DOI: 10.20103/j.stxb.202502070247

勾容,苏维词,董文卓,黄亮.赤水河流域生态系统服务权衡/协同的地形梯度解析与机器学习模型应用.生态学报,2025,45(20): - .
Gou R, Su W C, Dong W Z, Huang L.Topographic gradient analysis and application of machine learning models for trade-offs and synergies of ecosystem services in the Chishui River Basin.Acta Ecologica Sinica,2025,45(20): - .

赤水河流域生态系统服务权衡/协同的地形梯度解析与机器学习模型应用

勾 容[1],苏维词[1,2,*],董文卓[1],黄 亮[2]

1 重庆师范大学地理与旅游学院,重庆 401331

2 贵州省山地资源研究所,贵阳 550001

摘要:地形梯度在景观格局的形成与演变过程中发挥着至关重要的作用,它深刻影响区域自然与社会资源的空间分布及要素流动,从而对生态系统服务及其相互关系产生深远影响。以赤水河流域为例,选取产水量、土壤保持、碳储量、生境质量、景观美学和粮食生产 6 类关键生态系统服务进行评估,运用基于对象的地形梯度分析法和空间叠置法探讨生态系统服务权衡/协同关系的时空演变规律,最后引入 XGBoost-SHAP 模型进行影响因素分析,揭示各特征变量的贡献程度和作用方向。结果表明:(1)2000 年至 2020 年,赤水河流域生态系统服务平均物质量增加的为粮食产量、土壤保持和产水量,平均物质量下降的为碳储量、生境质量和景观美学,生态系统服务呈现显著的权衡特征。(2)权衡协同表现出地形梯度响应特征:20 年来强权衡面积减少,弱权衡面积增加;高协同总体在中低梯度地形区(I、II、III)稳定或略增,在高梯度地形区(IV、V)减少,而低协同在平地与低丘(I)增加,在其他梯度减少;耕地减少、林地恢复会促进弱权衡与高协同,推动全域生态压力梯度递减。(3)植被、人类活动和地形因子是流域生态系统服务权衡/协同关系演变的关键驱动因素。NDVI 作为核心生态参数在调控中发挥主导作用,高强度人类活动通过削弱植被健康度以加剧权衡,地形因子决定了生态系统服务空间分布的基础格局,三者共同构成“自然基底-生态表征-人为扰动”的驱动体系。

关键词:地形梯度;空间叠置法;生态系统服务功能;权衡协同;XGBoost-SHAP;赤水河流域

Topographic gradient analysis and application of machine learning models for trade-offs and synergies of ecosystem services in the Chishui River Basin

GOU Rong[1], SU Weici [1,2,*], DONG Wenzhuo[1], HUANG Liang[2]

1 *College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing* 401331, *China*

2 *Institute of Mountain Resources of Guizhou Province, Guiyang* 550001, *China*

Abstract: The terrain gradient plays a critical role in the formation and evolution of landscape patterns. It profoundly influences the spatial distribution and flow of natural and social resources, thereby having a far-reaching impact on ecosystem services and their interrelationships. Taking the Chishui River Basin as an example, six key ecosystem services—water yield, soil conservation, carbon storage, habitat quality, landscape aesthetics, and food production—are evaluated in this study. The study employs an object-based terrain gradient analysis method and spatial overlay technique to investigate the spatio-temporal evolution patterns of ecosystem service trade-offs/synergies. Finally, the XGBoost-SHAP method is introduced to analyze the influencing factors, revealing the contribution and direction of each feature variable. The results indicated that: (1) Between 2000 and 2020, the average values of food production, soil conservation, and water yield increased, while carbon storage, habitat quality, and landscape aesthetics declined, revealing a marked pattern of trade-offs

基金项目:国家自然科学基金(42161052);贵州省科技支撑计划项目(黔科合支撑[2023]一般 198、199;黔科合支撑[2020]4Y008 号)

收稿日期:2025-02-07; **采用日期**:2025-07-18

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: suweici@ sina.com

among ecosystem services. (2) Trade-off and synergy patterns exhibited a gradient response: over the past two decades, strong trade-off areas reduced, whereas weak trade-off areas expanded. High synergy areas remained stable or slightly increased in low- to mid-gradient zones (I—III), but decreased in high-gradient zones (IV—V). Low synergy areas increased in plains and low-hill zones (I) and decreased in other terrain classes. The cultivated land reduction and forest restoration promoted weak trade-off and enhanced synergy, leading to a relief in ecological pressure. (3) Vegetation, human activities, and topographic factors were identified as key drivers of trade-off and synergy evolution. NDVI, as a core ecological indicator, played a dominant regulatory role. Intensive human activities exacerbated trade-offs by degrading vegetation health, while topographic factors determined the underlying spatial patterns of ecosystem service distribution. Overall, these components constituted a driving mechanism characterized by natural matrix, ecological outcomes, and anthropogenic disturbance.

Key Words: topographic gradient; space overlay method; ecosystem services; tradeoff-synergy; XGBoost-SHAP; Chishui River basin

生态系统服务是生态系统形成的能够被人类直接或间接获得的惠益[1]。在人类社会能动性和自然禀赋空间异质性相互作用下,生态系统服务关系发生变化并产生复杂作用。服务供应量此消彼长的为权衡关系,相反,服务供应量同增或同减的为协同关系[2—3]。目前关于生态系统服务权衡与协同的研究,主要集中于“二维”角度上的时间和空间尺度变化分析[4—6]。从“三维”角度(时间、空间和地形梯度变化)解析权衡与协同关系,对于地形条件复杂的重要生态功能区的生态安全与生态系统管理优化至关重要。

随着全球变暖加剧,许多地区的林线呈现向高海拔区域迁移趋势,同时发展中国家和地区的坡耕地扩张现象日益严重。在不同海拔梯度下,生态保护与人类发展的冲突日益突出。这些现象均表现出地形、土地利用和生态系统服务之间的复杂连带作用。因此,生态系统服务及其权衡/协同关系空间分异规律明显(如我国西南喀斯特山区等),表现出不同的地形梯度效应[7]。已有研究多利用高程、坡度或地形位指数等分析生态系统服务的梯度效应[8—9]。勾蒙蒙等[7]通过降雨、海拔和植被覆盖度三种因子的空间变化规律探讨大宁河流域权衡关系的梯度效应;张锦琳等[10]借助地形起伏度模型进一步分析武夷山小流域生态系统服务的权衡协同关系;刘小波等[11]利用夜间灯光数据表征城市化梯度数据等。这类传统的梯度分析中,单一的地形因素或简单组合无法充分反映地形特征的多维性,可能遗漏一些对地形梯度分析至关重要的区域性变化或局部特征。同时,由于地形因子对尺度的高度依赖,要求确定最佳研究尺度以减少地形梯度分析中的不确定性。因此,应该从微观和宏观角度综合考虑多维地形因素,采用基于对象的地形梯度分析方法,通过聚类分析与信息理论筛选出最具代表性的地形因子组合,可以更精准地捕捉地形特征和更全面地刻画地形梯度。该方法可以将区域划分为具有内部同质性或相似形态的“对象”,据此优化分析窗口的大小,有效避免因窗口尺寸选择不当引起的噪声或遗漏重要的地形变化[12]。提高分析的精确性和可靠性的同时,在识别和处理地形中的局部特征方面表现出更高的效率[13],且该方法应用于生态系统服务及其关系变化的场景目前甚少。

当前,生态系统服务权衡与协同的驱动因素分析方法包括地理探测器[14—15]、结构方程模型[16]等。但生态系统内部存在复杂的关系和非线性相互作用,传统方法往往难以有效揭示生态系统服务之间的复杂内在联系。近年来,机器学习算法的引入为解决这一问题提供了新的思路。这些算法能够有效捕捉复杂关系中的模式和动态,但主要缺点是缺乏透明度和可解释性,导致其成为“黑箱”方法。尽管能够提高预测精度,但难以系统考虑时空环境变量,也无法提供清晰的生态系统服务变化解释[17],因此解释性机器学习算法应运而生。XGBoost(eXtreme Gradient Boosting),是一种高效的梯度提升树算法,以灵活和鲁棒性著称。通过引入正则化机制有效减少过拟合,该算法不仅收敛速度快、拟合精度高、支持分布式计算和稀疏矩阵优化,还适合大规模高维数据,在分类或回归任务中表现优异,展现出更好的预测性能和效率[18—20]。SHAP(Shapley Additive Explanations)方法可以帮助管理者理解机器学习算法的“黑箱”工作原理,SHAP 值不仅能提供全局特征重要性排名,还能为每个具体预测提供局部解释,有效解释模型输出,量化各特征对预测结果的贡献,并揭示特征

间的交互效应[21]。总体而言,XGBoost-SHAP 模型结合了 XGBoost 的强大预测能力与 SHAP 的高透明度,既保证了预测精度,又提供了对特征贡献的详细解释。目前,该模型普遍应用于生态学、金融和医学等领域[22—24],当其应用于生态学研究中,处理高维度生态数据时,能更好地捕捉复杂的非线性关系并提供更清晰的特征解释[25]。

