

DOI: 10.20103/j.stxb.202310262331

赵俊彦, 刘国华, 李佳佳, 左玲丽, 郑舒元, 苏旭坤. 生态系统服务权衡强度与生态恢复优先区的空间差异——以怒江流域施甸县为例. 生态学报, 2024, 44(11): 4517-4526.

Zhao J Y, Liu G H, Li J J, Zuo L L, Zheng S Y, Su X K. Spatial difference between ecosystem service tradeoff intensity and priority areas for ecological restoration: a case study of Shidian County, Nu River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(11): 4517-4526.

## 生态系统服务权衡强度与生态恢复优先区的空间差异 ——以怒江流域施甸县为例

赵俊彦<sup>1</sup>, 刘国华<sup>1,2,3,\*</sup>, 李佳佳<sup>1</sup>, 左玲丽<sup>1</sup>, 郑舒元<sup>1</sup>, 苏旭坤<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> 云南大学国际河流与生态安全研究院, 昆明 650091

<sup>2</sup> 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

<sup>3</sup> 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049

**摘要:** 粮食生产服务与土壤保持服务的供给矛盾是制约怒江流域可持续发展的一大阻碍。以流域中心的施甸县为例, 使用均方根偏差 (Root Mean Square Error, RMSE) 方法评估了 2000—2020 年粮食生产和土壤保持服务权衡强度的空间特征变化。然后将 2020 年作为基准年, 以坡耕地生态恢复作为决策变量, 使用多目标线性规划提取了高生态恢复优先的区域, 进而识别了权衡强度与恢复潜力的空间分布异同。研究表明, (1) 两项生态系统服务权衡的空间分异明显, 研究期间权衡强度呈增加趋势, RMSE 平均值由 2000 年的 0.466 增加至 2020 年的 0.499; 高权衡强度区域主要集中在研究区的低海拔坝区, 而低权衡强度区域分布零散, 且高/低权衡强度区域在空间上都表现出聚集的特征。(2) 根据线性规划绘制的效率前沿曲线, 在土壤保持服务收益达到  $13.35 \times 10^6 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  时需要转出 3388.51 hm<sup>2</sup> 坡耕地, 同时粮食生产服务损失达  $9.59 \times 10^6 \text{ kg}$ , 而继续提升会显著增加成本。(3) 各权衡强度等级坡耕地的生态恢复潜力为: 中权衡 > 低权衡 > 高权衡, 其中权衡强度在 0.4—0.5 区间的坡耕地最适宜进行生态恢复。这一研究结果可以为山地区域坡耕地利用模式提供参考, 推进可持续发展目标的实现。

**关键词:** 可持续发展; 生态系统服务权衡; 坡耕地; 多目标线性规划

## Spatial difference between ecosystem service tradeoff intensity and priority areas for ecological restoration: a case study of Shidian County, Nu River Basin

ZHAO Junyan<sup>1</sup>, LIU Guohua<sup>1,2,3,\*</sup>, LI Jiajia<sup>1</sup>, ZUO Lingli<sup>1</sup>, ZHENG Shuyuan<sup>1</sup>, SU Xukun<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Institute of International Rivers and Eco-security, Yunnan University, Kunming 650091, China

<sup>2</sup> State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-environmental Science, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

<sup>3</sup> College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** The inherent contradiction between grain production service and soil conservation service poses a substantial impediment to the sustainable development of the Nu River Basin. Grain production service has a direct impact on the livelihoods of local farmers, serving as the primary source of income for farming households. Meanwhile, soil conservation, as a vital regulatory service, plays a crucial role in preventing regional land degradation. However, there is currently a scarcity of case studies investigating the relationship between grain production service and soil conservation service in the Nu River Basin. Taking Shidian County at the center of the basin as an example, this study used the Mean Square Error (RMSE) method to assess the spatial characteristics of the trade-off intensity between grain production and soil conservation services from 2000 to 2020. Taking the year 2020 as a pivotal baseline and slope farmland ecological restoration as the decision variable, a sophisticated multi-objective linear programming approach was subsequently applied to identify priority

基金项目: 科技部课题“第二次青藏高原综合科学考察研究”(2019QZKK0402)

收稿日期: 2023-10-26; 网络出版日期: 2024-03-18

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ghliu@cees.ac.cn

restoration areas. This comprehensive analysis revealed the spatial variations of trade-off intensity and ecological restoration potential. The results showed that: 1) There were significant spatial differentiation in the trade-off of ecosystem services, with an increasing trend of trade-off intensity over the study period. The average RMSE exhibited an increase from 0.466 to 0.499 during 2000—2020, signaling the imperative for strategic interventions. High trade-off intensity areas were mainly concentrated in the low-altitude regions, while low trade-off intensity areas were scattered. Both high and low trade-off intensity areas exhibited clustering features in spatial distribution. 2) Moreover, according to the efficiency frontier curve derived from linear programming, to achieve soil conservation service benefit of  $13.35 \times 10^6 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,  $3388.51 \text{ hm}^2$  of slope farmland needed to be converted. This conversion, however, resulted in the loss of  $9.59 \times 10^6 \text{ kg}$  grain production services. Further improvement in soil conservation service would incur significantly higher costs, highlighting the delicate balance required for effective land management. 3) The ecological restoration potential of slope farmland varied among trade-off intensity levels, with medium trade-off intensity > low trade-off intensity > high trade-off intensity. Specifically, slope farmland with trade-off intensity range of 0.4—0.5 emerged as the most suitable for ecological restoration efforts. For slope farmland with other trade-off intensity levels, it is advisable to implement soil conservation measures to regulate. These research findings offer valuable insights into the utilization of slope farmland in mountainous regions, providing scientific guidance for sustainable land management practices, thereby contributing to the achievement of sustainable development goals.

