

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2026.01.038; CSTR:32311.14.rswc.2026.01.038.

毋政博, 李袁泽, 鲍芳辰, 等. 青藏高原不同类型草地土壤可蚀性对放牧干扰的响应[J]. 水土保持研究, 2026, 33(1):71-79, 89.

Wu Zhengbo, Li Yuanze, Bao Fangchen, et al. Responses of soil erodibility to grazing disturbance in different grassland types on the Qinghai-Xizang Plateau[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2026, 33(1):71-79, 89.

青藏高原不同类型草地土壤可蚀性对放牧干扰的响应

毋政博, 李袁泽, 鲍芳辰, 薛 蕙

(西北农林科技大学 水土保持研究所/水土保持与荒漠化整治全国重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘要: [目的] 探究青藏高原不同类型草地在不同干扰程度下土壤可蚀性的变化特征, 为青藏高原草地生态修复精细化管理提供科学依据。[方法] 以青藏高原 3 种不同草地(温性草原、高寒草原、高寒草甸)为研究对象, 选取未干扰(CK)、轻度干扰(LD)、中度干扰(MD)和重度干扰(HD)4 种不同干扰程度样地取样, 计算微团聚体分形维数(D_v)、多重分形理论(D_m)和可蚀性因子(K), 量化土壤可蚀性变化。[结果] (1) 3 种草地土壤受到不同程度放牧干扰后土壤可蚀性发生显著变化, 在重度干扰下高寒草原的土壤可蚀性显著升高($p < 0.05$), 而温性草原和高寒草甸则显著降低($p < 0.05$)。 (2) 干扰影响土壤有机碳含量的变化, 从而进一步影响土壤可蚀性。 (3) 在 10—30 cm 土层(10—20 cm, 20—30 cm)有机质含量较低、团聚体稳定性差, K 和 D_v 值在干扰下表现出更高的响应敏感性。[结论] 干扰通过改变土壤有机碳含量从而影响土壤可蚀性, 不同类型草地因土壤性质和植被特征不同而对干扰的响应显著不同, 高寒草原由于植被覆盖度较低、有机碳库贫瘠, 土壤结构较为松散, 放牧干扰进一步破坏土壤团聚体, 使细颗粒物易被侵蚀, 从而导致 K 值升高。而温性草原和高寒草甸植被覆盖度较高, 有机碳库丰富, 根系对土壤的稳固作用较强, 放牧干扰后有机质积累明显, 土壤团聚体稳定性增加, 导致 K 值降低, 因此, 植被覆盖度高有机碳库丰富的温性草原和高寒草甸抗干扰能力更强。此外, 深层土壤可蚀性(10—30 cm)对干扰的响应更加敏感, K 值随深度增加显著升高。

关键词: 青藏高原; 土壤可蚀性; 草地类型; 土壤有机碳

中图分类号: S152.3

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2026)01-0071-09

Responses of soil erodibility to grazing disturbance in different grassland types on the Qinghai-Xizang Plateau

Wu Zhengbo, Li Yuanze, Bao Fangchen, Xue Sha

(State Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Desertification Control, Institute of Soil and Water Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: [Objective] To explore the variation characteristics of soil erodibility across different types of grasslands on the Qinghai-Xizang Plateau under different degrees of disturbance, and to provide a scientific basis for refined management of grassland ecological restoration in the region. [Method] Three types of grasslands (warm grassland, alpine grassland and alpine meadow) in the Qinghai-Xizang Plateau were selected as the research objects. Soil samples were collected from four disturbance levels: non-disturbance (CK), mild disturbance (LD), moderate disturbance (MD), and severe disturbance (HD). The fractal dimension (D_v), multifractal theory (D_m), and erodibility factor (K) of microaggregates were calculated to quantify the change in soil erodibility. [Results] (1) Soil erodibility of the three grasslands changed significantly after different degrees of grazing disturbance. The soil erodibility of alpine grassland increased significantly under severe disturbance ($p < 0.05$), while that of warm grassland and alpine meadow decreased significantly ($p < 0.05$). (2) Disturbance altered soil organic carbon content, which in turn affected soil erodibility. (3) In the 10—30 cm soil layer (10—20

收稿日期: 2025-12-14

修回日期: 2025-05-09

接受日期: 2025-05-14

资助项目: 陕西省创新人才推进计划科技创新团队项目(2023-CX-TD-37)

第一作者: 毋政博(1999—), 男, 山西运城人, 硕士研究生, 研究方向为全球变化生态学。E-mail: m1048491300@163.com

通信作者: 薛蕙(1978—), 男, 陕西西安人, 博士, 研究员, 主要从事土壤微生物和生态修复研究。E-mail: xuesha100@163.com

<http://stbcyj.paperonce.org>

cm and 20—30 cm), lower organic matter content and poor aggregate stability led to higher sensitivity of K and D_v values to disturbance. [**Conclusion**] Disturbance affects soil erodibility by altering soil organic carbon content, and different types of grasslands respond significantly differently to disturbance due to variations in soil properties and vegetation characteristics. In alpine grasslands, where vegetation cover is low, the organic carbon pool is poor, and soil structure is relatively loose, grazing further destroys soil aggregates, making fine particles more susceptible to erosion and resulting in an increase in the K value. In contrast, temperate grasslands and alpine meadows have higher vegetation cover, richer organic carbon pools, and stronger root reinforcement, leading to noticeable organic matter accumulation and enhanced aggregate stability after grazing disturbance, which decreases the K value. Therefore, temperate grasslands and alpine meadows with high vegetation cover and abundant organic carbon pools exhibit stronger resistance to disturbance. In addition, the erodibility of deeper soil layers (10—30 cm) is more sensitive to disturbance, with K values increasing significantly with depth.

