

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2025.06.025

CSTR:32310.14.stbcbx.2025.06.025

刘少栋, 齐实, 郭建超, 等. 海南屯昌砂质壤土橡胶林水土保持措施生态产品能值分析[J]. 水土保持学报, 2025, 39(6): 256-269.

LIU Shaodong, QI Shi, GUO Jianchao, et al. Emergy analysis of ecological products of soil and water conservation measures in rubber forests with sandy loam soil in Tunchang, Hainan[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2025, 39(6): 256-269.

## 海南屯昌砂质壤土橡胶林水土保持 措施生态产品能值分析

刘少栋<sup>1</sup>, 齐实<sup>1</sup>, 郭建超<sup>2</sup>, 卢旭东<sup>1</sup>, 马路霞<sup>1</sup>,  
张鹏<sup>1</sup>, 郭衍瑞<sup>1</sup>, 王懋源<sup>1</sup>, 毛智勇<sup>1</sup>

(1.北京林业大学水土保持学院,北京 100083; 2.海南省水利水电勘测设计研究院有限公司,海口 571100)

**摘要:** [目的] 针对海南省橡胶林区水土流失严重且治理措施效果评估不足的问题,通过能值分析方法,系统评估不同水土保持措施的生态产品特征及可持续性,为优化措施配置提供科学依据。[方法] 利用海南省屯昌县设置7个径流小区2a的观测结果与2001—2020年降雨数据,基于能值分析理论,评估全生命周期单一措施(带状绿肥覆盖T1、蓄水沟T2、水平阶T3)及组合措施(蓄水沟+带状绿肥覆盖T4、水平阶+蓄水沟T5、水平阶+蓄水沟+带状绿肥覆盖T6)的能值投入与生态服务(水源涵养、固持土壤、肥力保持)产出,量化全生命周期能值产投比,阐明不同措施生态经济效果差异。[结果] 工程措施(T2、T3)生态产品产出显著优于林草措施(T1),生态产品能值总产出分别较T1提升57.16%和122.91%;组合措施生态产品产出显著优于单一措施,组合措施(水平阶+蓄水沟+带状绿肥覆盖T6)总能值产出最高(1.51E+13 sej),较单一措施中最优的T3提升51.23%,但其能值产投比最低(3.96);单一蓄水沟(T2)产投比达16.38,成本效益最优。[结论] 工程措施(蓄水沟T2)具有“低投入-高产”的特征,适于在海南省橡胶林坡园地开展规模化推广应用。在水土流失较为严重的坡园地,需构建组合措施,通过不同措施的协同效应提升生态系统的稳定性。

**关键词:** 水土保持措施; 能值分析; 生态产品; 能值产投比

中图分类号: S157.1

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)06-0256-14

## Emergy Analysis of Ecological Products of Soil and Water Conservation Measures in Rubber Forests with Sandy Loam Soil in Tunchang, Hainan

LIU Shaodong<sup>1</sup>, QI Shi<sup>1</sup>, GUO Jianchao<sup>2</sup>, LU Xudong<sup>1</sup>, MA Luxia<sup>1</sup>,  
ZHANG Peng<sup>1</sup>, GUO Yanrui<sup>1</sup>, WANG Maoyuan<sup>1</sup>, MAO Zhiyong<sup>1</sup>

(1.School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China; 2.Hainan Province Water Conservancy & Hydropower Survey, Design & Research Institute Co., Ltd., Haikou 571100, China)

**Abstract:** [Objective] To address the issues of severe soil erosion in rubber forests of Hainan Province and the insufficient effectiveness evaluation of conservation measures, this study systematically evaluates the ecological product characteristics and sustainability of different soil and water conservation measures using emergy analysis, aiming to provide a scientific basis for optimizing the allocation of measures. [Methods] Using 2-year observation results from seven runoff plots in Tunchang County, Hainan Province and rainfall data from 2001 to 2020, this study used emergy analysis to evaluate the emergy inputs and ecological service outputs (water conservation, soil retention, and fertility maintenance) of single measures (strip green manure cover, T1; water retention ditches, T2; contour terraces, T3) and combined measures (water retention ditches + strip green manure cover, T4; contour terraces + water retention ditches, T5; contour terraces + water retention ditches + strip green manure cover, T6) throughout their full life cycle. The emergy

收稿日期: 2025-05-15

修回日期: 2025-06-19

录用日期: 2025-06-27

网络首发日期(www.cnki.net): 2025-09-29

资助项目: 海南省重大科技计划项目(ZDKJ2021033); 国家重点研发计划项目(2022YFF1303004)

第一作者: 刘少栋(1999—),男,硕士,主要从事水土保持与流域治理研究。E-mail: liushaodong1999@163.com

通信作者: 齐实(1964—),男,博士,博士生导师,主要从事水土保持与流域治理研究。E-mail: qishi@bjfu.edu.cn

http://stbcbx.alljournal.com.cn

input-to-output ratio throughout the life cycle was quantified to reveal differences in ecological and economic effectiveness among these measures. [Results] Engineering measures (T2, T3) exhibited significantly higher ecological product outputs than vegetation measure (T1), with total energy outputs of ecological products increasing by 57.16% and 122.91% compared to T1, respectively. Combined measures demonstrated superior ecological product outputs over single measures. Among them, the combined measure T6 (contour terraces + water retention ditches + strip green manure cover) achieved the highest total energy output (1.51E+13 sej), surpassing the optimal single measure (T3) by 51.23%. However, T6 had the lowest energy input-to-output ratio (3.96). Among single measures, water retention ditches (T2) achieved an input-to-output ratio of 16.38, demonstrating optimal cost-effectiveness. [Conclusion] Engineering measures (water retention ditches, T2) exhibit a "low-input and high-output" characteristic, making them suitable for large-scale application in rubber forest slopes in Hainan Province. For slopes with severe soil erosion, combined measures should be implemented to enhance ecosystem stability through the synergistic effects of diverse measures.

**Keywords:** soil and water conservation measures; energy analysis; ecological products; energy input-to-output ratio

**Received:** 2025-05-15

**Revised:** 2025-06-19

**Accepted:** 2025-06-27

**Online**(www.cnki.net): 2025-09-29

水土流失是全球生态系统退化的主要驱动因素之一,尤其在热带地区,高降雨强度与人类活动叠加加剧土地退化与生态服务功能丧失<sup>[1]</sup>。海南岛作为中国唯一的热带岛屿,年降水量高达1 960~2 400 mm,且集中在雨季(占全年降水量的85%以上),短时强降雨事件频发。这种高动能降水过程显著提高降雨侵蚀力,导致其水土流失风险显著高于其他区域<sup>[2]</sup>。近年来,随着海南省热带特色农业迅速发展,全省园地面积1.22万km<sup>2</sup>,占海南岛土地总面积的35.92%,其中橡胶林占比58.90%(0.72万km<sup>2</sup>),且集中分布于8°~25°坡度区(占种植面积82.3%)。陡坡单一橡胶树种植导致林下植被覆盖不足,加之高强度的降雨侵蚀,使橡胶林区贡献全岛园地侵蚀总量的62.3%,成为区域生态治理的核心挑战<sup>[3]</sup>。

能值分析方法是以前以能值为基准,把生态系统或生态经济系统中不同种类、不可比较的能量转换成同一标准的太阳能值(sej)来衡量和分析,从而评价其在系统中的作用和地位<sup>[4]</sup>。该方法可全面量化系统内的物质-能量流和生态-经济权衡,通过评估隐含能量投入(如劳动力、材料)与生态产品产出的关系,为确定成本效益最优的保护策略提供科学依据。近年来,能值分析的研究取得显著进展。通过结合生命周期评估(life cycle assessment, LCA)、生态足迹(ecological footprint, EF)、地理信息系统(geographic information system, GIS)和战略环境评估(strategic environmental assessment, SEA)等更为成熟的科学方法,能值分析的科学研究和技术性得到进一步的巩固和提升<sup>[5]</sup>。并广泛应用于生态系统服务<sup>[6-7]</sup>、可持续性评估<sup>[8-10]</sup>等研究领域。在生态系统服务领域,能值分析方法为量化不

同生态系统的服务功能<sup>[6-7]</sup>及其空间分布提供了统一框架。如LEE等<sup>[11]</sup>将其与GIS结合,实现大尺度生态系统功能和生物自然资源存量的量化与对比,为生态资产核算和区域生态补偿提供科学基础;WANG等<sup>[12]</sup>通过能值分析和生态系统服务评价对长三角地区耕地利用的生态效率进行分析,并为耕地利用生态效率的优化提供了建议。在区域可持续评估领域,能值分析能整合社会经济与自然生态过程,为区域发展的可持续性状态和路径优化提供系统性视角。如LU等<sup>[13]</sup>基于能值生态足迹模型以流域综合治理项目、具体措施和不同生态系统为评价单元,对流域综合治理的可持续性进行评价,并对其可持续发展提出建议和对策;GUO等<sup>[14]</sup>基于能值分析在省级范围内评估了中国蔬菜生产系统的可持续性,提出未来系统优化的方向。尽管能值分析方法应用广泛,但其在水土保持领域,尤其是针对具体措施生态产品能值核算的研究相对薄弱。