**Key Words:** sustainable development; ecosystem service trade-off; slope farmland; Multi-objective linear programming

生态系统服务连接了社会和生态系统,是人类直接或间接由生态系统的特征、功能或过程中收获的效益<sup>[1-3]</sup>。生态系统服务的可持续供给关系着人类福祉与景观可持续性<sup>[4-6]</sup>。而生态系统服务的可持续利用不可避免要面临不同生态系统服务的权衡,因此评估生态系统服务的权衡关系是协调生态系统服务权衡以提高区域整体生态效益的先决条件。

土地利用作为人地交互的核心环节,其不仅是生态系统服务的载体,也是生态系统服务变化的重要驱动力之一<sup>[7]</sup>。土地利用的决策、管理和优化是生态系统服务权衡评估的主要落脚点之一<sup>[8]</sup>。2015年联合国可持续发展峰会通过了《2030年可持续发展议程》,可持续发展目标(Sustainable Development Goals, SDGs)的范围涵盖社会、经济和环境三个维度<sup>[9]</sup>。其中SDG1、2、3、5、9、11都直接或间接与土地利用有关,可持续的土地利用方式在目标上与SDGs吻合,其核心即是满足人类经济生活 and 环境需求并不断提升资源品质<sup>[10-11]</sup>。因此,如何通过优化土地利用方式,进而保障生态系统服务的可持续供给,是实现可持续发展的关键问题之一<sup>[12]</sup>。

情景分析是从土地利用变化的驱动角度评估生态系统服务权衡的主要手段<sup>[13]</sup>,在此基础上集成多目标优化算法得到的优化结果可以为土地利用政策提供参考以推进可持续发展。如Ramel等<sup>[14]</sup>通过设置目标权重,在山区识别了兼顾生物多样性保护热点及十项生态系统服务价值的生态保护情景。Kennedy等<sup>[15]</sup>基于贪婪算法,绘制了农产品供给服务、生物多样性保护和水质净化服务的效率前沿曲线,找到了减少三者权衡效应的优化情景。Verhagen等<sup>[16]</sup>使用遗传算法进行的土地利用优化,在既保障区域农产品供给服务、景观美学价值和物种栖息地质量的同时又最小化乳业损失。多目标优化算法与土地利用变化模拟的耦合模型则可以基于优化后的各地类面积来模拟土地利用的未来情景,进而对各生态系统服务的价值进行权衡<sup>[17]</sup>。但是目前的研究多是关注优化后的景观配置,很少在空间上分析土地利用的优化位置和生态系统服务不同权衡强度区域是否会表现出一致性,也即是高生态系统服务权衡强度区域是否也具有很高的优化潜力。

云南省怒江流域面对严峻的可持续发展问题,局部地区生态退化问题严重,经济发展滞后<sup>[18-19]</sup>。坡耕地资源是当地农户最主要的生计资本,粗放的利用方式在提供产品供给服务的同时,也对土壤保持服务造成了巨大损失。这两项生态系统服务利用的矛盾是制约区域可持续发展的重大阻碍之一。因此,本文选取云南省流域中游的施甸县中粮食生产和土壤保持两项区域典型生态系统服务,使用均方根偏差(Root Mean Square

Error, RMSE)方法评估了2000—2020年每5年两项生态系统服务的权衡动态特征及分布模式。2020年施甸县森林覆盖率为55.34%,未达到同期云南省森林覆盖率水平65.04%,尚有提升空间。同时研究表明,在生态保护情景下,耕地向生态用地(如林地)转出的优化可以有效缓解除粮食供给外其他多个生态系统服务间的权衡效应<sup>[20]</sup>。Peng等<sup>[21]</sup>在云南省西北部地区开展的情景分析也证明坡度在20°以上的坡耕地退耕还林可以有效协调粮食生产和其他类型生态系统服务的权衡关系。基于此本研究以2020年作为基准年,将决策变量设置为坡耕地向林地转出,通过多目标线性规划绘制两项服务的效率前沿曲线,评估优化情景下两项服务的供给特征,继而识别高优先优化区域中各权衡强度等级坡耕地的分布情况。本文揭示了不同权衡强度坡耕地的优化潜力,以为边远山区坡耕地管理提供参考依据。

## 1 研究区和数据准备

### 1.1 研究区概况

施甸县地处云南省怒江流域中游,隶属保山市,下辖5镇8乡,地处98°54′—99°21′E和24°16′—25°00′N。气候属中亚热带为主的低纬山地季风气候,年平均气温17.6℃。地形属怒山尾翼山地峡谷区,整体地势较为复杂,海拔区间为480—2861m。植被类型包括半湿润常绿阔叶林、湿性常绿阔叶林、针阔混交林、高山灌丛草甸等<sup>[22]</sup>。施甸县总国土面积为2009km<sup>2</sup>其中坝区面积为186km<sup>2</sup>,占总面积9.26%;山区面积为1517km<sup>2</sup>,占总面积75.51%;半山区面积为306km<sup>2</sup>,占总面积15.23%。截止2021年底施甸县总年平均人口3.48×10<sup>6</sup>人,其中年平均乡村人口为3.23×10<sup>6</sup>人,占比92.91%;规模以上工业总产值4.16×10<sup>6</sup>万元,而农业总产值达5.18×10<sup>6</sup>万元。施甸全县都囊括在怒江流域内,开展生态系统服务研究具有一定代表性。

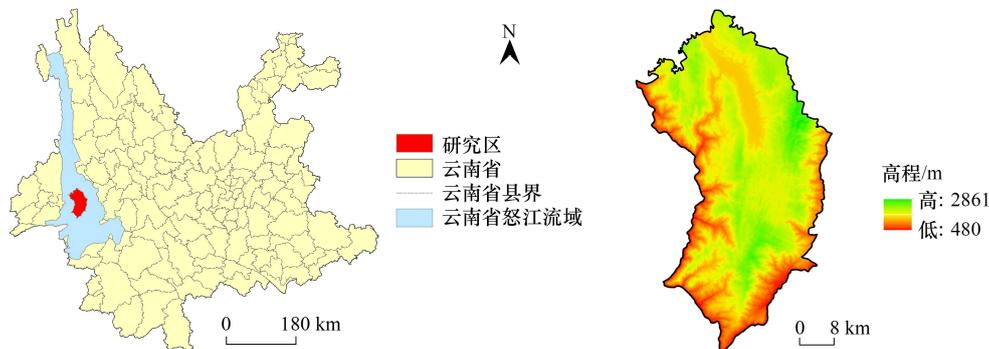


图1 研究区位置

Fig.1 Location of study area

### 1.2 数据采集

本文所用数据包括2000、2005、2010、2015、2020年5期施甸县土地利用/覆被图、数字高程模型(Digital Elevation Model, DEM)、气象数据、土壤质地类型数据、归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、社会经济数据。其中,气象数据包括月平均温度、月平均降水;土壤数据包括砂粒、粉粒、黏粒和有机碳含量;社会经济数据为云南省、施甸县粮食产量,各项数据来源见表1。