赤水河流域位于云南、贵州、四川三省的接壤地带,是桫椤、珍稀鱼类等多个国家级自然保护区和丹霞世界自然遗产所在地,是长江上游重要生态屏障,也是红军长征遗迹众多的“红军河”、还是国内最著名的“美酒河”,国内政界和国内外学术界都高度关注。流域地形地貌复杂,上中游为喀斯特地貌,地表起伏大;下游为丹霞地貌,地表起伏相对较小[26]。河谷环境的纵向(流域上下游)— 横向(河谷主干向河流分水岭)— 垂向(海拔高差)呈现复杂分异关系。随着流域内人口的增长和经济活动的扩展,生态环境正面临严峻挑战。中上游山区由于生态环境脆弱,水土流失问题较为突出,影响土地的可持续利用。此外,虽然过去众多的中小型矿产资源开采已大部分被禁止,但遗留的部分废弃物、矿渣和矿洞等依然存在,影响水质。而在下游地区,酿酒高粱在坡耕地种植范围扩大,一定程度上对自然生态系统的结构与功能产生影响。由于特殊的地貌和人类活动强度增加,这些年来流域生态系统服务的时空格局呈现何种变化? 其权衡/协同关系在不同地形梯度下的响应有何不同? 流域健康及生态安全优化管理等一系列生态问题备受关注。基于此,本文选取产水量、景观美学、粮食生产(包括茅台酒的酿酒高粱)、碳储量、土壤保持和生境质量 6 类关键生态系统服务进行评估,采用空间叠置法分析赤水河流域 2000、2010 和 2020 年三个时段截面生态系统服务权衡与协同关系的时空异质性。引入 XGBoost-SHAP 模型进行驱动力分析,揭示主要驱动因子并进一步显示关键特征与目标变量(权衡/协同类别)之间存在何种关系。以期通过测算分析赤水河流域生态系统服务的权衡/协同关系及关键影响因子,为流域制定全域生态修复方案和生态系统分区安全管理提供参考。

1　研究区概况

赤水河流域位于云贵高原向四川盆地过渡的北部边缘斜坡地带,流域总面积 18843.25km^2,主要包括赤水市、仁怀市、古蔺县和习水县的大部分区域,以及叙永县、威信县、镇雄县、七星关区、大方县、金沙县、桐梓县以及汇川区等的部分区域。流域地形复杂,山地、丘陵、平地(河谷坝地、台地)交织,中上游典型的喀斯特地貌使得流域内地形起伏较大,坡度较陡(图 1)。流域属于亚热带湿润季风气候,年降水量丰富,水文条件季节性变化明显。由于丰富的水资源和多样的地形,赤水河流域在生态系统服务功能方面具有重要地位,提供了水源涵养、碳储存、土壤保持、生物多样性维护等关键服务。

2　研究方法与数据来源

2.1　数据来源

DEM 来源于 USGS 官网的 SRTM 数字高程数据。NDVI 数据来源于美国国家航空航天局(NASA)MODIS NDVI 数据(MOD13Q1),利用像元二分法计算得到植被覆盖度。土地利用/覆被来自中国科学院资源环境科学与数据中心;气象数据来自中国气象数据共享网;土壤数据来源于国家青藏高原科学数据中心的中国高分辨率国家土壤信息网格基本属性数据集;所有数据空间分辨率统一至 30m。

2.2　研究方法

2.2.1　基于对象的地形梯度分析

本文采用基于对象的地形梯度分析框架,依据清晰性、全面性和显著性原则从宏观和微观方向选取 8 个地形因子,包括高程、地形起伏度、表面粗糙度、切口深度、高程变异系数(宏观因子)以及累积曲率、坡度、坡度斜率(微观因子)。具体步骤如下:(1)通过均值变点分析法,确定赤水河流域最佳分析窗口为 17×17 像素(0.26km^2)。(2)使用皮尔逊相关系数对地形因子组合进行初步筛选。在相关性分析中,8 个地形因子之间存在较高的相关性,具有较强的可替代性。如果保留多个相关性高的因子组合,可能会导致冗余信息的产生,因

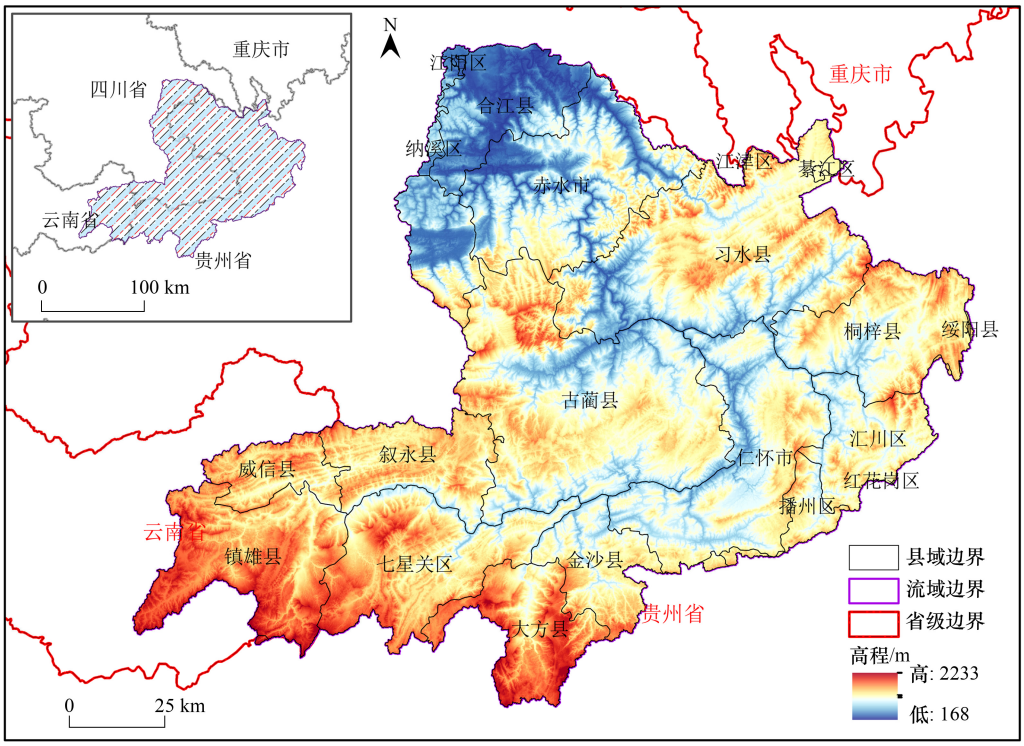

图 1 赤水河流域位置、范围和地势图概况图

Fig.1 Overview of the location, extent and terrain map of the Chishui River Basin

此只保留相关性最高的一组。随后对剩余不显著的因子组再次进行相关分析,保留 $p<0.05$ 的组合。将选取结果利用 Sheffield 熵值法[27]判断信息量最大的组合,最终最具信息量组合为高程、表面粗糙度、坡度、累积曲率、切口深度和坡度变率。(3)对地形因子极差标准化后进行多波段组合,采用 K-means 聚类算法进行分类,将研究区域划分为平地与低丘(I)、中丘(II)、高丘(III)、低山(IV)和中山(V)5 类(图 2)。以上算法均基于 R 语言实现。

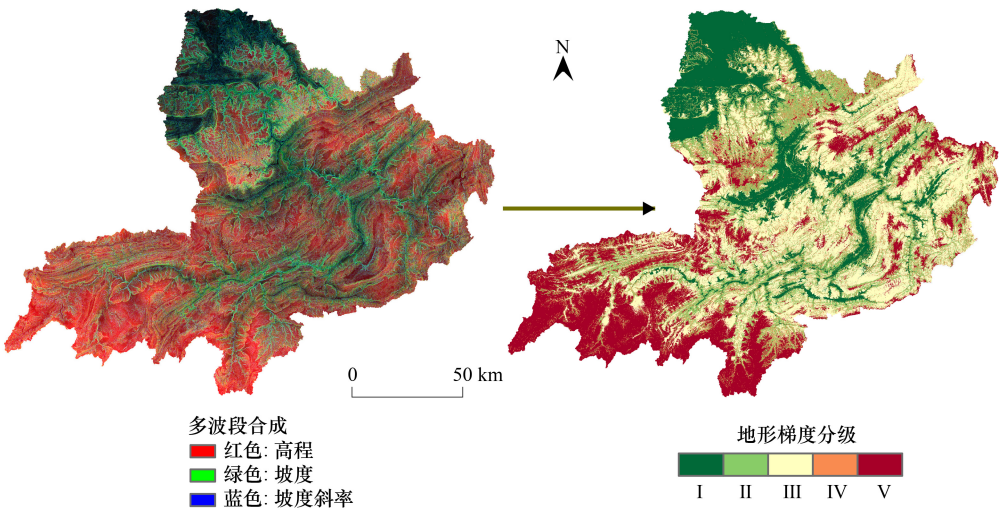

图 2 基于对象的赤水河流域地形梯度示意图

Fig.2 Schematic diagram of terrain gradient of Chishui River basin based on object

2.2.2　生态系统服务评估

进行生态系统服务评估,结合研究区实际和数据可获取性,选取产水量、土壤保持、生境质量、碳储量、粮食生产和景观美学 6 类服务(表 1),这些指标能够较全面地反映流域的生态功能和可持续发展潜力。其中产水量影响水资源供应,土壤保持反映土地的可持续利用,生境质量反映生态健康,粮食生产关乎农业经济和食品安全(特别是本流域特色轻工产业-酿酒高粱的需求),而景观美学则影响生态旅游和居民生活质量(内有多个国家级重点风景名胜区、森林公园、自然保护区和世界自然遗产所在)。这些生态系统服务指标共同揭示了赤水河流域的生态状况及其对区域发展的贡献。

