



农业资源与环境学报

中文核心期刊

中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

旅游干扰下的天山北坡水蚀经济损失评估——以西白杨沟流域山地景区为例

桂海月, 王新军, 常梦迪, 闫立男, 马克, 李菊艳, 贾宏涛

引用本文:

桂海月, 王新军, 常梦迪, 等. 旅游干扰下的天山北坡水蚀经济损失评估——以西白杨沟流域山地景区为例[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3): 512–522.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0267>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[生物质炭对华北平原4种典型土壤冬小麦生育前期氮挥发的影响](#)

张水清, 张博, 岳克, 孙贊, 张秀玲, 林杉, 黄绍敏

农业资源与环境学报. 2021, 38(1): 127–134 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0005>

[典型岩溶流域不同土地利用类型土壤腐植酸与钙的关系](#)

吴丽芳, 倪大伟, 王妍, 刘云根, 王艳霞

农业资源与环境学报. 2021, 38(2): 259–267 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0217>

[洱海流域不同轮作与施肥方式对农田氮磷径流损失的影响](#)

姚金玲, 郭海刚, 倪喜云, 王风, 郑宏艳, 杨怀钦, 杨苏树, 任天志

农业资源与环境学报. 2019, 36(5): 600–613 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0039>

[潮土区菜田土壤肥力现状评价](#)

王倩姿, 王书聪, 张书贵, 张静芝, 孙志梅, 马文奇, 薛澄

农业资源与环境学报. 2020, 37(5): 645–653 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0233>

[红叶甜菜-花生和油葵-花生轮作修复土壤Cd的能力](#)

涂鹏飞, 谭可夫, 陈璘涵, 杨洋, 袁婧, 陈奕暄, 杨耀东, 曾清如

农业资源与环境学报. 2020, 37(4): 609–614 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0065>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

桂海月, 王新军, 常梦迪, 等. 旅游干扰下的天山北坡水蚀经济损失评估——以西白杨沟流域山地景区为例[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3): 512–521.

GUI Hai-yue, WANG Xin-jun, CHANG Meng-di, et al. Evaluation of water erosion loss on the northern slope of Tianshan Mountains under tourism disturbance: Taking west Baiyanggou watershed mountain scenic spot as an example[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(3): 512–521.



开放科学 OSID

旅游干扰下的天山北坡水蚀经济损失评估 ——以西白杨沟流域山地景区为例

桂海月^{1,2}, 王新军^{1,2*}, 常梦迪^{1,2}, 闫立男^{1,2}, 马克^{1,2}, 李菊艳³, 贾宏涛^{1,2}

(1.新疆农业大学草业与环境科学学院, 乌鲁木齐 830052; 2.新疆土壤与植物生态过程实验室, 乌鲁木齐 830052; 3.新疆维吾尔自治区水土保持与生态环境监测总站, 乌鲁木齐 830011)

摘要:为探讨旅游干扰下山地景区水蚀强度和经济损失变化规律,以水蚀典型区——西白杨沟流域山地景区为案例地,基于样地调查数据,采用中国土壤流失方程(Chinese soil loss equation,CSLE)与水蚀经济损失评估模型,定量估算不同旅游干扰强度下水蚀经济损失,分析西白杨沟景区水蚀经济损失变化规律及其与土壤理化性质、植被覆盖度的关系。结果表明:不同旅游干扰强度下土壤理化性质、植被覆盖度差异显著。与对照组相比,重度干扰区土壤含水量、饱和含水量及土壤孔隙度的降幅分别为51.67%、32.23%、13.30%;土壤碱解氮、有效磷及有机质含量均随干扰强度增加呈下降趋势,而速效钾含量却趋于增加;与对照组相比,轻度、中度、重度干扰区植被覆盖度分别下降14.18%、43.32%、92.35%。随旅游干扰强度的增加,土壤可蚀性K值与生物措施B值明显增加,土壤侵蚀量呈显著增长趋势($P<0.05$),与轻度干扰区相比,中度、重度干扰区土壤侵蚀模数增幅分别为79.31%、204.79%。场内经济损失、场外经济损失及水蚀经济总损失随干扰强度的增加呈上升趋势,其中场内经济损失远大于场外经济损失,土壤养分损失及植被多样性损失作为水蚀经济总损失的主要部分,二者在轻度、中度、重度干扰区分别占水蚀经济总损失的93.56%、92.68%、94.94%,且干扰强度为中度、重度时,植被多样性损失高于土壤养分损失,分别达 1.17×10^4 元·hm⁻²·a⁻¹和 2.49×10^4 元·hm⁻²·a⁻¹。植被覆盖度对水蚀经济损失响应最为敏感,植被覆盖度每减少1%,水蚀经济损失增加 4.98×10^4 元。研究表明,旅游干扰强度是影响山地景区水蚀强度和经济损失的关键因素,为此应结合土壤侵蚀参数分析,加强山地景区土体裸露化管理,种植耐践踏植被,核算旅游容量,控制旅游干扰强度。

关键词:旅游干扰;CSLE模型;水蚀经济损失;西白杨沟流域山地景区;天山北坡

中图分类号:S157

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2021)03-0512-10

doi: 10.13254/j.jare.2020.0267

Evaluation of water erosion loss on the northern slope of Tianshan Mountains under tourism disturbance: Taking west Baiyanggou watershed mountain scenic spot as an example

GUI Hai-yue^{1,2}, WANG Xin-jun^{1,2*}, CHANG Meng-di^{1,2}, YAN Li-nan^{1,2}, MA Ke^{1,2}, LI Ju-yan³, JIA Hong-tao^{1,2}

(1.College of Grassland and Environment Sciences, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China; 2.Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Processes, Urumqi 830052, China; 3.General Station of Soil and Water Conservation and Ecological Environment Monitoring of Xinjiang, Urumqi 830011, China)

Abstract: In order to explore the effect of tourism disturbance on the mountain scenic spot in west Baiyanggou watershed, we quantitatively estimated the economic loss of water erosion under different disturbance intensities, and then analyzed the change law of water erosion

收稿日期:2020-05-20 录用日期:2020-08-06

作者简介:桂海月(1993—),女,安徽合肥人,硕士研究生,主要从事水土流失监测与评估研究。E-mail:ghy520088@163.com

*通信作者:王新军 E-mail:wxj8112@163.com

基金项目:新疆维吾尔自治区财政专项(213031002)

Project supported:Xinjiang Uygur Autonomous Region Financial Special Project(213031002)

economic loss. The relationship of tourism disturbance with soil physical and chemical properties and vegetation coverage was also evaluated, based on data collected in the national soil erosion survey and the Chinese Soil Loss Equation (CSLE) and water erosion economic loss evaluation model. The results showed that under different tourism disturbance intensities, the soil physical and chemical properties and vegetation coverage were significantly different. Compared with the no disturbance sites, the decrease of soil water content, saturated water content, and soil porosity in severe sites were 51.67%, 32.23%, and 13.30%, respectively. The contents of soil available N, P, and organic matter decreased with increasing disturbance intensity, but the content of soil available K tended to increase. The vegetation coverage of the light, moderate, and severe disturbance sites decreased by 14.18%, 43.32%, and 92.35%, respectively, compared with the control group. With the increase of tourism disturbance intensity, the values of soil erodibility K and biological measure B increased significantly, and soil erosion also significantly increased ($P<0.05$). Compared with light disturbance, the increase of soil erosion modulus in moderate and severe disturbance sites were 79.31% and 204.79%, respectively. On-site and off-site economic losses as well as total water erosion economic losses showed an increasing trend with disturbance intensity. Among them, on-site economic loss was much greater than off-site economic loss, and soil nutrient loss and vegetation diversity loss were the main contributors to the total economic loss of water erosion, which accounted for 93.56%, 92.68%, and 94.94% of the total economic loss of water erosion in the mild, moderate, and severe disturbance sites, respectively. When the disturbance intensity increased, the loss of vegetation diversity was higher than the loss of soil nutrients, and it would have a primary water erosion economy loss of 1.17×10^4 yuan·hm $^{-2}\cdot$ a $^{-1}$ and 2.49×10^4 yuan·hm $^{-2}\cdot$ a $^{-1}$ in moderate and severe sites, respectively. Vegetation coverage was the most sensitive to water erosion economic loss. Every 1% reduction in vegetation coverage lead to 4.98×10^4 yuan increasing in water erosion economic loss. The study also indicated that tourism disturbance intensity is a key factor affecting the water erosion intensity and economic loss in mountain scenic spots. Therefore, to control the intensity of tourism disturbance, it should be combined with the analysis of soil erosion parameters, strengthening the management of soil exposure, the use of plant trample resistant vegetation, and assessment of tourism carrying capacity.