## 2 研究方法

### 2.1 生态系统服务评估

#### 2.1.1 土壤保持服务

土壤保持量通常由土壤潜在侵蚀量和实际侵蚀量确定<sup>[23]</sup>。修正后的通用土壤流失方程模型(Revised Universal Soil Loss Equation, RUSLE)因结构简单、参数易得、计算便捷等优点在土壤侵蚀评估中得到广泛应

用<sup>[24]</sup>,本文采用该模型评估土壤保持服务,如公式(1)所示:

$$S_i = R_i \times K_i \times LS_i \times (1 - C_i \times P_i) \quad (1)$$

式中, $S_i$ 是栅格  $i$  土壤保持模数( $\text{t hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ ); $R_i$ 是降雨侵蚀因子( $\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1} \text{a}^{-1}$ ); $K_i$ 是土壤可蚀性因子( $\text{t hm}^2 \text{h MJ}^{-1} \text{hm}^{-2} \text{mm}^{-1}$ ); $LS_i$ 是坡长坡度因子; $C_i$ 为作物经营因子; $P_i$ 为水土保持措施因子。

表1 数据类型及来源

Table 1 Data type and sources

| 数据类型 Data type  | 数据来源 Data source   |
|---|--|
| 土地利用/覆被 Land use and land cover                             | 中国科学院资源环境科学与数据中心 ( <a href="https://resdc.cn/">https://resdc.cn/</a> )           |
| 数字高程模型 Digital elevation model                              | 地理空间数据云 ( <a href="https://data.cma.cn/">https://data.cma.cn/</a> )              |
| 中国土壤数据集 China soil map based harmonized world soil database | 国家青藏高原科学数据中心 ( <a href="https://data.tpdc.ac.cn/">https://data.tpdc.ac.cn/</a> ) |
| 粮食产量 Grain production                                       | 2010—2020 年施甸县统计年鉴,2000—2020 云南省统计年鉴   |
| 温度、降水 Temperature and precipitation                         | 国家青藏高原科学数据中心 ( <a href="https://data.tpdc.ac.cn/">https://data.tpdc.ac.cn/</a> ) |
| 归一化植被指数 Normalized difference vegetation index              | 国家生态数据中心 ( <a href="http://nesdc.org.cn/">http://nesdc.org.cn/</a> )             |

降雨侵蚀因子  $R$  根据 Wischmeier 经验方程<sup>[25]</sup>计算得到,如公式(2)所示:

$$R = \sum_i^{12} 1.735 \times 10 \left[ \left( 1.5 \times \log_{10} \frac{p_i^2}{p} \right)^{-0.8188} \right] \quad (2)$$

式中, $R$  为降雨侵蚀因子( $\text{MJ mm hm}^{-2} \text{h}^{-1} \text{a}^{-1}$ ); $p_i$ 为第  $i$  月平均降水( $\text{mm/m}$ ); $p$  为年平均降水( $\text{mm/a}$ )。

土壤可蚀性因子  $K$  由侵蚀-生产力评价模型 (Erosion-Productivity Impact Calculator, EPIC)<sup>[26]</sup> 计算得到,如公式(3)所示:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[ -0.256 \text{SAN} \left( 1 - \frac{\text{SIL}}{100} \right) \right] \right\} \times \left( \frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \times \left( 1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left( 1 - \frac{0.7(1 - \text{SAN})}{(1 - \text{SAN}) + \exp[2.29(1 - \text{SAN})] - 5.51} \right) \quad (3)$$

式中, $K$  为土壤可蚀性因子,SAN,SIL,CLA 和  $C$  分别表示砂粒、粉粒、黏粒和有机碳的含量百分数。

坡长坡度因子  $LS$  的计算采用刘宝元等<sup>[27]</sup>第一次全国水资源普查的方法,作物经营因子  $C$  与水土保持措施因子  $P$  参考杨子生等<sup>[28-30]</sup>2001 年在云南省金沙江流域设置侵蚀试验小区的实测值。

### 2.1.2 粮食生产服务

植被指数是遥感作物监测的重要指标,其中 NDVI 与作物产量具有显著线性相关关系<sup>[31]</sup>。因此本文使用 NDVI 分配方法评估区域的粮食生产服务。云南省 2000、2005、2010、2015、2020 年粮食产量由统计年鉴提取,然后根据逐栅格年最大 NDVI 与总年最大 NDVI 的比例分配至耕地中,最后裁剪至研究区。粮食生产服务的计算见式(4):

$$GP_i = GP_{\text{sum}} \times \frac{\text{NDVI}_i}{\text{NDVI}_{\text{sum}}} \quad (4)$$

式中, $GP_i$  是分配到栅格  $i$  的粮食产量, $GP_{\text{sum}}$  是云南省年粮食总产量, $\text{NDVI}_i$  是栅格  $i$  的 NDVI 值, $\text{NDVI}_{\text{sum}}$  是云南省耕地 NDVI 的总值。

### 2.2 生态系统服务权衡识别

RMSE 可以在空间上量化并可视化生态系统服务间权衡强度<sup>[32]</sup>。RMSE 的取值范围为 0—1,表征标准化后单个生态系统服务与生态系统服务期望之间的离散程度,RMSE 越大则权衡强度越大<sup>[33]</sup>。本文使用 RMSE 评估研究区两项生态系统服务的权衡强度,并按照 RMSE 值 0—0.2,0.2—0.3,0.3—0.4,0.4—0.5,>0.5 对权衡强度进行分级。其中  $\text{RMSE} < 0.3$  视为低权衡强度, $\text{RMSE}$  在 0.3—0.5 视为中权衡强度, $\text{RMSE} > 0.5$  视为高权衡强度<sup>[34]</sup>。RMSE 的计算见式(5),式(6):

$$\overline{ES} = \sum_{i=1}^n (W_i \times ES_i) \quad (5)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n-1} \times \sum_{i=1}^n (ES_i - \overline{ES})^2} \quad (6)$$