当前,水土保持措施效益评估研究多聚焦于生态效益或短期经济成本效益分析<sup>[15-16]</sup>。传统径流小区观测结合土壤养分测定是评估水土保持措施生态效益(减流、减沙等)的基本方法,经济效益评估则多采用成本效益分析,计算措施的货币化投入(如材料、劳动力成本)与产出(如增产、减灾效益)之比。然而,这类方法在全面衡量措施的生态经济综合效益方面存在局限:一方面,生态效益指标(如减沙量)难以直接比较不同措施的资源利用效率;另一方面,传统的成本效益分析往往侧重于可直接市场化的短期经济产出(如农产品增产、工程减灾效益),而对水土保持措施提供的非市场化的生态产品与服务(如

水源涵养、固持土壤、土壤肥力维持等)及其长期可持续性缺乏有效的量化与整合评估。

本研究旨在通过能值分析方法,系统评估海南省橡胶林不同水土保持措施的生态产品能值特征,揭示其在热带多雨环境下的生态经济效果差异及驱动机制。具体目标包括:1)量化水土保持措施全生命周期内的能值投入与生态产品(水源涵养、固持土壤、肥力保持)产出,明确措施类型与生态产品产出的关联性;2)解析热带多雨环境下不同水土保持措施的能值产投比,揭示工程与林草措施的功能协同与效果差异。该研究首次整合能值理论、多年降雨侵蚀力数据及径流小区监测,构建热带橡胶林水土保持措施的动态能值核算框架,不仅填补了能值理论在水土保持措施生态产品研究中的空白,更可为热带岛屿生态治理的精准决策提供理论参考。

### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

研究区位于海南省屯昌县坡心镇(19°19'34"~19°19'35"N, 110°03'33"~110°03'36"E),属海南岛中部丘陵半山区,海拔 100~200 m。属热带海洋性气候,为低纬度季风发达地区。高温多雨,四季变化不大,干湿季节明显,终年无霜;夏秋多台风;阳光充足,热能丰富,年平均气温 23.1~23.6℃。年平均日照时间 1 900~2 100 h。年平均降水量 1 960~2 400 mm,年平均蒸发量 1 600 mm。水土流失主要为水力侵蚀,水蚀面积为 55.90 km<sup>2</sup>,其中,轻度侵蚀面积为 31.78 km<sup>2</sup>,中度侵蚀面积 19.80 km<sup>2</sup>,强烈、极强烈、剧烈侵蚀面积分别为 2.74、0.78、0.80 km<sup>2</sup>,水蚀面积占全县面积的 4.54%,整体上水土流失较轻微。本研究区为典型热带橡胶园(图 1),水土流失风险较高,林下植被覆盖较差,土壤容易受到雨水冲刷,导致水土流失。因此,橡胶林水土保持措施以提高林下覆盖和改变微地形为主。

本研究选择海南省屯昌县坡心镇橡胶园(面积 0.3 hm<sup>2</sup>)作为试验基地,具有充分的科学依据和典型代表性。海南省橡胶林主要集中在儋州、白沙、琼中、屯昌等中西部市县,以丘陵台地环境下的规模化种植园为主。研究区位于海南省中部偏北,是海南省核心橡胶种植区之一。其气候条件(热带季风气候,年平均气温、降水量、光照时间等)、土壤类型(以砖红壤、赤红壤为主)及地形地貌(低山丘陵为主)在海南橡胶主产区具有高度的典型性。同时该橡胶园试验基地作为人工林生态系统,林下植被覆盖度低、土壤裸露程度高,是海南省橡胶林水土流失问题的典型缩影,其土壤类型(如砖红壤)和侵蚀特征在

海南橡胶种植区广泛存在。因此,该试验基地的选择确保研究成果对海南省中部丘陵地区橡胶林区水土保持工作的科学指导价值和实际应用潜力。

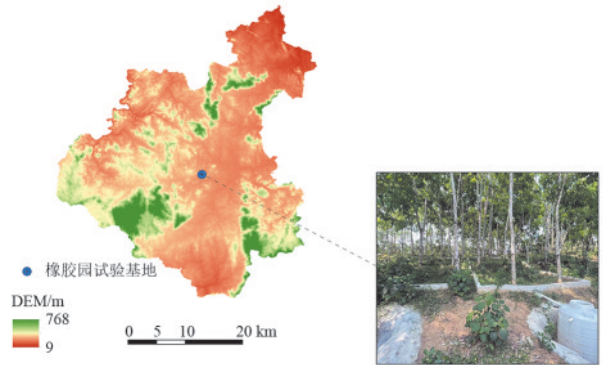


图 1 研究区位置

Fig.1 Location of the study area

#### 1.2 试验设计

本试验选择屯昌县坡心镇橡胶园为试验基地,设置地形条件(坡度、坡长和坡向)基本一致的 7 个径流小区开展对比试验(图 2)。各径流小区的产流产沙通过矩形集流槽承接,并引入下方收集桶中。径流小区设计参考《水土保持试验规程》(SL 419—2007)<sup>[17]</sup>要求(标准径流小区水平投影坡长 20 m、宽 5 m),结合橡胶园实际地形条件,将坡长调整为 12 m,宽度保持 5 m 符合规范。通过统一坡长(12 m)和坡度(13°)等条件,旨在排除地形差异对径流泥沙的干扰,确保不同处理措施效果的可比性。同时,各径流小区选用的单一措施(带状绿肥、蓄水沟、水平阶)及组合措施,均在海南省橡胶林区具有实践基础。径流小区基础信息见表 1。

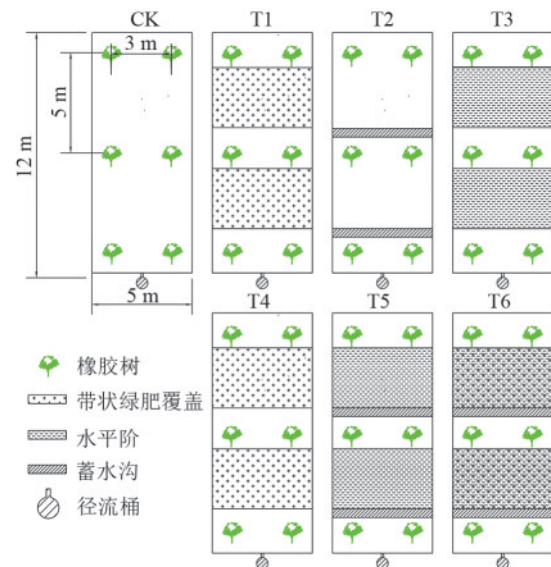


图 2 径流小区水土保持措施配置

Fig.2 Configuration of soil and water conservation measures in runoff plots

表 1 径流小区基础信息  
Table 1 Basic information of runoff plots

| 编号 | 水土保持措施布设           | 坡度/<br>(°) | 规格/m | 橡胶<br>株树 | 树龄/a | 树高/m  | 实施方案  |
|----|--------------------|------------|------|----------|------|-------|---|
| 1  | 裸露地表对照(CK)         | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 | 裸露地表,无处理  |
| 2  | 带状绿肥覆盖(T1)         | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 | 选择豆科植物毛蔓豆按 10 g/m <sup>2</sup> 播种量进行条播(覆盖面积占比 50%),播种前实施 10-15 cm 浅耕破除犁底层,播种后覆土压实保障种子萌发 |
| 3  | 蓄水沟(T2)            | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 | 沿等高线布设两条梯形断面沟道(上口宽 0.4 m×深 0.3 m),开挖后采用分层夯实工艺处理沟体(沟底、沟壁压实度≥90%)                         |
| 4  | 水平阶(T3)            | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 | 构建 4 m 宽阶面平台,开挖土方用于阶壁修筑并人工夯实成型  |
| 5  | 蓄水沟+带状绿肥覆盖(T4)     | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 |   |
| 6  | 水平阶+蓄水沟(T5)        | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 | 组合措施分别整合上述单项措施设置  |
| 7  | 水平阶+蓄水沟+带状绿肥覆盖(T6) | 13         | 5×12 | 6        | 10   | 10~12 |   |

注:蓄水沟和水平阶设计参考《水土保持工程设计规范》<sup>[18]</sup>与《南方红壤丘陵区水土流失综合治理技术标准》<sup>[19]</sup>,采用十年一遇最大 6 h 径流量设计,使用年限为 10 a。

1.3 数据采集

1.3.1 基础数据

1) 气象数据及土壤养分背景值测定

本研究基础数据包括研究区本底值(历史降雨量、土壤理化性质)和水土保持措施物质投入数据。研究区历史逐日降雨数据(2001—2020年)由水文站(南坤站)提供;土壤理化性质通过实地采样方法获取;在研究区各小区上-中-下坡位布设 9 个采样点,采集表层(0~20 cm)原状土样,通过实验室检测获取研究区土

壤理化性质(如土壤质地、体积质量、有机质、全氮、全磷、全钾等)。海南橡胶林土壤以砖红壤、赤红壤为主,其质地多属砂质壤土至黏壤土,黏粒占比普遍在 15%~30%。这类土壤在雨季高强度降雨下易发生团聚体崩解,导致地表结皮形成,降低入渗率并加剧侵蚀风险。本试验地(屯昌坡心镇)的土壤黏粒占比为 16.55%,属典型砖红壤,与儋州、琼中等主产区的质地特征基本一致,可代表海南岛中部丘陵区橡胶林的主要土壤类型。研究区土壤理化性质见表 2。