Keywords: Qinghai-Xizang Plateau; soil erodibility; grassland type; soil organic carbon

土壤侵蚀是全球普遍存在且严重的环境问题,具有广泛的生态和经济影响^[1]。它不仅会导致土壤结构的破坏,还会加速土壤退化,降低土壤的生产力^[2],影响农业和生态系统的可持续性。并且人为活动的干扰,如过度耕作、过度放牧^[3]、建设开发等,会扰动土壤结构,导致土壤团聚体被破坏,降低土壤的稳定性,从而加剧土壤侵蚀。土壤粒径分布和土壤团聚体由地球物理和环境过程决定^[4]。土壤结构及其稳定性作为土壤功能的重要组成部分,可以调节土壤的物理和化学过程^[5],是影响土壤可蚀性^[6]的关键因素。已有研究报告,人为活动干扰会改变土壤粒径分布^[3],从而影响土壤结构和稳定性。因此,了解人为活动干扰对土壤结构和可蚀性的影响是必要的。

放牧干扰是草地生态系统中最主要的干扰形式,其通过牲畜的采食、践踏和排泄活动直接改变了植被的群落组成、土壤的理化性质及养分循环过程^[7]。放牧对土壤养分的影响是一个复杂的过程,受草地生态类型、降水量和气温等环境因素及放牧强度和持续时间等管理措施的共同调节^[8]。近年来的研究探讨了干扰对土壤理化性质和土壤可蚀性的影响,发现放牧显著影响土壤有机质的输入和氮循环,同时改变土壤容重、稳定团聚体比例、土壤含水量和温度,并影响土壤微生物群落的结构^[9],李胜平等^[10]在桂西喀斯特地区的研究表明,干扰显著降低研究区内的植被盖度、地上生物量和除全磷之外的土壤养分。而魏亚伟等^[11]的研究则表明,干扰增加了土壤有机碳的积累,这可能与干扰效应与干扰类型有关。在青藏高原上,Wang等^[3]的研究评估了干扰和围栏下高寒草地的土壤多重分形维数 D_m 和土壤养分,结果表明干扰显著影响了土壤可蚀性,但 Wang等^[3]等只在高寒草地(高寒草原、高寒草甸)进行研究且并未设置干扰梯度,也有研究表明^[12]青藏高原的温性草原类型可能会对干扰的响应不同。目

前的研究表明人为干扰直接影响植被组成和土壤理化性质进而影响土壤结构和可蚀性。然而在干扰过程中土壤可蚀性的变化机制仍存在很多不确定,不同干扰程度下土壤可蚀性如何变化,其驱动因素是什么?在不同草地生态类型下的变化是否一致,目前研究较为有限。因此,有必要表征不同干扰程度下各种类型草地土壤粒径分布和团聚体分布的变化同时考虑影响这些变化的相关环境因素,以了解和评估干扰对土壤结构和土壤可蚀性的影响,并探讨其影响机制。

青藏高原是中国的主要牧区之一,具有多种草地生态类型,提供了丰富且重要的生态服务^[13]。但青藏高原的环境条件极其脆弱,土壤侵蚀严重影响当地的土壤结构和生产力,是造成该地区环境退化的主要原因。作为青藏高原生态系统健康的重要指标^[14],监测不同类型草地下土壤可蚀性的变化尤为重要。因此,本文通过研究青藏高原3种不同类型草地在不同干扰程度下土壤可蚀性的响应,以为青藏高原草地生态系统的科学管理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究在青藏高原黄河源区从南至北选择高寒草原(玛多县)、温性草原(同德县)、高寒草甸(门源县)3种草地类型的典型区域为研究区。玛多县位于青海省中部,地处青藏高原核心地带,年平均气温为 -3.0°C ,年平均降雨量为316 mm,平均海拔为4 700 m,植被类型以高寒草原为主,优势种包括紫花针茅(*Stipa purpurea*)、早熟禾(*Poa annua*)、青藏苔草(*Carex moorcroftii*)、粗壮蒿草(*Carex sargentiana*)、扇穗茅(*Littledalea racemosa*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、紫羊茅(*Festuca rubra*)等。同德县位于青海南部,年平均气温为 1.5°C ,年平均降雨量为425 mm,平均海拔为3 660 m,植被类型以温性草原

为主,优势种包括芨芨草(*Achnatherum splendens*)、克氏针茅(*Stipa krylovii*)、细叶苔草(*Carex duriuscula subsp. stenophylloides*)和青海固沙草(*Orinus kokonorica*)等^[15]。门源县位于青海省东北部,年平均气温为 1.5℃,年平均降雨量为 526 mm^[16],平均海拔为 3 248 m,植被类型以高寒草甸为主,优势种包括小嵩草(*Kobresia pygmaea*)、线叶嵩草(*Carex capillifolia*)、矮嵩草(*Carex alatauensis*)、细叶苔草(*Carex duriuscula subsp. stenophylloides*),主要伴生种有垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、甘肃苔草(*Carex kansuensis*)、圆穗蓼(*Polygonum macrophyllum*)和珠芽蓼(*Polygonum viviparum*)等。

1.2 试验设计和土壤取样

经过实地调查和咨询当地草原站工作人员,基于不同放牧强度干扰造成的牧草盖度、可食牧草比例的变化^[17],将草地划分为未干扰(CK)、轻度干扰(LD)、中度干扰(MD)和重度干扰(HD)4个处理后采样。采集工作于 2019 年 8 月进行。在每个干扰类型的草地内,选择 5 个条件相似的 5 m×5 m 标准样地进行重复取样,以尽量减少取样误差,样地的间隔至少为 20 m,合计 60 个样地。每个样地中心设置 25 cm×25 cm 的样方,对地上植物进行取样,用直径为 5 cm 的土钻采集土壤(0—10 cm)各样地地下根系,在 65℃烘箱中干燥后测量植被的地上和地下生物量。土壤采样按照土钻法在每个样地按“S”形采集 5 个点。去除表层凋落物后,使用直径为 4 cm 的土钻在 0—10 cm,10—20 cm,20—30 cm 3 个深度采集土壤样品。随后,将同一样地同一土层的土壤样品混合处理。土壤样品被运送至实验室后,经过 2 mm 筛去除根系、砾石和粗碎屑,随后分为两部分处理。一部分土样自然风干,用于测定土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)和全磷(TP)含量,以及土壤粒径分布(PSD)、微团聚体粒径分布(MSD)。另一部分土样保存在 4℃冰箱中,用于测定微生物生物量(碳、氮、磷)。

1.3 土壤理化性质分析

土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾氧化法测定,全氮(TN)采用凯氏定氮法进行测定,全磷(TP)采用钼酸盐比色法测定,土壤微生物生物量碳、氮、磷(MBC, MBN, MBP)采用氯仿熏蒸—提取法测定^[18]。

土壤机械组成(PSD)和微团聚体特征(MSD)分析采用 Longbench Mastersizer 2000 激光衍射仪(马尔文仪器公司,英国)。对于 PSD 的分析,土壤样品使用 6% 的过氧化氢(H₂O₂)和 10% 的盐酸(HCl)预处理后,在蒸馏水中浸泡 24 h,将样品在超声水浴机械分散 5 min。对于 MSD 的分析,样品在蒸馏水中浸泡 24 h