式中,  $n$  是生态系统服务数量;  $ES_i$  是第  $i$  个生态系统服务的标准化值;  $\overline{ES}$  为平均生态系统服务期望;  $W_i$  是各项生态系统服务的权重, 本文设定两项生态系统服务同样重要, 故  $W_i$  为 0.5。

冷热点分析可以在空间上识别具有显著性的高/低值聚集区域<sup>[35]</sup>, 因此在 RMSE 结果的基础上再进行冷热点分析, 识别两项生态系统服务不同权衡强度区域在空间上的分布模式。

### 2.3 生态系统服务优化

为了实现两种服务权衡的优化, 通过线性规划算法来处理土壤保持服务和粮食生产服务的供给。本研究使用基于 python 的线性规划工具 The Restoration Opportunities Optimization Tool (ROOT)<sup>[36]</sup> 进行优化操作, 其线性规划使用 cvxpy 库, 可以有效处理整数型决策变量的凸优化问题<sup>[37]</sup>。线性规划在处理多目标问题时通过对各目标设置不同的权重将多目标问题转化为单目标问题, 不同目标权重组合下目标函数的优化值构成了效率前沿, 而每次迭代计算中都容易被选中进行生态恢复的决策单元则可以被视为高优化潜力区域。首先生成空间决策单元, 在 ArcGIS 中利用泰森多边形工具产生覆盖研究区的六边形要素, 受限于计算机算力, 每个决策单元面积设置为 15hm<sup>2</sup>。然后计算两项生态系统服务优化前后的差值输入决策单元进而构建目标函数。

目标函数为:

$$\max \sum_k \sum_i w_k F_{ki} x_i \quad (7)$$

服从:

$$x_i \in \{0, 1\}, i = 1, 2, \dots, 23940 \quad (8)$$

式中,  $w_k$  为第  $k$  项生态系统服务的权重值;  $F_{ki}$  为第  $k$  项生态系统服务在第  $i$  决策单元的值;  $x_i$  为决策变量, 取值为 0 或 1, 表示决策单元中坡耕地是否转出。

本研究目标是探究高优化潜力区域中生态系统服务权衡强度的空间差异, 因此设定研究区所有坡耕地都能作为优化的潜在区域, 其总面积为 13861.14hm<sup>2</sup>。

约束函数为:

$$\sum_i A_i x_i \leq 13861.1, i = 1, 2, \dots, 23940 \quad (9)$$

式中,  $A_i$  为第  $i$  个决策单元中坡耕地的面积;  $x_i$  为决策变量。

## 3 结果与分析

### 3.1 生态系统服务权衡强度时空变化

研究区 2000—2020 年粮食生产与土壤保持服务的权衡强度时空分异明显(图 2), 各个年份的平均 RMSE 分别为 0.466、0.482、0.483、0.473 和 0.499, 表现出逐渐增加的趋势。两项服务权衡高强度区长期集中在低海拔的中北部坝区部分, 这是由于坝区地势平缓, 坡长和坡度因子基本为 0, 可以视为潜在土壤流失极小, 近似无土壤保持服务, 但是坝区内的水田具有高值的粮食生产服务, 因此产生了高强度的权衡。同时该区域权衡强度的空间动态变化明显, 从 2015 年开始权衡强度自南端出现衰减, 至 2020 年权衡强度衰减的部分扩散到中央位置。图 3 为生态系统服务权衡强度的冷热点分析结果, 坝区及山区权衡强度的高值与低值空间分布均表现出显著的聚集特征, 其中大面积的聚集现象发生在研究区的中北部与东南缘的坝区, 小面积的聚集则零散分布在山区的耕地内。

2000—2020 年施甸县 RMSE 大于 0.4 区域的面积远超 0—0.4 区域, 表明研究区 20 年间这两项生态系统

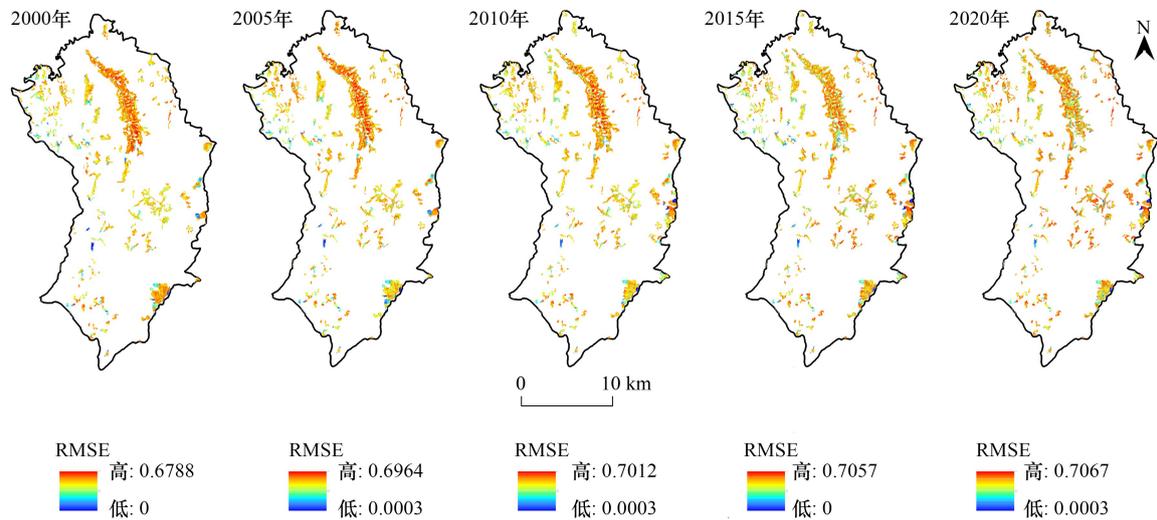


图2 施甸县生态系统服务权衡的时空分布

Fig.2 Spatial and temporal distribution of ecosystem services trade-offs in Shidian County