表 1　生态系统服务功能评估

Table 1　Ecosystem service function assessment

指标 Index	模型 Model	方法 Method	参考文献 Reference
产水量 Water yield	InVEST 模型	$Y_x=[1-A_x/P_x]\times P_x$ 式中,Y_x为土地利用类型栅格 x 的年产水量(mm),A_x为土地利用类型栅格 x 的实际年蒸散发量(mm),P_x为土地利用类型栅格 x 的年降水量(mm)	[28]
土壤保持 Soil conservation	InVEST 模型	$SDR=R\times K\times LS\times(1-C\times P)$ 式中,SDR 为土壤保持量,R 为降雨侵蚀力因子[29]。K 为土壤侵蚀力因子[30];LS 为坡度坡长因子;C 为植被覆盖度管理因子;P 为土壤保持措施因子	[31]
碳储量 Carbon storage	InVEST 模型	$C_{total}=C_{above}+C_{below}+C_{dead}+C_{soil}$式中,$C_{total}$为总碳储量,$C_{above}$为地上植被碳储量,$C_{below}$为地下植被碳储量,$C_{dead}$为死亡有机质碳储量,$C_{soil}$为土壤碳储量。	[32]
生境质量 Habitat quality	InVEST 模型	$Q_{xj}=H_j\times[1-D_{xj}^2/(D_{xj}^2+K^2)]$ 式中,Q_{xj}表示生境质量;H_j表示栅格 i 的生境适宜度;D_{xj}表示 j 类土地类型栅格 x 的生境退化度;K 表示半饱和常数,通常可取生境退化栅格最大值的一半进行二次运算[33]	[34]
粮食生产 Grain production	NDVI 修正法	$G_{ij}=NDVI_{ij}\times G_j/NDVI_{sum,j}$ 式中,G_{ij}为 j 县 i 栅格的粮食产量(t);$NDVI_{ij}$为 j 县 i 耕地栅格的归一化植被指数;$NDVI_{sum,j}$为 j 县耕地栅的归一化植被指数总和;G_j为 j 县统计年鉴中的粮食总产量(t)	[35]
景观美学 Landscape aesthetics	多指标构建	从自然性、异质性、地形变化性和可达性等 4 方面构建景观美学评估指标体系,利用层次分析法确定各指标的权重(表 2)。	[36—37]

表 2　景观美学评价指标体系

Table 2　Evaluation index system of landscape aesthetics

指标 Index	自然感知度 Natural perceptivity(+)	植被覆盖度 Vegetation coverage(+)	香浓多样性 Aroma diversity(+)	地形起伏度 Relief of relief(+)	道路密度 Road density(+)	距主要道路距离 Distance from main roads(-)
权重 Weight	0.3637	0.1129	0.2104	0.1129	0.1	0.1

2.2.3　生态系统服务权衡与协同分析

空间叠置法是一种通过多维栅格数据叠加和组合分析,定量揭示生态系统服务权衡与协同关系的有效方法。该方法基于生态系统服务供给能力的空间分布特征,利用分类与分级方法对服务特性进行综合量化和可视化,从而揭示不同生态系统服务之间的复杂相互作用,为生态保护与土地利用管理提供科学依据[38—39]。具体操作步骤为:(1)服务分类与标准化:根据每种服务的供给能力,将 6 类生态系统服务功能极差标准化后按自然断点法划分为低、中、高 3 个等级,并分别赋值 1、2、3。(2)空间叠置与权重计算:根据划分的服务等级,通过新代码公式生成不同等级组合的空间叠置结果。服务 1—6 根据各类生态系统服务标准化后的平均值大小依次确定,确保叠置结果能准确反映服务供给能力的相对强弱。(3)权衡与协同分析:根据生态系统服务权衡/协同定义及划分标准,将权衡分为强权衡与弱权衡,将协同分为高协同与低协同[40](表 3)。其中强权

衡是一项服务为高,其余服务为低或中;弱权衡是至少两项服务为高,其余服务为低或中;高协同是所有服务均为中级及以上,结果中不存在低级(≥2);低协同是所有服务均为中级及以下且至少一项服务为低(≤2)。据此,高协同代表生态系统服务之间高度协调,整体功能表现最优的状态;而低协同则表征服务整体水平较低,服务间协同性差,属于最不理想的情形。因此,从生态保育与系统管理的角度出发,四类权衡/协同类型的优先等级排序可界定为:高协同>弱权衡>强权衡>低协同。经过排列组合,6 类生态系统服务的空间叠置结果共生成 729 种组合。

新代码=(服务 1×100000)+(服务 2×10000)+(服务 3×1000)+(服务 4×100)+(服务 5×10)+服务 6

表 3 赤水河流域生态系统权衡/协同划分标准和供给组合统计

Table 3 Ecosystem tradeoff/synergy division criteria and supply combination statistics in Chishui River Basin

服务关系 Service relationship	亚类 Subclass	供给能力组合统计 Supply capacity mix statistics	组合示例 Combination example
权衡 Trade-offs	强权衡	1 高 5 低	111113、131111
		1 高 1 中 4 低	321111、312111
		1 高 2 中 3 低	223111、321211
		1 高 3 中 2 低	112223、112232
		1 高 4 中 1 低	122223、132222
	弱权衡	2 高 4 低	331111、311113
		2 高 1 中 3 低	332111、331211
		2 高 2 中 2 低	332211、331221
		2 高 3 中 1 低	332221、333221
		3 高 3 低	333111、331113
		3 高 1 中 2 低	333211、332311
		3 高 2 中 1 低	333221、332321
		4 高 2 低	333311、331133
		4 高 1 中 1 低	333321、333231
		5 高 1 低	333331、333133
协同 Synergies	高协同	6 高	333333
		5 高 1 中	333332、333323
		4 高 2 中	333322、332332
		3 高 3 中	333222、323322
		2 高 4 中	332222、323222
		1 高 5 中	322222、232222
	低协同	6 中	222222
		5 中 1 低	222221、222212
		4 中 2 低	222211、221221
		3 中 3 低	222111、221211
		2 中 4 低	221111、212111
		1 中 5 低	211111、121111
		6 低	111111

2.2.4 权衡与协同影响因素分析

XGBoost 通过迭代地构建加法模型(即多棵决策树),在每次迭代中最小化损失函数并优化预测误差,捕捉复杂数据中的非线性关系与特征交互[41]。在生态系统服务权衡与协同研究中,SHAP 可通过量化特征对预测结果的影响,揭示驱动权衡或协同的关键因素及其作用方向。本文通过 SHAP 特征摘要图、条形图和依赖图来揭示影响因子与目标变量之间的关系。SHAP 特征摘要图中的每个点映射一个样本,宽度反映聚集程度。特征值红色为高、蓝色为低;横坐标反映特征的贡献程度和影响,SHAP 正值时表示特征对预测结果有正向影响,反之有负向影响。本文基于空间叠置法进行权衡/协同关系的识别与分类,最终生成的结果类型包括强权衡、弱权衡、高协同与低协同四类。由于该分类结果属于互斥且非连续的离散型变量,因此在采用 XGBoost 模型进行分析时,应将其问题属性界定为多分类任务。为训练和验证模型,将样本数据按照 7:3 的比例划分为训练集和测试集。在模型评估阶段,考虑到各类别样本数量存在不均,选取整体准确率(Accuracy)、加权精确率(Precision)、加权召回率(Recall)以及加权 F1 分数作为主要评价指标。加权指标在

引入类别权重的基础上能够更全面地反映模型在各类别上的分类性能,尤其在类别不平衡的情形下具有更高的代表性。模型评估结果显示,各项指标均接近 72%,表明模型整体性能表现较为良好。XGBoost 和 SHAP 公式如下:

$$L(t) = \sum_{i=1}^{n} l(y_i, \hat{y}_i^{(t-1)} + f_t(x_i)) + \Omega(f_t)$$

式中,$L(t)$为 XGBoost 的目标函数;l 为损失函数(如均方误差或对数损失);$\hat{y}_i^{(t-1)}$为第 $t-1$ 轮的预测值;$f_t(x_i)$为本轮新加的树模型;$\Omega(f_t)$为正则化项,用于控制模型复杂度。

$$\varphi_i = \sum_{S \subseteq F? \{i\}} \frac{|S|!\ (|F|-|S|-1)!}{|F|!} [f(S \cup \{i\}) - f(S)]$$

式中,φ_i为特征 i 的 SHAP 值;S 为特征子集;$f(S)$为使用特征子集 S 的模型预测值;$|F|$为总特征数。

3　结果与分析

3.1　地形梯度分级结果

赤水河流域从南到北梯度等级逐渐下降,表现出中山、丘陵到平地的地形梯度变化(表 4)。上中游威信县、镇雄县、七星关区、大方县等区县为大面积中山(Ⅴ)分布区,中山(Ⅴ)、低山(Ⅳ)和高丘(Ⅲ)地带为水源地和生态保护区,河流两岸为中低(Ⅰ、Ⅱ)丘陵地带,而下游合江县、纳溪区和赤水市北部等地则是流域平地与低丘区(Ⅰ),支撑着丰富的农业活动。面积最大的梯度区为高丘(Ⅲ),总面积约 6022km^2;其次为中山,总面积约为 4515 km^2。

表 4　流域地形梯度分级情况

Table 4　Classification of topographic gradient in the basin

地形梯度分级 Topographic gradient classification	面积 /km^2 Area	主要空间分布 Main spatial distribution	主要涉及区县 Mainly involves districts/counties
平地与低丘(Ⅰ) Plain and low hill (Ⅰ)	3430.76	河流两岸及下游低海拔地区,地势平坦	合江县、纳溪区、赤水市北部
中丘(Ⅱ) Medium hill(Ⅱ)	3607.43	流域中部,主要分布于河谷两端地区	古蔺县边缘部分地区、江津区与赤水市相交地带
高丘(Ⅲ) High hill(Ⅲ)	6022.71	流域上游和中游高海拔地区,地势较高	古蔺县、仁怀市、播州区、习水县和桐梓县等地
低山(Ⅳ) Low mountain(Ⅳ)	2454.09	流域西南及地势较为陡峭的山缘	七星关区、金沙县、古蔺县北部等地
中山(Ⅴ) Medium mountain(Ⅴ)	4515.92	流域上游及中游地势起伏较大的山区	威信县、镇雄县、七星关区和大方县等地

