,81.7%,76.93%;整体来看,西大河和东大河流域生态系统服务综合协同性最强;古浪河、大靖河、和中下游流域生态系统服务综合权衡性最强,服务间竞争最为严重,且产水-NPP 和 NPP-土壤保持之间的权衡关系最为突出。

2.3 生态系统服务综合关系驱动因素

2.3.1 全流域尺度驱动因素分析 将 8 类自变量因子(X)和因变量(Y)生态系统服务权衡与协同综合关系识别结果导入地理探测器模型,得到各因子对综合关系空间分异的解释力 q 值, q 值越大,表示该因子影响的解释力越大,反之越小;交互式探测器可以计算两因子共同作用时是否会增加或减弱对因变量 Y 的解释力。

因子探测器结果显示(表 5),石羊河流域生态系统服务间综合关系的空间分异受到地形、地类、土壤、气候和植被因子共同作用。各因子的解释力 q 统计量分别为:海拔高度(0.317 6)>土地利用(0.305 8)>坡度(0.203 3)>降水量(0.192 9)>潜在蒸散发(0.156 5)>太阳辐射量(0.144 9)>土壤类型(0.142 7)>植被归一化指数(0.127 4),这表明在所有变量中,海拔高度变量(X_6)是决定石羊河流域生态系统服务综合关系空

一定的抑制作用,此时 NPP-土壤保持表现出协同关系^[23];另一方面,NPP 高值区通常也是降水量的高值区,降水量过大、降水频率过于密集时,反而会导致土壤侵蚀量增加,此时 NPP 又与土壤保持呈现权衡关系。因此,石羊河流域在生态系统功能调控时要重点关注这两对服务的均衡发展,在进行生态恢复工作时要注意生态阈值效应,尽量使各服务间的关系平衡。

间格局的最主要的因子即主导因子,植被归一化指数变量(X_8)的决定力最弱。石羊河流域深居大陆腹地,全流域最大海拔高差近 4 000 m,地势起伏大,表现出明显的垂直地带性,不同海拔梯度上,水、热条件差异较大,另外,海拔高度影响植被分布、人类活动范围和强度,进而影响生态系统结构和功能。因此,这种地形特点是影响石羊河流域生态系统服务综合关系产生空间分异的主要因素。同时,可以看出,地形、地类因子的影响较强,气候、土壤类型和植被因子影响相对较弱。

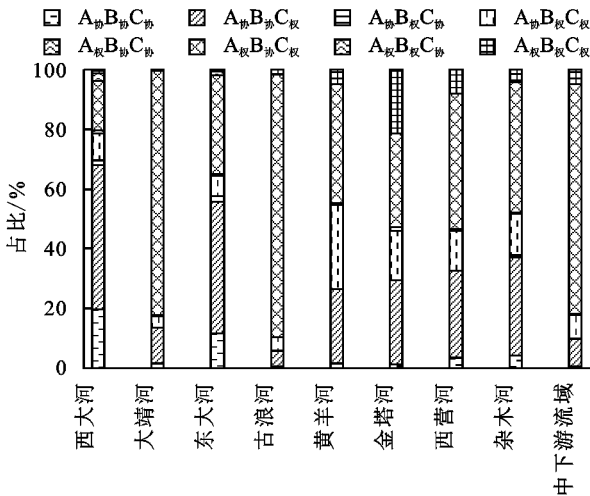


图 5 石羊河子流域各类生态系统服务综合关系占比情况

通过交互式探测器模块,本文探测了两两驱动因子相互作用时对因变量 Y 的解释力。结果见表 6,可以看出,任意两个因子的交互作用均大于单个因子的独自作用。这说明,不是单一影响因子导致石羊河流域生态系统服务间综合关系产生空间分异,而是不同影响因素共同作用的结果。其中,海拔高度∩土地利用类型 q 统计值为 0.5416,对生态系统服务间综合关系空间分异影响最强,其次为降水量∩土地利用类型($q=0.5161$)和海拔高度∩降水量($q=0.5049$),这三对驱动因子的解释力均高达 50%以上。其余驱动因子交互作用的 q 值虽然都低于 50%,但仍能显示出双因子交互作用较单一影响因子对生态服务间综合关系空间分异影响程度更大。

表 5 石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异驱动因子探测结果

项目	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7	X_8
q 值	0.3058	0.1427	0.1929	0.1449	0.1565	0.3176	0.2033	0.1274

表 6 石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异交互式探测器结果(q 值)

因子	土地利用	土壤类型	降水量	太阳辐射	潜在蒸散发	海拔高度	坡度
土壤类型	0.3976						
降水量	0.5161	0.3593					
太阳辐射	0.4071	0.3454	0.3632				
潜在蒸散发	0.3939	0.3380	0.3240	0.3575			
海拔高度	0.5416	0.3731	0.5049	0.3260	0.3314		
坡度	0.3788	0.3286	0.3610	0.3758	0.3528	0.3342	
植被归一化指数	0.3689	0.3263	0.3275	0.3295	0.3841	0.3361	0.3099