表 2 研究区土壤理化性质

Table 2 Soil physicochemical properties in the study area

| 土壤理化性质                       | 本底值   | 测定方法                                  |
|------------------------------|-------|---------------------------------------|
| TN/(g·kg <sup>-1</sup> )     | 1.07  | 采用凯氏定氮法(LY/T 1228) <sup>[20]</sup>    |
| TP/(mg·kg <sup>-1</sup> )    | 24.05 | 采用钼锑抗比色法(LY/T 1232) <sup>[20]</sup>   |
| TK/(g·kg <sup>-1</sup> )     | 16.24 | 火焰光度法(LY/T 1234) <sup>[20]</sup>      |
| 有机质/(g·kg <sup>-1</sup> )    | 19.26 | 重铬酸钾外加热法(NY/T 1121.6) <sup>[20]</sup> |
| 土壤体积质量/(g·cm <sup>-3</sup> ) | 1.45  | 环刀法 <sup>[21]</sup>                   |
| 黏粒(<0.002 mm)/%              | 16.55 |                                       |
| 粉(砂)粒(0.05~0.002 mm)/%       | 9.54  | 土壤密度计法(LY/T 1225) <sup>[21]</sup>     |
| 砂粒(2.0~0.05 mm)/%            | 73.91 |                                       |
| 土壤质地                         | 砂质壤土  | 土壤密度计法(LY/T 1225) <sup>[21]</sup>     |

2) 水土保持措施投入

水土保持措施物质投入数据为水土保持措施建设过程中绿肥播种量及劳动力投入量,数据通过施工记录与现场实测获取。水土保持措施具体物质投入见表 3。

1.3.2 试验监测数据

本研究于 2023—2024 年共获取有效降雨-径流事件 181 场次,同步获取径流泥沙数据。采用 FT-

QC9 气象站连续记录降雨参数(降雨量、降雨强度、降雨历时);通过径流小区的收集桶进行径流泥沙样品采集,获取每场降雨-径流事件产流量、产沙量、含沙量,根据收集池的水位计获取径流量,含沙量的测定采用自制的自动搅拌取样装置采集径流泥沙,并通过烘干称重法进行测定。用于核算水土保持生态产品产出,包括水源涵养、固持土壤和保持肥力(TN、TP、TK 和有机质)。

表 3 水土保持措施物质投入  
Table 3 Material inputs of soil and water conservation measures

| 水土保持措施 | 资源      | T1   | T2   | T3   | T4   | T5   | T6   |
|--------|---------|------|------|------|------|------|------|
| 人工除草   | 劳动力(工时) | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| 绿肥播种   | 种子/g    | 300  | 0    | 0    | 300  | 0    | 300  |
|        | 劳动力(工时) | 0.90 | 0    | 0    | 0.90 | 0    | 0.90 |
| 土方开挖   | 劳动力(工时) | 0    | 1.14 | 3.38 | 1.14 | 4.51 | 4.51 |
| 分层填筑   | 劳动力(工时) | 0    | 0    | 1.95 | 0    | 1.95 | 1.95 |
| 土方夯实   | 劳动力(工时) | 0    | 0.11 | 0.39 | 0.11 | 0.49 | 0.49 |

1.4 研究方法

1.4.1 降雨侵蚀力计算及分类

1) 降雨侵蚀力计算

本研究参考以往研究<sup>[22]</sup>成果,选择日降雨量侵蚀模型计算降雨侵蚀力。具体公式为:

$$R_d = \alpha \times P_d^{\beta}$$

式中: $R_d$ 为日降雨侵蚀力, $(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h)$ ;  $P_d$ 为侵蚀性降雨量, $\geq 10$  mm的日降雨量<sup>[23]</sup>,mm; $\alpha$ 和 $\beta$ 为模型参数,反映不同区域降雨特征,计算方法为

$$\alpha = 21.586 \beta^{-7.1891} \quad (2)$$

$$\beta = 0.8363 + \frac{18.144}{P_{d,10}} + \frac{24.455}{P_{y,10}} \quad (3)$$

式中: $P_{d,10}$ 为日降雨量 $\geq 10$  mm的日平均降雨量,mm; $P_{y,10}$ 为日降雨量 $\geq 10$  mm的年平均降雨量,mm。

2) 降雨侵蚀力分类

本研究参考《降水量等级》(GB/T 28592—2012)<sup>[24]</sup>标准,24 h内降雨量在10.0~24.9 mm为中

雨;在25.0~49.9 mm为大雨;在50.0~99.9 mm为暴雨;在100.0~249.9 mm为大暴雨;降雨量 $\geq 250.0$  mm为特大暴雨。因此对应的侵蚀性降雨划分为低侵蚀力、中侵蚀力、较高侵蚀力、高侵蚀力、极高侵蚀力降雨5个等级。

1.4.2 能值分析 能值分析法是一种基于统一能量基准的生态系统定量评估方法,其核心原理是通过太阳能值转换率将不同类型的物质与能量流转化为统一的太阳能值(sej)<sup>[25]</sup>。本研究基于能值理论构建系统能量流程(图3),反映橡胶林水土流失治理过程能流特征。将系统中的各种物质流和能量流统一转化成同一标准的太阳能值,量化分析不同水土保持措施的全周期能值投入、生态产品产出及产投比。本研究使用的能值转换率主要参考蓝盛芳<sup>[26]</sup>、陈阜<sup>[27]</sup>研究结果。并根据最新的地球生物圈参考能量基线为12.0E+24 sej/a<sup>[28]</sup>(太阳能焦耳每年)进行转化。

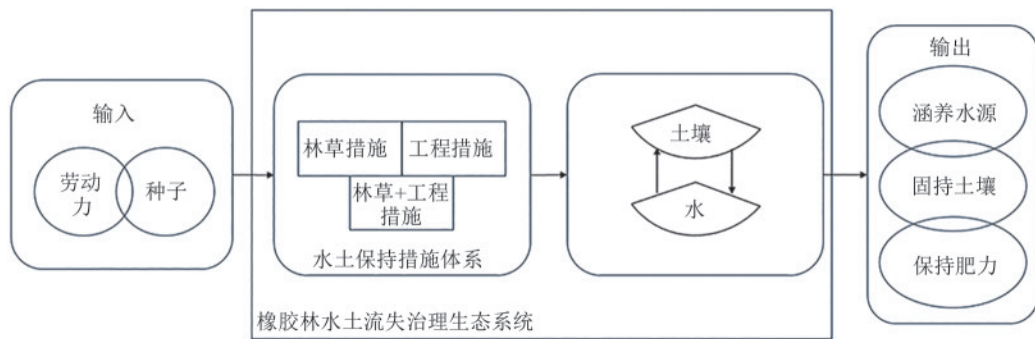


图 3 橡胶林生态系统能量流程

Fig.3 Energy flow of rubber forest ecosystem

1) 能值投入体系及核算方法

水土保持措施能值投入体系由工程措施和林草措施两大模块构成。工程措施以劳动力投入为主导,涉及土方开挖、分层填筑及夯实工艺,通过施工标准化流程实现微地形改造,具体能值核算基于各工序劳动力投入。林草措施包含种子生物质能与人工管护双重投入。本研究针对不同水土保持措施投入的时序异质性特征,采用全生命周期平均能值投入量作为评估基准。其中,蓄水沟和水平阶生命周

期为10 a,后续维护能值投入按初始年度能值的30%进行核算;带状绿肥覆盖每年进行复播,按单周期(1 a)进行核算,首年的能值与管护投入直接计入当年成本。对各个径流小区内水土保持措施能值投入进行核算。

劳动力能值投入计算方法<sup>[27]</sup>为:

$$E_{L1} = Q \times t \times \tau_{L1} \quad (4)$$

式中: $E_{L1}$ 为劳动力投入能值sej; $Q$ 为单位时间人力做功,取2.65E+05 J/工时(单位时间内人力工作的热

功量<sup>[29]</sup>×千卡转换为焦耳的转换系数); $t$ 为人工工作的工时; $\tau_{Li}$ 为劳动力能值转换系数,sej/J。

种子能值投入计算方法<sup>[30]</sup>为:

$$E_{Si} = E_s \times A_s \times m \times \tau_{Si} \quad (5)$$

式中: $E_{Si}$ 为林草措施种子投入能值,sej; $E_s$ 为单位质量种子所含能量,J/g; $A_s$ 为播种面积,m<sup>2</sup>; $m$ 为单位面积播种的种子质量,g; $\tau_{Si}$ 为种子的能值转换系数,sej/J。

措施全生命周期年平均能值投入计算方法为:

$$E_{SM} = E_{EM} + E_{FG} \quad (6)$$

$$E_{EM} = \frac{E_{EM0}}{n_{EM}} \quad (7)$$

$$E_{EM0} = E_{Li} + 0.3 \times (n - 1) \times E_{Li} \quad (8)$$

$$E_{FG} = E_{Li} + E_{Si} \quad (9)$$

式中: $E_{SM}$ 为水土保持措施全生命周期年平均能值投入,sej; $E_{EM}$ 为工程措施全生命周期年平均能值投入,sej; $E_{EM0}$ 为工程全生命周期能值总投入,sej; $n_{EM}$ 为工程措施生命周期; $E_{FG}$ 为林草措施全生命周期年平均能值投入,sej。

### 2)能值产出体系及核算方法

水土保持生态产品,指通过水土流失综合防治实现流域、区域等的生态系统质量和功能提升而提供的优质生态产品或服务“增量”。本研究基于橡胶园水土流失治理重点,选取水源涵养、固持土壤和保持土壤肥力3项作为水土保持生态产品,以径流小区为单元进行核算。