3.2　生态系统服务功能评估

如图 3 所示,2000 年至 2020 年间,赤水河流域的生态系统服务功能呈现出显著的时空异质性。2020 年与 2000 年相比,各项服务功能既有增强,也有退化。具体表现为,粮食产量的平均值增加了 9.70%。粮食产量的增长主要得益于市场对高粱需求的增加。在耕地总面积略有减少的背景下,部分旱坡地被转为高粱种植,同时单产的提高也有效推动了粮食产量的增长。赤水河流域作为酱香型白酒的原产地和主产区,是优质高粱的产地。为满足近年来优势企业的需求,河两岸的酒厂数量在 20 年间已增加至上千家,高粱种植面积超过 66700hm^2。土壤保持服务平均值提升了 11.10%,而产水量平均值显著增长了 29.58%。这些变化可能与流域内农业集约化经营程度的提高、生态保护工程的实施以及区域降水量或水资源管理优化有关,表明部分服务功能受益于人类活动的正向干预。然而,碳储量均值总体略微下降 0.32%,生境质量均值总体减少了 6.66%,景观美学服务均值总体下降了 4.71%,反映出土地利用变化和开发活动对自然生态系统的扰动。过去 20 年,赤水河流域围绕白酒产业集群的持续发展,建设了全国重要的白酒生产基地,城镇化水平不断提升(如赤水市的城镇化率从 26.1%提升至 56%,其公路里程约从 600km 增加到 5500km)。这些城市化扩张和基础设施建设的负面效应导致了自然景观破碎化,进而削弱了生物栖息地的连通性和生态系统的调节功能。

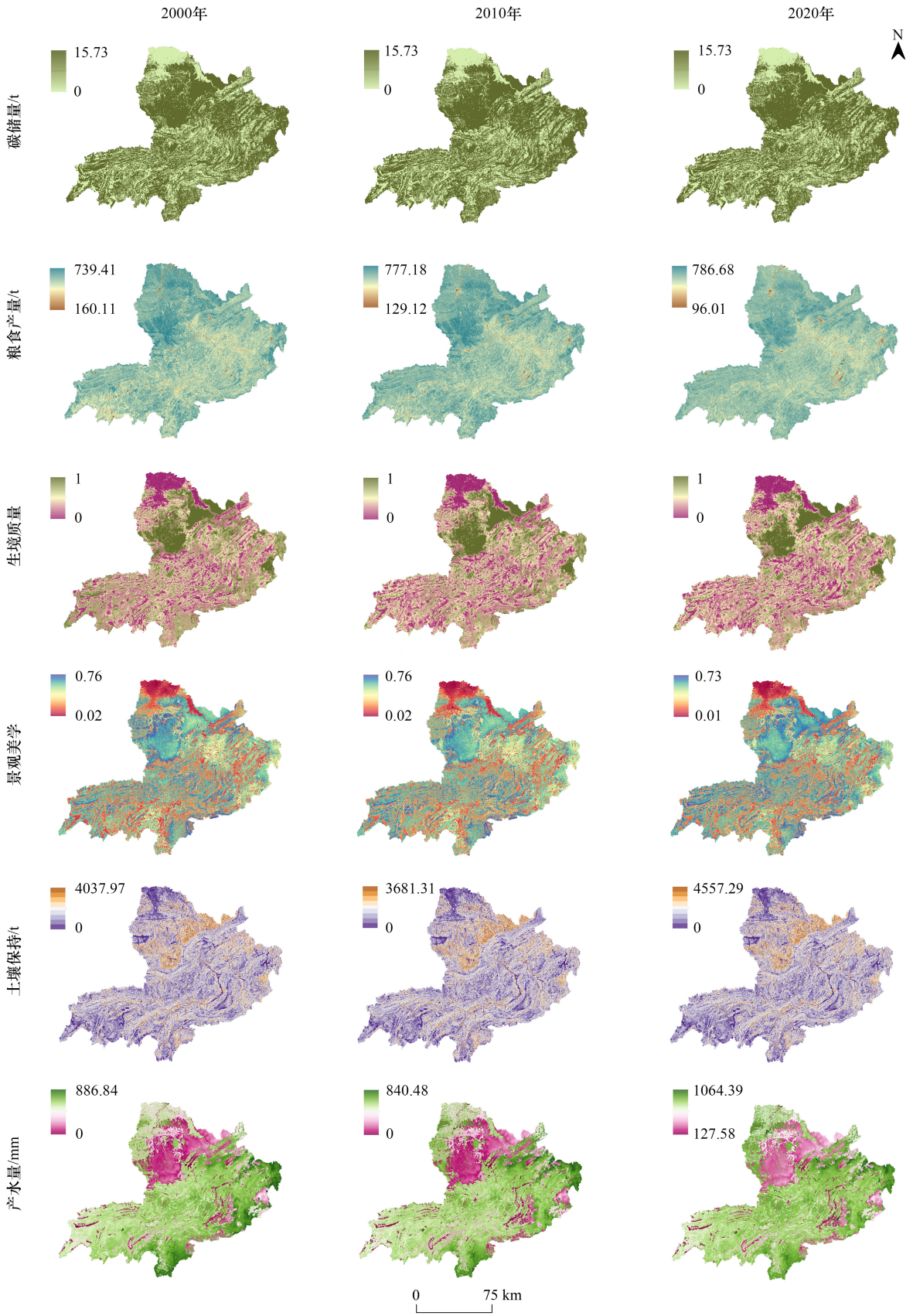

图 3 2000—2020 年赤水河流域生态系统服务时空分布图

Fig.3 Spatial and temporal distribution of ecosystem services in the Chishui River Basin from 2000 to 2020

3.3　生态系统服务权衡/协同分析

(1)权衡/协同关系的时空分析

表 5 和图 4 所示,赤水河流域的生态系统服务权衡协同特征在时间和空间上表现出一定差异。从时间变化来看(表 5),2000 年至 2020 年,弱权衡占流域面积比例总体上升,从 42.65%增加至 46.81%,强权衡的比例由 22.26%减少至 19.36%,高协同的比例由 31.45%下降至 29.97%,显示出生态系统服务协同作用略有减弱,同时低协同面积总体保持稳定,略有波动,从 3.64%增至 3.86%。权衡协同变化情况表明流域整体生态系统服务之间的冲突有所缓解,趋于平衡。其中,2010 年低协同面积显著增加,可能受 2009—2011 年西南地区连续三年大旱影响,从而导致土壤保持和产水等服务整体水平下降。由于生态系统服务进行自然断点分级时是基于当年情况,因此当某些服务整体偏低时,其分级结果会整体“下沉”,或使大量区域被划为低等级进而形成更多低协同组合。这一现象反映了生态系统在极端气候下的服务供给脆弱性。

表 5　2000—2020 年赤水河流域生态系统权衡/协同变化情况

Table 5　Trade-offs/synergies of ecosystem changes in the Chishui River Basin from 2000 to 2020

年份 Year	关系 Relation	面积/km² Area	占总面积比例 Proportion of total area	年份 Year	关系 Relation	面积/km² Area	占总面积比例 Proportion of total area
2000	强权衡	4192.35	22.26%		高协同	4951.21	26.29%
	弱权衡	8031.65	42.65%		低协同	2969.92	15.77%
	高协同	5922.48	31.45%	2020	强权衡	3647.26	19.36%
	低协同	685.66	3.64%		弱权衡	8818.21	46.81%
2010	强权衡	3450.93	18.32%		高协同	5646.82	29.97%
	弱权衡	7461.74	39.62%		低协同	726.66	3.86%

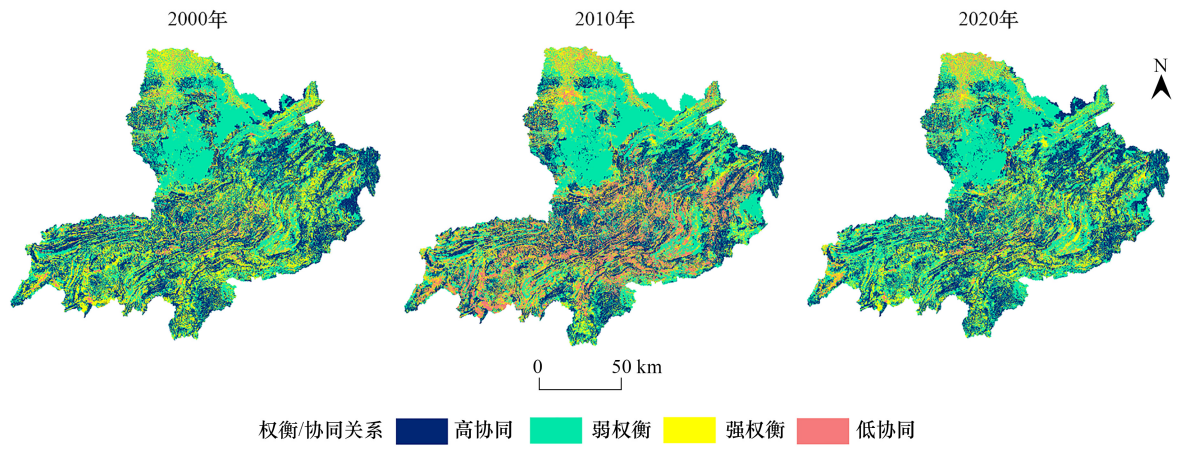

图 4　2000—2020 年间赤水河流域生态系统服务权衡协同时空分布图

Fig.4　Spatial and temporal distribution of ecosystem service trade-offs/synergies in Chishui River Basin during 2000—2020

从空间分布来看(图 4),各县(区)生态系统服务权衡协同关系分布差异明显。其中,强权衡区域主要集中于赤水市的中部和四周、古蔺县中部及东部、合江县和仁怀市等区域。这些地区土地利用强度高,农业和工业用地扩张对生态系统服务功能的干扰较为显著,特别是供给与调节服务之间的矛盾加剧。为缓解这一矛盾,应推动精准农业和生态农业发展,提升农业生产效率,划定生态敏感区,实施生态补偿机制。弱权衡区域分布广泛,主要分布在流域西北部。其中面积最大的区域包括古蔺县西北部、赤水市中部大部分区域和习水县西部,表明这些区域的生态系统服务趋于平衡,具有较高的生态稳定性,这可能与实施了较好的生态管理措施(例如生态恢复工程和生态农业推广)有关。高协同区域主要分布在习水县东部、古蔺县西部、大方和金沙

