

DOI: 10.5846/stxb201711272126

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分析. 生态学报, 2018, 38(21): - .

Wang B, Zhao J, Hu X F. Analysis on trade-offs and synergistic relationships among multiple ecosystem services in the Shiyang River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(21): - .

石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系分析

王 蓓¹, 赵 军^{1,*}, 胡秀芳^{1,2}

1 西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070

2 南通大学地理科学学院, 南通 226007

摘要: 生态系统服务权衡与协同研究是国际生态学、地理学等学科研究的热点。以石羊河流域为研究区, 借助 InVEST 模型, 对流域 2005、2010 和 2015 年的水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存和生物多样性五项服务进行精准测度, 分析服务的时空格局及演变特征, 并利用相关系数法逐像元定量计算 5 种服务之间的权衡与协同关系, 从不同尺度分析权衡与协同关系的空间格局特征。结果表明: (1) 各项服务具有空间异质性; 水源涵养、土壤保持、碳储存、生物多样性呈“西南高-东北低”的空间格局, 且水质净化、碳储存服务的高值区沿河流分布。(2) 10 年期间, 水源涵养、水质净化、碳储存、生物多样性服务呈现“整体增加-局部减少”的变化趋势, 而土壤保持呈“整体减少-局部增加”的变化特征。(3) 多种服务之间权衡与协同关系具有区域依赖特征: 水源涵养与土壤保持、水源涵养与水质净化、水质净化与碳储存、水质净化与生物多样性、土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性以权衡关系为主; 水源涵养与碳储存、水源涵养与生物多样性、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性以协同关系为主。定量可视化评估生态系统服务及权衡关系, 为制定区域发展与生态保护双赢政策提供依据, 同时也为其他流域的相关研究提供可靠参考。

关键词: 生态系统服务; InVEST 模型; 权衡与协同; 石羊河流域

Analysison trade-offs and synergistic relationships among multiple ecosystem services in the Shiyang River Basin

WANG Bei¹, ZHAO Jun^{1,*}, HU Xiufang^{1,2}

1 College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China

2 College of Geography Science, Nantong University, Nantong 226007, China

Abstract: The research on the interactions among multiple ecosystem services is a hot topic in the field of international ecology and geography. The Shiyang River Basin, a typical representative of an arid inland river basin, was used as an example. Several models based on InVEST were used to estimate the value of five key ecosystem services from 2005 to 2015, including water conservation, soil conservation, nutrient retention, carbon storage, and biodiversity. Spatial-temporal differentiation of ecosystem services were also analyzed. In addition, we quantitatively assessed the spatial patterns of interactions among different ecosystem services by applying the partial correlation analysis at a pixel scale. The results were as follows: (1) These ecosystem services presented spatially differential characteristics; the spatial pattern of water conservation, soil conservation, carbon storage, and biodiversity presented the characteristic of having a “low-value zone located at the northeast, whereas there was a high-value zone distributed mostly in the southwest,” and the high-value zone for nutrient retention and carbon storage was along the river. (2) From 2005 to 2015, variation characteristics of water conservation, nutrient retention, carbon storage, and biodiversity had an increasing tendency, whereas soil conservation had

基金项目: 国家自然科学基金项目(41661084); 国家自然科学基金青年科学基金项目(41701634)

收稿日期: 2017-11-27; **网络出版日期:** 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhaojun@nwnu.edu.cn

a decreasing tendency. (3) The five pairwise ecosystem services presented different interactions. The interactions between water conservation and soil conservation, water conservation and nutrient retention, nutrient retention and carbon storage, nutrient retention and biodiversity, soil conservation and carbon storage, and soil conservation and biodiversity presented trade-offs. On the contrary, the interaction between water conservation and carbon storage, water conservation and biodiversity, soil conservation and nutrient retention, and carbon storage and biodiversity were prone to synergistic relationships. Spatially explicit and quantitative assessment of ecosystem service interactions has implications for the planning and management of natural capital and ecosystem services and provides a scientific basis for sustainable development in the Shiyang River Basin. This analysis framework also provides a significant reference with which other river basins can conduct spatial evaluation of ecosystem services.

Key Words: ecosystem services; InVEST model; trade-offs and synergies; Shiyang River

生态系统服务是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用,是通过生态系统的功能直接或间接得到的产品和服务^[1]。生态系统服务类型的多样性,空间分布的异质性,以及人类对生态系统服务使用和管理的选择性、多样性,导致生态系统服务之间往往存在着此消彼长的权衡和相互促进的协同关系^[2]。随着人类社会对自然生态系统控制力的不断提高,在自然资源短缺日益突出的情形下,常常导致一种生态系统服务的增加以牺牲其他生态系统服务为代价^[3],某些生态系统服务水平被迫下降,极大地削减了当代及后代从生态系统中获取的利益,致使全球许多地区面临生态危机。在此情形下,生态系统服务权衡与协同研究成为国际生态学、地理学等学科研究的前沿和热点。为揭示多种生态系统服务之间的关系,首先需要对生态系统提供各项服务的能力进行精准测度,评估过程的主观性和多样性,常常导致生态系统服务权衡与协同关系的不确定性。因此,选取典型的研究区域,如何高效地发展该区域的生态系统服务研究理论与方法,探索科学的生态系统服务评估体系,从服务权衡与协同的类型特征、尺度效应、形成机制等方面出发,深刻理解服务之间的权衡与协同关系,提高生态系统管理效率,实现区域生态-社会-经济的良性发展迫在眉睫。

近十年来,生态系统服务机理、评估和制图表达等领域成为诸多学者研究的重点,应着“精细化、量化、模型化、空间化”的生态系统服务评估发展要求,InVEST(Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs)模型被逐渐关注,由美国斯坦福大学、大自然保护协会(TNC)与世界自然基金会(WWF)联合开发。自2007年发布以来,随着模型的不断研究和完善,被广泛的应用于国内外的自然资产和生态系统服务价值评估中,并取得较为理想的效果^[4-10],且与其他服务模型相比表现出明显的优势^[11-12]。最近几年,随着对生态系统服务评估研究的不断深入,研究重点出现一些转向,开始关注生态系统服务权衡与协同关系^[13-17]。从研究内容来看,生态系统服务权衡与协同主要集中在类型特征、形成机制、尺度效应等方面^[18];从研究方法来看,现有生态系统服务权衡研究方法有统计描述法、空间制图法、情景分析法等类型。诚然,客观地分析当前国内学者对生态系统服务权衡的研究尚处于起步阶段,与国际先进水平相比存在一定差距,主要表现为:(1)以传统的统计描述方法为主,缺少服务权衡与协同关系的空间定量表达信息。(2)基于空间制图分析的权衡与协同研究,大多只考虑前后两个时间点的生态系统服务进行权衡分析,结果的可靠性存在一定问题,且用于权衡研究的服务类型较少。(3)情景模拟分析,一般只考虑土地利用变化,而未考虑气候条件变化产生的影响,研究过程和方法存在着主观性。

石羊河流域作为西北干旱区内陆河流域之一,处于构建国家生态保护屏障的重要地段,该流域具有人口密度大、水土资源开发利用程度高、生态环境问题严重的区位特征。区域性地下水位下降、土地沙化、盐渍化加重等一系列生态问题一直制约着当地的经济的发展,成为诸多学者关注的焦点,且已有大量成果发表,但对研究区生态系统服务的定量可视化研究较少,仅有①曾建军等^[19]基于InVEST模型对石羊河流域水源供给量进行评估,并分析了服务时空变化的主要原因,但评估类型和结果较为单一。②张恒玮^[20]基于GIS方法对石羊

河流域的生境质量、碳储存、土壤保持、产水量四项服务的时空变化规律进行探析,但研究时序较早、服务类型较少、缺少对评估模型的本地化研究和服务权衡与协同关系的空间定量研究。因此,本文首先对 InVEST 模型进行本地化,以精准测度和探析 2005、2010 和 2015 年水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存和生物多样性服务的时空格局特征;其次,基于像元尺度,利用相关系数对 5 种服务之间的权衡与协同关系进行定量测度;最后,基于全流域、子流域尺度,对不同服务之间的权衡特征进行研究与分析,以初步探索适合流域生态-社会-经济良性发展的生态系统服务权衡模式,厘清服务权衡与协同的表现类型、形成机制和空间差异,为相关研究提供数据支持和方法参考,同时也为制定区域发展与生态保护双赢政策提供参考。