后,使用超声波水浴分散处理^[6]。土壤 PSD 的分级依据为砂粒(0.05~2 mm)、粉粒(0.002~0.05 mm)和黏粒(<0.002 mm)的比例,MSD 与 PSD 分类相同。

1.4 土壤可蚀性指标

1.4.1 土壤可蚀性 K 值的计算 可蚀性因子(K)根据公式由 SOC 含量和土壤 PSD 计算,计算公式如下:

$$K = \{0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 \text{SAN}(1 - 0.01 \text{SIL})]\} \times \left(\frac{\text{SIL}}{\text{CLA} + \text{SIL}} \right)^{0.3} \times \left(1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \times \left(1.0 - \frac{0.7 \text{SNI}}{\text{SNI} + \exp(-5.51 + 22.9 \text{SNI})} \right) \quad (1)$$

式中:SAN, SIL 和 CLA 分别为砂粒含量(%),粉粒含量(%) 和黏粒含量(%);C 为 SOC 含量(%);SNI=1-San/100。

1.4.2 微团聚体分形维数 D_v 的计算 微团聚体分形维数 D_v 采用以下公式计算^[19]:

$$V(r < R_i) / V_T = (R_i / R_{\max})^{3 - D_v} \quad (2)$$

式中: r 为颗粒粒径; R_i 为粒度分级中子区间 i 的粒度; $V(r < R_i)$ 为直径 $< R_i$ 的土壤颗粒总体积; V_T 为土壤颗粒的总体积; R_{\max} 为最大粒径; D_v 为土壤微团聚体体积分形维数。 D_v 值为 3 与 $V(r < R_i) / V_T$ 和 R_i / R_{\max} 的对数线性回归拟合方程斜率之差。

1.4.3 多重分形理论 D_m 本研究将土壤粒径区间 I (μm)=[0.2, 2000] 细分为 64 个子区间 $I_i = [\varphi_i, \varphi_{i+1}]$, 其中 $i=1, 2, \dots, 64$ 子区间长度遵循对数尺度,即 $\lg(\varphi_{i+1}/\varphi_i)$ 为常数。第一个子区间为 $I_1 = [0.2, 0.231]$, 最后一个子区间为 $I_{64} = [1731.93, 2000]$ 。采用多重分形分析对土壤粒径分布(PSD)进行研究。为了分析尺度不变性,构造了等长的对数子区间,并进行变量变换,如 $\varphi_j = \lg(\varphi_{i+1}/\varphi_i) \dots 65$, 将其转化为无量纲区间 $J = [0, 4]$, 该无量纲区间被细分为 64 个等长子区间。根据多重分形理论,分析各子区间在不同尺度下的分布和频率,计算特征维度。特定分割级别的尺度通过公式 $J \times 2^{-k}$ 计算,范围为 $1 \leq k \leq 6$, 相应 $\epsilon = 2 \sim 0.0625$ 。用于计算多重分形广义维数 $D_{(q)}$ 的公式如下^[20-21]:

$$D_{(q)} = \frac{1}{q-1} \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\lg \left[\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i^q(\epsilon) \right]}{\lg \epsilon} \quad (q \neq 1) \quad (3)$$

$$D_1 = \lim_{\epsilon \rightarrow 0} \frac{\sum_{i=1}^{N(\epsilon)} \mu_i(\epsilon) \lg \{ \mu_i(\epsilon) \}}{\lg \epsilon} \quad (q = 1) \quad (4)$$

式中: D_0 (当 $q=0$ 时)、 D_1 (当 $q=1$ 时)和 D_2 (当 $q=2$ 时)分别为容量维、信息维和关联维。 D_0 反映了土壤颗粒尺寸分布的总体范围; D_1 反映了土壤粒径分布

的异质性,即土壤颗粒在不同尺寸范围的分布不均匀性; D_1/D_0 反映了土壤粒径分布的离散程度,揭示颗粒间的分布差异; D_2 反映了土壤颗粒分布的聚集程度信息。

1.5 数据处理及分析

采用IBMSPSS Statistics27(美国阿蒙克国际商业机器公司)软件对数据进行统计分析。采用单因素(one-way ANOVA)和Duncan法进行方差分析和多重比较($\alpha=0.05$)。采用Origin2024软件(Origin Lab Corporation, 诺桑普顿, MA, USA)作图,并进行冗余分析和相关性分析,多重分形维数参数在R4.2.1中计算。

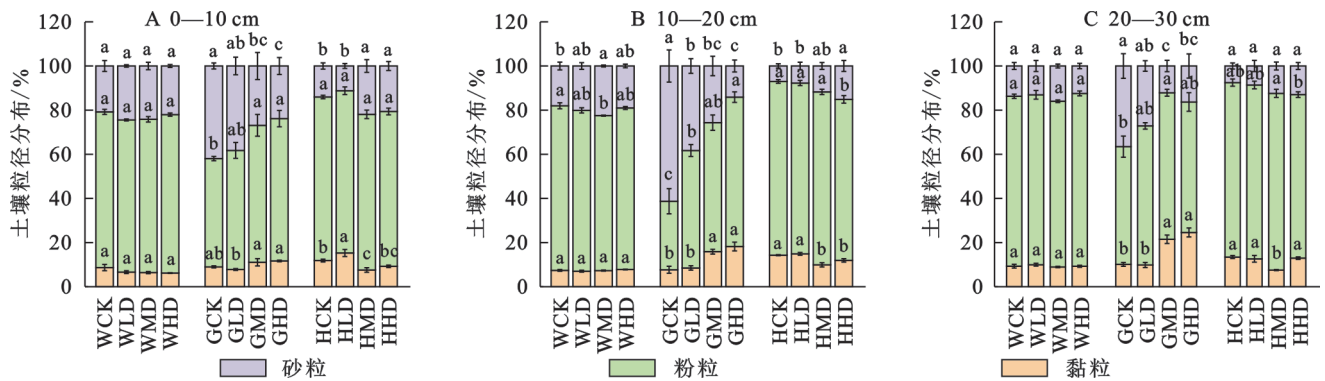
2 结果与分析

2.1 不同干扰程度下土壤粒径组成和微团聚体组成

不同草地类型、干扰程度和土层深度显著影响土壤粒径组成和微团聚体组成,但其影响因区域和层次而异。在3个区域不同干扰程度样地0—10, 10—20, 20—30 cm土层中,粉粒含量占粒径组成的比例最高,