两县交界带、桐梓东南部等地区。这些区域生态系统服务之间的协同作用较强,调节服务和供给服务相互促进,自然生态系统较为完整(其内有习水中亚热带常绿阔叶林生态系统国家级自然保护区、贵州油杉河大峡谷国家森林公园等),植被覆盖率高且干扰强度较低。高协同区域是流域内的生态功能核心区,需优先保护。低协同区域面积相对较小,在部分地区零散分布,如古蔺县、赤水市、合江县和桐梓县等。低协同区域生态系统服务之间的协同作用显著不足,主要是紫色土集中分布的低山丘陵河谷区人口密度大,工农业生产及城建活动强烈,导致该部分地区生态系统破碎化、水土流失较强、土地(地力)退化。

(2)不同地形梯度下的权衡/协同关系分析

表 6 和图 5 所示,2000 年至 2020 年间,赤水河流域不同梯度类型(平地与低丘 I、中丘 II、高丘 III、低山 IV、中山 V)内部的生态系统服务权衡/协同以及土地利用结构发生较为显著的变化。具体表现为:①在平地与低丘(I)地区,强权衡面积从 2000 年的 977.84 km^2 减少至 2020 年的 942.63 km^2,弱权衡和高协同面积保持稳定,而低协同面积则从 248.72 km^2 增加至 338.63 km^2,表明生态冲突加剧。在土地利用方面,耕地面积从 1649.80 km^2 减少至 1617.98 km^2,建设用地面积从 11.02 km^2 增加至 47.44 km^2,其余用地类型(如林地)变化较小。这表明低山丘陵河谷区的农业活动减少和合理的建设用地扩张在降低强权衡压力的同时,保障了弱权衡和高协同的稳定性。②在中丘(II)地区,强权衡面积变化较小,弱权衡面积从 1609.89 km^2 增加至 1628.32 km^2,高协同面积从 1387.20 km^2 下降至 1367.09 km^2,低协同面积从 11.18 km^2 增加至 13.20 km^2。土地利用方面,耕地面积从 656.37 km^2 下降至 636.19 km^2,林地面积从 2265.57 km^2 增加至 2288.54 km^2,建设用地略微增加,林地扩展和耕地减少推动了弱权衡增加。③在高丘(III)地区,强权衡面积从 1868.41 km^2 减少至 1654.84 km^2,弱权衡面积从 2442.80 km^2 增加至 2690.72 km^2,高协同面积从 1322.54 km^2 增加至 1343.47

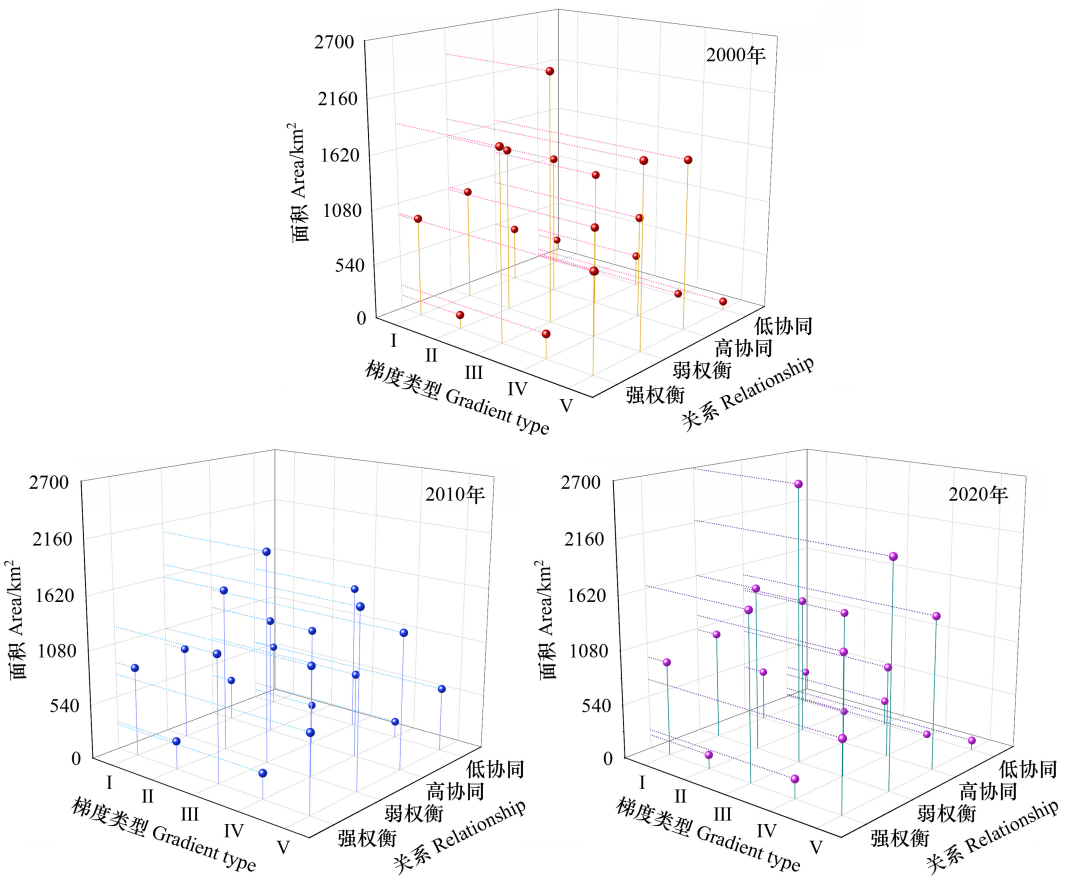

图 5 2000—2020 年不同地形梯度下赤水河流域权衡/协同面积变化情况

Fig.5 Tradeoff/synergies area changes of Chishui River Basin under different topographic gradients from 2000 to 2020

km^2,低协同面积从 310.65 km^2 减少至 254.59 km^2;耕地面积从 2577.60 km^2 下降至 2510.37 km^2,林地面积从 2813.91 km^2 增加至 2853.15 km^2,草地面积从 534.75 km^2 减少至 509.59 km^2。耕地和草地减少、林地恢复是推动弱权衡和高协同增加的关键因素,同时缓解了强权衡和低协同的压力,显示出生态系统服务功能的整体改善。④低山(IV)中,强权衡面积从 240.59 km^2 减少至 192.27 km^2,弱权衡面积从 1067.23 km^2 增加至 1216.60 km^2,高协同面积从 995.96 km^2 减少至 901.35 km^2,低协同面积从 30.63 km^2 减少至 24.72 km^2。林地面积略有增加,耕地面积从 507.76 km^2 减少至 499.83 km^2。一定程度表明林地增加和耕地减少提升了生态系统调节服务能力,推动强权衡区域向弱权衡转化,但高协同面积的减少和弱权衡面积的增加表明部分区域的生态功能仍有进一步提升的空间。⑤中山(V)中,强权衡面积从 961.17 km^2 减少至 712.90 km^2,弱权衡面积从 1792.57 km^2 增加至 2183.66 km^2,高协同面积从 1662.08 km^2 减少至 1508.79 km^2,低协同面积从 83.77km^2 增加至 94.07 km^2。用地类型上,林地面积从 2712.28 km^2 增加至 2758.68 km^2,草地面积从 436.72 km^2 减少至 396.13 km^2,耕地面积从 1343.76 km^2 减少至 1305.79 km^2,林地恢复显著增强了调节服务功能,减少了生态冲突,推动弱权衡区域扩展,但高协同面积的减少和低协同面积的增加表明变化区域生态服务功能仍需进一步提升。综上,土地利用的改变一定程度上影响了流域各地形梯度下权衡/协同面积的变化,对低、高梯度地形区影响较大,中梯度地形区影响较小。耕地减少、林地恢复是弱权衡和高协同扩展的主要驱动力,合理限制建设用地扩张对低梯度区域生态改善将起到积极作用。

表 6　2000—2020 年不同地形梯度下赤水河流域土地利用变化情况/km^2

Table 6　Land use change under different topographic gradients from 2000 to 2020

年份 Year	梯度类型 Gradient type	耕地 Cultivated land	林地 Forest land	草地 Grassland	水域 Water area	建设用地 Construction land	未利用地 Unutilized land	合计 Total
2000	I	1649.80	1040.59	123.36	31.97	11.02	0.36	2857.10
	II	656.37	2265.57	223.71	0.28	0.23	1.03	3147.19
	III	2577.60	2813.91	534.75	3.92	12.97	0.48	5943.63
	IV	507.76	1655.53	170.12	0.48	0.40	0.65	2334.93
	V	1343.76	2712.28	436.72	1.13	1.17	4.36	4499.42
2010	I	1638.63	1048.36	122.34	31.94	15.68	0.15	2857.10
	II	648.19	2279.09	217.43	0.33	1.12	1.03	3147.19
	III	2525.01	2875.00	511.49	4.23	27.42	0.48	5943.63
	IV	500.54	1666.21	164.73	0.73	2.09	0.65	2334.93
	V	1307.93	2759.99	396.20	1.44	29.44	4.42	4499.42
2020	I	1617.98	1033.98	118.28	39.23	47.44	0.19	2857.10
	II	636.19	2288.54	217.66	1.19	2.58	1.02	3147.19
	III	2510.37	2853.15	509.59	6.41	63.47	0.63	5943.63
	IV	499.83	1662.45	165.10	2.75	4.15	0.65	2334.93
	V	1305.79	2758.68	396.13	1.63	32.81	4.38	4499.42

2000 至 2020 年间,赤水河流域不同梯度类型之间权衡/协同面积变化对比:弱权衡在高丘(III)和中山(V)梯度中显著增加,年度变化幅度分别为+247.92km^2 和+391.09km^2;而强权衡普遍下降,特别是在高丘(III)和中山(V)梯度中变化幅度较大,分别为-213.56km^2 和-248.27km^2。高协同整体呈下降趋势,尤其在低山(IV)和中山(V)梯度中变化幅度较大,分别为-94.61km^2 和-153.29km^2;低协同的变化趋势较为复杂,在平地与低丘(I)和中山(V)梯度中有所增加,分别为+89.91km^2 和+10.30km^2,而在高丘(III)和低山(IV)梯度中则有所下降,分别为-56.06km^2 和-5.91km^2。