Keywords: tourism disturbance; CSLE model; economic loss of water erosion; west Baiyanggou watershed mountain scenic spot; north slopes of Tianshan Mountains

旅游作为人为干扰自然的重要形式之一,其在给旅游目的地带来经济文化繁荣的同时,也会对生态环境产生负向性干预,使得区域水蚀态势日益严峻,给社会经济的可持续发展带来明显的负面效应,已引起世界各国的广泛关注^[1]。全球受水蚀影响的土地面积已达 1.09×10^9 hm 2 ,其中 7.51×10^6 hm 2 的土地遭受严重侵蚀^[2],平均每年造成 3.37×10^7 t农产品及 8.0×10^9 美元的损失^[3]。水蚀表征在降雨、地表径流等外营力作用下,土壤发生解体、运输及沉积的过程,是生态退化的主体表现^[4-5]。土壤与植被作为构成生态环境最基本的因子,对人为干扰响应较为敏感,可直接反映旅游干扰下的水蚀及其造成的生态环境效应与经济损失^[6]。我国已有22%的旅游区因开展旅游活动导致生态环境退化、水蚀加剧^[7]。因此,定量估算旅游干扰下水蚀经济损失对区域经济可持续发展具有重要意义。

目前,已有诸多国内外学者采用生态系统关键参数表征旅游干扰对生态环境的影响,研究对象多以旅游活动直接干扰的土壤、植被为主,内容主要侧重旅游干扰对植被群落特征、土壤理化性质的影响研究^[8-9]。而“旅游-植被-土壤性质”关系链的研究主要涉及旅游干扰对植物群落与土壤理化性质、草地植被

和土壤的生态化学计量特征、植物多样性与土壤生化特征等方面^[6,10-11],鲜有关注不同旅游干扰强度下因土壤理化性质改变及群落特征破坏所引发的水蚀经济损失评估研究。此外,诸多水蚀经济损失研究表明,土壤、植被与水蚀经济损失之间具有复杂的相互作用,且不同旅游干扰强度下的土壤理化性质与植被群落特征的改变将影响区域水蚀强度和经济损失变化^[12-13]。因此,定量分析土壤理化性质、植被群落特征以及水蚀经济损失变化是实现区域经济可持续发展的关键。

西白杨沟流域位于新疆天山北坡山地区,属干旱区生态脆弱带,具有流域单元完整,降水强度大、频率高,水蚀显著的特征,是天山北坡受水蚀及旅游干扰的典型区域。近年来,西白杨沟流域山地旅游开发加剧,旅游干扰使得土壤结构改变、植被盖度降低,引起了土壤可蚀性及生物措施因子的动态变化,因此旅游干扰将是天山北坡水土流失的重要研究方向之一^[14]。鉴于此,本研究以西白杨沟流域山地景区为例,基于样地调查数据,结合中国土壤流失方程(Chinese soil loss equation, CSLE)与水蚀经济损失评估模型,定量估算不同旅游干扰强度下水蚀经济损失,探讨旅游干扰对土壤理化性质和植被的影响特征,揭示旅游干扰

下景区水蚀强度及经济损失变化规律,以期为天山北坡山地景区旅游开发、生态环境保护以及水土资源的可持续利用提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西白杨沟流域(图1)位于新疆维吾尔自治区天山北坡中麓——乌鲁木齐县甘沟乡内,距乌鲁木齐市约75 km,地理坐标为 $87^{\circ}03' \sim 87^{\circ}14'E$ 、 $43^{\circ}21' \sim 43^{\circ}27'N$ 。流域面积约 72.04 km^2 ,地处中山区与低山区的过渡带,地势总体呈西南高、东北低,海拔约1 918~3 800 m,地面自然坡降为3.2%~5.1%^[14]。流域属温带大陆性气候,多年平均降雨量为452 mm,降雨主要集中于5—9月,占全年降水量的75.59%,且水流易在短期内集中并冲蚀地表,造成大面积的水蚀,水蚀强度以轻度为主^[14-15]。受地形、气候影响,植被具有典型山地垂直分布特征,海拔1 600~2 800 m主要以乔木、灌木为主,1 600 m以下以多年生禾本科杂草为主^[16],群落优势种为草地早熟禾(*Poa pratensis*)、针茅(*Stipa*)

capillata)、细果苔草(*Carex stenocarpa*),伴生种有天山羽衣草(*Alchemilla tianschanica*)、大萼委陵菜(*Potentilla conferta*)、阿尔泰狗娃花(*Heteropappus alticus*)、草原勿忘草(*Myosotis suaveolens*)等^[17]。

1.2 数据获取与处理

1.2.1 样区布设与样品采集

在确保样地的坡度、土壤质地、植被类型等特征基本一致的前提下,于2018年7月28—30日(旅游旺季及植被生长旺盛期)进行样区布设及样品采集。旅游干扰强度根据蒙古包附近地表踩踏痕迹、裸露程度进行分区,可直观反映旅游干扰强度大小。为定量研究旅游干扰对水蚀的影响,设置4个样区(图1)^[18]:重度干扰(Severe disturbance, SD),游客极多,踩踏痕迹明显,地表裸露程度高,植被覆盖度为6.87%,水蚀严重;中度干扰(Moderate disturbance, MD),较多游客到达,踩踏痕迹较为明显,地表裸露程度较高,植被覆盖度为50.90%;轻度干扰(Light disturbance, LD),偶有游客到达,有踩踏痕迹,地表裸露程度较低,植被覆盖度为77.07%;1个对照组(No disturbance, ND),几乎无