其次是砂粒、黏粒。在0—10 cm土层中,不同干扰程度对温性草原土壤黏粒、粉粒和砂粒的比例均无显著影响。然而不同干扰程度显著增加了高寒草原土壤中粉粒和黏粒的比例,同时降低了砂粒的比例($p<0.05$)。在高寒草甸土壤中,干扰导致砂粒比例增加,黏粒减少,对粉粒无显著影响。随着土层深度的增加,黏粒和粉粒所占比例增加,砂粒减少(图1)。

对于微团聚体组成,0.05~2 mm微团聚体含量在所有土层中最高,其次是0.002~0.05 mm和<0.002 mm的微团聚体。除20—30 cm土层高寒草甸土壤0.002~0.05 mm随干扰程度先升高后降低,0.05~2 mm微团聚体随干扰程度先降低后升高($p<0.05$)外,其余土层和样地的变化趋势与土壤粒径组成变化趋势一致(图2)。此外,土层深度、草地类型和干扰程度及其交互作用深度×草地类型(除<0.002 mm微团聚体)和草地类型×干扰均对粒径组成和微团聚体组成($p<0.05$)有显著影响。深度×干扰(除砂粒外)对粒径组成有显著影响但对微团聚体组成无显著影响(表1)。



注: WCK, WLD, WMD, WHD 分别为为温性草原未干扰、轻度干扰、中度干扰、重度干扰; GCK, GLD, GMD, GHD 为高寒草原未干扰、轻度干扰、中度干扰、重度干扰; HCK, HLD, HMD, HHD 为高寒草甸未干扰、轻度干扰、中度干扰、重度干扰。不同小写字母表示同一草地类型同一土层下不同处理之间差异显著($p<0.05$)。下图同。

图1 不同类型草地在不同干扰程度下土壤粒径分布

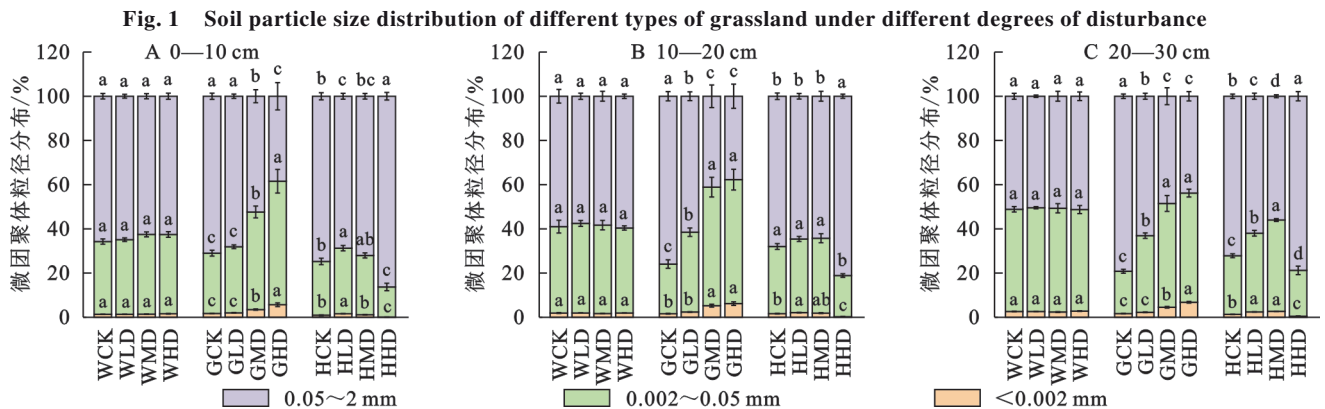


图2 不同类型草地在不同干扰程度下微团聚体粒径分布

Fig. 2 Particle size distribution of microaggregates in different types of grassland under different degrees of interference

2.2 不同干扰程度下土壤可蚀性因子(K)、微团聚体分形维数(D_1)和多重分形理论(D_m)

不同草地类型和干扰程度对土壤可蚀性(K 值)和多重分形维数(D_0 、 D_1 、 D_1/D_0 、 D_2)的影响存在显著差

异,且这些影响因土层深度而异。如图3所示,随着干扰程度的增加,温性草原和高寒草甸土壤 K 值呈现降低的趋势,高寒草原土壤 K 值则呈现上升的趋势。不同干扰程度在0—10 cm土层中均未显著影响 K 值,同

样未显著影响温性草原 D_v 值,与 K 值不同的是高寒草原 D_v 值随着干扰程度的增加呈现明显上升趋势,而高寒草甸 D_v 值则呈现明显的下降趋势(图 4)。在温性草原中, D_v 值随土层深度增加显著降低,而 D_1 、 D_1/D_0 和 D_2 值在 0—10 cm 土层中随干扰显著降低,但在较深层无显著变化。高寒草原中,表层土壤的 D_0 值随干扰显著降低,表明在干扰下高寒草原的土壤粒径范围变宽,而 D_1 值和 D_1/D_0 、 D_2 值在深层土壤中随干扰显著增加。

高寒草甸中, D_0 值无显著变化,但 D_1 、 D_1/D_0 和 D_2 值在中度干扰下显著降低后于重度干扰下恢复为对照水平。总体来看, D_0 和 D_1 揭示了干扰对粒径分布范围和均匀性的影响, D_1/D_0 和 D_2 提供了对这些变化的补充信息,尤其在深层土壤中(表 2)。此外,土层深度(除 D_m 外)、草地类型、干扰程度及其交互作用深度×草地类型、草地类型×干扰、深度×干扰(除 D_v 外)对 K 、 D_m 和 D_v 均具有极显著影响($p < 0.001$)(表 1)。

表 1 独立因素(放牧干扰、深度和类型)及其交互作用三因素方差分析

Table 1 Three-way ANOVA of independent factors (grazing disturbance, depth, and type) and their interaction