RMSE:均方根偏差 Root mean square error

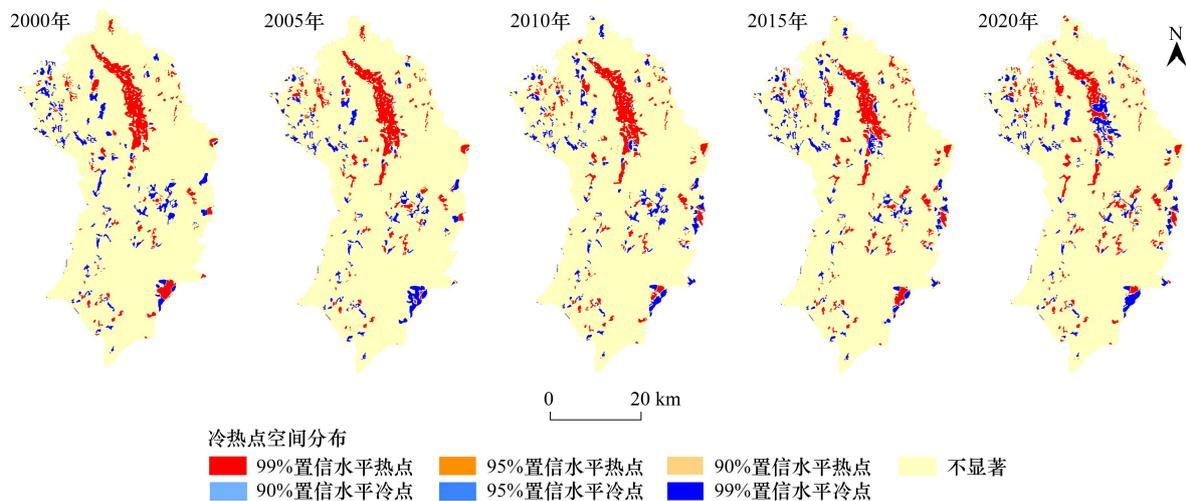


图3 2000—2020年施甸县生态系统服务均方根偏差冷热点空间分析结果

Fig.3 Cold and hot spots spatial analysis of (RMSE) of ecosystem services in Shidian county during 2000—2020

服务在空间上以中、高权衡为主(表2),中权衡强度(RMSE:0.3—0.5)区域面积在研究期间分别为8857.08、7440.57、8467.47、7621.92、5622.75 $\text{hm}^2$ ,除了2000年外均小于高权衡强度(RMSE>0.5)区域,因此高权衡是研究期间两项生态系统服务关系的最主要特征。

### 3.2 优化情景下生态系统服务的权衡特征

研究区坡耕地两项生态系统服务在同时最大化的目标下产生的效率前沿曲线及优化情景如图4所示。前沿曲线上的点集代表最优土地利用情景下,也即研究区坡耕地转为林地后对应的两项生态系统服务的潜在权衡关系。其中点A和点E分别对应最小化粮食生产服务损失情景和最大化土壤保持收益情景,点B、C、D则分别对应土壤保持服务提升至理论最大值的40%、50%和75%时的优化情景。当粮食生产目标的权重相对土壤保持目标的权重极小时,需要以超过97%的坡耕地恢复为林地作为代价,使得土壤保持服务的收益达到理论最大值 $26.69 \times 10^6 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ;而若优先保障粮食生产服务,则土壤保持服务仅可以提升 $0.01 \times 10^6 \text{ t hm}^{-2}$

$a^{-1}$ ;当土壤保持服务目标与粮食生产服务的目标权重分别为 0.9 和 0.4 时,土壤保持服务将提升至  $13.35 \times 10^6 t \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,为理论最大值的一半,此时粮食生产服务损失达到  $9.59 \times 10^6 \text{ kg}$ 。各优化情景下坡耕地的转出面积可以视为优化的经济成本指标(表 3)。在前沿曲线上土壤保持服务收益由最低提升至理论最大值的 50%,仅需要恢复  $3388.51 \text{ hm}^2$  坡耕地(点 C),而继续提升至 75%则需要额外恢复  $3140.28 \text{ hm}^2$  坡耕地(点 D),表明通过土地利用转换方式提升单一生态系统服务具有显著的阈值效应,当土壤保持服务收益达到理论最大值 50 百分位数后的继续提升会显著增加成本。

表 2 2000—2020 年施甸县生态系统服务权衡强度面积表达/ $\text{hm}^2$

Table 2 Area expression of ecosystem services trade-offs intensity in Shidian county during 2000—2020

| 年份<br>Year | RMSE   |         |         |         |          |
|------------|--------|---------|---------|---------|----------|
|            | 0—0.2  | 0.2—0.3 | 0.3—0.4 | 0.4—0.5 | >0.5     |
| 2000       | 198.81 | 775.44  | 3339.18 | 8857.08 | 8275.32  |
| 2005       | 206.73 | 719.28  | 2573.46 | 7440.57 | 10553.94 |
| 2010       | 162.36 | 641.61  | 2629.35 | 8467.47 | 10947.51 |
| 2015       | 223.83 | 1071.90 | 3180.87 | 7621.92 | 10516.86 |
| 2020       | 191.61 | 910.71  | 2225.97 | 5622.75 | 13385.52 |

RMSE: 均方根偏差 Root mean square error

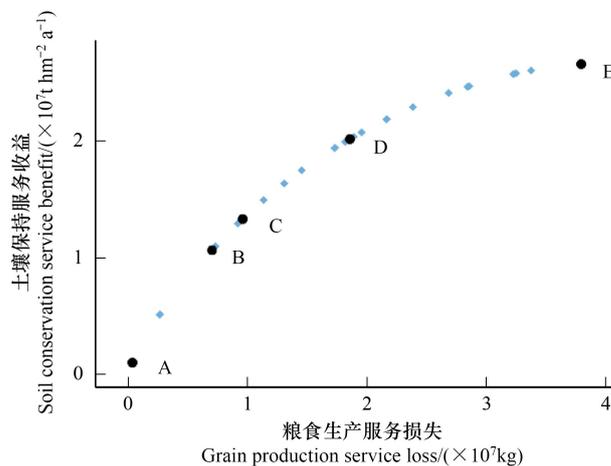
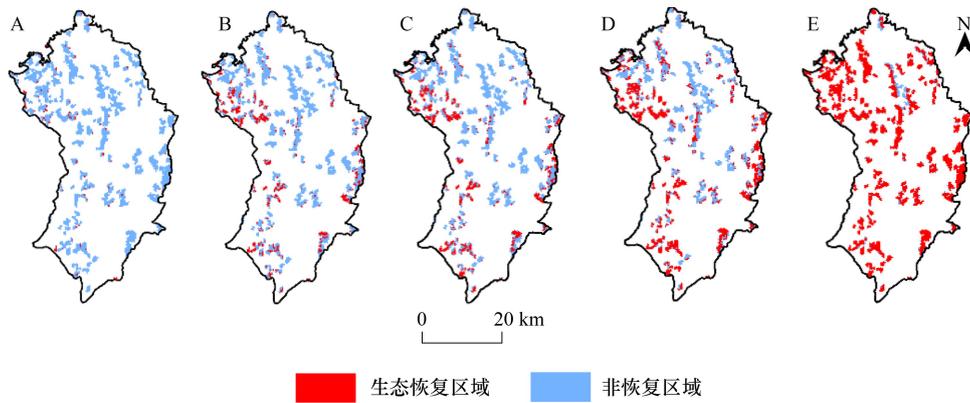