水源涵养能值指水土保持措施实施后,通过植被截留、土壤入渗强化和微地形滞缓效应等机制,相较于自然状态所增加的降水蓄存与径流调控能力。计算方法<sup>[31]</sup>为:

$$E_{Sw} = E_{Sw1} - E_{Sw0} \quad (10)$$

$$E_{Sw1} = \rho \times j \times (R - R_0) \times \tau_{Sw} \quad (11)$$

式中: $E_{Sw}$ 为年水源涵养总能值,sej; $E_{Sw1}$ 措施下年涵养水源的总能值,sej; $E_{Sw0}$ 为无措施下基准水源涵养总能值,sej; $\rho$ 为水的密度,10<sup>6</sup> g/m<sup>3</sup>; $j$ 为雨水的吉布

斯自由能,4.94 j/g; $R$ 为年平均侵蚀性降雨量,mm; $R_0$ 为年平均径流量,mm; $\tau_{Sw}$ 为能值转换系数,sej/J。

固持土壤能值指通过水土保持措施降低土壤侵蚀速率,避免表层土壤流失的能力。计算方法<sup>[32]</sup>为:

$$E_{S0} = (S_0 - S_1) \times \tau_{S0} \quad (12)$$

式中: $E_{S0}$ 为年固持土壤总能值,sej; $S_0$ 为无水土保持措施土壤侵蚀量,g; $S_1$ 为水土保持措施下土壤侵蚀模数,g; $\tau_{S0}$ 为能值转换系数,sej/J。

保持土壤肥力能值指通过减少土壤侵蚀避免养分(N、P、K)与有机质流失,维持土地生产潜力的能力。计算方法<sup>[33]</sup>为:

$$E_{SN} = (S_0 - S_1) \times H \times \tau_{SN} \quad (13)$$

式中: $E_{SN}$ 为减少土壤中N、P、K及有机质的总能值,sej; $H$ 为径流小区土壤中N、P、K、有机质的质量分数,g/kg; $\tau_{SN}$ 为能值转换系数,sej/g。

生态产品产出计算方法为:

$$E_{TO} = E_{Sw} + E_{S0} + E_{SN} \quad (14)$$

式中: $E_{TO}$ 为水土保持生态产品年产出能值,sej。

### 3) 生态产品能值产投比

生态产品能值产投比是指水土保持生态产品年产出能值与全生命周期年平均能值投入的比值。其值越高,说明水土保持措施的能量利用效率越高。

$$\gamma = \frac{E_{TO}}{E_{Sw}} \quad (15)$$

式中: $\gamma$ 为生态产品能值产投比。

## 2 结果与分析

### 2.1 研究区降雨特征

2.1.1 研究区 2001—2020 年侵蚀性降雨类型 根据 2001—2020 年降雨数据,研究区共发生 1 102 场侵蚀性降雨,并计算其日降雨侵蚀力。研究区日降雨侵蚀力为 61.12~5 653.92 (MJ·mm)/(hm<sup>2</sup>·h·a)。参考日降雨等级划分标准,将研究区侵蚀性降雨划分为 5 个等级(表 4),各等级降雨年平均分布为低侵蚀力降雨 30 场,中侵蚀力降雨 16 场,较高侵蚀力降雨 7 场,高侵蚀力降雨 3 场。

表 4 研究区 2001—2020 年侵蚀性降雨分类

Table 4 Classification of erosive rainfall in the study area from 2001 to 2020

| 侵蚀性降雨类型 | 划分标准/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 场次  | 降雨侵蚀力/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 历史年平均场次/次 |
|---------|---|-----|--|-----------|
| 低侵蚀力降雨  | 61.12~203.93  | 595 | 61.12~201.77   | 30±7a     |
| 中侵蚀力降雨  | 205.02~510.82                                       | 317 | 205.12~505.41  | 16±4b     |
| 较高侵蚀力降雨 | 512.17~1 277.80                                     | 141 | 512.17~1 277.80                                      | 7±3c      |
| 高侵蚀力降雨  | 1 279.49~4 289.78                                   | 50  | 1 279.49~3 944.10                                    | 3±2d      |
| 极高侵蚀力降雨 | ≥4 289.78   | 4   | 4 326.09~5 653.92                                    | 0         |

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同小写字母表示不同侵蚀性降雨类型历史年平均场次差异性显著( $p < 0.05$ )。

根据各等级侵蚀性降雨内部分布特征(图 4),将其进一步细化为 12 个子等级,以提高典型降雨的筛选精度。并结合各子等级降雨的发生频率,确定其

年平均场次。结果显示,随着降雨侵蚀力的增强,同一等级内的各子等级频率逐渐降低。研究区 2001—2020 年侵蚀性降雨类型分布特征见表 5。

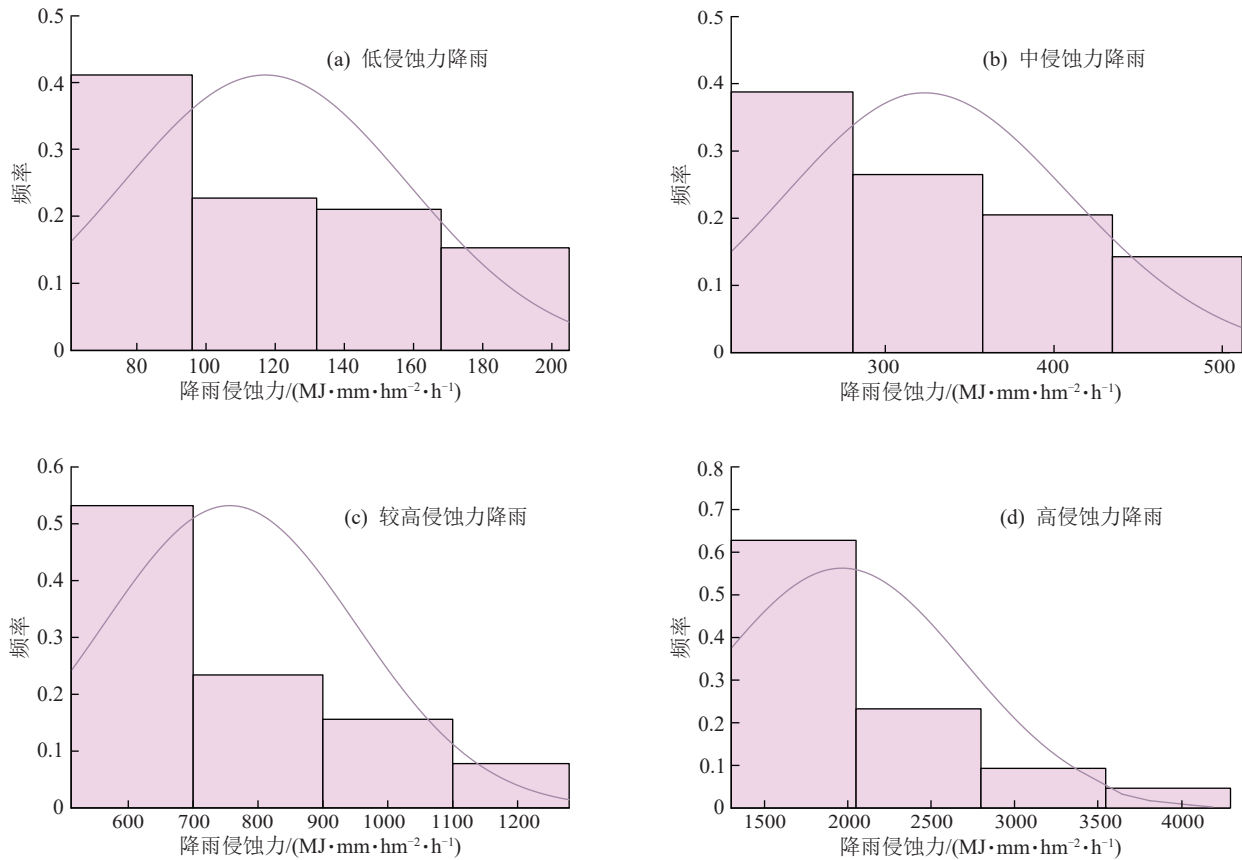


图 4 研究区 2001—2020 年各等级侵蚀性降雨分布

Fig.4 Distribution of erosive rainfall of different levels in the study area from 2001 to 2020

表 5 研究区 2001—2020 年侵蚀性降雨类型分布特征

Table 5 Distribution characteristics of erosive rainfall types in the study area from 2001 to 2020

| 侵蚀性降雨类型 | 降雨侵蚀力/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 频率/(次·总次数 <sup>-1</sup> ) | 20 a 平均值/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 年降雨场次/次 |
|---------|--|---------------------------|---|---------|
| 低侵蚀力降雨  | 61.12~<97.00   | 0.41                      | 77.41   | 12      |
|         | 97.00~<133.00  | 0.23                      | 115.18  | 7       |
|         | 133.00~<169.00                                       | 0.21                      | 152.57  | 6       |
|         | 169.00~<205.02                                       | 0.15                      | 184.81  | 5       |
| 中侵蚀力降雨  | 205.02~<285.00                                       | 0.39                      | 238.95  | 6       |
|         | 285.00~<365.00                                       | 0.26                      | 321.22  | 4       |
|         | 365.00~<445.00                                       | 0.21                      | 398.88  | 3       |
|         | 445.00~<512.17                                       | 0.14                      | 475.17  | 2       |
| 较高侵蚀力降雨 | 512.17~<700.00                                       | 0.53                      | 608.07  | 4       |
|         | 700.00~<900.00                                       | 0.23                      | 799.08  | 2       |
|         | 900.00~<1 100.00                                     | 0.16                      | 989.92  | 1       |
|         | 1 100.00~<1 279.49                                   | 0.08                      | 1 175.97  | 0       |
| 高侵蚀力降雨  | 1 279.49~<2 050.00                                   | 0.63                      | 1 561.66  | 2       |
|         | 2 050.00~<2 800.00                                   | 0.23                      | 2 174.48  | 1       |
|         | 2 800.00~<3 550.00                                   | 0.09                      | 3 085.80  | 0       |
|         | 3 550.00~4 292.04                                    | 0.05                      | 3 905.31  | 0       |