指标	深度		草地类型		处理		深度*草地类型		深度*处理	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
有机碳 SOC	145.596	<0.001	1374.715	<0.001	127.820	<0.001	24.087	<0.001	3.463	<0.001
全氮 TN	150.045	<0.001	1745.764	<0.001	123.574	<0.001	31.400	<0.001	5.325	<0.001
全磷 TP	5.558	<0.05	1905.781	<0.001	32.448	<0.001	13.928	<0.001	4.801	<0.001
土壤可蚀性因子 K	51.632	<0.001	13.865	<0.001	7.093	<0.001	7.867	<0.001	4.438	<0.001
单重分形维数 D_v	45.042	<0.001	158.860	<0.001	27.057	<0.001	7.432	<0.001	0.886	0.507
多重分形维数 D_m	2.065	0.131	238.946	<0.001	13.334	<0.001	6.965	<0.001	5.014	<0.001
<0.002 mm	30.317	<0.001	225.874	<0.001	40.744	<0.001	2.356	0.056	1.206	0.306
0.002~0.05 mm	25.264	<0.001	132.222	<0.001	44.781	<0.001	12.665	<0.001	1.982	0.072
0.05~2 mm	26.445	<0.001	133.566	<0.001	44.353	<0.001	11.243	<0.001	1.838	0.096
黏粒	31.661	<0.001	85.796	<0.001	9.868	<0.001	11.647	<0.001	5.847	<0.001
粉粒	17.345	<0.001	232.027	<0.001	8.729	<0.001	4.903	<0.05	2.562	<0.05
沙粒	26.838	<0.001	113.645	<0.001	9.894	<0.001	4.458	<0.05	1.695	0.126
植物特征 PC	—	—	82.974	<0.001	64.783	<0.001	—	—	—	—
微生物特征 MC	647.319	<0.001	269.904	<0.001	12.951	<0.001	47.336	<0.001	5.503	<0.001

注:植物特征 PC(植被盖度、地上生物量、地下生物量)、微生物特征 MC(微生物碳、氮、磷)和多重分形维数; D_m (D_0 、 D_1 、 D_1/D_0 、 D_2)为主成分分析 PCA 降维后的结果,第一主成分(PC1)分别代表植物特征(解释了 59.44% 的变异)、微生物特征(81.78%)以及 D_m (68.44%)。

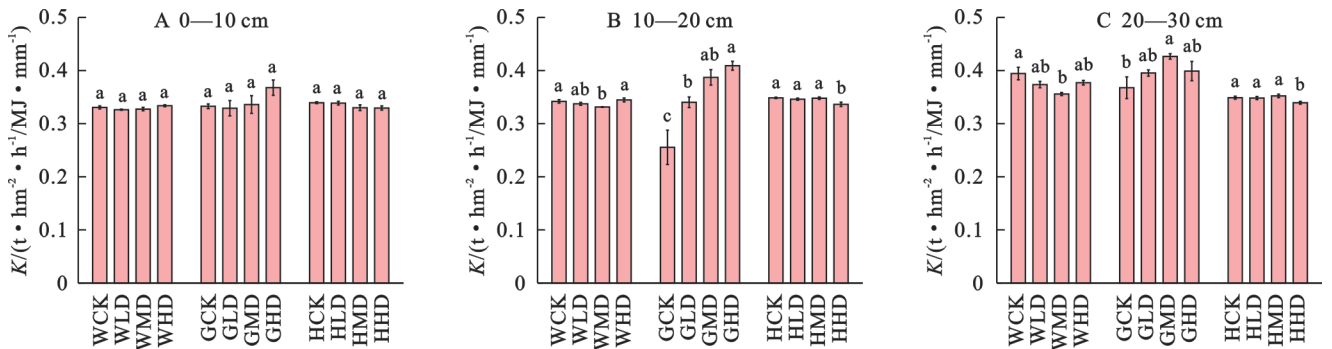


图 3 不同类型草地在不同干扰程度下土壤可蚀性的变化

Fig. 3 Change in soil erodibility of different types of grassland under different degrees of disturbance

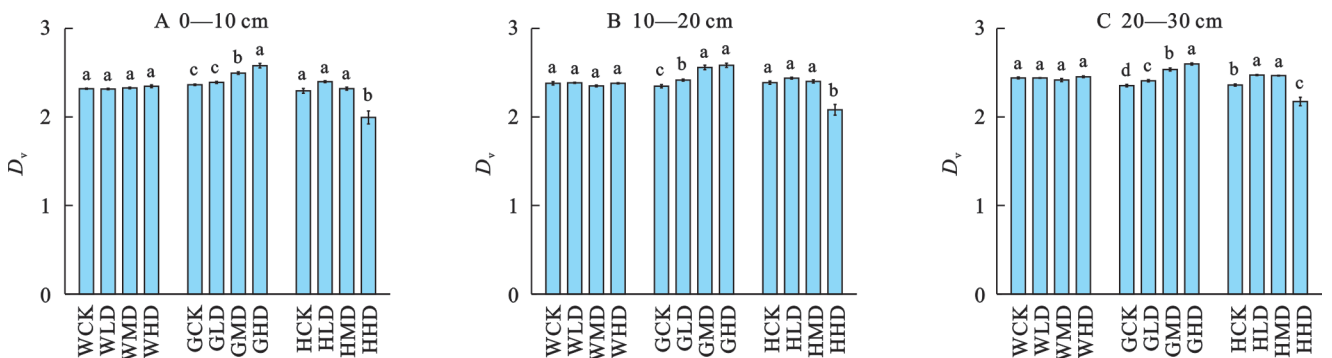


图 4 不同类型草地在不同干扰程度下微团聚体分形维数的变化

Fig. 4 Change in fractal dimension of microaggregates in different types of grassland under different degrees of disturbance

表 2 干扰、土层深度和草地类型对多重分形参数的影响
Table 2 Effect of disturbance, soil depth, and grassland type on multifractal parameters