3.4　权衡/协同影响因素分析

地形因子(高程与坡度)控制着水文路径、侵蚀强度和土地可达性,是调节水土保持和产水服务的重要基础变量;气候因子(温度与降水)决定区域的生态承载力和生物生产潜力,影响生态系统服务的时空分布格

局;NDVI 作为植被覆盖的核心指标,反映了碳储存、土壤稳定性与生态系统健康状况;人类干扰指数则综合体现在耕地开垦、道路建设与城镇扩张等人为压力方面,揭示生态系统服务受干扰的空间变化。因此,本文影响因子的选取主要涉及地貌、气候、植被、土壤和人类活动 5 个方面,具体为:高程、坡度、年均降水量、年均蒸散发量、年均温、NDVI、土壤含砂量、土壤粘粒含量、土壤容重和人类干扰指数[42]。

(1)驱动因子重要性排序分析

通过结合 XGBoost-SHAP 模型,对流域生态系统服务的权衡与协同影响因素进行了定量分析,并得出了驱动因子总的重要性排序(图 6)。为方便数据处理及可视化效果,选取的 10 个影响因子被分别编码为:X1(高程)、X2(NDVI)、X3(年均温)、X4(坡度)、X5(年均降水)、X6(年均蒸散发量)、X7(人类干扰指数)、X8(土壤含砂量)、X9(土壤粘粒含量)、X10(土壤容重)。在多分类处理时,依据模型要求将目标变量(Y)重分类为四类:0(高协同)、1(低协同)、2(强权衡)、3(弱权衡)。图 6 所示,影响因子在四类权衡/协同关系中的 SHAP 值重要性排序为:NDVI>人类干扰指数>坡度>高程>年均降水量>年均蒸散发量>年均温>土壤含砂量>土壤粘粒含量>土壤容重。其中,NDVI(X2)是驱动生态系统服务权衡/协同的核心变量,反映了植被覆盖对生态系统服务关系的关键调控作用。人类干扰指数(X7)与坡度(X4)在高协同、强权衡和弱权衡关系中影响较为显著,揭示了人类活动和地形条件对生态系统服务空间异质性的深刻影响。土壤因子(土壤含砂量 X8、粘粒含量 X9 及容重 X10)在综合重要性中排名相对较低,但在特定类别中仍对权衡/协同关系产生一定贡献。

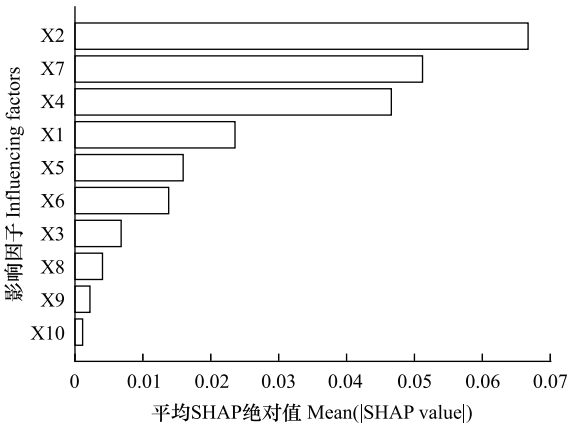

图 6 影响因子重要性排序图

Fig.6 Impact factor importance ranking chart

(2)驱动因子作用方向和强度分析

图 7 显示了不同特征在四类权衡/协同关系中的贡献方向和强度。高协同中,坡度(X4)通过增强生态要素空间交互复杂性(陡坡促进异质性资源交换)呈现显著正向贡献;高人类干扰指数(X7)破坏系统稳定性而呈负向作用;NDVI(X2)通过提升植被健康度,增强生态协调性,从而进一步促进高协同。低协同中,高 NDVI 通过增强生态系统稳定性抑制(SHAP 负向贡献)低协同发生;高强度人类干扰(如城市化、农业开发)破坏服务均衡性,促进低协同形成。年均降水量虽无显著方向性影响,但其极端差异(干旱/湿润环境)可能通过资源分配失衡间接加剧服务间的竞争。强权衡与弱权衡中:高 NDVI 值对强权衡主要起抑制作用,因为高植被系统健康通常意味着生态系统的稳定性和高效协作;而弱权衡中,高 NDVI 促进了该类别的出现,健康的植被环境能够提供丰富的生态服务,如水源调节、土壤保护和生物多样性支持,这些都为生态系统的多功能性和稳定性提供了基础;高人类干扰指数促进了较大的差异性,导致强权衡的发生,而在弱权衡中,强烈的人类干扰减少生态系统服务多样性,抑制弱权衡类别的出现。坡度高值区均表现为负向贡献,表明较大坡度抑制了强、弱权衡类别,可能因为部分中高坡度区生态系统服务之间存在差异性或资源分布不均,造成服务之间的低效协作或不协调,从而抑制了强、弱权衡的形成。

(3)非线性特征分析

通过计算所有类别的 SHAP 平均值绘制单因子依赖图(图 8),该图可直观揭示各影响因子的特征值对模型预测结果的影响。总体而言,生态系统服务权衡协同对驱动因素的响应表现出非线性特征。依据影响因子重要性排序,主要对前 3 个主导因子进行分析:X2(NDVI)表现出显著的阈值效应,阈值为 0.82,当 NDVI 小于 0.82 时,它对权衡协同主要呈正向贡献,当大于 0.82 时,开始抑制生态系统服务之间的权衡协同。当 NDVI< 0.82 时,植被健康度较低,伴随着土壤保持能力弱、侵蚀风险高等现象,易引发生态服务权衡(如产水量增加

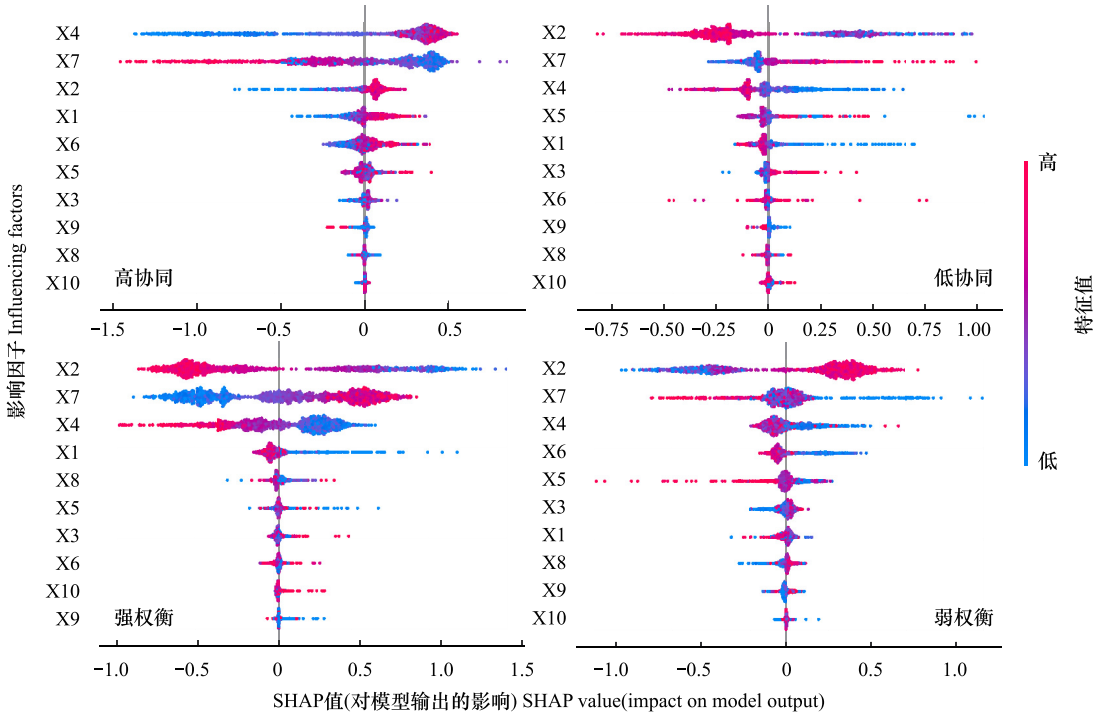

图 7　不同权衡/协同类别的驱动因子 SHAP 摘要图

Fig.7　SHAP diagram of drivers for different trade-offs/synergies categories

但伴随水土流失加剧);当 NDVI>0.82 时,高植被覆盖虽增强系统稳定性(土壤保持与碳储量提升),但会抑制服务协同(如蒸腾作用导致产水量受限)。X7(人类干扰指数)约在 0.25—0.45 之间为正向作用,其余为负向作用。部分低值位于负向区域可能因为其他自然限制(土壤贫瘠、水源缺乏)而表现出负向影响,较高的人类干扰指数区域也可通过生态管理措施发挥正向作用。当人类干扰指数大于 0.45 时呈负向作用,强烈的人类活动通常会打破生态系统中的服务协调性,导致生态系统服务的退化或不平衡。X4(坡度)约在 15—25°之间表现出明显的正向作用,当其小于 15°或大于 25°时,对权衡协同的抑制作用较强。生态系统平衡发展的坡度“最佳区间”(15—25°),人类活动影响相对轻微,能较好维持水土平衡,而微地形变化提供了更多小生境,为不同生物栖息提供良好的生存空间;同时该坡度段人类适应性干预措施(如梯田工程)进一步增强了该区域功能协同的效能。当坡度小于 15°时(如低山缓坡丘陵和台坝地地区),人类活动明显增强,导致自然生态景观破碎化等加剧现象,同时高强度开发(如农田开垦和城市扩张)会加剧不同服务功能之间的冲突。而当坡度超过 25°的陡坡,生态脆弱性加大,土壤侵蚀和滑坡泥石流等加剧导致泥沙输移增加,从而使得“保水”和“固土”功能难以兼顾。