2.1.2 典型降雨事件选择 为确保基于观测期(2023—2024年)的生态产品能值评估结果能反映区域长期平均状况,本研究从181场有效降雨-径流事件中,依据研究区2001—2020年历史侵蚀性降雨类型(细化至12个子等级)的分布特征(表5),科学筛选出55场典型降雨事件。筛选的核心目的在于消除观测期内年际降雨偶然性的影响,确保降雨数据能够代表该地区长期水文规律,从而提升研究结论的准确性和普适性。筛选依据严格遵循历史统计基

准:针对每个子等级(表5),选取事件场次接近其20 a历史年平均值,且所选事件的平均降雨侵蚀力与该子等级20 a历史均值高度吻合(偏差<5%)(表6)。最终选定的55场事件在类型构成(覆盖主要侵蚀等级)、频率分布(符合长期规律)和平均强度(接近长期均值)上区域历史特征高度吻合(表6)。此基于长期统计规律筛选典型事件的方法是水文学和土壤侵蚀研究中利用有限期数据推断长期规律的可靠手段。

表 6 全周期典型侵蚀性降雨类型分布

Table 6 Distribution of typical erosive rainfall types over whole cycle

| 侵蚀性降雨类型 | 降雨侵蚀力/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 观测期典型<br>降雨场次/次 | 观测期典型降雨平均<br>降雨侵蚀力/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | 观测期典型降雨累计<br>降雨侵蚀力/<br>(MJ·mm·hm <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ) |
|---------|--|-----------------|---|---|
| 低侵蚀力降雨  | 61~97  | 12              | 76.25   | 915.00  |
|         | 97~133   | 7               | 115.01  | 805.09  |
|         | 133~169  | 6               | 154.72  | 928.32  |
|         | 169~205  | 5               | 187.91  | 939.55  |
| 中侵蚀力降雨  | 205~285  | 6               | 239.29  | 1 435.71  |
|         | 285~365  | 4               | 320.39  | 1 281.57  |
|         | 365~445  | 3               | 394.17  | 1 182.52  |
|         | 445~512  | 2               | 474.64  | 949.27  |
| 较高侵蚀力降雨 | 512~700  | 4               | 600.82  | 2 403.26  |
|         | 700~900  | 2               | 788.96  | 1 577.91  |
|         | 900~1 100  | 1               | 1 000.34  | 1 000.34  |
| 高侵蚀力降雨  | 1 280~2 050  | 2               | 1 627.96  | 3 255.93  |
|         | 2 050~2 800  | 1               | 2 071.15  | 2 071.15  |

2.1.3 典型降雨下水土保持措施径流泥沙分析 基于选取的典型降雨事件,统计计算55场典型降雨下径流小区年径流泥沙数据(表7)。结果显示,典型降雨条件下不同水土保持措施径流量和土壤侵蚀量具有明显差异。其中,单一措施中T3对径流和土壤侵

蚀的抑制效果最优,径流量(33.26 m<sup>3</sup>)和土壤侵蚀量(91 165 g)较CK分别减少48.88%和45.76%;而组合措施优于单一措施,组合措施T6的径流量(17.72 m<sup>3</sup>)和土壤侵蚀量(48 640 g)降幅最为明显,较最优的单一措施T3分别减少46.71%和46.65%。

表 7 典型降雨下径流小区(60 m<sup>2</sup>)年径流泥沙特征

Table 7 Annual runoff and sediment characteristics of runoff plots (60 m<sup>2</sup>) under typical rainfall

| 水土保持措施 | 径流量/m <sup>3</sup> | 单位面积径流量/<br>(m <sup>3</sup> ·m <sup>-2</sup> ) | 土壤侵蚀量/g    | 单位面积土壤侵蚀量/<br>(g·m <sup>-2</sup> ) |
|--------|--------------------|--|------------|------------------------------------|
| CK     | 65.06              | 1.08   | 168 091.63 | 2 801.53                           |
| T1     | 50.79              | 0.85   | 115 740.13 | 1 929.00                           |
| T2     | 42.64              | 0.71   | 102 207.14 | 1 703.45                           |
| T3     | 33.26              | 0.55   | 91 164.88  | 1 519.41                           |
| T4     | 31.19              | 0.52   | 84 076.99  | 1 401.28                           |
| T5     | 24.18              | 0.40   | 61 269.60  | 1 021.16                           |
| T6     | 17.72              | 0.30   | 48 639.87  | 810.66                             |

2.2 能值投入分析

由表8可知,橡胶林水土保持措施的能值投入在不同处理(T1~T6)中存在显著差异,具体体现为投入强度和构成要素的差异。第1 a初始建设能值投入

显示,单一措施中T3的能值需求最高(5.75E+12 sej),而T2最低(1.25E+12 sej)。组合措施中,T6的初始投入最高(8.22E+12 sej),明显高于单一措施及其他组合(T4:2.47E+12 sej;T5:7.00E+12 sej)。

从全生命周期年平均能值投入来看, T6的年均投入最高(3.81E+12 sej), 其次是 T5(2.59E+12 sej)和 T3(2.13E+12 sej)。T1和 T4的年均投入分别为 1.22E+12、1.68E+12 sej, 而 T2的年均投入仅为 4.63E+11 sej, 明显优于其他措施。对比不同措施类型, 组合措施的初始能值需求普遍高于单一措施(T5较 T3提高 21.7%), 且其全生命周期年均投入也明显

增加(T6较 T3提高 78.9%)。

从构成要素来看, 劳动力能值占总投入比例较高, 其中工程措施的劳动力能值投入明显高于林草措施, T2(1.25E+12 sej)劳动力能值投入是 T1(9.05E+11 sej)的 6.36 倍。反映工程措施因物理改造需求导致初始投入高昂, 而林草措施通过低能值转换率的生物资源降低初期成本。

表 8 橡胶林水土保持措施能值投入

Table 8 Emergy inputs of soil and water conservation measures in rubber forests

| 项目           | 能值转换率/<br>(sej·J <sup>-1</sup> ) | 太阳能值/sej                 |          |          |          |          |          |          |
|--------------|----------------------------------|--------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|              |                                  | T1                       | T2       | T3       | T4       | T5       | T6       |          |
| 种子           | 绿肥播种                             | 6.60E+04 <sup>[34]</sup> | 3.17E+11 |          |          | 3.17E+11 | 3.17E+11 |          |
|              | 人工除草                             |                          |          |          |          |          |          |          |
| 劳动力          | 绿肥播种                             |                          | 9.05E+11 |          |          | 9.05E+11 | 9.05E+11 |          |
|              | 土方开挖                             | 3.80E+06 <sup>[13]</sup> | 1.15E+12 | 3.40E+12 | 1.15E+12 | 4.54E+12 | 4.54E+12 |          |
|              | 分层填筑                             |                          |          | 1.96E+12 |          | 1.96E+12 | 1.96E+12 |          |
|              | 土方夯实                             |                          | 1.06E+11 | 3.92E+11 | 1.06E+11 | 4.97E+11 | 4.97E+11 |          |
|              | 小计                               |                          | 9.05E+11 | 1.25E+12 | 5.75E+12 | 2.16E+12 | 7.00E+12 | 7.91E+12 |
|              | 第 1 a 初始建设能值投入                   |                          | 1.22E+12 | 1.25E+12 | 5.75E+12 | 2.47E+12 | 7.00E+12 | 8.22E+12 |
| 全生命周期年平均能值投入 |                                  |                          | 1.22E+12 | 4.63E+11 | 2.13E+12 | 1.68E+12 | 2.59E+12 | 3.81E+12 |

## 2.3 生态产品能值产出分析

2.3.1 水源涵养能值分析 由表 9 可知, 不同措施对水源涵养效能提升的差异性明显。具体表现为组合措施(T6、T5、T4) > 工程措施(T3、T2) > 林草措施(T1)。在单一措施中, 工程措施的水源涵养能力明显优于林草措施, 工程措施 T3(6.28E+12 sej)和 T2

(4.43E+12 sej)相较于 T1(2.82E+12 sej)分别提升 122.91% 和 57.16%。组合措施明显优于单一措施, 工程+林草(T2+T1)的组合 T4(8.56E+12 sej)相较于 T2 提升 34.57%, 工程+工程(T3+T2)的组合 T5相较于 T3 提升 21.54%, 而 T6 相较于最优的单一措施 T3 提升 46.53%。