图 4 土壤保持与粮食生产服务效率前沿曲线

Fig.4 The efficient frontier curve between soil conservation service and grain production service

点 A 表示最小化粮食生产损失的优化情景;点 B 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 40%时的优化情景;点 C 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 50%时的优化情景;点 D 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 75%时的优化情景;点 E 表示最大化土壤保持服务的优化情景

表 3 效率前沿上两项生态系统服务值及生态恢复面积

Table 3 The values of soil conservation and grain production services and ecological restoration area on the efficiency frontier

| 效率前沿<br>Efficiency frontier | 土壤保持服务收益量<br>Soil conservation benefit/<br>( $\times 10^6 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) | 粮食生产服务损失量<br>Grain production loss/<br>( $\times 10^6 \text{ kg}$ ) | 坡耕地优化面积<br>Slope farmland optimization<br>area/ $\text{hm}^2$ |
|-----------------------------|---|---|---|
| A                           | 0.10  | 0.34  | 145.72  |
| B                           | 10.69   | 7.01  | 2499.84   |
| C                           | 13.35   | 9.59  | 3388.51   |
| D                           | 20.25   | 18.58   | 6528.79   |
| E                           | 26.69   | 37.98   | 13535.01  |

点 A 表示最小化粮食生产损失的优化情景;点 B 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 40% 时的优化情景;点 C 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 50% 时的优化情景;点 D 表示土壤保持服务收益提升至理论最大值的 75% 时的优化情景;点 E 表示最大化土壤保持服务时的优化情景

### 3.3 高优先恢复区域生态系统服务权衡强度分布特征

在前沿曲线上选取的代表点对应的坡耕地转出图中可以看出,随着多目标线性规划每次迭代,总有一些决策单元始终被选为优化的对象,这些优先选择的决策单元即为高优先恢复区域(图 5),本研究识别的高优先恢复区域内坡耕地面积为  $2612.07 \text{ hm}^2$ , 占总坡耕地(潜在优化区域)面积的 18.84%。通过对比高优先区域内坡耕地在潜在优化区域中 RMSE 的占比,可以识别不同权衡强度等级坡耕地的优化潜力(表 4),各权衡强度坡耕地的优化潜力排序为:中权衡强度>低权衡强度>高权衡强度。其中 RMSE 在 0.4—0.5 之间的坡耕地不仅具有最高的优化潜力,同时面积占据了显著的优势,说明这类坡耕地最适合进行生态恢复。而低权衡强度的坡耕地两项生态系统服务趋向于协同关系,同时面积很小,虽然有一定的优化潜力,但是生态恢复的整体收益不高。高权衡强度的坡耕地则优化潜力不占优势,只有在土壤保持目标的权重远超过粮食生产服务目标的权重时,才应当考虑进行生态恢复。

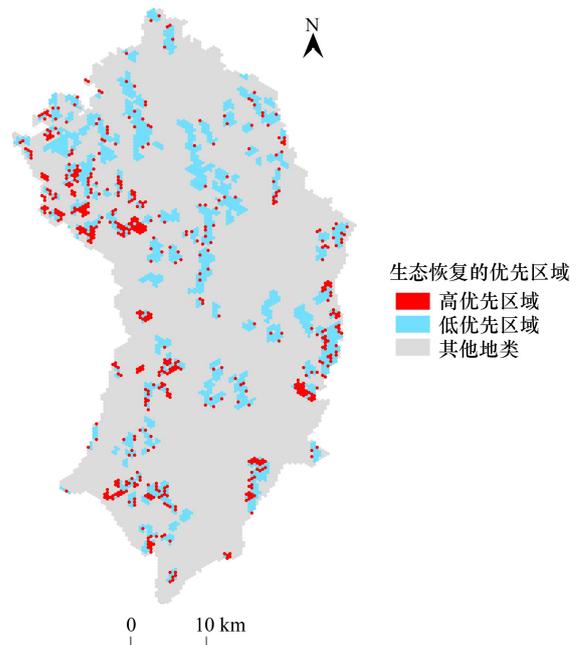


图 5 生态恢复优先区域识别

Fig. 5 Identification of priority areas for ecological restoration

## 4 讨论与结论

### 4.1 讨论

本研究中施甸县的粮食生产和土壤保持服务之间表现为权衡效应,这与孙瑞等<sup>[38]</sup>,余玉洋等<sup>[39]</sup>在淮河流域和秦巴山区的研究结果一致。研究区的粮食生产与土壤保持服务的权衡强度在 2000—2020 年间表现出不断上升的趋势。一方面,区域粮食产量的递增与这两项生态系统服务权衡的加剧具有一定的空间一致性<sup>[40]</sup>;另一方面,生态恢复工程的实施也可以缓解粮食生产服务与其他服务的权衡<sup>[21]</sup>。2000—2020 年间云南省总粮食产量提升 428.06 万余吨,同时国家于 2014 年启动新一轮退耕还林工程,这与研究区两项生态系统服务权衡强度的整体趋势与局部变化特征相吻合。

研究区两项生态系统服务的权衡特征表明进行土地利用优化的必要性,本文通过线性规划识别的坡耕地生态恢复的高优先区域主要分布在研究区的边缘山区,海拔相对较低(图 1),平均坡度超过  $25.07^\circ$ 。我国主要水蚀区的研究表明,土壤侵蚀量与坡度成正比关系<sup>[41]</sup>,而  $25^\circ$  以上陡坡地更是水土流失的主要发源地,属于