2.3.2 子流域尺度驱动因素分析 虽然地类、土壤、地形、气候和植被因素在全流域尺度上对生态系统服务综合关系空间分布有显著影响,但这些因素在子流域尺度上的解释力可能会有所差别。因此本文进一步通过地理探测器,探测了石羊河各子流域生态系统服务综合关系空间分异特征的主导因子和主导交互因子,结果显示,各子流域的主导因子并不完全相同(表 7),结合石羊河各子流域的生态系统服务综合关系比例图(图 5)可以看出,各子流域权衡与协同综合关系比例相似的流域其主导驱动因子一致,东大河、西大河流域以协同主导关系为主,其主导影响因子均为海拔高度;大靖河、古浪河和中下游流域以权衡主导关系为主,其主导影响因子均为土地利用类型,黄羊河、金塔河、西营河和杂木河流域协同与权衡关系相差较小,其主导影响因子均为降水量。

各子流域的主导交互因子的解释力均大于单一主导因子,这说明,与单一主导因子相比,各子流域的双因子交互作用对生态服务间综合关系空间分异的解释度更大。具体来看,东大河流域受地形因素影

响,金塔河和西大河流域主要受植被和地形交互作用影响,大靖河、黄羊河和西营河流域主要受植被和土地利用交互作用影响,古浪河和杂木河流域主要受土地利用和土壤类型交互作用影响,中下游流域主导因子的解释力较小,双因子交互作用 q 值虽然比单一主导因子高,但仍只有 39%,是所有子流域中唯一主导交互作用小于 50%的流域,这是因为与上游各子流域相比,中下游流域面积广大、自然环境相似性强,整体影响生态系统综合关系空间分异的要素较为一致,故没有显著的决定性因素。

总体来说,自然(地形和气候)、地类、土壤和植被因子的交互作用显著增加了对石羊河各子流域生态系统服务间综合关系空间分异影响的解释力。在石羊河子流域尺度的生态系统管理实践中,可以结合其不同的主导和主导交互因子,因地制宜采取相应的管理模式与策略。如在以自然因素为主导因子的流域,应减少人类干扰,降低土地开发强度,发展生态经济;而以土地利用类型为主导因子的流域,大都为人类活动的热点区,应通过优化土地利用格局来平衡生态系统服务间的关系。

表 7 各子流域生态系统服务综合关系空间分异探测器结果(q 值)

流域	主导因子	q	主导交互因子	q
西大河	海拔高度	0.39	植被归一化指数 \cap 坡度	0.62
大靖河	土地利用类型	0.27	植被归一化指数 \cap 土地利用类型	0.57
东大河	海拔高度	0.53	海拔高度 \cap 坡度	0.68
古浪河	土地利用类型	0.26	土地利用类型 \cap 土壤类型	0.59
黄羊河	降水量	0.37	植被归一化指数 \cap 土地利用类型	0.68
金塔河	降水量	0.59	植被归一化指数 \cap 坡度	0.79
西营河	降水量	0.42	植被归一化指数 \cap 土地利用类型	0.61
杂木河	降水量	0.60	土地利用类型 \cap 土壤类型	0.84
中下游区域	土地利用类型	0.17	土地利用类型 \cap 潜在蒸散发	0.39

3 讨论与结论

3.1 讨论

(1) 本研究发现石羊河流域大部分地区仍是以权衡关系为主导,亟需通过生态系统管理来协调生态系统

服务间的关系,其中,天祝县祁连镇以及民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区综合权衡关系最强,说明这些地区需要重点和优先关注,在位于上游降水量相对丰富的天祝县祁连镇地区应积极实施以植树造林为主的生态修复措施,提升植被覆盖度和土壤保持能力,位于中

下游降水少、蒸发大的民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区应以种草或生态耗水较少的灌木为主,提升区域产水和 NPP;地理探测结果中以自然因素为主导影响因子的区域,如黄羊河、西营河流域等区域应减少人类干扰,降低土地开发强度,发展生态经济,而以土地利用类型为主导因子的区域如大靖河、古浪河和中下游流域,大都为人类活动的热点区,应通过优化土地利用格局来平衡生态系统服务间的关系。