1 研究区概况

石羊河流域,位于中国西北干旱区甘肃省河西走廊东部(101°22′—104°16′E,36°29′—39°27′N)(图 1),属温带大陆性干旱气候,降水少而集中,日照充足,昼夜温差大。总面积约为 $4.16 \times 10^4 \text{ km}^2$,流域全长达 300km,根据区域地貌及水文特征,将研究区划分为 9 个子流域并进行标识,即西营河流域(XYR)、东大河流域(DR)、金塔河流域(JR)、古浪河流域(GR)、黄羊河流域(HR)、西大河流域(XR)、杂木河流域(ZR)、大靖河流域(DJR)和石羊河流域下游(SR)。地势由南至北逐渐递减,形成 4 个地貌单元类型,南部祁连山区,覆盖着大面

积的原始森林;中部走廊平原区,为流域的精华之地,如武威、永昌为重要产粮区,亦为流域人类活动强度最大区,灌溉农业发达,径流耗损严重^[21];北部低山丘陵区逐渐趋于荒漠化;荒漠区,以风沙地貌为主,植被覆盖较差或者几乎没有,严重威胁着绿洲的生存,是生态环境威胁最为严重区域^[22]。

2 数据来源与研究方法

2.1 研究方法

从石羊河流域水文-生态系统角度出发,结合自然地理和人文社会特征,依据联合国《千年生态系统评估》^[23]的生态系统服务分类体系,遵循科学性、全面性、重要性、数据可获取性的原则,筛选水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存、生物多样性 5 个关键生态系统服务类型。InVEST 为开源模型,本文使用 InVEST3.3.3,该版本生态系统服务评估主要包括栖息地质量、生境风险、海水水质等支持性生态系统服务评估模块,碳储存、产水量、水质净化、土壤保持、休闲与旅游业、海岸保护等最终生态系统服务评估模块以及重叠分析、海岸脆弱性评估等辅助性分析模块。模型多层次设计,低层模型可供大尺度评估,高层模型适用于小尺度研究,且输入数据具有可选性,降低数据的需求性,满足多项服务以及多种目标的不同尺度范围的研究分析。

2.1.1 水源涵养

水源涵养(Water Conservation, WC)模型计算分为两层,首先基于水量平衡原理计算产水量。其次,利用水源涵养影响因子(地形指数、土壤饱和导水率和流速系数)计算得到流域水源涵养量。计算公式如下:

$$\text{Retention} = \text{Min}\left(1, \frac{249}{\text{Velocity}}\right) \times \text{Min}\left(1, \frac{0.9 \times \text{TI}}{3}\right) \times \text{Min}\left(1, \frac{\text{Ksat}}{300}\right) \times \text{Yield} \quad (1)$$

$$\text{TI} = \log\left(\frac{\text{Drainage_Area}}{\text{SoilDepth} \times \text{Percent_Slope}}\right) \quad (2)$$

$$\text{Yield} = \left(1 - \frac{\text{AET}}{P}\right) \times P \quad (3)$$

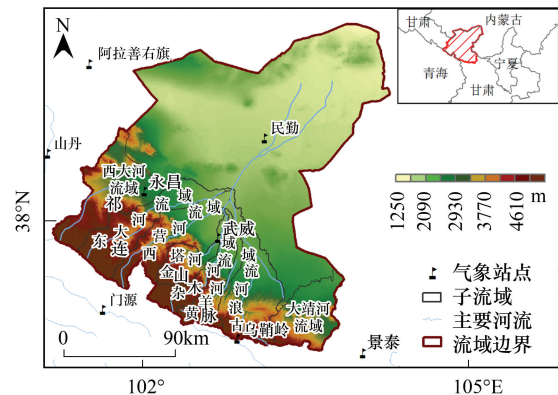


图 1 研究区位置图

Fig.1 Map of study area

$$\frac{AET}{P} = \frac{1 + WR}{1 + WR + \frac{1}{R}} \quad (4)$$

$$R = \frac{K_c \times ET_0}{P} \quad (5)$$

$$W = Z \frac{\text{Min}(\text{MaxSoilDepth}, \text{RootDepth}) \times \text{PAWC}}{P} \quad (6)$$

式中, Retention 为水源涵养量(mm); Velocity 为流速系数, 主要参考游松财等^[24]、彭怡^[25]、傅斌等^[26]; Ksat 为土壤饱和导水率(cm/d), 借助 NeuroTheta 软件实现; TI 为地形指数, 可由(2)式计算得出, Drainage_Area 为集水区栅格数量; SoilDepth 为土壤深度(mm); Percent_Slope 为百分比坡度(%); Yield 为产水量(mm), 由(3)式得出, P 为年降雨量(mm); AET 为实际年平均蒸散发量(mm), 可由(4)式计算得出, R 为干燥指数, 无量纲, 由(5)式计算, K_c 为植被蒸散系数, 主要参考 FAO 的灌溉和园艺手册和 Allen 等^[27]; ET₀ 为潜在蒸散发量(mm/d), 根据 Penman-Monteith 模型^[28] 进行计算; W 为可利用水量与降水量的比值, 无量纲, 由(6)式计算得出, Z 是表征降水特征的一个常数, 将多次模型模拟的各子流域的产水量与 Z 值建立相关关系, 并与相应的水资源量进行对比, 最终确定 Z 值为 2.23; MaxSoilDepth 为最大土壤深度(mm); RootDepth 为根系深度(mm); PAWC 为植被有效可利用水, 由经验公式 Gupta 等^[29] 计算。

2.1.2 土壤保持

土壤保持(Soil Conservation, SC)模型计算分为两层, 首先利用通用土壤流失方程计算潜在土壤流失量和实际土壤侵蚀量^[30]。其次对流域的沉积物保持量进行估算。计算公式(7-9)如下:

$$SRET = (RKLS - USLE) + \text{ups_retain} \quad (7)$$

$$RKLS = R \times K \times LS \quad (8)$$

$$USLE = R \times K \times LS \times C \times P \quad (9)$$

$$R = \sum_{i=1}^{12} [1.735 \times 10^{(1.5 \log_{10} \frac{P_i^2}{P} - 0.8188)}] \times 17.02 \quad (10)$$

$$K = \left(0.2 + 0.3 \exp \left(-0.0256 \text{Sand} \left(1.0 - \frac{\text{Silt}}{100} \right) \right) \right) \times \left(\frac{\text{Silt}}{\text{Clay} + \text{Silt}} \right)^{0.3} \times \left(1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left(1.0 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \times 0.1317 \quad (11)$$

(7)式中, SRET 为地块沉积物保持量(t); ups_retain 为该地块拦截上游地块的沉积物量(t); RKLS 为潜在土壤流失量(t), 可由(8)式计算得出, R 为降雨侵蚀力因子(MJ mm h⁻² h⁻¹ a⁻¹), 采用 Wischmeier 的月尺度计算公式(10)求得, P 为年降雨量(mm); P_i 表示月降水量(mm); K 为土壤可蚀性因子, 选用 EPIC 模型^[31] 进行计算, 公式为(11), Sand 表示砂含量(%), Silt 表示粉粒含量(%), Clay 表示粘粒含量(%), C 为有机碳含量(%), SN1 = 1 - Sand/100; LS 为坡长坡度因子, 主要参考潘竟虎等^[16]; USLE 为实际土壤流失量(t), 可由(9)式计算得出, C 为覆盖与管理因子, 计算方法参考蔡崇法^[32]; P 为土壤保持措施因子, 主要参考郑度等^[33]。

2.1.3 水质净化

水质净化(Nutrient Retention, NR)模型通过估算植被和土壤对径流中 N、P 营养盐保持量来反映流域水质净化程度, N、P 保持量越大, 水质净化服务越好。计算分为两层, 首先通过产水量模型计算年平均径流, 计算过程同水源涵养模块。其次, 计算各斑块的养分保持量^[34]。计算公式如下:

$$ALV_x = HSS_x \times POL_x \quad (12)$$

$$HSS_x = \frac{\lambda_x}{\lambda_w} \quad (13)$$

$$\lambda_x = \log\left(\sum_U Y_U\right) \quad (14)$$

式中, ALV_x 为栅格单元 x 处调节的载荷值; POL_x 为栅格单元 x 的输出系数; HSS_x 为栅格单元 x 处的水文敏感性得分值, 可由 (13) 式计算得出, $\overline{\lambda_w}$ 为集水区平均径流指数; λ_x 为栅格单元 x 处的径流指数, 由式 (14) 计算得出, $\sum_U Y_U$ 为集水区所有栅格产水量之和。