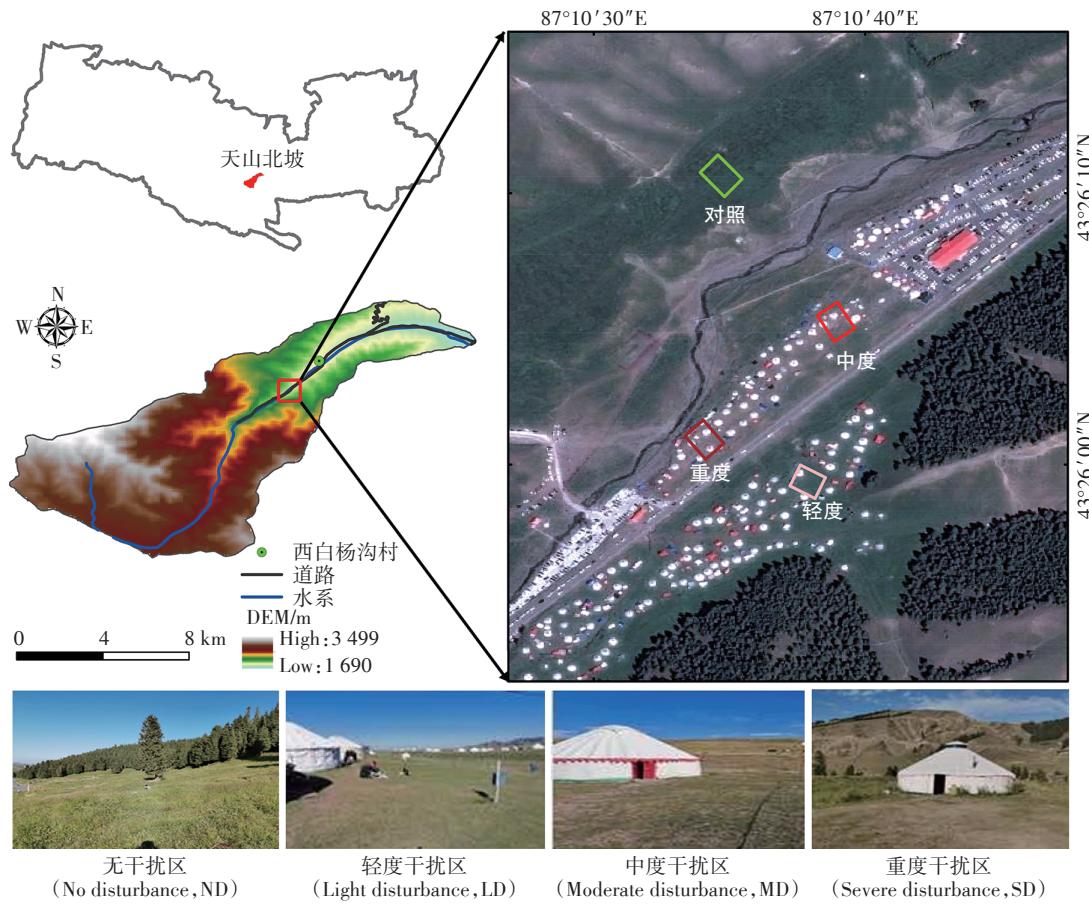


图1 研究区位置及样区布设

Figure 1 Location of the study area and layout of sample area

游客到达,少有踩踏痕迹,地表无踩踏,植被覆盖度为89.80%。每个样区设置3个样地,每个样地连续设置5个1 m×1 m的样方,共计60个样方,记录各样方内植被覆盖度。每个样地内均采用五点混交法采集0~20 cm表层土壤,用环刀(100 cm³)取样测定容重,装入自封袋,带回实验室,土样分为两份,一份用于测定含水量,另一份去除植被根系及石砾后烘干、研磨、过筛,用于测定土壤理化性质。

收集2016—2018年天山北坡乌鲁木齐县农业用水价格、水库建设投资费用、主要肥料类型及单价、小麦单产及价格、2017—2019年《中国县域统计年鉴》^[19]等资料,并辅以问卷调查形式确定不同干扰强度下旅游频次。降雨侵蚀力选取距研究区约8.69 km的乌鲁木齐牧试站点1981—2018年日降水数据(<https://data.cma.cn>)进行计算。

1.2.2 植被盖度、土壤理化性质的测定

采用数码照相法测定研究区内样地的植被覆盖度^[20];采用碱解扩散法测定碱解氮;碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定有效磷;火焰光度法测定速效钾;重铬酸钾氧化容量法测定土壤有机质;环刀法测定土壤容重;铝盒烘干称质量法测定土壤含水量;Microtrac Bluewave S350激光粒度仪测定土壤组分;湿法测定土壤粒径的体积分数^[21]。每个样品重复测定3次,结果取平均值。

1.3 研究方法

1.3.1 土壤理化性质、植被覆盖度数据分析

利用Excel 2016和SPSS 20软件对数据进行处理分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著性差异法(LSD)比较不同旅游干扰强度处理间的差异显著性,用Pearson相关系数分析土壤理化性质、植被覆盖度与水蚀经济损失相关性。

1.3.2 土壤水蚀量估算方法

基于样地调查,本研究采用Liu等^[22]参考美国通用土壤流失方程(Universal soil loss equation, USLE)针对中国实际提出的适用于全国范围的CSLE模型,定量估算ND、LD、MD、SD的年均土壤侵蚀量:

$$A=R \times K \times L \times S \times B \times E \times T \quad (1)$$

式中: A 为土壤侵蚀模数,t·hm⁻²·a⁻¹; R 为降雨侵蚀力因子,MJ·mm·hm⁻²·h⁻¹·a⁻¹,采用章文波等^[23]估算方法,取近30年均值344.47 MJ·mm·hm⁻²·h⁻¹·a⁻¹; K 为土壤可蚀性因子,t·hm²·h·hm⁻²·MJ⁻¹·mm⁻¹; L 为坡长因子,采用Foster等^[24]提出的参数,取均值2.43; S 为坡度因子,采用McCool等^[25]缓坡坡度法,取均值1.97; B

为生物措施因子; E 为工程措施因子; T 为耕作措施因子,根据谷歌高分辨率影像解译与实地调查情况,确定研究区内无相关工程措施和耕作措施,故赋值为1^[18]。

(1)土壤可蚀性因子 K 指土壤具有抵御雨滴打击、径流冲刷的能力,其计算公式^[26]为:

$$K=(0.2+0.3e^{[-0.0256f_{\text{sand}}(1-f_{\text{silt}}/100)]}) \times \left(\frac{f_{\text{silt}}}{f_{\text{clay}}+f_{\text{silt}}} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + e^{(3.72-2.95C)}} \right] \times \left[1 - \frac{0.7f'_{\text{sand}}}{f'_{\text{sand}} + e^{(22.9f_{\text{sand}}-5.51)}} \right] \quad (2)$$

式中: f_{sand} 为砂粒(2~0.05 mm)含量,%; f_{clay} 为黏粒(<0.002 mm)含量,%; f_{silt} 为粉砂粒(0.05~0.002 mm)含量,%; C 为有机碳含量,%; $f'_{\text{sand}}=1-f_{\text{sand}}/100$ 。

(2)生物措施因子 B 表征地表植被拦截、减弱雨滴对土壤侵蚀作用的能力。本研究采用蔡崇法等^[27]根据生物措施因子 B 与植被覆盖度FC的关系式进行 B 值的估算,其值介于0~1之间。公式如下:

$$B=\begin{cases} 1 & (FC=0) \\ 0.6508-0.3436 \times \lg FC & (0 < FC \leq 78.3\%) \\ 0 & (FC > 78.3\%) \end{cases} \quad (3)$$

式中:FC为植被覆盖度,%。

1.3.3 水蚀经济损失评估体系

水蚀经济损失评估体系的建立是西白杨沟流域山地景区水蚀经济损失评估的前提,本研究借鉴目前较为成熟的水蚀经济损失评估方法^[28~30]及山岳型旅游地自然、文化等特征,构建山岳型旅游地水蚀经济损失评估模型,具体指标参数详见表1。

2 结果与分析

2.1 旅游干扰对土壤理化性质、植被覆盖度的影响

除土壤容重外,各样区含水量、土壤饱和含水量及孔隙度随旅游干扰强度增加而降低(表2),主要由于人为踩踏造成土壤板结,容重增大,土壤渗透与拦蓄能力下降。除土壤容重外,ND的土壤含水量、饱和含水量及孔隙度显著高于SD($P<0.05$),而LD、MD差异不显著($P>0.05$),与ND相比,SD土壤含水量、饱和含水量及土壤孔隙度的降幅分别为51.67%、32.23%、13.30%。

由表2可知,土壤碱解氮含量为188.10~234.13 mg·kg⁻¹,有效磷含量为131.88~227.91 mg·kg⁻¹,速效

表1 天山北坡西白杨沟流域景区水蚀经济损失评估指标、公式及参数说明

Table 1 Assessment indicators, formulas and parameter descriptions of hydraulic erosion economic loss of tourist attraction in the west Baiyanggou watershed mountain scenic spot