表 9 橡胶林水土保持措施生态产品能值产出

Table 9 Emergy outputs of ecological products of soil and water conservation measures in rubber forests

| 项目   | 能值转换率/<br>(sej·J <sup>-1</sup> ) | 太阳能值/sej |          |          |          |          |          |
|------|----------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|      |                                  | T1       | T2       | T3       | T4       | T5       | T6       |
| 水源涵养 | 4.00E+04 <sup>[31]</sup>         | 2.82E+12 | 4.43E+12 | 6.28E+12 | 6.69E+12 | 8.08E+12 | 9.35E+12 |
| 固持土壤 | 7.40E+04 <sup>[31]</sup>         | 3.79E+09 | 4.75E+09 | 5.55E+09 | 6.05E+09 | 7.70E+09 | 8.61E+09 |
| 保持肥力 |                                  | 2.51E+12 | 3.15E+12 | 3.68E+12 | 4.02E+12 | 5.11E+12 | 5.72E+12 |
| 全氮   | 4.62E+09 <sup>[31]</sup>         | 2.52E+11 | 3.16E+11 | 3.69E+11 | 4.02E+11 | 5.12E+11 | 5.72E+11 |
| 全磷   | 6.88E+09 <sup>[31]</sup>         | 1.09E+10 | 1.37E+10 | 1.60E+10 | 1.74E+10 | 2.22E+10 | 2.48E+10 |
| 全钾   | 2.96E+09 <sup>[31]</sup>         | 2.25E+12 | 2.82E+12 | 3.30E+12 | 3.60E+12 | 4.58E+12 | 5.12E+12 |
| 有机质  | 2.09E+04 <sup>[30]</sup>         | 2.06E+07 | 2.58E+07 | 3.02E+07 | 3.29E+07 | 4.19E+07 | 4.69E+07 |
| 能值产出 |                                  | 5.34E+12 | 7.59E+12 | 9.97E+12 | 1.07E+13 | 1.32E+13 | 1.51E+13 |

2.3.2 固持土壤与保持肥力能值分析 固持土壤的能值从 T1(单一林草措施)至 T6 呈持续增长趋势(表 8)。单一措施中, T3 固持土壤能力最优(5.55E+09 sej), 较 T1(3.79E+09 sej)提升 46.46%, T2(4.75E+09 sej)相较于 T1 仅增长 25.39%。组合措施(T4~T6)的增幅高于单一措施(T1~T3), T6(8.61E+09 sej)较 T1 增长 127.41%, 反映组合措施

对固土效果的累积作用。然而 T4(6.05E+09 sej)相较于 T3 仅提升 9.10%, 反映单一蓄水沟与绿肥覆盖的组合未能有效增强土壤抗冲刷能力。

保持肥力能值的核心机制在于通过抑制土壤侵蚀减少养分(全氮、全磷、全钾)及有机质的流失, 其数值受土壤侵蚀强度与土壤本底养分含量的双重调控。本试验周期为 2 a, 短期内林草措施(如带状绿肥

覆盖)对土壤养分的生物富集效应尚未显现,因此,各处理间保持肥力能值的差异主要源于土壤侵蚀量的梯度变化。T6的保持肥力能值(5.72E+12 sej)较T1(2.51E+12 sej)提升127.57%,与其固持土壤幅度呈正相关。

2.3.3 水土保持生态产品总能值分析 不同水土保持措施生态贡献度呈现明显差异,措施复杂度与生态产品产出呈正相关,组合措施的生态产品能值产出优于单一措施。具体表现为T6(1.51E+13 sej)>T5(1.32E+13 sej)>T4(1.07E+13 sej)>T3(9.97E+12 sej)>T2(7.59E+12 sej)>T1(5.34E+12 sej)。单一措施中,T2和T3的总产出分别为1.21E+13 sej和1.42E+13 sej,相较于T1(5.34E+12 sej)增幅为42.17%和86.85%。组合措施中,T4与T5的总产出为1.07E+13 sej和1.32E+13 sej,较T1分别增长100.81%和147.31%。T6的总产出达到最高值(1.51E+13 sej),水平阶与蓄水沟的叠加(T5)对总产出的贡献(1.32E+13 sej)占T6的87.52%,而绿肥覆盖的加入(T6)额外提升14.26%。

2.4 生态产品产投比分析

由表10和图5可知,不同水土保持措施的能值产投比差异明显,反映措施效率与资源投入的权衡关系。T2的能值产投比最高(16.38),其全周期年平均能值投入(4.63E+11 sej)最低,而能值产出(7.59E+12 sej)高于T1(5.34E+12 sej),表明单一蓄水沟在低投入下实现高效的径流调控与生态效益,验证其“低投入-高回报”特性。T4的产投比(6.36)较T3(4.69)和T5(5.09)更高,表明该组合措施通过“低投入-高效协同”特性优化资源利用效率。尽管T6的总能值产量居于首位(1.51E+13 sej),但其高能值投入(3.81E+12 sej),导致能值产投比(3.96)低于其他措施,表明该措施的资源转化效率存在局限性。

表10 橡胶林水土保持措施生态产品能值产投比

Table 10 Emergy input-to-output ratios of ecological products of soil and water conservation measures in rubber forests

| 措施 | 全周期平均能值投入/sej | 年生态产品能值产出/sej | 能值产投比 |
|----|---------------|---------------|-------|
| T1 | 1.22E+12      | 5.34E+12      | 4.37  |
| T2 | 4.63E+11      | 7.59E+12      | 16.38 |
| T3 | 2.13E+12      | 9.97E+12      | 4.69  |
| T4 | 1.68E+12      | 1.07E+13      | 6.36  |
| T5 | 2.59E+12      | 1.32E+13      | 5.09  |
| T6 | 3.81E+12      | 1.51E+13      | 3.96  |

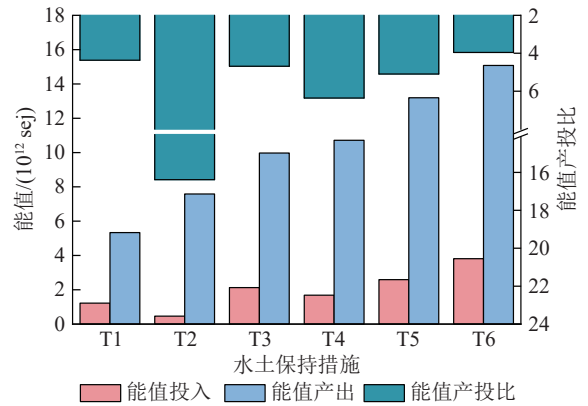


图5 橡胶林各水土保持措施能值产投比

Fig.5 Emergy input-to-output ratios of ecological products of soil and water conservation measures in rubber forests

3 讨论

3.1 水土保持措施对生态产品供给的影响机制

在本研究中,基于橡胶林水土流失治理重点,选取涵养水源、固持土壤及保持肥力作为生态产品指标。其产生的机理是水土保持措施通过径流调控实现对土壤侵蚀抑制与养分流失控制的协同效应。本研究显示,不同类型水土保持措施通过差异化调控机制影响生态产品能值产出。其中组合措施(T6)在生态产品产出方面最优(1.51E+13 sej),其原因在于组合措施通过工程措施和林草措施的结合,充分发挥“地表覆盖-微地形改造-土壤改良”的协同作用,有效提升生态产品能值产出<sup>[35-36]</sup>。其中,工程措施通过改变微地形,缩短径流流线,降低径流流速,拦截坡面上方来水,促进局部降水径流的富集叠加,进而在减轻土壤冲刷的同时有效增加土壤入渗。水平阶通过台面缩短坡长,有效地降低坡面径流流速,削弱土壤侵蚀。同时,通过多级台面的协同作用进一步遏制土壤侵蚀<sup>[37]</sup>。相比之下,林草措施通过增加地表植被覆盖率,减缓流速和削弱冲刷力,增加土壤入渗时间,从而减少地表径流。植被的覆盖作用可以拦截降雨,保护土壤免受雨滴直接打击<sup>[38]</sup>。此外,林草植被通过根系及凋落物可以改善土壤理化性质,从而增强土壤入渗,提高抗侵蚀能力<sup>[39]</sup>。然而,在高雨强、高降雨量的极端事件中,林草措施调节径流和减少侵蚀的能力远低于工程措施<sup>[40]</sup>。本研究中,工程措施在水源涵养、固持土壤及保持肥力3个方面均优于林草措施,其优势源于微地形改造对水文过程的快速调控机制。该发现与热带多雨区“短历时、高强度”降雨特征高度适配,揭示工程措施在快速遏制侵蚀基底、保障生态系统服务持续性方面的不可替代性。

### 3.2 水土保持措施生态-经济效率分析

在实践应用中,水土保持措施的可持续性不仅取决于其环境效益,更需权衡资源投入与产出效率。基于此,本研究采用能值分析方法,系统评估不同水土保持措施的生态经济效果。

单一措施与组合措施在能值产投比上呈现明显差异,揭示出生态效益与资源效率间的复杂权衡关系。本研究发现,单一工程措施 T2(蓄水沟),展现出最优的成本效益。其极高的能值产投比,表明其能以相对较低的资源投入获得较高的生态经济回报。这主要归因于其施工工艺相对简单,对材料和复杂技术的依赖度低,同时,其通过拦蓄机制实现对地表径流和泥沙快速响应。这验证了简单、低成本的工程措施是经济高效的选择,与鲁元波等<sup>[41]</sup>的研究结果基本一致。