2.1.4 碳储存

碳储存 (Carbon Storage, CS) 包括四种基本碳库 (地上生物量、地下生物量、土壤碳库、死亡有机物质) 和第五大碳库。由于数据受限, 本文只考虑四大基本碳库, 即碳储量的计算公式为:

$$C = C_{above} + C_{below} + C_{dead} + C_{soil} \quad (15)$$

式中, C 为碳储量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); C_{above} 为地上碳储量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); C_{below} 为地下碳储量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); C_{dead} 为死亡有机碳储量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); C_{soil} 为土壤碳储量 ($t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)。模型所需碳库表中的碳密度数据, 主要参考李易麟^[35]、颀鹏^[36]、柳梅英等^[37]、张俊华等^[38]、许仲林^[39]、王凤等^[40]、李英年等^[41]、黄德青等^[42]、王冬^[43]、孔东升^[44] 相关研究, 根据区域相近性、成果可取性等原则, 生成碳库表。

2.1.5 生物多样性

将 InVEST 模型中生物多样性模块进行优化, 采用综合指数法来评价研究区生物多样性 (Biodiversity, BD)^[45]。计算公式如下所示:

$$BD = Q_{xj} + R_x + H_x \quad (16)$$

$$Q_{xj} = H_j \left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + K^z} \right) \right] \quad (17)$$

$$R_x = \sum_{x=1}^x \sigma_{xj} R_j \quad (18)$$

$$H_x = - \sum_{i=1}^n P_i \log_2(P_i) \quad (19)$$

式中, BD 为生物多样性, 无量纲; Q_{xj} 为栅格单元 x 处土地覆被类型 j 的生境质量, 可由 (17) 式得出, H_j 为土地覆被类型 j 相对应的生境类型得分; D_{xj} 为生境胁迫水平; z 为尺度常量, $z=2.5$; k 为半饱和常数, $k=0.5$ 。 R_x 为栅格单元 x 处生境稀缺度, 可由 (18) 式计算得出, σ_{xj} 为一个判断函数。若 $\sigma_{xj}=1$, 表示存在, $\sigma_{xj}=0$, 表示不存在; R_j 为土地覆被类型稀缺性指数; H_x 为 Shannon-Weiner 多样性指数, 计算公式如 (19) 所示, P_i 为植被群系 i 的面积比例; n 为植被群系的数目。 BD 可看做是每种胁迫的影响、每种生境类型对每种胁迫的敏感性、生境与胁迫之间的距离、生境的可达性和 Shannon-Weiner 多样性 5 个指标的函数, 在胁迫因子的选择时综合考虑了研究区的实际情况, 最终选取了农村居民用地、城镇用地、道路、耕地、沙地 5 种, 并采用专家打分法对每种生境类型对每种胁迫的敏感性、生境与胁迫之间的距离进行确定。 Shannon-Weiner 多样性指数的计算, 在尺度选择方面主要参考 O'Neill 等的经验性原则^[25], 选择 $5\text{km} \times 5\text{km}$ 大小为基本评估单元, 生成大约 1623 个评估单元, 借助 Frastats 4.2 对研究区各个评估单元的多样性指数进行计算。

2.2 数据来源及处理

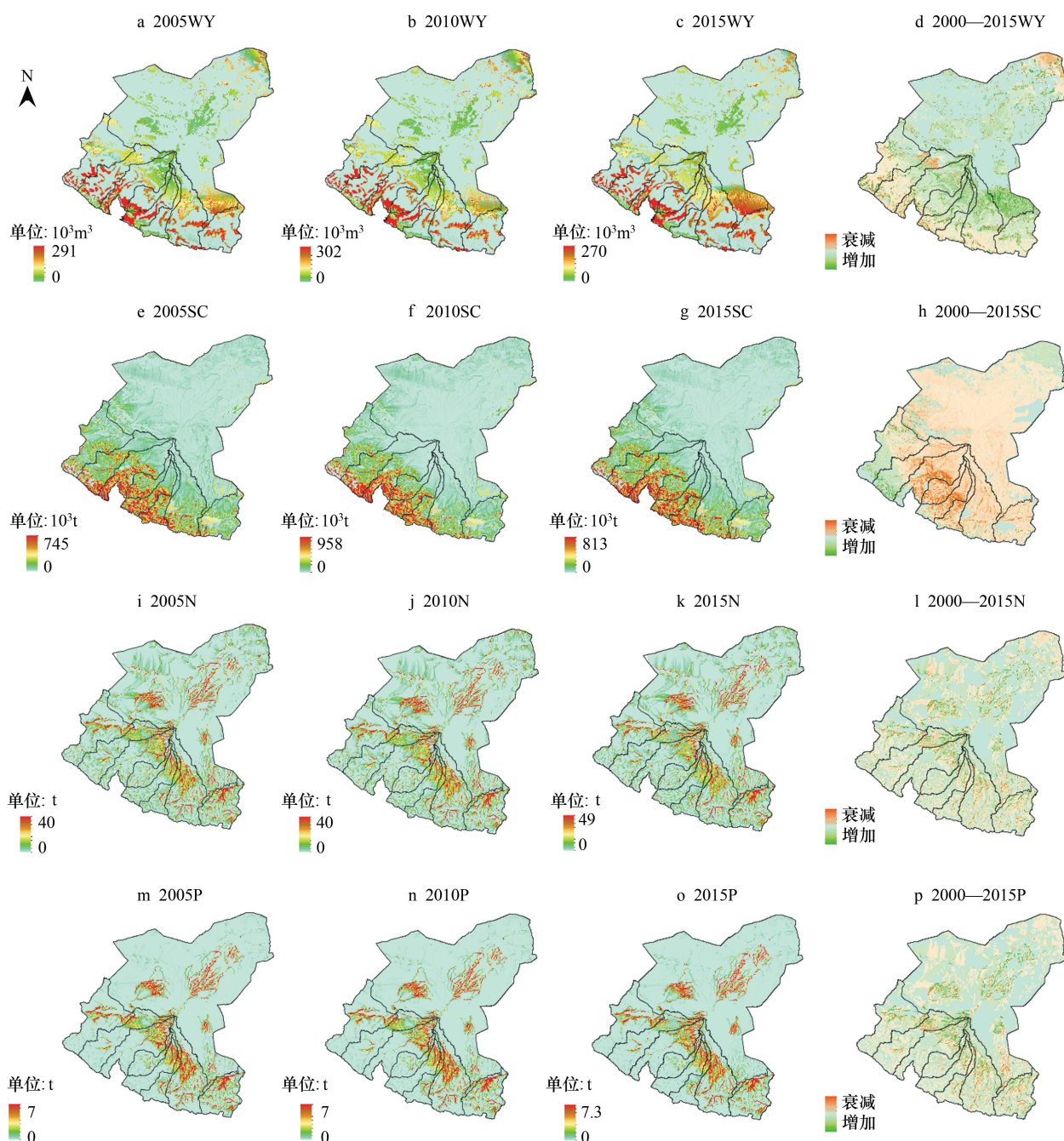
本文数据可分为五大类, ①2005、2010 和 2015 年的土地利用/覆被数据, 来源于中国科学院资源环境科学数据中心《全国土地利用/覆被数据集》, 空间分辨率为 1km ; ②2005、2010 和 2015 年的年降雨量、月降水量、日最高温、日平均温、日最低温、平均相对湿度、平均风速、日照时数等气象数据, 来源于中国气象科学数据共享服务网《中国地面气候资料年、月、日值数据集》, 将不同方法的插值结果相比较, 最终确定采用普通克里金法对 8 个气象监测站的气象数据进行插值, 并将插值结果与以往研究进行对比^[46-48]; ③沙、粉粒、粘粒的含量、土壤深度等土壤数据, 来源于西部数据中心《全国第二次土壤质地数据集》, 空间分辨率为 1km ; ④高程数字模型 DEM, 来源于西部数据中心《石羊河流域空间数据集 (DEM)》, 空间分辨率为 1km 。子集水区的划分,

以 DEM 为基础数据,借助 ArcGIS 的 ArcHydro 模块,经过反复试验确定当汇流累积量为 800 时,提取的河网数据与实际情况最为相符;⑤通过野外观测、调查访谈,确定威胁因子等参数,以及社会、经济因素对生态系统服务感知等方面的数据。最终将各个数据统一到 Albers 投影下,借助 InVEST 模型输出空间分辨率为 1km 的 3 期石羊河流域生态系统服务评估结果。