生态恢复的关键区域<sup>[42]</sup>。这在一定程度上验证了本文使用模型的正确性和准确性。研究同时识别了各权衡强度等级坡耕地的优化潜力,其中权衡强度高或过低的坡耕地均不适宜直接进行生态恢复,而应当以耕作、工程等措施进行调控。耕作措施包括等高耕作、沟垄种植、覆盖耕作、少耕免耕等,其中横坡垄作投入少且实施便捷,保土、保水、保肥作用明显<sup>[43-44]</sup>。工程措施则有水平梯田、坡式梯田、隔坡梯田等,其中水平梯田的土壤侵蚀控制能力最佳<sup>[45]</sup>。本研究中两项生态系统服务的权衡曲线的特征表明当追求某一项服务提升超过一定的阈值时,需要花费的成本激增,这与其他生态系统服务多目标优化的研究相似<sup>[15,46]</sup>。说明在生态系统服务阈值范围内,以低优化成本换取高收益是切实可行的。

表 4 高优先恢复区域坡耕地权衡强度分布特征

Table 4 Distribution characteristics of slope farmland trade-off intensity in high-priority ecological restoration areas

| 决策单元<br>Decision unit                                   | RMSE  |         |         |         |         |
|---|-------|---------|---------|---------|---------|
|   | 0—0.2 | 0.2—0.3 | 0.3—0.4 | 0.4—0.5 | >0.5    |
| 高优化潜力区域 High-priority optimization area/hm <sup>2</sup> | 25.11 | 102.96  | 418.95  | 1177.38 | 887.67  |
| 潜在优化区域 Potential optimization area/hm <sup>2</sup>      | 81.34 | 356.45  | 1140.50 | 3691.20 | 8594.65 |
| 比例 Percentage/%   | 30.87 | 28.88   | 36.73   | 31.89   | 10.32   |

坡耕地的转出容易威胁区域粮食安全,平衡粮食生产和土壤保持服务是坡耕地利用优化面临的主要问题<sup>[45]</sup>,且进行两项生态系统服务的权衡评估可以将结果直观展示在平面坐标系中,与整合更多生态系统服务的高维空间图相比,二维空间可视化效果更好。因此本文没有进行更多项生态系统服务的优化,仅聚焦于研究区典型的粮食生产和土壤保持服务,未来的研究中应整合更多项生态系统服务进行综合性的优化评估。

## 4.2 结论

本文评估并可视化了 2000—2020 年施甸县粮食生产与土壤保持服务的权衡强度,然后以坡耕地转换为林地作为决策变量,通过多目标线性规划方法,分析了粮食生产与土壤保持两项生态系统服务在效率前沿曲线上的权衡关系及相应的坡耕地转出面积,并且与权衡强度图层叠加分析,识别了生态恢复高优先区与两项生态系统服务权衡强度在空间上的差异性。主要结论如下:(1)2000—2020 年施甸县粮食生产与土壤保持服务在空间上以中、高权衡强度为主导且权衡强度整体在不断上升;(2)仅通过生态恢复手段提升坡耕地土壤保持服务具有阈值效应,当土壤保持服务提升超过理论最大值的 50%后会显著增加优化成本;(3)各权衡强度等级的坡耕地优化潜力为:中权衡强度>低权衡强度>高权衡强度,因此中权衡强度坡耕地适合直接进行生态恢复,而低、高权衡强度坡耕地则适合保护性耕作措施进行调控。

## 参考文献(References):

- [1] Millennium ecosystem assessment, Ecosystems and human well-being. Washington, DC: Island Press, 2005.
- [2] Costanza R, de Groot R, Braat L, Kubiszewski I, Fioramonti L, Sutton P, Farber S, Grasso M. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 2017, 28: 1-16.
- [3] Daily G C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997.
- [4] Qiu J Q, Yu D Y, Huang T. Influential paths of ecosystem services on human well-being in the context of the sustainable development goals. *Science of the Total Environment*, 2022, 852: 158443.
- [5] 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 宋长春, 刘纪远, 张惠远, 吕一河, 郑华, 谢高地. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. *地球科学进展*, 2009, 24(6): 571-576.
- [6] Wu J G. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 2013, 28(6): 999-1023.
- [7] Makwinja R, Kaunda E, Mengistou S, Alamirew T. Impact of land use/land cover dynamics on ecosystem service value—a case from Lake Malombe, Southern Malawi. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2021, 193(8): 492.
- [8] Mohammadyari F, Tavakoli M, Zarandian A, Abdollahi S. Optimization land use based on multi-scenario simulation of ecosystem service for sustainable landscape planning in a mixed urban-forest watershed. *Ecological Modelling*, 2023, 483: 110440.
- [9] Cf O. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations New York, NY, USA, 2015.
- [10] 张正峰. 面向 SDGs 的土地可持续利用目标、挑战与应对策略. *中国土地科学*, 2019, 33(10): 48-55.
- [11] Xie H L, Zhang Y W, Zeng X J, He Y F. Sustainable land use and management research: a scientometric review. *Landscape Ecology*, 2020, 35(2): 2381-2411.