类型 Types	方法 Methods	指标及计算公式 Index and calculation formula	参数说明 Parameters description
场内经济 损失	市场价值法	土壤流失损失 $AS_i = C \times H / \rho$ $H = H_i - e$	AS_i 为土壤流失损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; C 为土壤资源的价格,元· m^{-3} ; 基于通货膨胀法 ^[30] ,取4.36 元· m^{-3} ; H 为净侵蚀量, t· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; H_i 为土壤侵蚀量, t· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; e 为土壤允许侵蚀量,取5 t· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$ ^[31] ; ρ 为土壤容重, g· cm^{-3}
	市场价值法	土壤养分损失 $M_n = \sum_i^3 b_i \times D_i \times H \times R_i$	M_n 为土壤养分损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; b_i 为尿素、二胺、氯化钾及有机肥价格,元·t ⁻¹ ,取2016—2018年均价2 200、1 650、2 000、2 000 元·t ⁻¹ *; D_i 为N、P、K、有机质换算成尿素、二胺、氯化钾与有机肥的系数,分别为2.16、2.38、1.61、2.22 ^[33] ; R_i 为土壤中N、P、K与有机质含量, mg·kg ⁻¹
	恢复费用法	土地废弃损失 $K = H / (c \times \rho)$ $I_s = K \times M \times Z$	K 为土地废弃损失量, m ³ ; I_s 为土地废弃损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; c 为土层厚度,取0.5 m ^[30,32] ; M 为恢复后的平均土层厚度,取0.3 m ^[32] ; Z 为单位土方造价,元· m^{-3} ,取21.13 元· m^{-3}
	机会成本法	土地废弃损失 $I_s = K \times J_i$	J_i 为单位土地年收益,元· m^{-2} ,取0.73 元· m^{-2} *
	市场价值法	水源涵养损失 $K_r = \sum_j S_i \times \Delta M_i \times (Z_i - z_i)$ $M_n = K_r \times K_w$	K_r 为土壤水分损失量, m ³ ; S_i 为土壤侵蚀面积,取值1 hm ² ; M_n 为水源涵养损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; $\Delta M_i = H / \rho$ 为平均土壤流失厚度, mm; Z_i 为土壤饱和含水量, %; z_i 为土壤一般含水量, %; j 为大雨以上降水频次; 取近三十年平均频次10; K_w 为农业用水价格,取2016—2018年平均价格0.13 元· m^{-3} *
	影子工程法	水源涵养损失 $M_n = K_r \times C_w$	C_w 为单位水库库容投资费用,取2016—2018年平均费用17.15 元· m^{-3} *
	市场价值法	作物减产损失 $Y_i = a - bx + dx^2$ $G = \sum_i c_v \times h_i \times \Delta M_i \times O_i \times C_h$	G 为作物减产损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; O_i 为水土流失面积,取值1 hm ² ; c_v 为复种指数,依据《中国县域统计年鉴》2016—2018年均值为0.95; $h_i = Y_i / c_v$; Y_i 为单位面积小麦产量, t· hm^{-2} ,取2016—2018年单产5.43 t· hm^{-2} *; C_h 为小麦单价,取2016—2018年均价2.90 元·kg ⁻¹ *
	机会成本法	植被多样性损失 $S_v = U \times A \times f$	S_v 为植被多样性损失价值,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; U 为单位面积物种多样性价值,元· hm^{-2} ; 基于《森林生态系统服务功能评估规范》,取3 000 元· hm^{-2} ; A 为草地面积,取值1 hm ² ; f 为不同旅游干扰强度下植被盖度减少率, %
场外经济 损失	影子工程法	泥沙淤积损失 $D_s = H \times 24\% \times C_w / \rho$	D_s 为泥沙滞留的经济损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$
	恢复费用法	泥沙滞留损失 $D_s = H \times 33\% \times K_s / \rho$	D_s 为泥沙淤积的经济损失,元· $hm^{-2} \cdot a^{-1}$; K_s 为清淤费,元· m^{-3} ,基于通货膨胀法 ^[30] ,取2016—2018年平均清淤费16.47 元· m^{-3}

注:*表征实地调研数据。

Note: * represents field research data.

表2 旅游干扰对土壤理化性质、植被覆盖度的影响

Table 2 Impact of tourism disturbance on soil physical and chemical properties and vegetation coverage

指标 Index	ND	LD	MD	SD
土壤含水量/%	31.41±0.03a	19.81±0.01b	16.47±0.01b	15.18±0.04b
容重/(g·cm ⁻³)	0.78±0.02b	0.88±0.08ab	0.90±0.02ab	1.03±0.08a
土壤饱和含水量/%	90.70±0.03a	78.49±0.10ab	73.10±0.02ab	61.47±0.09b
土壤孔隙度/%	70.58±0.01a	66.98±0.03ab	65.87±0.01ab	61.19±0.03b
植被覆盖度/%	89.80±0.05a	77.07±0.01b	50.90±0.03c	6.87±0.03d
土壤碱解氮/(mg·kg ⁻¹)	234.13±18.82a	192.04±13.81b	188.36±0.17b	188.10±0.01b
土壤有效磷/(mg·kg ⁻¹)	227.91±37.03a	173.30±67.02a	131.88±15.72b	140.04±25.54b
土壤速效钾/(mg·kg ⁻¹)	133.33±18.56c	449.81±34.26a	296.30±39.29bc	328.89±58.01b
土壤有机质/(g·kg ⁻¹)	206.84±23.78a	201.63±7.19a	120.58±10.87b	104.49±10.85b

注:数值表示平均值±标准差;不同小写字母表示不同旅游干扰强度处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Data are Mean±SD; Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments of tourism disturbance intensity ($P<0.05$).

钾含量为133.33~449.81 mg·kg⁻¹,土壤有机质含量为104.49~206.84 g·kg⁻¹,整体上表现为土壤碱解氮、有

效磷及有机质含量均随干扰强度增加呈下降趋势,而速效钾含量整体却趋于增加趋势。其原因可能为土

壤碱解氮、有效磷主要存在于土壤表层,且与有机质含量密切相关,旅游干扰致使枯枝落叶层破坏,植物归还量减少,土壤有机质含量下降,土壤碱解氮、有效磷含量随之降低,而土壤速效钾含量升高则可能与旅游踩踏造成土壤板结、速效钾淋失量减少有关。

与ND相比,LD、MD、SD植被覆盖度降幅分别为14.18%、43.32%、92.35%,呈现随干扰强度增加植被覆盖度显著降低趋势($P<0.05$,表2)。由于7—9月为植物生长旺盛期及旅游旺季,大量游客聚集景区,踩踏、磨损等不当行为使得景区草本植被群落结构破坏严重,地表裸露程度扩大,植被活性与再生机能下降,造成植被覆盖度明显下降。