3 结果与分析

3.1 生态系统服务空间格局及变化分析

石羊河流域生态系统服务的空间格局呈现出差异性规律(图 2):水源涵养、土壤保持、碳储存和生物多样性服务水平由西南至东北逐渐递减,且水质净化、碳储存服务高值区沿河流分布。具体来看,水源涵养、土壤保持、碳储存和生物多样性服务高值区位于流域上游,包括北滩、东滩局部区域,天祝毛藏等地,该结果与已有



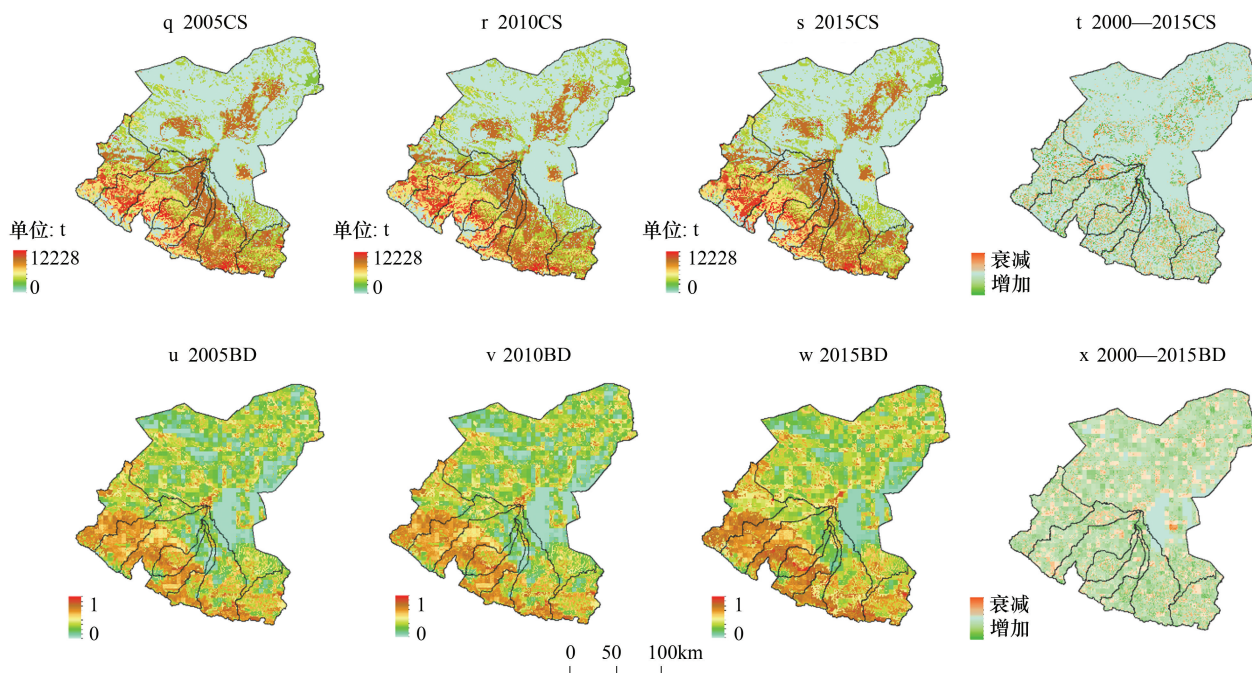


图 2 2005—2015 年石羊河流域生态系统服务空间格局及变化

Fig.2 Spatial patterns of the five ecosystem services and change trend in Shiyang River Basin from 2005 to 2015

研究成果比较一致^[19-20]。这主要因为流域南部为祁连山区,海拔高,降水丰富,年蒸发量小,且人烟稀少,大部分被原始森林覆盖,生物多样性非常丰富,服务水平较高。N、P 保持高值区,即水质净化高值区,分布较为零碎,民勤绿洲、昌宁、永昌的红山窑、焦家庄等地,分布着大面积的灌区,如西大河水库灌区、红崖山水库灌区,由于分布在河流周围的植被对受农药和化肥等污染的水体起到了很好的过滤和净化作用,成为水质净化水平较高区域。

2005—2015 年流域各项服务水平增减不一(表 1)。水源涵养(图 2d)增强区位于古浪北部和武威中东部等,区域面积占比为 39.59%,而肃南北滩、永昌六坝和民勤局部地区的水源涵养服务水平在明显减少,衰减面积比重为 24.15%。土壤保持(图 2h)衰减区面积达 30029km²,占流域的 74.85%,这与林地的破坏和过度放牧有很大关系。相反,服务水平明显提高的区域基本上覆盖肃南西部,面积达到 4773km²。N 保持(图 2l)、P 保持(图 2p)的空间变化分布格局较为一致,即水质净化服务水平增强区,主要涵盖民勤绿洲、金昌、永昌的南部、武威中部及西北部等地,这些区域同时也夹杂着服务水平衰减区,服务衰减面积和增加面积为 31.39%、34.31%,即服务水平好转区域大于服务水平衰退区域。碳储存(图 2t)和生物多样性(图 2x)服务,衰减区和增加区相间分布,其中碳储存服务好转的区域面积(5743km²)大于服务衰退的面积(5546km²),因此碳储存服务功能水平整体趋于好转。

表 1 2005—2015 年石羊河流域各项生态系统服务总量统计表

Table 1 Total five ecosystem services in Shiyang River Basin from 2005 to 2015

总量 Sum	水源涵养/(10 ⁶ m ³) Water Conservation	土壤保持/(10 ⁶ t) Soil Conservation	N 保持/(10 ² t) N Retention	P 保持/(10t) P Retention	碳储存/(10 ⁵ t) Carbon Storage	生物多样性 Biodiversity
2005	485.09	341.58	182.01	315.78	1555.67	161.17
2010	464.53	436.36	183.05	319.43	1561.87	162.93
2015	537.41	311.28	185.19	325.28	1567.77	213.68

3.2 子流域生态系统服务特征分析

研究区各子流域生态系统服务总量和均值呈现出区域差异性(图 3 和图 4)。具体来看,水源涵养总量的

高值区位于西营河流域 ($70.84 \times 10^6 \text{ m}^3$)、古浪河流域 ($68.87 \times 10^6 \text{ m}^3$) 和石羊河流域下游 ($158.37 \times 10^6 \text{ m}^3$), 而石羊河流域下游水源涵养密度最低。金塔河流域和黄羊河流域水源涵养能力分别为 $19.29 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $14.09 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 构成水源涵养总量低值区。西营河流域、东大河流域为土壤保持总量在 $48.90 \times 10^6 \text{ t}$ 以上的高值区, 大靖河流域土壤保持总量最低; 杂木河流域、黄羊河流域服务能力较强。石羊河流域下游的 N 保持、P 保持服务总量最大, 但服务水平最低, 均值仅为 $368.4 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 、 $54.35 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$; 古浪河流域、西营河流域、大靖河流域的 N、P 保持水平最高, 同时也构成服务总量在 1652t、341t 以上的高值区。碳储存总量高值区包括古浪河流域、西营河流域、石羊河流域下游, 尤以石羊河流域下游最大, 值高达 $400.31 \times 10^5 \text{ t}$, 但服务能力最小。石羊河流域下游的生物多样性服务总量最高, 但服务水平最低, 其他流域的总量和均值较为相当。