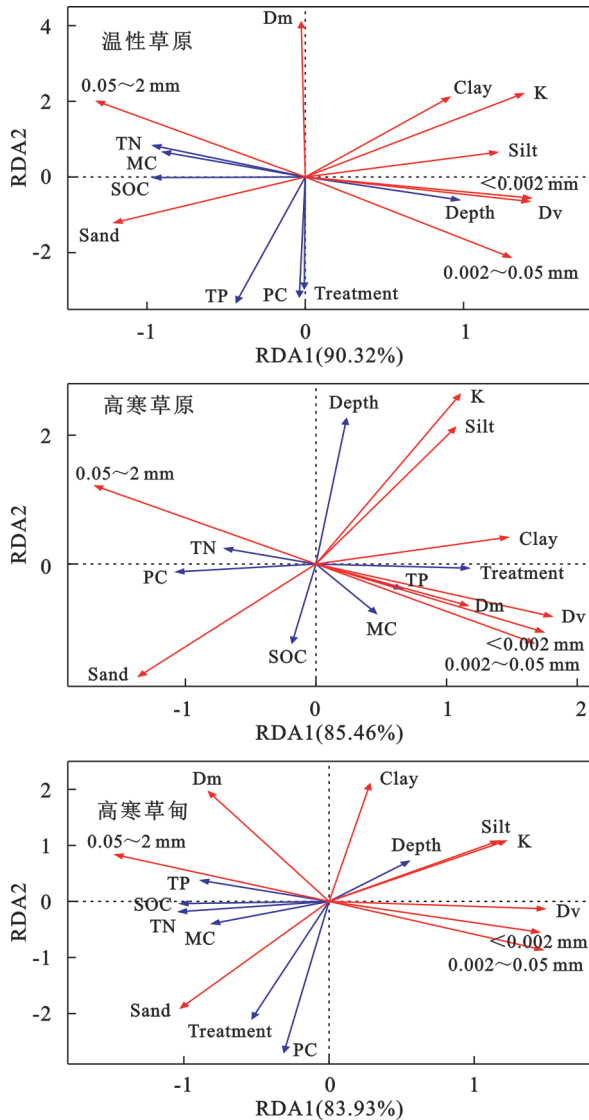
深度/cm	干扰处理	容量维数 D_0	信息维数 D_1	信息维数/容量维数 D_1/D_0	关联维数 D_2
0—10	WCK	0.934±0.007a	0.883±0.005a	0.945±0.004a	0.857±0.008a
	WLD	0.933±0.002a	0.870±0.004b	0.932±0.003b	0.833±0.005b
	WMD	0.931±0.002a	0.870±0.002b	0.934±0.003b	0.835±0.003b
	WHD	0.932±0.002a	0.872±0.002b	0.935±0.003ab	0.837±0.002b
	GCK	0.947±0.001a	0.908±0.004a	0.958±0.004a	0.881±0.008a
	GLD	0.940±0.003ab	0.905±0.004a	0.963±0.003a	0.883±0.006a
	GMD	0.937±0.004ab	0.905±0.003a	0.965±0.004a	0.890±0.006a
	GHD	0.930±0.005b	0.900±0.005a	0.969±0.006a	0.889±0.005a
	HCK	0.941±0.005a	0.910±0.002a	0.967±0.004a	0.896±0.001a
	HLD	0.941±0.003a	0.917±0.005a	0.974±0.003a	0.906±0.005a
	HMD	0.946±0.005a	0.894±0.004b	0.945±0.004b	0.868±0.006b
	HHD	0.939±0.002a	0.911±0.002a	0.969±0.001a	0.894±0.002a
10—20	WCK	0.935±0.000a	0.870±0.002a	0.931±0.002a	0.840±0.003a
	WLD	0.933±0.001a	0.869±0.003a	0.931±0.003a	0.837±0.004a
	WMD	0.935±0.001a	0.870±0.003a	0.930±0.002a	0.839±0.003a
	WHD	0.932±0.002a	0.871±0.000a	0.935±0.001a	0.843±0.001a
	GCK	0.948±0.001a	0.885±0.013b	0.933±0.015b	0.845±0.019b
	GLD	0.951±0.003a	0.908±0.004ab	0.955±0.002ab	0.881±0.005a
	GMD	0.952±0.004a	0.920±0.003a	0.966±0.005a	0.904±0.005a
	GHD	0.944±0.007a	0.912±0.009a	0.966±0.005a	0.908±0.010a
	HCK	0.933±0.008a	0.901±0.002a	0.966±0.006a	0.895±0.001a
	HLD	0.927±0.009a	0.905±0.003a	0.976±0.007a	0.901±0.001a
	HMD	0.924±0.005a	0.872±0.003b	0.944±0.006b	0.857±0.005b
	HHD	0.926±0.005a	0.907±0.003a	0.980±0.003a	0.897±0.001a
20—30	WCK	0.911±0.009a	0.866±0.005a	0.951±0.012a	0.851±0.007a
	WLD	0.910±0.010a	0.867±0.003a	0.954±0.008a	0.853±0.004a
	WMD	0.906±0.002a	0.860±0.004a	0.950±0.003a	0.840±0.005a
	WHD	0.908±0.005a	0.862±0.005a	0.949±0.004a	0.847±0.006a
	GCK	0.933±0.010a	0.898±0.003b	0.963±0.007b	0.875±0.004b
	GLD	0.929±0.009a	0.888±0.002b	0.956±0.009b	0.860±0.004b
	GMD	0.940±0.009a	0.924±0.005a	0.983±0.010ab	0.923±0.007a
	GHD	0.940±0.012a	0.932±0.005a	0.992±0.008a	0.936±0.005a
	HCK	0.925±0.010a	0.896±0.007a	0.969±0.005a	0.890±0.005a
	HLD	0.920±0.013a	0.896±0.006a	0.974±0.011a	0.887±0.008a
	HMD	0.912±0.007a	0.855±0.005b	0.938±0.004b	0.833±0.003b
	HHD	0.936±0.001a	0.909±0.003a	0.970±0.003a	0.898±0.003a

注:不同小写字母表示同一草地类型同一土层下不同处理之间差异显著($p < 0.05$)。

2.3 土壤可蚀性的影响因子

冗余分析表明,在温性草原、高寒草原、高寒草甸样地中 K 值、 D_v 、 D_m 这 3 个参数与干扰、土层深度这两个因子相关(图 5)。相关分析表明, K 值和 D_v 值在所有样地中与 0.05~2 mm 团聚体和砂粒呈负相关,而与其他团聚体、黏粒和粉粒呈正相关。 D_m 值在

温性草原中与 0.002~0.05 mm 团聚体和砂粒呈负相关,而在高寒草原和高寒草甸中则与黏粒和其他团聚体呈正相关。植物、土壤和微生物特征普遍与 K 值和 D_v 值呈负相关,而 D_m 值与植物特征呈负相关,与土壤和微生物特征呈正相关(图 6)。