2.2 旅游干扰对水力侵蚀量的影响

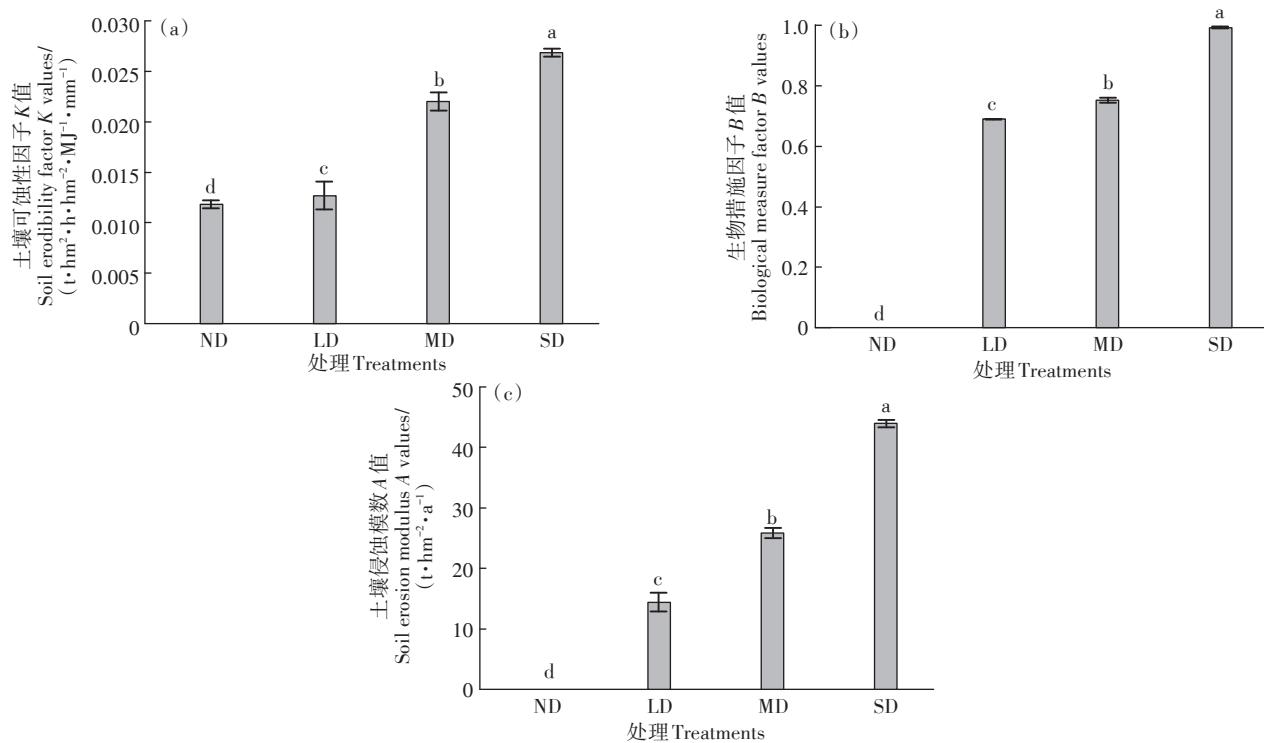
降雨侵蚀力、坡度及坡长因子由景区降雨量和地形决定,无需考虑其在不同旅游干扰强度下的差异;而土壤可蚀性与生物措施因子随着旅游干扰强度的加重而变化,是旅游干扰土壤侵蚀研究动态变化的关键因素。随着干扰强度的增加,土壤可蚀性 K 值、生物措施 B 值显著增加,土壤侵蚀量呈显著增长趋势($P<0.05$)。土壤可蚀性 K 值为 $0.01\sim0.03\text{ t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{hm}^{-2}$ ·

$\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$;生物措施因子 B 值为0~0.99;年均土壤侵蚀模数 A 值为 $0\sim43.96\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (图2),与LD相比,MD、SD年均土壤侵蚀模数增幅分别为79.31%、204.79%。可见土壤、植被作为景区生态环境的重要组成部分,承担着旅游干扰的压力,即表现为干扰强度增加,土层结构破坏加深,植被覆盖度下降,地表植被拦蓄保墒功能削弱,地面径流扩大,土壤侵蚀程度加剧。

2.3 旅游干扰对水蚀经济损失影响

2.3.1 旅游干扰对场内经济损失影响

LD场内各项经济损失均表现为土壤养分损失($7.7\times10^3\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>植被多样性损失($3.8\times10^3\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>水源涵养损失($5.0\times10^2\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>土地废弃损失($76\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>土壤流失损失($38\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)>作物减产损失($32\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)(图3a)。其中,土壤养分损失约为植被多样性损失的2.03倍,占据场内经济损失的主导地位,占比达62.97%(图4a)。表明LD场内经济损失最直接表现为土壤中碱解氮、有效磷、速效钾及有机质等营养元素的流失,土地生产力下降,旅游资源的可持续发展受到威胁。MD、SD植被多样性损失均高于土壤养分损失,分别达



不同小写字母表示不同旅游干扰强度处理间差异显著($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments of tourism disturbance intensity ($P<0.05$). The same below

图2 不同旅游干扰强度下土壤可蚀性因子 K 值、生物措施因子 B 值及土壤侵蚀模数关系

Figure 2 Relationship between soil erodibility factor K value, biological measure factor B value and soil erosion modulus under different tourism disturbance intensity

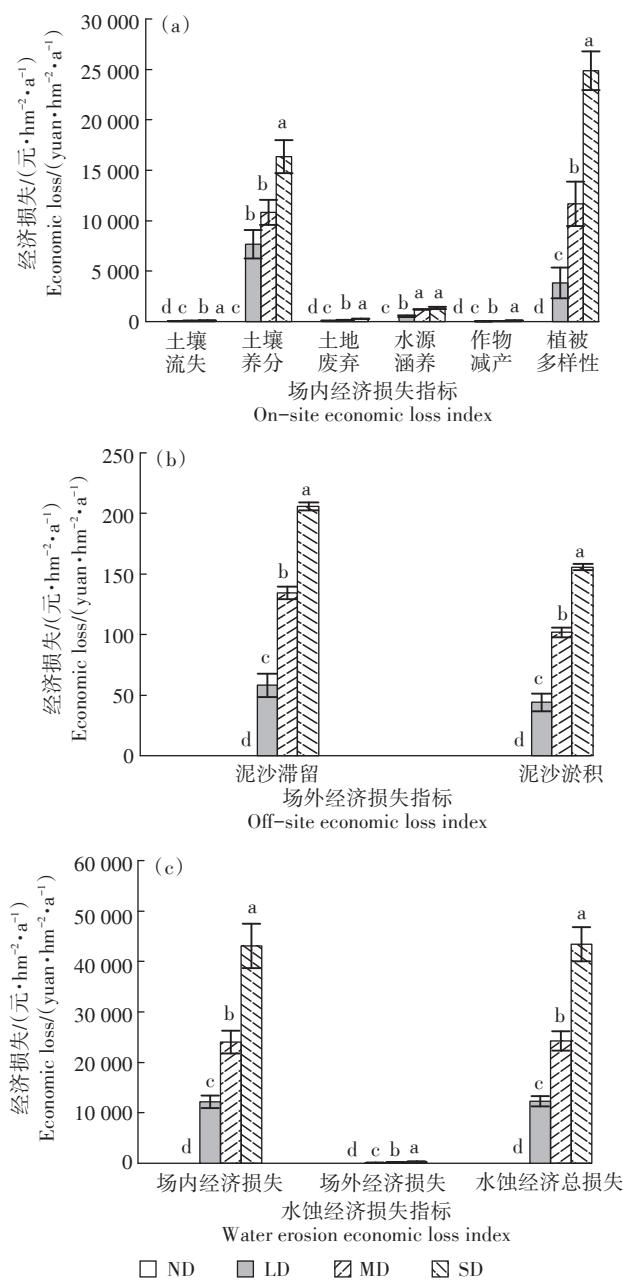


图3 不同旅游干扰强度下场内经济损失、场外经济损失及水蚀经济总损失

Figure 3 On-site economic loss, off-site economic loss and total water erosion economic loss under different tourism disturbance intensity

1.17×10^4 、 2.49×10^4 元·hm $^{-2} \cdot a^{-1}$, 约占场内经济损失的 48.57%、57.75% (图 3a)。

整体而言, 场内经济损失中以土壤养分损失与植被多样性损失为主, 其中土壤养分由 LD 的 7.7×10^3 元·hm $^{-2} \cdot a^{-1}$ 增至 SD 的 1.64×10^4 元·hm $^{-2} \cdot a^{-1}$, 增加 113%; 植被多样性损失由 LD 的 3.8×10^3 元·hm $^{-2} \cdot a^{-1}$ 增至 SD 的 2.49×10^4 元·hm $^{-2} \cdot a^{-1}$, 增幅达 555.26%。干扰