(2) 本研究结合 GIS 手段对石羊河流域生态系统服务综合关系的空间格局进行分析,明确识别出了流域内权衡关系最强烈、亟待进行生态恢复的区域,为其生态系统精准管理提供一定的参考。但只针对 3 种关键生态系统服务,未涉及其他生态系统服务类型,且识别方法未考虑权衡与协同关系的强弱程度,因此,后期研究中要尝试结合数学统计模型等多种方法,将更多生态系统服务以及生态系统服务权衡与协同关系程度纳入到综合关系识别之中,提高识别结果的全面性,更好地为相关决策工作提供指导和建议;此外,虽然地理探测器法能够揭示生态系统服务综合关系空间分异的主导因子及交互作用特点,但自变量的选择、数据的精度和离散化程度等都会影响自变量对因变量的解释力,因此,还需要对这几方面深入探讨,以提高应用的可靠性与准确性。

3.2 结论

(1) 石羊河流域 2003—2018 年,产水及土壤保持服务均呈不同程度的下降趋势,而 NPP 则呈上升趋势;产水服务和土壤保持服务协同关系的面积占比达到 86.06%,且以强协同关系为主;产水服务和 NPP、土壤保持服务和 NPP 权衡关系区域的面积占比分别达到 70.70%,89.42%,且这均为强权衡关系为主。

(2) 石羊河流域生态系统服务权衡与协同综合关系具有明显的空间异质性。综合协同关系最强的区域主要分布在肃南县境内,综合权衡关系最强的区域主要分布在天祝县祁连镇以及民勤县的西渠镇、东湖镇和收成地区;权衡主导关系在石羊河流域分布面积最大,占比为 74.44%,其中产水-土壤保持为协同关系,产水-NPP,NPP-土壤保持为权衡关系类别的面积最大为 65.28%;各子流域中,西大河流域和东大河流域以协同主导关系为主(包括全协同关系),其余流域均以权衡主导关系为主(包括全权衡关系)。

(3) 石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异的驱动因子具有尺度效应,本文选取的 8 个影响因子在全流域和子流域尺度的解释力不同。其中,海拔高度因子是石羊河流域生态系统服务综合关系空间分异的主要原因,交互探测表明,海拔高度和土地利

用类型协同交互作用叠加会增强解释力;各子流域的主导因子不同,且与单一主导因子相比,双因子交互作用对各子流域生态服务间综合关系空间分异的解释力有明显增加。

参考文献:

- [1] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems[M]. Washington D C: Island Press, 1997.
- [2] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387(6630):253-260.
- [3] 傅伯杰.生态系统服务与生态安全[M].北京:高等教育出版社,2013.
- [4] Cai W, David G, Zhang L, et al. Identifying hotspots and management of critical ecosystem services in rapidly urbanizing Yangtze River Delta Region, China[J]. Journal of Environmental Management, 2017,191:258-267.
- [5] Li Y, Zhang L, Qiu J, et al. Spatially explicit quantification of the interactions among ecosystem services[J]. Landscape Ecology, 2017,32(6):1181-1199.
- [6] 傅伯杰,于丹丹.生态系统服务权衡与集成方法[J].资源科学,2016,38(1):1-9.
- [7] 李鹏,姜鲁光,封志明,等.生态系统服务竞争与协同研究进展[J].生态学报,2012,32(16):5219-5229.
- [8] 李双成,张才玉,刘金龙,等.生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J].地理研究,2013,32(8):1379-1390.
- [9] 彭建,胡晓旭,赵明月,等.生态系统服务权衡研究进展:从认知到决策[J].地理学报,2017,72(6):960-973.
- [10] 黄木易,岳文泽,方斌,等.1970—2015 年大别山区生态服务价值尺度响应特征及地理探测机制[J].地理学报,2019,74(9):1904-1920.
- [11] 刘洋,毕军,吕建树.生态系统服务权衡与协同关系及驱动力:以江苏省太湖流域为例[J].生态学报,2019,39(19):7067-7078.
- [12] Feng Q, Zhao W W, Fu B J, et al. Ecosystem service trade-offs and their influencing factors: A case study in the Loess Plateau of China[J]. Science of the Total Environment, 2017,607/608:1250-1263.
- [13] 戴尔阜,王晓莉,朱建佳,等.生态系统服务权衡:方法、模型与研究框架[J].地理研究,2016,35(6):1005-1016.
- [14] Howe C, Suich H, Vira B, et al. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world[J]. Global Environmental Change,2014, 28:263-275.
- [15] Divinsky I, Becker N, Bar P. Ecosystem service tradeoff between grazing intensity and other services-a case study in karei-deshe experimental cattle range in northern israel[J]. Ecosystem Services, 2017,24:16-27.
- [16] Gissi E, Gaglio M, Reho M. Sustainable energy poten-