然而,追求更高的生态产品产出(T6)则伴随着边际成本增加和资源利用效率下降。虽然 T6 的生态产品产出最高,但其能值产投比远低于 T2,直观地反映“边际效益递减”的经济学规律<sup>[42]</sup>:叠加更多措施(T3水平阶、T1绿肥覆盖)到 T2 基础之上,虽然带来额外的生态增益(总产出增加),但每单位新增投入所带来的产出增量在减少。此外,组合措施中工程与林草措施的协同效应在短期内尚未完全释放(如绿肥覆盖的改善土壤效应需 3~5 a 才能明显增强),进一步削弱其经济可行性<sup>[43]</sup>。

因此,措施的配置策略应遵循分级和因地制宜原则:T2(蓄水沟)能值产投比最高,适宜在海南省坡园地系统中推广使用,通过快速控制侵蚀基底,实现经济效率最大化;对于水土流失严重、生态恢复需求迫切的坡园地,则有必要采用高生态产品产出的组合措施。尽管其单位投入的效率较低,但能提供更高水平的生态产品和长期生态韧性,对于遏制严重土地退化、维持橡胶林长期生产力具有不可替代的价值。

### 3.3 能值分析方法的适用性分析

本研究将能值理论应用于海南橡胶林水土保持评估,验证能值分析方法能有效解决热带环境下多类型水土保持措施生态经济效果的系统性评估难题。其适用性主要体现在 3 个方面。

1)整合复杂系统的多维度输入输出。海南橡胶林系统的特殊性表现在高降雨量(年平均 1 960~2 400 mm)、强淋溶作用的红壤基质,以及橡胶单一树种种植导致的生态脆弱性<sup>[44]</sup>。这些因素相互影响,使得传统评价方法难以量化林下措施对土壤养分循环与水蚀过程的联合影响,而能值分析通过统

一的太阳能值转换率,将系统的输入流和输出流整合为可比较的太阳能值当量<sup>[25]</sup>,为评估不同水土保持措施对橡胶林生态系统可持续性的贡献提供依据。

2)适应长周期生态过程评估。水土保持措施的设计年限通常以 10~20 a 为周期,能值分析的全生命周期视角符合其设计特点。本研究通过维护成本折现(如工程措施维护费为初始投入的 30%),解决传统成本效益分析中短期经济指标与长期生态收益不匹配的问题,为政策制定的跨期规划提供依据。

3)突破生态产品量化的瓶颈。水土保持产生的生态产品具有典型的公共物品属性和非市场价值特征,其经济价值核算存在主观性强(如支付意愿法)、替代成本选择争议大、市场可比性差等固有难题<sup>[45]</sup>。这使得基于货币的成本效益分析在评估水土保持措施的“真实”效益时面临巨大挑战,尤其对于长期、隐性的生态收益。而能值分析方法绕过了货币化难题,通过能值转换率,直接赋予生态产品以客观的太阳能值量,为生态产品价值的实现提供科学度量工具<sup>[46]</sup>。

### 3.4 局限与建议

尽管本研究为热带橡胶林水土保持措施的能值评估提供了新视角,但仍存在局限性需进一步探讨:短期观测周期可能制约对林草措施长期生态效益的准确评估。前人研究已证实林草措施的生态效应具有时间滞后性,周颜<sup>[47]</sup>在幼龄胶园开展的试验表明,豆科绿肥柱花草连续种植 3 a 才能显著提高土壤有机质含量;张雪梅等<sup>[48]</sup>长期监测数据亦显示,绿肥覆盖对土壤养分的改良效应在首年不显著,但随着时间推移呈现明显的累积效应。本研究监测周期仅涵盖 2023—2024 年,短期观测可能低估绿肥覆盖对土壤改良的长期效能。后续研究设计 >5 a 的连续监测方案,系统追踪林草措施的滞后性生态响应。

能值参数普适性争议。本研究使用的能值转换率主要引自全球或区域基准(如地球生物圈基线  $12.0E+24$  sej/a),未针对海南热带岛屿高热高湿的环境特征进行本地化修正,可能影响评价精度。在未来应重新计算海南省太阳辐射、雨水吉布斯能等本地资源能值转化率,推动能值分析方法在热带区域的应用。

## 4 结论

1)工程措施(水平阶、蓄水沟)通过微地形改造直接调控径流路径,短期内生态效益明显优于林草措施;组合措施通过“地表覆盖-微地形-土壤改良”多维度协同,在侵蚀性降雨事件中展现出更强的生态

韧性,生态产品总产出较最优单一措施(T3)提升51.32%。

2)单一蓄水沟(T2)凭借“低投入-高回报”特性,产投比达16.38,验证工程措施在热带多雨环境下的经济可行性;而组合措施(T6)虽能值总产出最高,但其受限于高资源投入,其产投比明显降低。

本研究首次将能值分析方法与多年降雨侵蚀力数据及径流小区监测相结合,构建了热带水土保持措施的动态能值核算框架,为热带岛屿坡园地精准治理提供量化工具。未来研究需延长监测周期以捕捉林草措施的长期生物效应,并针对热带区域本地化特征修正能值转换率。

#### 参考文献:

- [1] DUAN G H, ZHOU R L, WANG L C, et al. Effects of different soil and water conservation measures on plant diversity and productivity in Loess Plateau[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 348: e119330.
- [2] 林郁. 海南省水土保持的现状及对策[J]. *中国水土保持*, 2015(3): 7-9.  
LIN Y. Present situation and countermeasures of soil and water conservation in Hainan Province[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2015(3): 7-9.
- [3] 胡惠方, 孔琛, 马永. 海南省水土流失特点及其防治工程建议[J]. *人民珠江*, 2017, 38(11): 31-33.  
HU H F, KONG C, MA Y. Characteristics of soil erosion and proposals for prevention and control projects in Hainan Province[J]. *Pearl River*, 2017, 38(11): 31-33.
- [4] 刘维丽, 程锦添, 杭桂兰, 等. 能值分析方法的应用与展望[J]. *福建师大福清分校学报*, 2021, 39(2): 112-117.  
LIU W L, CHENG J T, HANG G L, et al. Overview of application and development of energy's analysis method[J]. *Journal of Fuqing Branch of Fujian Normal University*, 2021, 39(2): 112-117.
- [5] AMARAL L P, MARTINS N, GOUVEIA J B. A review of emery theory, its application and latest developments[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 54: 882-888.
- [6] ZHANG C, SU B, BECKMANN M, et al. Emery-based evaluation of ecosystem services: Progress and perspectives[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2024, 192: e114201.
- [7] DEM P, HAYASHI K, FUJII M. Resources time footprint for assessment of human influence on ecosystem service from a sustainability standpoint[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 436: e140612.
- [8] PAN Y X, ZHANG B Y, WU Y, et al. Sustainability assessment of urban ecological-economic systems based on emery analysis: A case study in Simao, China[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 121: e107157.
- [9] FARTOUT ENAYAT F, ASGHARIPOUR M R. Towards more efficient fish farming systems in the Sistan region of Iran: An emery-based analysis[J]. *Aquaculture*, 2024, 578: e740106.
- [10] WANG W, AL-HUQAIL A, ALI E, et al. Analysis of the sustainability index for ecologically low-input integrated farming: A comprehensive assessment of environmental, economic, and social impact[J]. *Ecological Modelling*, 2024, 493: e110701.
- [11] LEE D J, BROWN M T. Estimating the value of global ecosystem structure and productivity: A geographic information system and emery based approach[J]. *Ecological Modelling*, 2021, 439: e109307.
- [12] WANG J Y, SU D, WU Q, et al. Study on eco-efficiency of cultivated land utilization based on the improvement of ecosystem services and emery analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 882: e163489.
- [13] LU X D, CHEN J D, GUO J C, et al. Evaluating comprehensive watershed management sustainability based on the emery ecological footprint model: A case study of Hainan Island, China[J]. *Ecological Modelling*, 2025, 505: e111120.
- [14] GUO Y H, WANG H, ZHANG W, et al. Sustainability evaluation of protected vegetables production in China based on emery analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 388: e135928.
- [15] 杨润泽, 肖辉杰, 冯天骄, 等. 密云水库周边板栗林下不同水土保持措施效益评价[J]. *水土保持研究*, 2022, 29(6): 28-35.  
YANG Y Z, XIAO H J, FENG T J, et al. Evaluation on benefits of different soil and water conservation measures under castanea mollissima BI. forest around Miyun reservoir[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2022, 29(6): 28-35.
- [16] 黄达, 张翔, 夏军, 等. 赣江上游流域水土保持效益评价[J]. *中国农村水利水电*, 2020(7): 91-94.  
HUANG D, ZHANG X, XIA J, et al. Benefit evaluation of soil and water conservation in the upper reaches of Ganjiang river[J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2020(7): 91-94.
- [17] 中华人民共和国水利部: 水土保持试验规程: SL 419—2007[S]. 北京: 北京科文图书业信息技术有限公司, 2008.  
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Test specification of soil and water conservation: SL 419—2007[S]. Beijing: Beijing Kewen Information Technology Co., Ltd., 2008.
- [18] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 水土保持工程设计规范: GB 51018—2014[S]. 北京: 中国计划出版社,