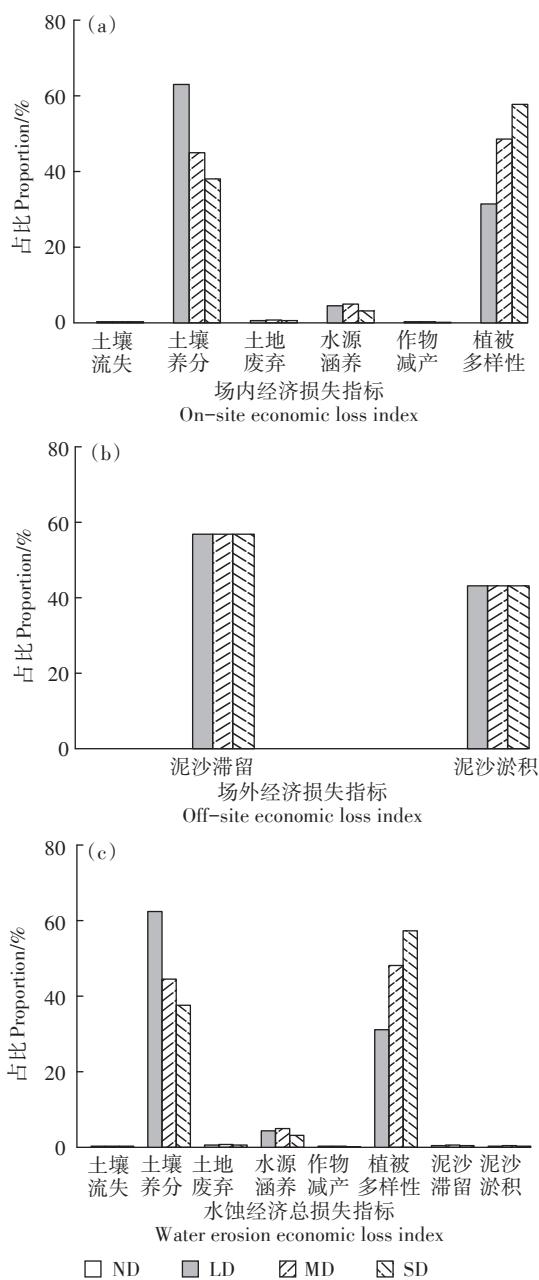


图4 不同旅游干扰强度下场内经济损失、场外经济损失及水蚀经济总损失中各项损失指标占比

Figure 4 Proportion of various loss in on-site economic loss, off-site economic loss and total water erosion economic loss under different tourism disturbance

强度为轻度时, 土壤养分损失高于植被多样性损失, 居首位; 干扰强度为中度、重度时, 土壤养分损失则低于植被多样性损失, 反映了旅游干扰强度达到中度干扰以上时, 植被多样性损失最高。

2.3.2 旅游干扰对场外经济损失影响

场外经济损失中, LD、MD、SD 泥沙滞留损失均高于泥沙淤积损失 (图 3b), 约占场外经济损失的

56.91% (图 4b)。与场内经济损失相比,场外经济损失虽远低于场内经济损失(图 3c),但场外经济损失对社会影响更大。由于泥沙淤积与滞留不仅引起河床抬高,降低河道泄洪与拦蓄功能,更使得河道综合利用效益降低,威胁下游工农生产和人民生命财产安全,且水土流失过程中的泥沙属于非点源污染物,携带着大量有毒有害物质,进入水体后,给受纳水体带来污染,造成水环境破坏。

场外经济损失中泥沙滞留损失由 LD 的 58 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至 SD 的 206 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 增加 255.17%; 泥沙淤积损失由 LD 的 44 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至 SD 的 156 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 增幅为 254.55%。地表覆土遭遇水蚀后滞留与淤积在河道中的土壤侵蚀量分别为 30%、24%, 严重堵塞地面径流通道, 削弱排水性能, 且恢复费用法相较于影子工程法, 其评估结果为最低价值, 故而造成泥沙滞留损失高于淤积损失。

2.3.3 旅游干扰对水蚀经济总损失影响

LD 水蚀经济总损失以土壤养分损失占据首位, 高达 62.45%; MD、SD 土壤养分损失占比低于植被多样性, 分别降至 44.58%、37.67% (图 4c)。可能是由于土壤性质在旅游干扰初期表现出明显的影响效应, 但干扰达到一定强度后, 影响效应增加较小。表现为土壤养分随着干扰强度的增加而减少, 植被群落间形成激烈的养分竞争, 造成植被覆盖度显著降低, 众多无法适应旅游干扰的物种消失, 植物多样性大幅减少, 进而导致植被多样性损失高于土壤养分损失。

场内经济损失由 LD 的 1.22×10^4 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至

SD 的 4.31×10^4 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 增幅为 253.28%; 场外经济损失由 LD 的 102 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至 SD 的 361 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 增幅为 253.92%; 水蚀经济总损失由 LD 的 1.23×10^4 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增至 SD 的 4.34×10^4 元· $\text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 增幅为 252.85% (图 3c), 场内经济损失、场外经济损失及水蚀经济总损失均随干扰强度的增加呈上升趋势, 表明干扰强度增加, 土壤、植被自身的抗干扰和恢复能力降低, 生态环境破坏, 水蚀程度扩大, 水蚀负效益增加显著。

2.4 土壤理化性质、植被覆盖度与旅游干扰水蚀经济损失的关系

水蚀经济损失与土壤容重呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与土壤含水量、孔隙度、饱和含水量、土壤有机质及植被覆盖度呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与土壤碱解氮、有效磷呈显著负相关 ($P < 0.05$, 表 3)。

选取土壤容重、含水量、孔隙度、饱和含水量、土壤有机质及植被覆盖度与水蚀经济损失进行多元线性回归, 得 $y = 1.16 \times 10^5 - 4.01 \times 10^4 x_1 - 1.70 \times 10^4 x_2 + 1.07 \times 10^4 x_3 - 4.20 \times 10^4 x_4 - 1.28 \times 10^4 x_8 - 4.98 \times 10^4 x_9$ ($R^2 = 0.97$), 结果表明土壤容重、含水量、孔隙度、饱和含水量、土壤有机质及植被覆盖度中, 植被覆盖度变化对旅游干扰水蚀经济损失响应最为敏感, 植被覆盖度每减少 1%, 水蚀经济损失增加 4.98×10^4 元。

3 讨论

植被、土壤作为旅游引起生态环境变化的重要指标, 其影响效应主要取决于干扰强度和影响范围^[7]。

表 3 土壤理化性质、植被覆盖度与水蚀经济损失之间相关性分析

Table 3 Correlation analysis between soil physical and chemical properties, vegetation coverage and water erosion economic loss

项目 Items	y	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8	x_9
y	1.000									
x_1	0.762**	1.000								
x_2	-0.784**	-0.683*	1.000							
x_3	-0.781**	-0.953**	0.694*	1.000						
x_4	-0.772**	-0.977**	0.732**	0.966**	1.000					
x_5	-0.591*	-0.574*	0.815**	0.574*	0.625*	1.000				
x_6	-0.517*	-0.666*	0.401	0.692*	0.664*	0.235	1.000			
x_7	0.332	-0.290	-0.586*	-0.227	-0.260	-0.531*	-0.203	1.000		
x_8	-0.784**	-0.617*	-0.579*	0.605*	0.599*	0.414	0.541*	-0.082	1.000	
x_9	-0.972**	-0.723**	0.727**	0.738**	0.713**	0.490	0.394	-0.223	0.791**	1.000

注: y —水蚀经济损失; x_1 —土壤容重; x_2 —土壤含水量; x_3 —土壤孔隙度; x_4 —土壤饱和含水量; x_5 —土壤碱解氮; x_6 —土壤有效磷; x_7 —土壤速效钾; x_8 —土壤有机质; x_9 —植被覆盖度。^{*}和^{**}分别表示显著相关 ($P < 0.05$) 和极显著相关 ($P < 0.01$)。

Notes: y —water erosion economic loss; x_1 —soil bulk density; x_2 —soil moisture content; x_3 —soil porosity; x_4 —saturated soil moisture content; x_5 —soil available N; x_6 —soil available P; x_7 —soil available K; x_8 —soil organic matter; x_9 —vegetation coverage. * and ** are significant correlation ($P < 0.05$) and extremely significant correlation ($P < 0.01$), respectively.