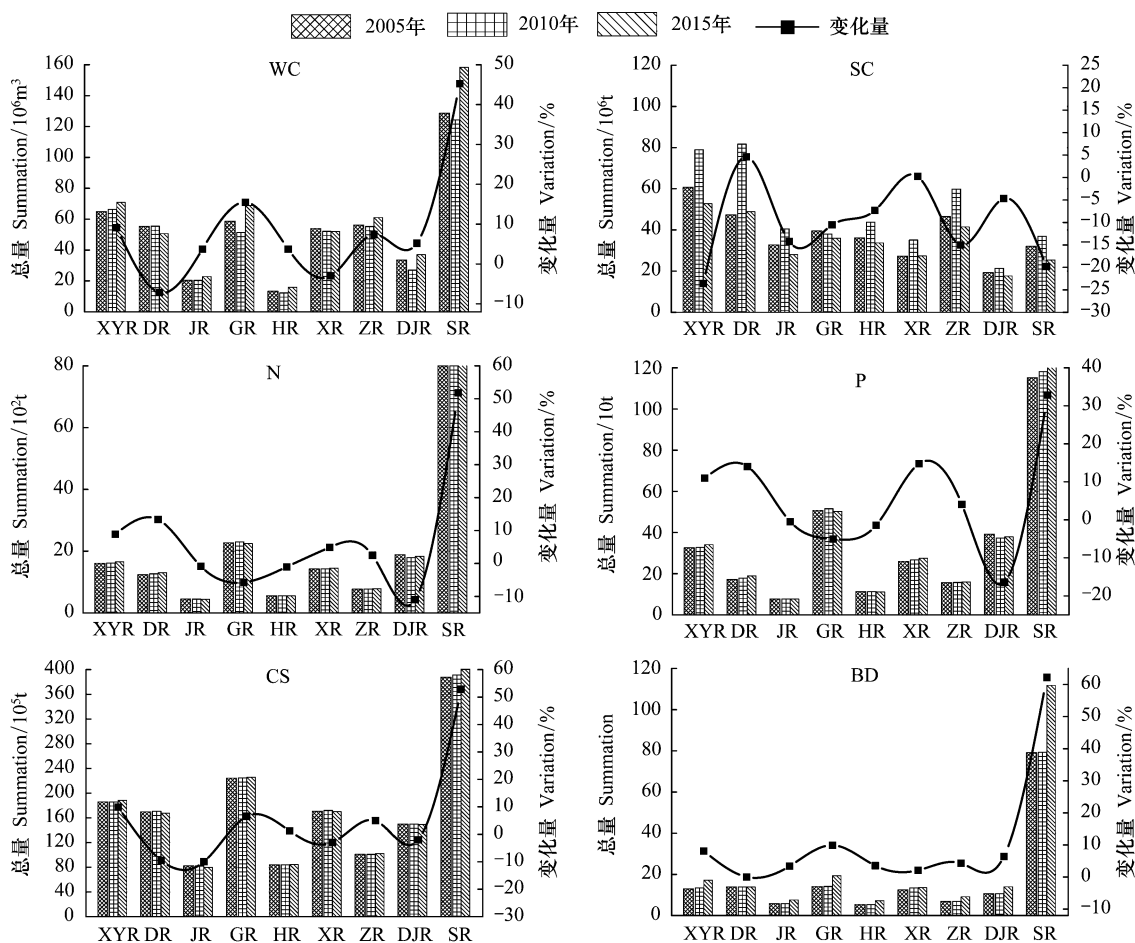


图3 2005—2015年石羊河各子流域生态系统服务总量及其变化

Fig.3 Total five ecosystem services changes of each watershed in Shiyang River Basin from 2005 to 2015

从 2005—2015 年各子流域的总量和均值的变化情况来看, 仅有东大河流域、西大河流域的水源涵养总量在减少, 其他流域总量均有不同程度的增加, 尤以石羊河流域下游、古浪河流域最为明显, 其他各流域增加量在 3.72%—9.08% 之间。东大河流域的土壤保持总量和均值有所增加之外, 其他区域总量和均值均有不同程度的减少, 尤以西营河流域最为明显。大靖河流域、古浪河流域、黄羊河流域的 N 保持、P 保持总量和均值在减少, 其他流域总量和均值有所增加, 以东大河流域最为明显。东大河流域、金塔河流域、西大河流域、大靖河流域的碳储存总量和均值有所减少, 其他区域总量和均值在增加。各流域生物多样性总量和均值呈上升趋势, 以西营河流域、石羊河流域下游最为明显, 增加幅度在 8.11%、11.60% 以上。总之, 近十年来, 水源涵养、水质净化、碳储存、生物多样性服务整体上呈现增加趋势, 土壤保持服务有所减少, 研究区水资源有限, 未利用地所占比例较大, 增加林地和草地的比例, 对调节和支持服务能力的提高至关重要。

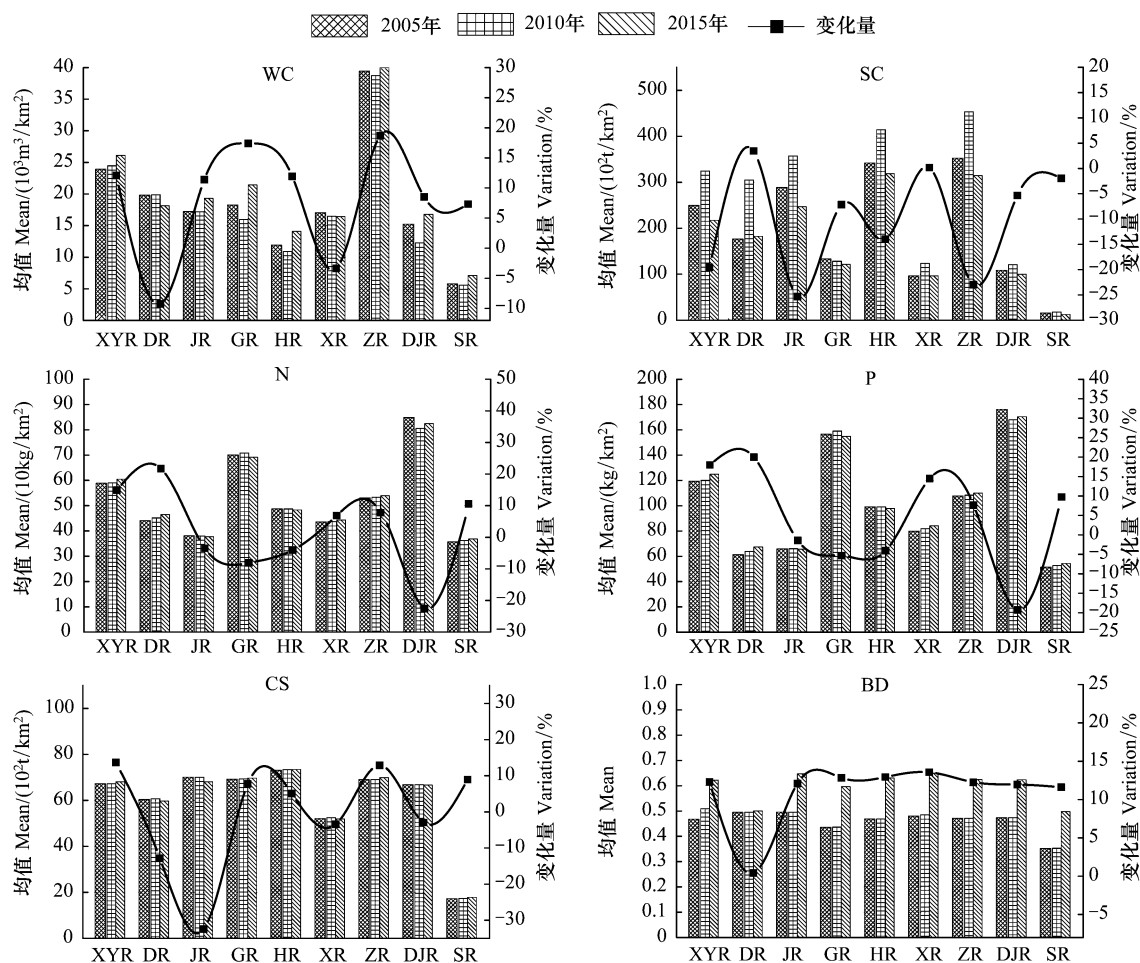


图4 2005—2015年石羊河各子流域生态系统服务均值及其变化

Fig.4 Average five ecosystem services changes of each watershed in Shiyang River Basin from 2005 to 2015

3.3 生态系统服务权衡与协同关系的空间格局

本文基于 Python 语言,对 2005—2015 年研究区水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存、生物多样性两两服务之间的相关系数进行计算,并对计算结果进行 t 检验,划分为 6 个等级:协同** ($r>0, 0.01<P<0.05$)、协同* ($r>0, 0.05<P<0.1$)、协同 ($r>0, 0.1<P$)、权衡 ($r<0, 0.1<P$)、权衡* ($r<0, 0.05<P<0.1$)、权衡** ($r<0, 0.01<P<0.05$),以分析流域不同服务之间权衡与协同关系的空间格局(图 5)。在进行水质净化与其他服务的权衡研究时,鉴于用 N、P 保持量反映水质净化水平,经上述分析得知 N、P 保持量的空间格局基本一致,故采用 N、P 保持量的空间叠加结果作为水质净化服务参与权衡研究。