注: SOC 表示土壤有机碳; TN 表示全氮; TP 表示全磷; K 表示土壤可蚀性因子; D_v 表示单重分形维数; Treatment 表示放牧干扰; Depth 表示土层深度; 植物特征 PC (植被盖度、地上生物量、地下生物量)、微生物特征 MC (微生物碳、氮、磷) 和多重分形维数 D_m ($D_0, D_1, D_1/D_0, D_2$) 为主成分分析 PCA 降维后的结果, 第一主成分 (PC1) 分别代表植物特征 (解释了 59.44% 的变异)、微生物特征 (81.78%) 以及 D_m (68.44%); Sand 表示砂粒; Silt 表示粉粒; Clay 表示黏粒。

图 5 土壤可蚀性指标和环境因子的冗余分析

Fig. 5 Redundancy analysis of soil erodibility index and environmental factors

3 讨论

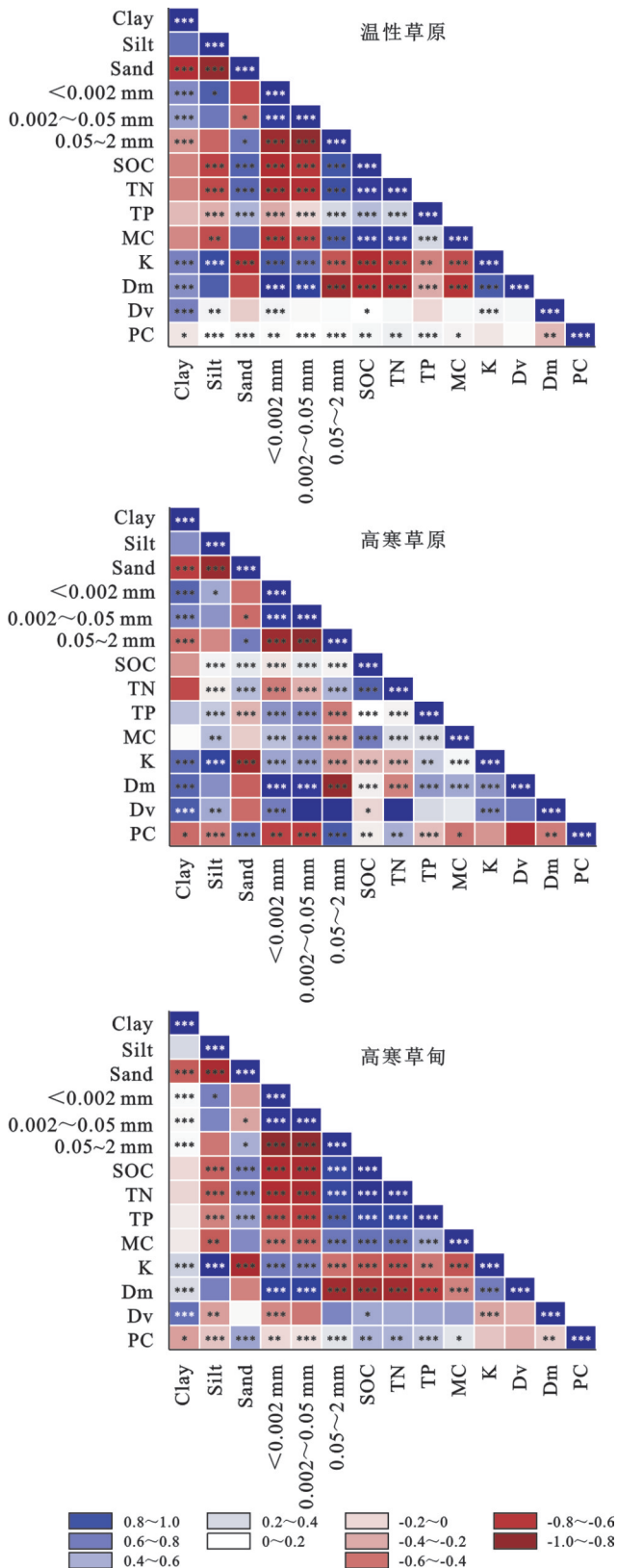
3.1 温性草原、高寒草甸及高寒草原土壤可蚀性对干扰的响应

土壤可蚀性因子 K 值是评估土壤在面临侵蚀力时脆弱程度的重要指标^[22], K 值大的土壤易受到侵蚀。本研究表明, 3 种草地类型土壤受到不同程度放牧干扰后土壤可蚀性发生显著变化, 在重度干扰下高寒草原的土壤可蚀性显著高于对照 ($p < 0.05$), 而温性草原和高寒草甸则显著低于对照 ($p < 0.05$), D_v 、多重分形维数 $D_0, D_1/D_0$ 与对照土壤存在显著差异

($p < 0.05$), 说明受到干扰后, 高寒草原土壤的抗侵蚀能力最弱, 这与前人研究结果一致^[3]。土壤可蚀性受温度、放牧、植被覆盖度、植被类型、微生物生物量等多因素影响^[23]。放牧通过降低植被覆盖度和牲畜的践踏、排泄等活动, 影响土壤理化性质, 从而使土壤可蚀性受到影响。

土壤有机质是影响团聚体稳定性和土壤可蚀性的重要指标, 在土壤团聚过程中发挥重要作用, 与小颗粒结合形成稳定的团粒结构, 从而增加土壤对侵蚀的抵抗能力^[23]。已有研究表明有机碳含量的增加会降低土壤可蚀性^[24], 本研究中, 放牧干扰依次使温性草原、高寒草原和高寒草甸土壤有机碳含量增加 17%, 46% 以及 108% ($p < 0.05$), 但高寒草原土壤可蚀性显著增加, 这可以从归因于土壤有机碳库大小的限制, 高寒草原的土壤碳库较为脆弱^[25], 其土壤有机碳含量低^[26], 一方面, 低有机碳含量限制了土壤团聚体形成过程中的胶结作用。另一方面, 当大团聚体内部的有机胶结物质被分解, 大团聚体会崩解为微团聚体降低土壤的结构稳定性^[27], 本研究中, 高寒草原的 D_v 值随干扰显著升高 ($p < 0.05$), 表明其 0.05~2 mm 大粒径微团聚体崩解为 <0.002 mm, 0.002~0.05 mm 微团聚体, 稳定性降低, 增加了土壤可蚀性。相比之下, 温性草原和高寒草甸植被覆盖度和生物量高, 有机碳库稳定, 在干扰下有机质积累更为明显^[26], 积累的有机碳通过吸附作用与微团聚体中的黏土颗粒紧密结合并在土壤中保持稳定, 增强了大团聚体的形成和稳定性, 进而降低了土壤可蚀性。此外, 温性草原、高寒草原及高寒草甸中 SOC 与 K 值和 D_v 值的负响应, 均表明受干扰影响的有机碳含量变化对土壤可蚀性产生影响。