山地旅游在其开发过程中,可对植物群落、土壤性状产生不可避免的负面影响,本研究发现,随着游客踩踏程度的加重,土壤理化性质与植被覆盖度受到的影响增大,由此产生的土壤侵蚀量也随之增加,这一结果与许中旗等^[34]的研究结论一致。此外,景区土壤侵蚀量还受地形坡度、排水条件、气候等自然因子的影响^[35],但主导因子仍为干扰强度。天山北坡属国家级水土流失重点区,其特殊的地形、气候条件决定了生态环境的脆弱性。随着区域旅游经济的迅猛发展,生态环境面临严峻的挑战,水土资源环境成为制约其经济社会发展的重要因素^[36]。西白杨沟流域作为天山北坡水蚀典型区,旅游干扰所造成的危害除土壤侵蚀加剧外,还表现为对景区植被群落健康的损害、对植被生态系统的扰动,进而导致景区生态环境质量下降。土壤理化性质与植被覆盖度对旅游干扰水蚀经济损失响应较为敏感,其中植被覆盖度对其响应敏感度更高,进一步印证了朱明勇等^[13]的研究成果。本研究样地设置主要集中于蒙古包附近0~50 m范围内,尽管旅游干扰所占面积与整个流域相比较小,但游客对于土壤、植被的踩踏必然会对整个流域产生影响,造成本地植被消失、外来物种入侵、土壤板结等不良影响^[37]。

单位面积水蚀经济损失与旅游干扰强度、土壤侵蚀量具有显著相关性。本研究通过定量分析发现,干扰强度高于轻度时,以植被多样性损失为主,其次为土壤养分损失,这与周涛等^[12]、朱明勇等^[13]研究结果相异,其原因可能在于土壤侵蚀指标的界定、参数的选取、评估方法与结果表达的差异以及人为干扰下土壤侵蚀危害性更高等因素所致^[5,13]。此外,景区游客成为旅游资源受益者的同时,还需承担旅游干扰造成的经济损失,依据水土保持生态补偿政策与“谁污染谁付费”的环境经济学原理,ND、LD、MD、SD区游客承担损失费用分别为0、21.03、17.74、26.05 元·人⁻¹。中度干扰下游客承担费用低于轻度、重度干扰,可见中度干扰更有利于景区经济的发展,这证实了孙飞达等^[11]的研究结果。

本研究虽已开展了旅游干扰下土壤、植被等的水蚀经济损失评估,但缺乏对降雨、地形因子与水蚀经济损失关联性研究,且骑马作为景区旅游中一种常见的娱乐项目,多在旅游景点集中使用,骑马项目的开展使得景区土壤、植被遭受毁坏与践踏,地表裸露程度进一步扩大,水蚀现象严峻。Cole 等^[38]与王庆锁等^[39]认为马匹践踏与游客踩踏对土壤、植被破坏程度

不一,所造成的水蚀情况相异,产生的水蚀经济损失也存在差异。因而马匹践踏对景区水土、植被等造成的影响需进一步探讨。

4 结论

本研究以西白杨沟景区为案例地,基于样地调查数据,采用CSLE模型及水蚀经济损失评估模型,定量分析了旅游干扰-土壤、植被-水蚀经济损失的关系。结论如下:

(1)除土壤容重、速效钾外,土壤理化性质与植被覆盖度随旅游干扰强度的增加呈下降趋势,且无干扰区土壤理化性质、植被覆盖度显著高于重度干扰区。

(2)土壤可蚀性因子、生物措施因子及土壤侵蚀模数均随旅游干扰强度的增加呈显著增长趋势。与轻度干扰区相比,重度干扰区土壤可蚀性因子、生物措施因子及土壤侵蚀模数增幅分别为111.58%、44.03%、204.79%。

(3)随着旅游干扰强度的增加,水蚀经济损失各项指标中尤以土壤养分损失与植被多样性损失占比最高,二者占比总计超过92%,且干扰强度高于轻度时,植被多样性损失高于土壤养分损失,占据水蚀经济损失的首位。

(4)相较于土壤因子,植被因子对水蚀经济损失响应更为敏感,为此需结合土壤侵蚀参数分析,加强景区植被管理,控制旅游干扰强度,降低土壤侵蚀所带来的生态风险。

参考文献:

- [1] Nyakatawa E Z, Jakkula V, Reddy K C, et al. Soil erosion estimation in conservation tillage systems with poultry litter application using RUSLE 2.0 model[J]. *Soil & Tillage Research*, 2007, 94(2):410-419.
- [2] 李佳蕾,孙然好,熊木齐,等.基于RUSLE模型的中国土壤水蚀时空规律研究[J].生态学报,2020,40(10):3473-3485. LI Jia-lei, SUN Ran-hao, XIONG Mu-qi, et al. Estimation of soil erosion based on the RUSLE model in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(10):3473-3485.
- [3] Sartori M, Philippidis G, Ferrari E, et al. A linkage between the biophysical and the economic: Assessing the global market impacts of soil erosion[J]. *Land Use Policy*, 2019, 86:299-312.
- [4] Dechen S C F, Telles T S, Guimaraes M F, et al. Losses and costs associated with water erosion according to soil cover rate[J]. *Bragantia*, 2015, 74(2):224-233.
- [5] 史德明.如何正确理解有关水土保持术语的讨论[J].土壤侵蚀与水土保持学报,1998,4(4):89-91. SHI De-ming. Discussion on some terminology of soil and water conservation[J]. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1998, 4(4):89-91.