2015.  
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of China. Code for Design of Soil and Water Conservation Engineering: GB 51018—2014[S]. Beijing: China Planning Publishing House, 2015.
- [19] 中华人民共和国水利部. 南方红壤丘陵区水土流失综合治理技术标准: SL 657—2014[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2014.  
Ministry of Water Resources of China. Technical standards for comprehensive control of water and soil erosion in the red soil hilly region in southern China: SL 657—2014[S]. Beijing: China Water Resources and Hydro-power Publishing House, 2014.
- [20] 马菁, 周瑶, 陆琪, 等. 不同管理方式下干旱风沙区荒漠草原土壤性状变化及质量评价[J]. 农业工程学报, 2024, 40(24): 106-116.  
MA J, ZHOU Y, LU Q, et al. Soil properties and quality evaluation of desert steppe under different management measures in arid windy and sandy areas[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2024, 40(24): 106-116.
- [21] 樊秋璇, 杨馥铖, 付江涛, 等. 黄河上游夏藏滩巨型滑坡区根-土复合体理化与强度特性[J]. 干旱区研究, 2024, 41(5): 797-811.  
FAN Q X, YANG F C, FU J T, et al. The physico-chemical and strength characteristics of root-soil composite system in the Xiazangtan super large scale landslide area of the upper Yellow River[J]. Arid Zone Research, 2024, 41(5): 797-811.
- [22] 卢旭东, 齐实, 陈家东, 等. 南渡江流域降雨侵蚀力时空分布与变化趋势研究[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(11): 1464-1473.  
LU X D, QI S, CHEN J D, et al. Spatiotemporal distribution and variation trend of rainfall erosivity in the Nandu River basin[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2023, 39(11): 1464-1473.
- [23] 水利部水土保持监测中心. 区域水土流失动态监测技术规定(试行)[EB/OL]. (2018-08-27) [2019-09-12]. [http://swcc.mwr.gov.cn/gonggao/202209/t20220903\\_1385582.htm](http://swcc.mwr.gov.cn/gonggao/202209/t20220903_1385582.htm).  
Soil and Water Conservation Monitoring Center of Ministry of Water Resources. Regional Soil and Water Loss Dynamic Monitoring Technology Provisions (Trial) [EB/OL]. (2018-08-27) [2019-09-12]. [http://swcc.mwr.gov.cn/gonggao/202209/t20220903\\_1385582.htm](http://swcc.mwr.gov.cn/gonggao/202209/t20220903_1385582.htm).
- [24] 全国气象防灾减灾标准化技术委员会(SAC/TC 345). 降水量等级: GB/T 28592—2012[S]. 中国标准出版社, 2012.  
National Meteorological Disaster Prevention and Mitigation Standardization Technical Committee (SAC/TC 345). Grade of precipitation: GB/T 28592—2012[S]. Standards Press of China, 2012.
- [25] LAN S F, ODUM H T, LIU X M. Energy flow and energy analysis of the agroecosystems of China[J]. Ecologic Science, 1998, 17(1): 32-39.
- [26] 蓝盛芳. 生态经济系统能值分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 245-250.  
LAN S F. Emergy analysis of eco-economic system[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2002: 245-250.
- [27] 陈阜. 农业生态学[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2002: 260-264.  
CHEN F. Agroecology[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2002: 260-264.
- [28] BROWN M T, CAMPBELL D E, DE VILBISS C, et al. The geobiosphere emergy baseline: A synthesis[J]. Ecological Modelling, 2016, 339: 92-95.
- [29] 牛若峰, 刘天福. 农业技术经济手册[M]. 2版. 北京: 农业出版社, 1984.  
NIU R F, LIU T F. Handbook of agricultural technology and economy [M]. 2nd ed. Beijing: Agriculture Press, 1984.
- [30] 唐荣莉, 唐兴隆, 张巫军, 等. 丘陵山区单季中稻不同种植方式的经济与生态可持续性评估[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2023, 31(1): 90-101.  
TANG R L, TANG X L, ZHANG W J, et al. Economic and ecological sustainability assessments of single mid-season rice systems under different planting modes in hilly areas [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2023, 31(1): 90-101.
- [31] 杨婷, 张代青, 沈春颖, 等. 基于能值分析的流域生态系统服务功能价值评估: 以东江流域为例[J]. 水生态学杂志, 2023, 44(1): 9-15.  
YANG T, ZHANG D Q, SHEN C Y, et al. Valuation of river basin ecosystem services based on emergy analysis: A case study of Dongjiang River basin[J]. Journal of Hydroecology, 2023, 44(1): 9-15.
- [32] 邹丽梅, 孙谦. 基于能值分析的大通湖湿地生态服务功能评价[J]. 福建林业科技, 2016, 43(4): 104-110.  
ZOU L M, SUN Q. Assessment of wetland ecosystem services value in Datong Lake based on emergy analysis [J]. Journal of Fujian Forestry Science and Technology, 2016, 43(4): 104-110.
- [33] 孙谦. 大通湖湿地生态系统服务功能评价研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2015.  
SUN Q. Study on the evaluation of Datong Lake wetland ecosystem service function[D]. Changsha: Central South University of Forestry and Technology, 2015.
- [34] 朱基杰, 饶良懿. 基于能值理论的水土保持生态效应评价: 以山西省长治市为例[J]. 中国水土保持科学, 2017, 15(4): 78-86.  
ZHU J J, RAO L Y. Analysis of the ecological effects of

- soil and water conservation based on emergy theory: A case study of Changzhi City of Shanxi Province[J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2017, 15(4):78-86.
- [35] 张萌,关红杰,王若水,等.水土保持措施对密云板栗林坡面产流产沙的影响[J]. *水土保持学报*, 2023, 37(5):130-136.
- ZHANG M, GUAN H J, WANG R S, et al. Effects of soil and water conservation measures on runoff and sediment yield on slopes of Miyun chestnut forest[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(5):130-136.
- [36] WU J L, ZHA R B, ZHA X, et al. Regulatory mechanism of soil and water conservation measures on understorey erosion in a subtropical hilly region[J]. *Catena*, 2024, 246:e108427.
- [37] 张乐涛,董俊武,袁琳,等.黄土区工程堆积体陡坡坡面径流调控工程措施的减沙效应[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(15):101-109.
- ZHANG L T, DONG J W, YUAN L, et al. Sediment-reducing benefits by runoff regulation under engineering measures in steep slope of abandoned soil deposits in Chinese loessial region[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2019, 35(15):101-109.
- [38] 龚诗涵,肖洋,郑华,等.中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素[J]. *生态学报*, 2017, 37(7):2455-2462.
- GONG S H, XIAO Y, ZHENG H, et al. Spatial patterns of ecosystem water conservation in China and its impact factors analysis[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(7):2455-2462.
- [39] QIN X, ZHANG Y, YU R G, et al. Biological conservation measures are better than engineering conservation measures in improving soil quality of eroded orchards in southern China[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2022, 86(4):932-945.
- [40] LU X D, GUO J C, CHEN J D, et al. Study on functional effectiveness of soil and water conservation measures in rubber plantations on Hainan Island[J]. *Forests*, 2024, 15(10):e1793.
- [41] 鲁元波,严成,宋春武,等.微地形改造对天山南麓寒旱矿区土壤水分动态的影响[J]. *水土保持通报*, 2023, 43(6):126-132.
- LU Y B, YAN C, SONG C W, et al. Effects of microtopography modification on soil moisture dynamics in cold and arid mining areas of southern piedmont of Tian-shan Mountain[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2023, 43(6):126-132.
- [42] 张盛,李宏伟,吕永龙,等.可持续生态学视角下生态产品价值实现的思路[J]. *中国人口·资源与环境*, 2024, 34(6):151-160.
- ZHANG S, LI H W, LV Y L, et al. Approaches to realizing the value of ecological products from the perspective of sustainable ecology[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2024, 34(6):151-160.
- [43] 张建恒,张益兴,侯赛赛,等.覆盖作物的效益及其合理选择的研究进展[J]. *农业工程学报*, 2023, 39(14):23-34.
- ZHANG J H, ZHANG Y X, HOU S S, et al. Research progress on benefits and rational selection of cover crops[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2023, 39(14):23-34.
- [44] 陈莉,黄先寒,兰国玉,等.中国橡胶林下植物物种组成与多样性分析[J]. *西北林学院学报*, 2019, 34(2):76-83.
- CHEN L, HUANG X H, LAN G Y, et al. Undergrowth plant species composition and diversity of rubber plantations in China[J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2019, 34(2):76-83.
- [45] 张林波,陈鑫,梁田,等.我国生态产品价值核算的研究进展、问题与展望[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(4):743-756.
- ZHANG L B, CHEN X, LIANG T, et al. Research progress, problems and prospects of ecosystem products value accounting in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(4):743-756.
- [46] 刘哲,裴云霞,包美玲,等.生态产品价值实现机制问题研究与案例剖析[J]. *环境科学与技术*, 2022, 45(增刊1):337-344.
- LIU Z, PEI Y X, BAO M L, et al. Research and case analysis of ecological product value realization mechanism[J]. *Environmental Science and Technology*, 2022, 45(S1):337-344.
- [47] 周颜.橡胶园间作不同柱花草后土壤肥力变化研究[D].南京:南京农业大学,2018.
- ZHOU Y. Research on soil fertility changes in rubber plantations after intercropping with different stylosanthes species[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2018.
- [48] 张雪梅,尹梅,王志远,等.长期不同绿肥-玉米轮作对玉米产量和养分吸收及土壤肥力的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2025(2):85-92.
- ZHANG X M, YIN M, WANG Z Y, et al. Effects of long-term different green manure maize rotation on maize yield, nutrient absorption and soil fertility[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2025(2):85-92.