4　讨论

基于对象的地形梯度分析方法,依据最佳分析窗口有效解决了区域内部地形异质性混淆问题,从而提高了区域生态单元识别的精度。进一步结合 XGBoost 多分类模型与 SHAP 可解释性算法,有效揭示了各驱动因子的贡献度及其作用方向,为理解生态系统服务的演变提供了较深入的量化分析。

与其他研究的对比分析表明,虽然已有研究采用空间叠置法探讨生态系统服务的权衡与协同关系,但鲜有研究针对该方法深入解析其背后的驱动因子,尤其缺乏对影响因子的定量分析。因此目前虽暂无法进行直接的横向对比验证,但通过对不同地区生态系统服务权衡与协同的相关研究进行系统梳理后发现,在主导影响因子的识别上,本文的结果与这些研究具有较高的一致性。即自然因子(如 NDVI、地形等)在生态系统服

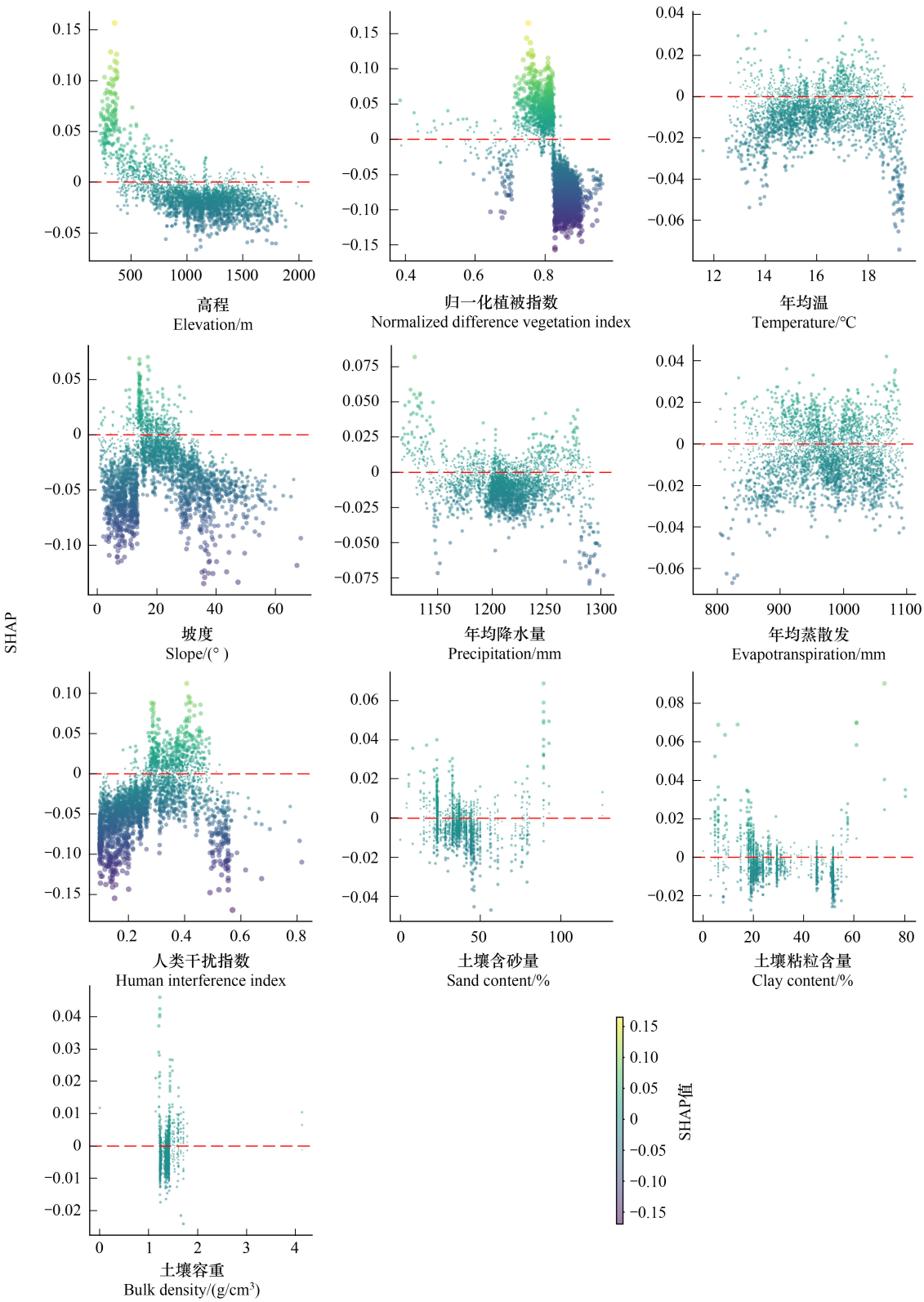

图 8 影响因子与模型预测结果的依赖关系

Fig.8 The dependence relationship between impact factors and model prediction results

务的权衡与协同中占主导地位[43—46],且生态服务的权衡/协同与各复杂因素之间呈现明显的“非线性”关系。这进一步验证了本研究的合理性。

流域管理方面:赤水河流域河谷横向、纵向和垂向表现出复杂分异关系。在此背景下的土地利用变化对生态系统服务的正负向效应更加明显,特别是低、高梯度地形区。①低梯度(Ⅰ、Ⅱ)区域主要位于下游的丹霞地貌区,经济活动和人口密集。可通过划拨专项资金,引进现代化农业技术和设备(如精准农业技术、滴灌技术等),发展精细农业、高效设施农业等,帮助农民提高产量的同时减少对土地的依赖。控制河流沿岸企业基础设施的扩张,特别是对耕地和林地的侵占问题,鼓励企业和城镇化活动在扩建时向低丘缓坡发展,避免占用优质农田。此外,可以通过政策引导,推动企业绿色发展;加强赤水河流域保护条例的执法检查,从规划-生产-法制层面,确保生态系统服务功能的可持续性。②高梯度(Ⅳ、Ⅴ)区域主要位于中上游喀斯特地貌区,生态环境脆弱。应推进生态恢复工程,实施生态补偿政策,同时加强生态保护红线管理,限制过度开发。建议加大区域生态修复的人为干预力度,包括开展小流域的水土保持工程、植被恢复和水源保护、生态移民、废弃矿山修复、加大景观连通性修复等,引导农户生计转型,传统农耕向山地生态农业(如厚朴、金叉石斛等地道中药材种植)和生态旅游等转型,促进更多弱权衡区域向高协同区域转变。

不确定性与展望:赤水河流域地形地貌复杂,采用统一指标体系解析生态系统服务权衡/协同关系时,可能弱化局部生态功能的区域差异性,未来需构建分区动态评价框架以响应地理异质性;多分类任务中类别分布不均衡问题对模型评估效果产生的影响是当前面临的普遍挑战,未来可探索集成学习与因果推理相结合的异源模型框架思路,提高空间关系解析的鲁棒性;此外,由于气候变化常引发降雨变化,可能对流域生态系统产生较大影响。但空间叠置法的特性导致降雨因子作为时变要素的作用未能充分显化,同时由于流域地形异质性对空间分异的强驱动效应,降雨对特定服务的潜在影响可能在区域综合作用中被一定程度地弱化。后续研究将考虑结合过程模型与动态权重优化,深化降雨等气候因子对服务间非线性作用的独立解析,以完善多因子交互机制研究。

5　结论

(1)2000 至 2020 年,赤水河流域生态系统服务功能呈现显著权衡特征:农业集约化与生态工程驱动粮食生产、土壤保持及产水的供给能力提升,而工农业生产和城镇扩张导致固碳潜力、生物栖息地质量及景观美学价值下降。这一变化凸显资源开发与生态保护间的空间冲突,需通过功能协调优化平衡服务间的权衡关系。

(2)赤水河流域地形梯度分异下,生态权衡格局的梯度响应特征明显:强权衡区普遍收缩伴随弱权衡区显著扩张,高协同区在中低梯度(Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ)小幅变化而高梯度(Ⅳ、Ⅴ)大幅缩减,低协同区面积在平地(河谷坝地、台地)与低丘(Ⅰ)大幅增加。土地利用变化反映出流域耕地向林地、建设用地转换的趋势随地形梯度具有明显差异。空间演变趋势表明,随着地形梯度上林地面积的持续恢复,流域整体生态压力呈梯度性递减。然而,局部区域协同效益仍存在波动,强调了构建地形适配型生态管控体系的必要性。

(3)植被、人类活动强度及地形要素是赤水河流域生态系统服务权衡协同关系演变的关键驱动要素。从单要素看,NDVI 作为核心生态参数,对服务功能协同效应具有主导调控作用。人类干扰指数与 NDVI 呈现显著负相关,符合高强度人类活动通过降低植被健康度加剧生态功能权衡的生态机制。地形要素通过坡度、高程等地貌特征直接调控水土保持与植被生长等生态过程,也通过影响人类活动空间格局间接影响生态系统服务有效性。三者共同构成“自然基底-生态表征-人为扰动”的复合驱动体系,系统性地决定了流域生态功能权衡与协同关系的空间分异特征。

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. Ecological Economics, 1998, 25(1): 3-15.

[2] 张建香, 汪亚峰, 张耀宗, 刘艳艳, 王东, 李旭升, 唐述林. 延河流域生态系统服务权衡/协同关系阈值效应. 生态学报, 2024, 44(23): 10573-10581.

[3] 毛倩鸿, 田雅丝. 权衡协同视角下城市边缘区生态系统服务优化研究——以苏州市为例. 生态学报, 2024, 44(15): 6567-6583.