- [6] 巩勤, 陆林, 晋秀龙, 等. 黄山风景区旅游干扰对植物群落及其土壤性质的影响[J]. 生态学报, 2009, 29(5):2239–2251. GONG Jie, LU Lin, JIN Xiu-long, et al. Impacts of tourist disturbance on plant communities and soil properties in Huangshan Mountain scenic area[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(5):2239–2251.
- [7] 梁学成, 邢盼盼. 陕南生态旅游的多元化发展路径探究[J]. 生态经济, 2014, 30(7):110–115. LIANG Xue-cheng, XING Pan-pan. Diversified approaches to develop eco-tourism in south Shaanxi of China [J]. *Ecological Economy*, 2014, 30(7):110–115.
- [8] 史坤博, 王文瑞, 杨永春, 等. 旅游活动对甘南草原植被的影响——以桑科草原旅游点为例[J]. 干旱区研究, 2015, 32(6):1220–1228. SHI Kun-bo, WANG Wen-rui, YANG Yong-chun, et al. Impacts of tourists' activities on vegetation of Gannan grassland: A case study on tourist spot of Sangke prairie[J]. *Arid Zone Research*, 2015, 32(6):1220–1228.
- [9] 曹丽娟. 旅游干扰对河南云台山风景区土壤质量的影响[J]. 水土保持研究, 2015, 22(4):67–71. CAO Li-juan. Effects of tourist disturbance on soil quality in Yuntai Mountain scenic area, Henan Province [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(4):67–71.
- [10] 唐高溶, 郑伟, 王祥, 等. 旅游对喀纳斯景区植被和土壤碳、氮、磷化学计量特征的影响[J]. 草业科学, 2016, 33(8):1476–1485. TANG Gao-rong, ZHENG Wei, WANG Xiang, et al. Effects of tourism disturbance on the ecological stoichiometry characteristics of C, N and P of the vegetation and soil in Kanas scenic area[J]. *Pratacultural Science*, 2016, 33(8):1476–1485.
- [11] 孙飞达, 朱灿, 李飞, 等. 旅游干扰对高寒草地植物多样性和土壤生化特性的影响[J]. 草业科学, 2018, 35(11):2541–2549. SUN Fei-da, ZHU Can, LI Fei, et al. Effect of grassland tourism on plant diversity and soil bio-chemical properties of an alpine grassland[J]. *Pratacultural Science*, 2018, 35(11):2541–2549.
- [12] 周涛, 李天宏. 延河流域土壤侵蚀经济损失评估[J]. 水土保持研究, 2012, 19(5):115–119, 291. ZHOU Tao, LI Tian-hong. Estimation on economic loss of soil erosion in Yanhe River basin[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2012, 19(5):115–119, 291.
- [13] 朱明勇, 谭淑端, 张全发. 南水北调中线水源地土壤侵蚀经济损失估算[J]. 水土保持通报, 2014, 34(5):190–195. ZHU Ming-yong, TAN Shu-duan, ZHANG Quan-fa. Economic loss estimation of soil erosion in water source area of middle route of south-to-north water transfer project[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2014, 34(5):190–195.
- [14] 卢刚. 基于CSLE模型的天山北坡西白杨沟流域土壤侵蚀定量评价[J]. 水土保持通报, 2019, 39(2):124–130. LU Gang. Quantitative assessment of soil erosion in west Baiyanggou watershed on north slopes of Tianshan Mountains based on CSLE model[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2019, 39(2):124–130.
- [15] 王颢霖, 焦菊英, 安韶山, 等. 新疆天山东段南北坡土壤侵蚀调查[J]. 水土保持通报, 2019, 39(4):306–313, 321. WANG Hao-lin, JIAO Ju-ying, AN Shao-shan, et al. Investigation on soil erosion in north and south slopes of eastern Tianshan Mountain in Xinjiang Uygur Autonomous Region[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2019, 39(4):306–313, 321.
- [16] 谢锦. 天山北坡植物-土壤生态化学计量特征的垂直带谱[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2016. XIE Jin. Vertical zonation of plant and soil ecological stoichiometry on the northern slope of Tianshan Mountains[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2016.
- [17] 杨晶晶, 吐尔逊娜依·热依木, 张青青, 等. 放牧强度对天山北坡中段山地草甸植被群落特征的影响[J]. 草业科学, 2019, 36(8):1953–1961. YANG Jing-jing, Tu'erxunnayi Reyimu, ZHANG Qing-qing, et al. Effects of grazing intensity on plant community characteristics in mountain meadows in the middle section of the northern slope of the Tianshan Mountains[J]. *Pratacultural Science*, 2019, 36(8):1953–1961.
- [18] 郑伟, 朱进忠, 潘存德. 旅游干扰对喀纳斯景区草地植物多样性的影响[J]. 草地学报, 2008, 16(6):624–629, 635. ZHENG Wei, ZHU Jin-zhong, PAN Cun-de. Effect of tourism disturbance intensity on plant species diversity of meadow community in Kanasi nature reserve[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2008, 16(6):624–629, 635.
- [19] 国家统计局农村社会经济调查司. 中国县域统计年鉴 2017—2019[M]. 北京: 中国统计出版社, 2017—2019. Rural Social Economic Investigation Division, National Bureau of Statistics. China statistical yearbook 2017—2019[M]. Beijing: China Statistical Press, 2017—2019.
- [20] 张学霞, 朱清科, 吴根梅, 等. 数码照相法估算植被盖度[J]. 北京林业大学学报, 2008, 30(1):164–169. ZHANG Xue-xia, ZHU Qing-ke, WU Gen-mei, et al. Vegetation coverage assessment by digital photos[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2008, 30(1):164–169.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO Shi-dan. Soil agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [22] Liu B Y, Zhang K L, Yun X. An empirical soil loss equation[C]. Beijing: International Soil Conservation Organization Conference, 2002.
- [23] 章文波, 付金生. 不同类型雨量资料估算降雨侵蚀力[J]. 资源科学, 2003, 25(1):35–41. ZHANG Wen-bo, FU Jin-sheng. Rainfall erosivity estimation under different rainfall amount[J]. *Resources Science*, 2003, 25(1):35–41.
- [24] Foster G R, Wischmeier W H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction[J]. *Transactions of the ASAE*, 1974, 17(2):305–309.
- [25] McCool D K, Brown L C, Foster G R, et al. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation[J]. *Transactions of the ASAE*, 1987, 30(5):1387–1396.
- [26] Sharpley A N, Williams J R. EPIC-erosion/productivity impact calculator: 2 User manual[C]//Washington DC: United States Department of Agriculture, 1990.
- [27] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用USLE模型与地理信息系统IDRISI预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(2):19–24. CAI Chong-fa, DING Shu-wen, SHI Zhi-hua, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(2):19–24.
- [28] Makarov O A, Tsvetnov E V, Strokov A S, et al. A case of soil erosion's economic assessment[J]. *Moscow University Soil Science Bulletin*,

- 2019, 74(5):214–220.
- [29] 陈玥. 北京市公路建设项目水土流失经济损失分析[D]. 北京: 北京林业大学, 2018. CHEN Yue. Analysis on economic loss of soil and water loss for highway construction project in Beijing[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2018.
- [30] 柳宁. 秦岭山区矿产资源开采水土保持补偿标准研究[D]. 西安: 西安科技大学, 2016. LIU Ning. Compensation standard of soil and water conservation for mineral resources exploitation in Qinling Mountains[J]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2016.
- [31] 林慧龙, 郑舒婷, 王雪璐. 基于RUSLE模型的三江源高寒草地土壤侵蚀评价[J]. 草业学报, 2017, 26(7): 11–22. LIN Hui-long, ZHENG Shu-ting, WANG Xue-lu. Soil erosion assessment based on the RUSLE model in the Three-Rivers headwaters area, Qinghai-Tibetan Plateau, China[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2017, 26(7): 11–22.
- [32] 蒋霞, 高照良, 申来明. 我国新疆地区水土流失的评估方法及损失量化分析[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2014, 35(4): 66–78. JIANG Xia, GAO Zhao-liang, SHEN Lai-ming. Analysis and evaluation method of soil and water loss in Xinjiang area of our country and the loss quantification[J]. *Journal of Capital Normal University (Natural Science Edition)*, 2014, 35(4): 66–78.
- [33] 王彦武, 牛莉婷, 张峰, 等. 黄土区高标准梯田生态服务功能及其价值[J]. 水土保持学报, 2019, 33(6): 190–196. WANG Yan-wu, NIU Li-ting, ZHANG Feng, et al. Ecological service function and its value of high-standard terrace in Loess region[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2019, 33(6): 190–196.
- [34] 许中旗, 赵盼茹, 王英舜, 等. 人为干扰对典型草原土壤侵蚀影响的价值评价[J]. 中国草地学报, 2007, 29(2): 1–6. XU Zhong-qi,
- ZHAO Pan-ru, WANG Ying-shun, et al. Evaluation of the impacts of human disturbances on soil erosion in the typical grassland[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2007, 29(2): 1–6.
- [35] 付恒阳. 旅游对景区生态的负面影响及景区生态保护研究——以河南宝天曼生态旅游区为例[D]. 西安: 长安大学, 2014. FU Heng-yang. Study on the negative effect of tourism on the ecology of tourist area and its ecological health protection: A case of Baotianman ecotourist area[D]. Xi'an: Chang'an University, 2014.
- [36] 徐春, 段倩, 刘霞, 等. 天山北坡阜康市土壤侵蚀区域分异特征及防治重点[J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33(6): 105–112. XU Chun, DUAN Qian, LIU Xia, et al. Regional differentiation characteristics of soil erosion in Fukang City, northern foot of Tianshan Mountains and the prevention and control[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2019, 33(6): 105–112.
- [37] 张香菊, 钟林生. 旅游生态学研究进展[J]. 生态学报, 2019, 39(24): 9396–9407. ZHANG Xiang-ju, ZHONG Lin-sheng. Recreation ecology study[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(24): 9396–9407.
- [38] Cole D N, Spilde D R. Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA[J]. *Journal of Environmental Management*, 1998, 53(1): 61–71.
- [39] 王庆锁, 张玉发, 罗菊春, 等. 人为干扰对浑善达克沙地东部森林—草原交错带的影响及其恢复治理的生态对策[J]. 自然资源学报, 1999, 14(1): 28–34. WANG Qing-suo, ZHANG Yu-fa, LUO Ju-chun, et al. Human disturbance and ecological management on forest-steppe ecotone in eastern Hunshandake sandy land[J]. *Journal of Natural Resources*, 1999, 14(1): 28–34.