水源涵养与土壤保持服务(图 5a),权衡关系的像元占 74.61%,表明两者以权衡关系为主,但这种关系存在区域差异,东大河流域的协同关系较为显著,流域北部及东北局部地区也存在着零碎的协同关系。一方面由于降雨量、冰川融水的增加,水源涵养整体有所增长;另一方面人口的增长和经济需求的提高,导致人类活动强度变大,植被生长条件受到破坏,土壤侵蚀性增强,而保持量逐渐减少,致使两者之间呈现此消彼长的权衡关系,这与潘竞虎等的研究结果一致^[16]。由于水质净化有所增加,区域涵盖民勤绿洲、金昌、永昌南部、武威中部及西北部等地,此区域却为水源涵养衰减区,导致水源涵养与水质净化(图 5b)以空间权衡为主,像元占比高达 61.74%,范围上包括石羊河流域下游、大靖河流域、黄羊河流域、古浪河流域;协同区位于东大河流域。水源涵养与碳储存(图 5c)、水源涵养与生物多样性(图 5d)在整体上具有协同关系,像元个数占比在 79.88%以上,这主要是因为地处西北干旱内流区,水是重中之重,对动植物的生长与发展提供了可能,范围上基

本覆盖流域的中下游,特别是西营河流域表现出非常显著的协同关系;流域的东南部零散的分布着权衡关系,这与潘竞虎等的研究结果也一致^[16]。土壤保持与水质净化(图 5e)以 60.85% 的像元个数占比,表现协同关系;流域中下游零散的分布着较为显著的权衡关系。由于土壤保持处于下降态势,碳储存和生物多样性处于增长态势,故土壤保持与碳储存(图 5f)、土壤保持与生物多样性(图 5g)以权衡关系为主,像元占比在 75.73% 以上;流域的东南部零散的存在着协同关系。水质净化与碳储存(图 5h)、水质净化与生物多样性(图 5i)整体上以权衡关系为主,且不同显著等级的权衡关系相间分布,这与水质净化高值区主要位于中下游灌区,而碳储存与生物多样性高值区涵盖流域上游局部地区有关;显著协同区主要位于古浪河流域。由于碳储存高值区,植被覆盖度较高,也为动物的生存提供必不可少的条件,构成了生物多样性的高值区,因此碳储存与生物多样性(图 5j)在整体上表现出协同关系,比例占流域的 86.49%;权衡区沿河流分布。综上所述,石羊河流域 5 种生态系统服务之间的权衡与协同关系呈现出明显的区域异质性,表现类型的多样性与多种服务之间的相互作用、人类活动引起的社会条件变化及温度、降水、大气成分等的气候变化息息相关。

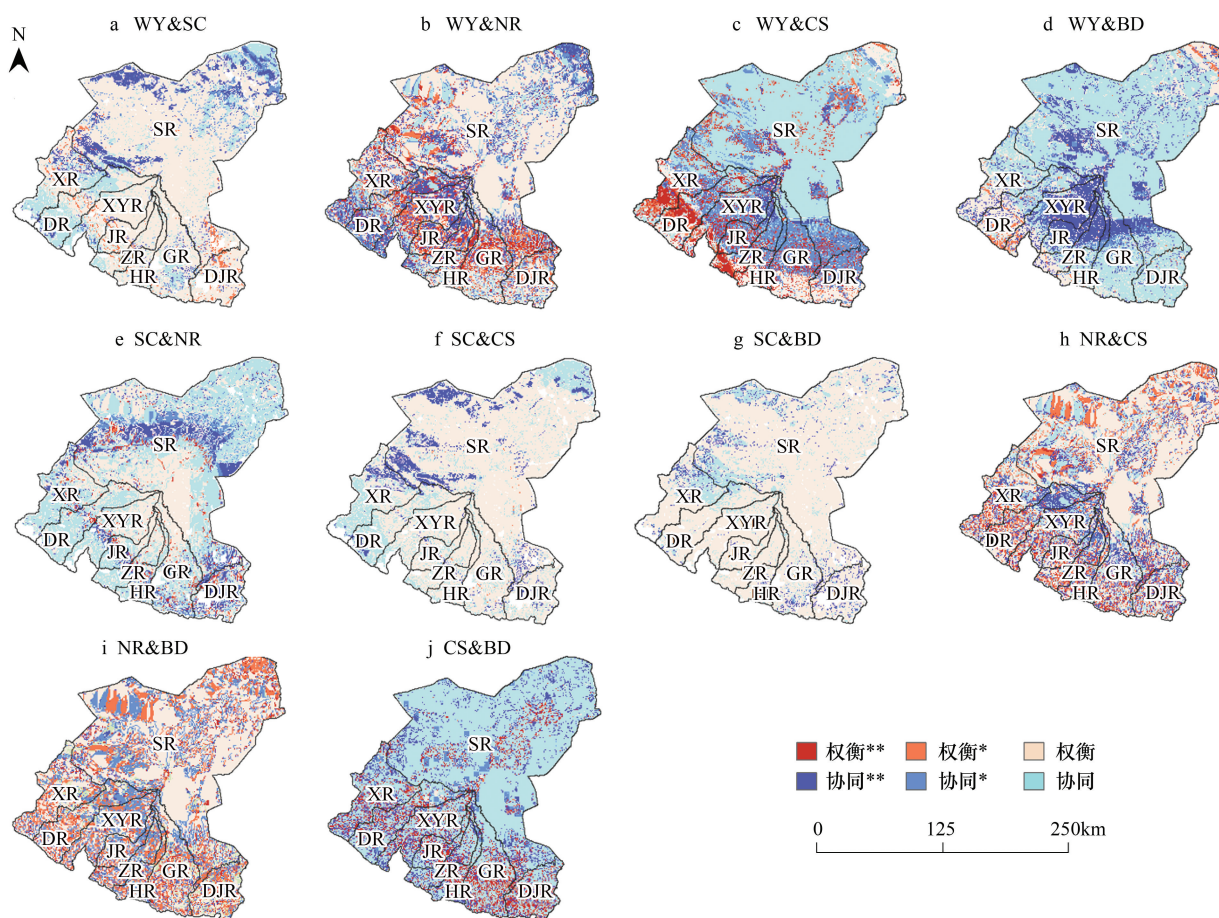


图 5 2005—2015 年石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系的空间格局

Fig.5 The spatial patterns of pairwise ecosystem services interactions in Shiyang River Basin from 2005 to 2015

3.4 子流域生态系统服务权衡与协同关系特征分析

利用 GIS 技术和方法,对各子流域生态系统服务之间关系的数量特征进行统计,据图 6 可知,西营河流域、金塔河流域、古浪河流域、黄羊河流域和西大河流域,在水源涵养与生物多样性、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性服务之间均以协同关系为主,占比高达 60.03% 以上,而在水源涵养与土壤保持、水源涵养与水质净化、土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性、水质净化与生物多样性服务之间以权衡关系为主导,像元占比为 60.12%;东大河流域,在水源涵养与水质净化、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性服

务之间表现出显著的协同关系,在水源涵养与碳储存、土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性、水质净化与生物多样性中以权衡关系为主,占比为在 52.88% 以上,而在其他服务关系中权衡与协同像元个数占比基本相当;杂木河流域、大靖河流域和石羊河流域下游,在水源涵养与生物多样性、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性服务之间以协同关系为主,像元占比高达 66.85% 以上,在水源涵养与土壤保持、土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性、水质净化与碳储存、水质净化与生物多样性以 55.01% 的像元占比表现权衡关系。综上可知,在不同的服务之间,各个流域的权衡与协同关系具有区域依赖特征,这主要与不同流域之间巨大的自然环境、社会、经济差异密切相关。