[4] 冯琳, 雷国平. 东北地区生态系统服务及权衡/协同关系时空演变特征与功能分区研究. 中国土地科学, 2023, 37(7): 100-113.
[5] 李成, 赵洁, 庄智程, 顾思浩. 长三角城市群生态系统服务权衡强度时空演变及影响因素. 生态学报, 2022, 42(14): 5708-5720.
[6] Zeng S P, Jiang C Q, Bai Y F, Wang H, Liu E, Guo L N, Chen S Y, Zhang J. Understanding scale effects and differentiation mechanisms of ecosystem services tradeoffs and synergies relationship: a case study of the Lishui River Basin, China. Ecological Indicators, 2024, 167: 112648.
[7] 勾蒙蒙, 李乐, 刘常富, 肖文发, 王娜, 欧阳帅, 胡建文. 大宁河流域生态系统服务权衡关系梯度效应. 生态学报, 2022, 42(18): 7445-7457.
[8] 徐彩仙, 巩杰, 李焱, 燕玲玲, 高秉丽. 基于地形梯度的甘肃白龙江流域典型生态系统服务分布特征. 生态学报, 2020, 40(13): 4291-4301.
[9] 周寒冰, 王志泰, 王志杰, 包玉. 喀斯特山地城市生态系统服务价值地形梯度响应——以贵阳市中心城区为例. 水土保持研究, 2021, 28(6): 337-347.
[10] 张锦琳, 游巍斌, 蔡新瑜, 何东进. 武夷山小流域生态系统服务(簇)权衡/协同及对地形起伏度的响应. 生态学报, 2023, 43(12): 4892-4903.
[11] 刘小波, 王玉宽, 刘勤, 李政旸. 基于城市化梯度的中国西南地区生态系统服务权衡与协同. 生态学报, 2023, 43(22): 9416-9429.
[12] Lin S W, Wang X Y, Nan C. Slope unit-based genetic landform mapping on Tibetan Plateau- a terrain unit-based framework for large spatial scale landform classification. Catena, 2024, 236: 107757.
[13] Zhang H Z, Tang Q, He X B, Yang Q Y. Land use function changes and trade-offs/synergies across topographic gradients in the Three Gorges Reservoir Area, China. Journal of Cleaner Production, 2024, 469: 143233.
[14] Chen Z C, Zhu Z Y, Zhang X F, Jiao Y H, Cheng Y Q, Wang S D, Zhang H B. Study on spatio-temporal evolution of ecosystem services, spatio-temporal pattern of tradeoff/synergy relationship and its driving factors in Shendong mining area. Frontiers in Environmental Science, 2024, 12: 1445833.
[15] 荀斌, 郑莹, 范蓉, 郝蕊芳, 刘宝印. 陕西省生态系统服务权衡/协同关系阈值识别. 生态学报, 2024, 44(17): 7431-7444.
[16] 徐铭璟, 冯强, 吕萌. 生态系统服务权衡及其影响因素——以黄河流域山西段为例. 干旱区研究, 2024, 41(3): 467-479.
[17] Guidotti R, Monreale A, Ruggieri S, Turini F, Giannotti F, Pedreschi D. A survey of methods for explaining black box models. ACM Computing Surveys, 2019, 51(5): 1-42.
[18] 刘瑞雪, 李佳轩, 李云. 水库消落带植物多样性空间格局预测模型及环境解释——基于 XGBoost-SHAP 模型框架. 生态学报, 2024, 44(21): 9652-9669.
[19] Tian Y, Zhang Q, Tao J, Zhang Y, Lin J, Bai X. Use of interpretable machine learning for understanding ecosystem service trade-offs and their driving mechanisms in karst peak-cluster depression basin, China. Ecological Indicators, 2024, 166: 112474.
[20] 黄钦, 谭翠, 杨波. 基于 XGBoost 算法的亚热带地区生态旅游适宜性评价方法研究. 地球信息科学学报, 2024, 26(2): 303-317.
[21] 张慧玲, 张虹, 孙德亮. 融合 XGBoost-SHAP 的重庆市乡村生态旅游资源竞争力测度研究. 长江流域资源与环境, 2025, 34(3): 585-599.
[22] 罗妍, 王枞, 叶文玲. 基于 XGBoost 和 SHAP 的急性肾损伤可解释预测模型. 电子与信息学报, 2022, 44(1): 27-38.
[23] 廖彬, 王志宁, 李敏, 孙瑞娜. 融合 XGBoost 与 SHAP 模型的足球运动员身价预测及特征分析方法. 计算机科学, 2022, 49(12):195-204.
[24] 叶淼, 朱琳, 刘旭东, 黄勇, 陈蓓蓓, 李欢. 基于连续小波变换、SHAP 和 XGBoost 的土壤有机质含量高光谱反演. 环境科学, 2024, 45(4): 2280-2291.
[25] 潘梦瑶, 任瑛, 王思源, 夏必胜. 基于梯度提升算法和 SHAP 的石家庄 PM2.5 和臭氧浓度预测及影响因素分析. 环境科学学报, 2024, 44(7): 402-409.
[26] 陈红莲, 李瑞, 张玉珊, 吴清林, 袁江, 高家勇. 赤水河流域不同地貌区生态系统健康对比. 应用生态学报, 2023, 34(7): 1912-1922.
[27] Na J M, Ding H, Zhao W F, Liu K, Tang G A, Pfeifer N. Object-based large-scale terrain classification combined with segmentation optimization and terrain features: a case study in China. Transactions in GIS, 2021, 25(6): 2939-2962.
[28] Huang Z X, Li S, Peng J J, Ma X R, Ding H X, Cheng F Y, Bi R T. Assessing ecosystem service dynamics and drivers for sustainable management in the Agro-pastoral ecotone of northern China: a spatiotemporal analysis. Ecological Indicators, 2024, 165: 112213.
[29] 高海东, 李占斌, 李鹏, 贾莲莲, 徐国策, 任宗萍, 庞国伟, 赵宾华. 基于土壤侵蚀控制度的黄土高原水土流失治理潜力研究. 地理学报, 2015, 70(9): 1503-1515.
[30] Sun M Y, Zhang L, Yang R J, Li X H, Zhang Y Y, Lu Y R. Construction of an integrated framework for assessing ecological security and its application in Southwest China. Ecological Indicators, 2023, 148: 110074.
[31] Wu S Y, Zhao C, Yang L, Huang D Y, Wu Y X, Xiao P N. Spatial and temporal evolution analysis of ecological security pattern in Hubei Province based on ecosystem service supply and demand analysis. Ecological Indicators, 2024, 162: 112051.
[32] 罗丹, 周忠发, 陈全, 张露, 吴岚, 伍堂银. 喀斯特地区碳储量对土地利用模式的响应——以南北盘江流域为例. 生态学报, 2023, 43(9): 3500-3516.

[33] 尚俊, 蔡海生, 龙月, 曾君乔, 陈艺, 张学玲. 基于 InVEST 模型的鄱阳湖区生境质量时空演化及其变迁特征分析. 长江流域资源与环境, 2021, 30(8): 1901-1915.

[34] Shifaw E, Sha J M, Li X M, Bao Z C, Ji J W, Ji Z L, Kassaye A Y, Lai S H, Yang Y S. Ecosystem services dynamics and their influencing factors: Synergies/tradeoffs interactions and implications, the case of upper Blue Nile basin, Ethiopia. Science of The Total Environment, 2024, 938: 173524.

[35] 董彭蓓, 任宗萍, 李鹏, 王凯博, 贺国凯, 王璞. 土地利用变化下宁夏生态系统服务权衡协同关系研究. 干旱区研究, 2024, 41(6): 1032-1044.

[36] 石金鑫, 梁小英, 李辉蔷, 魏峥. 陕北黄土高原景观格局对生态系统服务权衡关系的影响. 生态学报, 2023, 43(21): 8958-8972.

[37] 刘汉初, 孙中瑞, 吴佳雨, 虞虎, 杨显明, 周道静. 基于生态系统服务视角的西藏自然景观美学评估及空间分异特征. 地理科学进展, 2023, 42(10): 1961-1972.

[38] Wang J Y, Cao Y, Fang X Q, Li G Y, Cao Y. Identification of the trade-offs/synergies between rural landscape services in a spatially explicit way for sustainable rural development. Journal of Environmental Management, 2021, 300: 113706.

[39] 李倩茹, 贾彦龙, 王慧军, 王哲. 基于生态功能区的河北省生态系统服务权衡与协同分析. 地理学报, 2023, 78(11): 2833-2849.

[40] 张静静, 朱文博, 朱连奇, 李艳红. 伏牛山地区森林生态系统服务权衡/协同效应多尺度分析. 地理学报, 2020, 75(5): 975-988.

[41] 谭雨欣, 田义超, 黄卓梅, 张强, 陶进, 刘虹秀, 杨永伟, 张亚丽, 林俊良, 邓静雯. 北部湾茅尾海无瓣海桑红树林地上生物量反演——基于 XGBoost 机器学习算法. 生态学报, 2023, 43(11): 4674-4688.

[42] 解若璠, 沈永明, 劳桦. 基于人为干扰度的盐城滨海湿地景观格局动态变化及响应. 生态学杂志, 2022, 41(2): 351-360.

[43] 陈田田, 黄强, 王强. 基于地理探测器的喀斯特山区生态系统服务关系分异特征及驱动力解析——以贵州省为例. 生态学报, 2022, 42(17): 6959-6972.

[44] Yuan J, Li R, Huang K. Driving factors of the variation of ecosystem service and the trade-off and synergistic relationships in typical karst basin. Ecological Indicators, 2022, 142: 109253.

[45] 张能能, 刘兆刚. 基于 InVEST 模型小兴安岭生态系统服务功能权衡/协同效应. 环境科学, 2025, 46(7):4628-4640. doi:10.13227/j.hjkx.202405314.

[46] 郭婷婷, 丁洪伟, 张浩, 曾昭霞, 刘孝利. 中国西南喀斯特地区生态系统服务权衡/协同研究及展望. 自然资源学报, 2024, 39(6): 1384-1398.