- [12] 张宇硕, 吴殿廷, 吕晓. 土地利用/覆盖变化对生态系统服务的影响: 空间尺度视角的研究综述. 自然资源学报, 2020, 35(5): 1172-1189.
- [13] Fu B J, Zhang L W, Xu Z H, Zhao Y, Wei Y P, Skinner D. Ecosystem services in changing land use. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(4): 833-843.
- [14] Ramel C, Rey P L, Fernandes R, Vincent C, Cardoso A R, Broennimann O, Pellissier L, Pradervand J N, Ursenbacher S, Schmidt B R, Guisan A. Integrating ecosystem services within spatial biodiversity conservation prioritization in the Alps. *Ecosystem Services*, 2020, 45: 101186.
- [15] Kennedy C M, Hawthorne P L, Miteva D A, Baumgarten L, Sochi K, Matsumoto M, Evans J S, Polasky S, Hamel P, Vieira E M, Develey P F, Sekercioglu C H, Davidson A D, Uhlhorn E M, Kiesecker J. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. *Biological Conservation*, 2016, 204: 221-230.
- [16] Verhagen W, van der Zanden E H, Strauch M, van Teeffelen A J A, Verburg P H. Optimizing the allocation of agri-environment measures to navigate the trade-offs between ecosystem services, biodiversity and agricultural production. *Environmental Science & Policy*, 2018, 84: 186-196.
- [17] 曲艺, 丁建丽, 包青岭, 王颖慧, 许梦珠. 多情景模拟下的新疆生态系统服务价值评估. 环境科学与技术, 2023, 46(4): 195-204.
- [18] Feng Y, He D M, Li Y G. Ecological changes and the drivers in the Nu River Basin (upper Salween). *Water International*, 2010, 35(6): 786-799.
- [19] 张超, 彭道黎, 谢晨, 黄东. 西南地区退耕还林现状与对策. 林业资源管理, 2011(6): 21-26.
- [20] 张自正, 梁思源, 熊玉晴. 多情景土地利用变化下武汉城市圈生态系统服务权衡协同研究. 农业资源与环境学报, 2023, 40(2): 345-357.
- [21] Peng J, Hu X X, Wang X Y, Meersmans J, Liu Y X, Qiu S J. Simulating the impact of Grain-for-Green Programme on ecosystem services trade-offs in Northwestern Yunnan, China. *Ecosystem Services*, 2019, 39: 100998.
- [22] 杨文忠, 李媛媛, 杨斌, 罗圆, 张进峰, 张劲峰. 怒江流域森林资源的本土利用调查与分析. 长江流域资源与环境, 2010, 19(1): 59-64.
- [23] 饶恩明, 肖懿, 欧阳志云, 孔令桥. 基于受益人口的洞庭湖流域生态系统土壤保持服务重要性格局. 生态学报, 2022, 42(16): 6514-6522.
- [24] 周璐红, 王盼婷, 曹瑞超. 2000—2020年延安市土壤侵蚀驱动因素分析及生态安全评价. 生态与农村环境学报, 2022, 38(4): 511-520.
- [25] Wischmeier W H, Smith D D. Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. *Agriculture Handbook*. Department of Agriculture Science and Education Administration, 1978.
- [26] Williams J R, Jones C A, Dyke P T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*, 1984, 27(1): 129-144.
- [27] 刘宝元, 郭索彦, 李智广, 谢云, 张科利, 刘宪春. 中国水力侵蚀抽样调查. 中国水土保持, 2013(10): 26-34.
- [28] 杨子生. 滇东北山区坡耕地土壤侵蚀的水土保持措施因子. 山地学报, 1999, 17(S1): 23-25.
- [29] 杨子生. 滇东北山区坡耕地土壤侵蚀的作物经营因子. 山地学报, 1999, 17(S1): 20-22.
- [30] 杨子生. 云南省金沙江流域土壤流失方程研究. 山地学报, 2002, 20(S1): 1-9.
- [31] Kuri F, Murwira A, Murwira K S, Masocha M. Predicting maize yield in Zimbabwe using dry dekads derived from remotely sensed Vegetation Condition Index. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2014, 33: 39-46.
- [32] Bradford J B, D'Amato A W. Recognizing trade-offs in multi-objective land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(4): 210-216.
- [33] 殷允可, 李昊瑞, 张铭, 王良杰, 姜姜. 不同气候区生态系统服务权衡的空间异质性及其驱动因素研究——以川滇-黄土高原生态屏障带为例. 生态学报, 2024, 44(1): 1-10.
- [34] 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.
- [35] 赵霖雨, 崔柳, 王佳, 陈思. 基于土地利用模拟预测模型分析的城市绿色空间发展多情景模拟及建设时序研究——以湛江市中心城区为例. 生态学报, 2023, 43(15): 6307-6320.
- [36] Beatty C, Raes L, Vogl A L, Hawthorne P L, Moraes M, Saborio J L, Meza Prado K. Landscapes, at your service: Applications of the Restoration Opportunities Optimization Tool (ROOT). Gland, Switzerland: IUCN, 2018.
- [37] Diamond S, Boyd S. CVXPY: a python-embedded modeling language for convex optimization. *Journal of Machine Learning Research: JMLR*, 2016, 17: 83.
- [38] 孙瑞, 金晓斌, 赵庆利, 韩博, 张晓琳, 李寒冰, 胡静, 周寅康. 集成“质量-格局-功能”的中国耕地整治潜力综合分区. 农业工程学报, 2020, 36(7): 264-275.
- [39] 余玉洋, 李晶, 周自翔, 马新萍, 张城. 基于多尺度秦巴山区生态系统服务权衡协同关系的表达. 生态学报, 2020, 40(16): 5465-5477.
- [40] 卫彦宏, 乔旭智, 张仲伍, 杨永菊, 牛海鹏. 基于气候带与农业区划的农田生态系统服务权衡及驱动机制. 农业工程学报, 2022, 38(20): 220-228.
- [41] 陆淑宁, 张泽瑜, 李荣融, 吴发启, 张宁, 杨佳乐. 等高耕作对不同坡度坡面土壤侵蚀过程的影响. 水土保持学报, 2023, 37(2): 37-44.
- [42] Gong W F, Liu T D, Duan X Y, Sun Y X, Zhang Y Y, Tong X Y, Qiu Z X. Estimating the soil erosion response to land-use land-cover change using GIS-based RUSLE and remote sensing: a case study of Miyun Reservoir. *Water*, 2022, 14(05): 742.
- [43] 杨磊, 冯青郁, 陈利顶. 黄土高原水土保持工程措施的生态系统服务. 资源科学, 2020, 42(1): 87-95.
- [44] 王小康, 谷举, 刘刚, 师宏强. 横、顺坡垄作对黑土坡面侵蚀-沉积周期规律的影响. 土壤学报, 2022, 59(2): 430-439.
- [45] Duan X, Rong L, Bai Z, Gu Z, Ding J, Tao Y, Li J, Wang W, Yin X. Effects of soil conservation measures on soil erosion in the Yunnan Plateau, southwest China. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 75(2): 131-142.
- [46] Gourevitch J D, Hawthorne P L, Keeler B L, Beatty C R, Greve M, Verdone M A. Optimizing investments in national-scale forest landscape restoration in Uganda to maximize multiple benefits. *Environmental Research Letters*, 2016, 11(11): 114027.