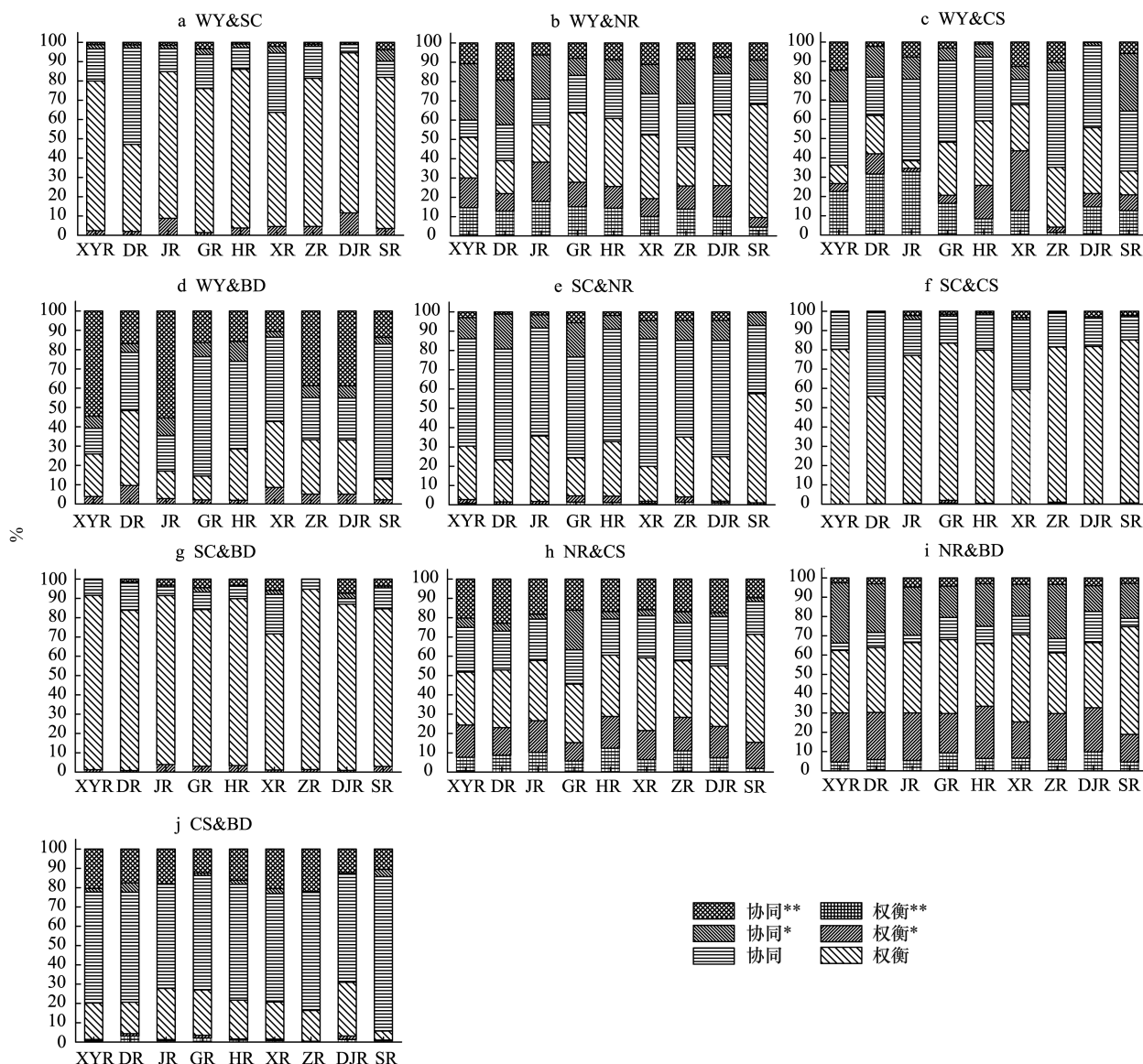


图 6 2005—2015 年石羊河子流域生态系统服务权衡与协同关系的分区统计

Fig.6 The area proportion of pairwise ecosystem services interactions in each watershed from 2005 to 2015

4 讨论

系统而又精准地测度生态系统服务是进行权衡研究及服务管理和保护的前提。通过对研究区生态系统服务的评估,合理的评估结果为摸清流域的生态系统服务状况提供了基础数据。但同时,在评估过程中,由于模型个别参数的取值主要参考相关文献资料,引入了主观误差。且有研究表明:权衡和协同关系与区域土地

利用的博弈关系紧密相关,土地利用变化会对生态系统服务的冲突和协同产生影响^[16,49]。InVEST 模型以土地利用/覆被为关键数据,忽略地理要素的区域特性,对同一地类赋予相同值造成模拟结果与实际情况产生偏差。因此,模型原理改进、参数验证等方面有待进一步研究。

基于像元尺度,采用相关系数法对流域的生态系统服务权衡与协同作用进行空间分析,有效的解决了权衡关系的空间定量问题。但是对于权衡研究没有涉及到时间尺度,相关学者认为生态系统服务之间的关系随着时间的变化表现出阶段性和差异性^[50-53],除此之外,王鹏涛等^[54]认为,进行区域长时间序列连续时间段服务相互关系的研究,可提高权衡结果的可靠性。因此,下一步应该考虑把握权衡关系的时间尺度效应,建立长时间序列连续时间段的服务权衡关系研究。

本文基于不同空间尺度(全流域、子流域),精准地测度了流域水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存和生物多样性之间的权衡与协同关系,探析了权衡关系的尺度效应,这可能与自然要素的空间异质性以及不同利益方的需求差异息息相关。本文研究表明,水源涵养与土壤保持、水源涵养与水质净化、水质净化与碳储存、水质净化与生物多样性、土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性以权衡关系为主;水源涵养与碳储存、水源涵养与生物多样性、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性以协同关系为主。例如水源涵养与土壤保持服务,一方面由于降雨量、冰川融水的增加,水源涵养有所增长;另一方面由于人类活动强度增大,植被生长条件被受破坏,土壤侵蚀性增强,而保持量减少,致使两者之间呈现此消彼长的权衡关系。与相关研究成果相比,本文的土壤保持与碳储存的权衡关系与潘竟虎等^[16]研究结果有所差异,尚需更多研究成果来验证。除此之外,其他服务权衡关系研究^[16,54]也得到此结果。总之,在当前我国推进生态文明建设和石羊河流域重点治理工作需求的背景下,服务评估及权衡结果可为决策者和利益相关者提供可行性政策方案和科学依据。

5 结论

本文利用 2005、2010 和 2015 年数据,分析了石羊河流域水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存和生物多样性服务的时空变化特征,同时对 5 种服务之间的权衡与协同关系进行了空间定量测度,并探析了不同子流域的生态系统服务权衡与协同关系的空间差异,主要结论如下:

石羊河流域生态系统服务表现出空间分异性:水源涵养、土壤保持、碳储存和生物多样性呈现“西南高—东北低”的空间格局,且水质净化、碳储存高值区沿河流分布。水源涵养、土壤保持、碳储存和生物多样性高值区包括西营河流域、东大河流域、古浪河流域。石羊河流域下游的民勤绿洲、昌宁、永昌的红山窑、焦家庄等地,构成水质净化服务高值区。

在 2005—2015 年,水源涵养、水质净化、碳储存、生物多样性服务变化呈现出“整体增加—局部减少”的变化趋势,而土壤保持除东大河流域有所增加之外,其他流域均有所减少。

在全流域尺度,水源涵养与土壤保持以权衡关系为主,空间格局具有“西南协同—中部权衡”的特征。水源涵养与水质净化、水质净化与碳储存、水质净化与生物多样性以权衡关系为主导,协同区沿河流零散分布。土壤保持与碳储存、土壤保持与生物多样性呈现“整体权衡—局部协同”的分布态势。水源涵养与碳储存、水源涵养与生物多样性、土壤保持与水质净化、碳储存与生物多样性呈现“整体协同—局部权衡”的服务关系。在子流域尺度,多种服务之间的权衡与协同关系具有区域依赖特征,表现类型的多样性与服务之间的作用机制,土地利用变化等人为因素及气候等自然因素的动态变化密切相关。

参考文献 (References):

- [1] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [2] Yang G F, Ge Y, Xue H, Yang W, Shi Y, Peng C H, Du Y Y, Fan X, Ren Y, Chang J. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban-rural complexes. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 136: 110-121.
- [3] Swallow B M, Sang J K, Nyabenge M, Bundotich D K, Duraipapp A K, Yatich T B. Tradeoffs, synergies and traps among ecosystem services in