- tial from biomass through ecosystem services trade-off analysis: the case of the province of Rovigo(northern Italy)[J]. *Ecosystem Services*, 2016, 18: 1-19.
- [17] Lester S E, Costello C, Halpern B S, et al. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning[J]. *Marine Policy*, 2013, 38: 80-89.
- [18] Darvill R, Lindo Z. The inclusion of stakeholders and cultural ecosystem services in land management trade-off decisions using an ecosystem services approach[J]. *Landscape Ecology*, 2016, 31(3): 533-545.
- [19] Wan N F, Chen J, Jiang J X, et al. A conceptual framework for ecosystem management based on tradeoff analysis[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 352-361.
- [20] Karimi J D, Corstanje R, Harris J A. Bundling ecosystem services at a high resolution in the UK: trade-offs and synergies in urban landscapes[J]. *Landscape Ecology*, 2021, 36(6): 1817-1835.
- [21] 尹礼唱, 王晓峰, 张琨, 等. 国家屏障区生态系统服务权衡与协同[J]. *地理研究*, 2019, 38(9): 2163-2172.
- [22] Barnett A, Fargione J, Smith M P. Mapping trade-offs in ecosystem services from reforestation in the Mississippi Alluvial Valley[J]. *Bioscience*, 2016, 66(3): 223-237.
- [23] 王鹏涛, 张立伟, 李英杰, 等. 汉江上游生态系统服务权衡与协同关系时空特征[J]. *地理学报*, 2017, 72(11): 2064-2077.
- [24] 钱彩云, 巩杰, 张金茜, 等. 甘肃白龙江流域生态系统服务变化及权衡与协同关系[J]. *地理学报*, 2018, 75(5): 868-879.
- [25] 王蓓, 赵军, 胡秀芳. 石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J]. *生态学报*, 2018, 38(21): 7582-7595.
- [26] 魏伟, 石培基, 周俊菊, 等. 基于 GIS 和组合赋权法的石羊河流域生态环境质量评价[J]. *干旱区资源与环境*, 2015, 29(1): 175-180.
- [27] 王玉纯, 赵军, 付杰文, 等. 石羊河流域水源涵养功能定量评估及空间差异[J]. *生态学报*, 2018, 38(13): 4637-4648.
- [28] Potter Christopher S, Randerson James T, Field Christopher B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7: 811-841.
- [29] Field Christopher B, Randerson James T, Malmstrom C M. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1995, 51(1): 74-88.
- [30] 朱殿珍, 初磊, 马帅, 等. 青藏高原生态屏障区生态系统服务权衡与协同关系[J]. *水土保持研究*, 2021, 28(4): 308-315.
- [31] 余玉洋, 李晶, 周自翔, 等. 基于多尺度秦巴山区生态系统服务权衡协同关系的表达[J]. *生态学报*, 2020, 40(16): 5465-5477.
- [32] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [33] 金贵, 王占岐, 姚小微, 等. 国土空间分区的概念与方法探讨[J]. *中国土地科学*, 2013, 27(5): 48-53.

(上接第 266 页)

- [25] Hutchinson M F. Interpolation of rainfall data with thin plate smoothing splines: part I two dimensional smoothing of data with short range correlation[J]. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 1998, 2(2): 152-167.
- [26] 张峰, 周广胜, 王玉辉. 基于 CASA 模型的内蒙古典型草原植被净初级生产力动态模拟[J]. *植物生态学报*, 2008, 32(4): 786-797.
- [27] Scurlock J M O, Cramer W, Olson R J, et al. Terrestrial NPP: toward a consistent data set for global model evaluation[J]. *Ecological Applications*, 1999, 9(3): 913-919.
- [28] 谷佳贺, 薛华柱, 董国涛, 等. 黄河流域 NDVI/土地利用对蒸散发时空变化的影响[J]. *干旱区地理*, 2021, 44(1): 158-167.
- [29] Wang S M, Liu Q H, Huang C. Vegetation change and its response to climate extremes in the arid region of northwest China[J]. *Remote Sensing*, 2021, 13(7). DOI: 10.3390/rs13071230.
- [30] Dunn R J, Alexander L V, Donat M G, et al. Development of an updated global land in situ-based data set of temperature and precipitation extremes: HadEX3[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2020, 125(16). DOI: 10.1029/2019JD032263.
- [31] 陈晨, 王义民, 黎云云, 等. 黄河流域 1982—2015 年不同气候区植被时空变化特征及其影响因素[J]. *长江科学院院报*, 2022, 39(2): 56-62, 81.
- [32] 任国玉, 封国林, 严中伟. 中国极端气候变化观测研究回顾与展望[J]. *气候与环境研究*, 2010, 15(4): 337-353.
- [33] You Q, Kang S, Aguilar E, et al. Changes in daily climate extremes in China and their connection to the large scale atmospheric circulation during 1961—2003[J]. *Climate Dynamics*, 2011, 36(11): 2399-2417.
- [34] 王彦颖. 中国东北植被时空动态变化及其对气候响应研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2016.