- the Lake Victoria basin of East Africa. *Environmental Science & Policy*, 2009, 12(4): 504-519.
- [4] Hamel P, Chaplin-Kramer R, Sim S, Mueller C. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of the Total Environment*, 2015, 524-525: 166-177.
- [5] Dennedy-Frank P J, Muenich R L, Chaubey I, Ziv G. Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions. *Journal of Environmental Management*, 2016, 177: 331-340.
- [6] Groff S C, Loftin C S, Drummond F, Bushmann S, McGill B. Parameterization of the InVEST Crop Pollination Model to spatially predict abundance of wild blueberry (*Vaccinium angustifolium* Aiton) native bee pollinators in Maine, USA. *Environmental Modelling & Software*, 2016, 79(C): 1-9.
- [7] Redhead J W, Stratford C, Sharps K, Jones L, Ziv G, Clarke D, Oliver T H, Bullock J M. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of the Total Environment*, 2016, 569-570: 1418-1426.
- [8] Wang Y Y, Atallah S, Shao G F. Spatially explicit return on investment to private forest conservation for water purification in Indiana, USA. *Ecosystem Services*, 2017, 26: 45-57.
- [9] 钟莉娜, 王军. 基于 InVEST 模型评估土地整治对生境质量的影响. *农业工程学报*, 2017, 33(1): 250-256.
- [10] 董玉红, 刘世梁, 王军, 侯笑云. 基于景观格局的土地整理风险与固碳功能评价. *农业工程学报*, 2017, 33(7): 246-253.
- [11] 马良, 金陶陶, 文一惠, 吴秀芹, 刘桂环. InVEST 模型研究进展. *生态经济*, 2015, 31(10): 126-131, 179-179.
- [12] 李双成. *生态系统服务地理学*. 北京: 科学出版社, 2014.
- [13] Hou Y, Lü Y H, Chen W P, Fu B J. Temporal variation and spatial scale dependency of ecosystem service interactions: a case study on the central Loess Plateau of China. *Landscape Ecology*, 2017, 32(6): 1201-1217.
- [14] Trisurat Y, Eawpanich P, Kalliola R. Integrating land use and climate change scenarios and models into assessment of forested watershed services in Southern Thailand. *Environmental Research*, 2016, 147: 611-620.
- [15] 李晶, 李红艳, 张良. 关中-天水经济区生态系统服务权衡与协同关系. *生态学报*, 2016, 36(10): 3053-3062.
- [16] 潘竟虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析. *农业工程学报*, 2017, 33(17): 280-289.
- [17] 杨晓楠, 李晶, 秦克玉, 李婷, 刘婧雅. 关中-天水经济区生态系统服务的权衡关系. *地理学报*, 2015, 70(11): 1762-1773.
- [18] 戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 高江波. 生态系统服务权衡/协同研究进展与趋势展望. *地球科学进展*, 2015, 30(11): 1250-1259.
- [19] 曾建军, 李元红, 金彦兆, 胡想全, 王军德. InVEST 模型在石羊河流域生态系统水源供给中的应用前景与方法. *水资源与水工程学报*, 2015, 26(6): 83-87.
- [20] 张恒玮. 基于 InVEST 模型的石羊河流域生态系统服务评估[D]. 兰州: 西北师范大学, 2016.
- [21] 刘海猛, 石培基, 周俊菊, 等. 石羊河中游径流损耗特征及其影响因素. *地理科学进展*, 2013, 32(1): 87-94.
- [22] 刘金荣, 谢晓蓉, 金自学, 等. 河西走廊干旱荒漠区盐碱化土地修复与调控研究-以石羊河灌区为例. *中国地质灾害与防治学报*, 2005, 16(4): 89-92.
- [23] MEA. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*. Washington, DC: Island Press, 2005.
- [24] 游松财, 邸苏闯. 黄土高原地区土壤田间持水量的计算. *自然资源学报*, 2009, 24(3): 545-552.
- [25] 彭怡. InVEST 模型在生态系统服务功能评估中的应用研究——以四川汶川地震灾区为例[D]. 成都: 中国科学院·水利部成都山地灾害与环境研究所, 2010.
- [26] 傅斌, 徐佩, 王玉宽, 任静. 都江堰市水源涵养功能空间格局. *生态学报*, 2013, 33(3): 789-797.
- [27] Allen-Wardell G, Bernhardt P, Bitner R, Burquez A, Buchmann S, Cane J, Cox P A, Dalton V, Feinsinger P, Ingram M, Inouye D, Jones E, Kennedy K, Kevan P, Koopowitz H, Medellin R, Medellin-Morales S, Nabhan G P, Pavlik B, Tepedino V, Torchio P, Walker S. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*, 1998, 12(1): 8-17.
- [28] Penman H L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 1948, 193(1032): 120-145.
- [29] Gupta S C, Larson W E. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resources Research*, 1979, 15(6): 1633-1635.
- [30] Wischmeier W H, Smith D D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1978.
- [31] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of soil and water conservation*, 1983, 38: 381-383.
- [32] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 黄丽, 张光远. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究. *土壤保持学报*, 2000, 14(2): 19-24.
- [33] 郑度, 姚檀栋. *青藏高原隆升与环境效应*. 北京: 科学出版社, 2004.

- [34] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: a new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1983, 38(5): 381-383.
- [35] 李易麟. 西北干旱区黑河中游土壤有机碳含量的主要影响因素研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2008.
- [36] 颀鹏. 河西绿洲农田生态系统土壤碳汇时空演变研究[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2009.
- [37] 柳梅英, 包安明, 陈曦, 刘海隆, 张红利, 陈晓娜. 近 30 年玛纳斯河流域土地利用/覆被变化对植被碳储量的影响. *自然资源学报*, 2010, 25(6): 926-938.
- [38] 张俊华, 李国栋, 南忠仁, 肖洪浪, 赵自胜. 黑河中游不同土地利用类型下土壤碳储量及其空间变化. *地理科学*, 2011, 31(8): 982-988.
- [39] 许仲林. 祁连山青海云杉林地上生物量潜在碳储量估算[D]. 兰州: 兰州大学, 2011.
- [40] 王凤, 孟浩峰, 侯德明, 赵静, 秦嘉海. 黑河上游冰沟流域 3 种林地土壤有机碳分布特征与土壤特性的关系. *草业科学*, 2015, 32(4): 640-646.
- [41] 李英年, 赵新全, 王勤学, 古松, 杜明远, 加藤知道, 王启兰, 赵亮. 青海海北高寒草甸五种植被生物量及环境条件比较. *山地学报*, 2003, 21(3): 257-264.
- [42] 黄德青, 于兰, 张耀生, 赵新全. 祁连山北坡天然草地地下生物量及其与环境因子的关系. *草业学报*, 2011, 20(5): 1-10.
- [43] 王冬. 天然草地生态系统固碳现状及其影响机制[D]. 北京: 中国科学院研究生院(教育部水土保持与生态环境研究中心), 2015.
- [44] 孔东升, 张灏. 张掖黑河湿地国家级自然保护区固碳价值评估. *湿地科学*, 2014, 12(1): 29-34.
- [45] 王蓓, 赵军, 胡秀芳. 基于 InVEST 模型的黑河流域生态系统服务空间格局分析. *生态学杂志*, 2016, 35(10): 2783-2792.
- [46] 李文娟. 基于 RS 和 GIS 的石羊河流域植被降水利用效率的时空特征分析[D]. 长安: 陕西师范大学, 2015.
- [47] 赵峥, 潘竞虎, 王迎晨. 近 30 年石羊河流域潜在蒸散量变化特征及时空格局变化研究. *西北师范大学学报: 自然科学版*, 2016, 52(5): 125-129.
- [47] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力. *资源科学*, 2003, 25(1): 35-41.
- [48] 孙艺杰, 任志远, 赵胜男, 张静. 陕西河谷盆地生态系统服务协同与权衡时空差异分析. *地理学报*, 2017, 72(3): 521-532.
- [49] Renard D, Rhemtulla J M, Bennett E M. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2015, 112(43): 13411-13416.
- [50] Wu J X, Zhao Y, Yu C Q, Luo L M, Pan Y P. Land management influences trade-offs and the total supply of ecosystem services in alpine grassland in Tibet, China. *Journal of Environmental Management*, 2017, 193: 70-78.
- [51] Lester S E, Costello C, Halpern B S, Gaines S D, White C, Barth J A. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy*, 2013, 38: 80-89.
- [52] Hao R F, Yu D Y, Wu J G. Relationship between paired ecosystem services in the grassland and agro-pastoral transitional zone of China using the constraint line method. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 240: 171-181.
- [53] 王鹏涛, 张立伟, 李英杰, 焦磊, 王浩, 延军平, 吕一河, 傅伯杰. 汉江上游生态系统服务权衡与协同关系时空特征. *地理学报*, 2017, 72(11): 2064-2078.