土壤微生物可以在植物—土壤—有机碳库中实现持续的碳周转^[28], 对土壤有机碳的形成和维持具有重要作用, 微生物可以通过分泌多糖和其他有机物质通过黏结土壤颗粒快速稳定土壤团聚体, 避免或减少此类聚集体的机械变形。因此, 微生物在团聚体结构的形成和稳定中发挥着重要作用。本研究中, 微生物碳含量随着干扰显著上升, 团聚体的稳定性和土壤可蚀性会因微生物活性增强而降低。相关性分析表明, 微生物特征与温性草原、高寒草甸的 K, D_v 值呈负相关, 而在高寒草原则表现出相反结果, 其原因可能是高寒草原土壤受气候、植被类型和生物化学循环的影响, 土壤有机碳库相对较小, 土壤微生物对有限有机碳的消耗, 加剧了土壤团聚体结构的不稳定性, 导致土壤可蚀性增加, 所以微生物特征与 K, D_v 值呈现正相关。



注: *表示在 $p < 0.05$ 水平上显著相关; **表示在 $p < 0.01$ 水平上极显著相关; ***表示在 $p < 0.001$ 水平上极显著相关。

图 6 不同类型草地土壤可蚀性影响因素的相关性分析
 Fig. 6 Correlation analysis of influencing factors of soil erodibility in different types of grasslands

另外, 植被根系可以有效增强土壤颗粒的结合力, 特别是根系分泌物可以对土壤团聚体的形成有

胶结作用。较高的植被盖度可降低风速, 减少侵蚀^[29]。本研究中, 干扰降低了植被盖度和地上生物量, 减少了植被对土壤的保护作用。在高寒草原中, 植被盖度下降最为显著, 加剧了土壤暴露和侵蚀的风险。而在温性草原和高寒草甸中, 尽管植被盖度和地上生物量随着干扰有所减少, 但有机质和微生物量增加的积极作用抵消了植被盖度和地上生物量减少的影响, 从而降低了土壤可蚀性。总的来说, 放牧干扰通过影响土壤有机碳、微生物活性和植被盖度, 进而调控黄河源区不同草地类型土壤可蚀性。

3.2 干扰下土壤可蚀性的层级效应

本研究还发现表层土壤(0—10 cm) K 和 D_v 值随着干扰无显著影响, 而在深层土壤(10—20, 20—30 cm) K 和 D_v 值随着干扰变化显著, 表明深层土壤在干扰下表现出更高的响应敏感性, 并且在同一样地和处理下土层深度对土壤可蚀性和土壤养分有显著影响, 随着土层深度增加, 砂粒和 0.05~2 mm 团聚体含量逐渐减少, K 和 D_v 值逐渐增加, 这与之前的研究结果类似^[6]。表层土壤通常有较高的有机质含量和微生物活性, 且在浅根性草原下植被根系对表层土壤有更强的保护作用。在干扰下, 虽然植被盖度和地上生物量减少, 但由于植被残体的输入增多使得有机质含量和微生物活性增加和表层土壤本身就较为丰富的有机质, 使表土具有一定的抗侵蚀能力, 因此土壤可蚀性变化较小^[7]。然而随着土层深度增加, 土壤养分含量显著减少, 有机质含量的降低不仅使土壤颗粒间的黏合力减弱, 降低了团聚体稳定性, 而且降低了微生物活性, 不利于土壤团聚体的快速稳定, 导致土壤结构稳定性进一步降低。另外, 在浅根性的草地中, 随着土层深度的增加根系密度和功能逐渐降低, 根系对土壤颗粒的固定和根系分泌物对土壤团聚体的胶结作用减弱。因此, 土壤可蚀性随着深度的增加而增加。

4 结论

研究表明, 不同类型草地因土壤性质和植被特征不同而对干扰的响应显著不同, 温性草原和高寒草甸的植被覆盖度较高, 有机碳库较丰富, 植被根系对土壤的稳固作用较强, 因此, 干扰加重时土壤结构稳定性较高, 导致土壤抗侵蚀能力较强, 表现为 K 值和 D_v 值下降。而高寒草原由于植被覆盖度低, 有机碳库贫瘠, 土壤结构较为松散, 放牧干扰进一步破坏土壤结构, 增加了土壤 K 和 D_v 值, 使其更易被侵蚀; 放牧干扰对土壤可蚀性影响有显著的分层效应, 随着土层深度增加, 土壤可蚀性 K 值显著增加, 且本研究中深层土壤可蚀性对放牧干扰的响应更加敏

感,这与深层土壤有机质含量降低、团聚体稳定性减弱有关。因此,在青藏高原草地生态修复过程中,要综合考虑草地类型的影响和深层土壤的变化,从而做出更准确的决策。

参考文献 (References):

- [1] Wang H, Zhao W W, Li C J, et al. Vegetation greening partly offsets the water erosion risk in China from 1999 to 2018[J]. *Geoderma*, 2021,401:115319.
- [2] Borrelli P, Robinson D A, Fleischer L R, et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion [J]. *Nature Communications*, 2017,8(1):2013.
- [3] Wang X T, Sun L, Zhao N N, et al. Multifractal dimensions of soil particle size distribution reveal the erodibility and fertility of alpine grassland soils in the Northern Tibet Plateau [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022,315:115145.
- [4] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review[J]. *Geoderma*, 2005,124(1/2):3-22.
- [5] 李景,吴会军,武雪萍,等.15年保护性耕作对黄土坡耕地区土壤及团聚体固碳效应的影响[J]. *中国农业科学*, 2015,48(23):4690-4697.
Li J, Wu H J, Wu X P, et al. Effects of 15-year conservation tillage on soil and aggregate organic carbon sequestration in the Loess Hilly Region of China [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2015,48(23):4690-4697.
- [6] Li Y Z, Lu B B, Zhou H K, et al. Effects of degradation level and vegetation recovery age on soil erodibility of alpine grasslands on the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2024,24(1):294-306.
- [7] Wilson C H, Strickland M S, Hutchings J A, et al. Grazing enhances belowground carbon allocation, microbial biomass, and soil carbon in a subtropical grassland [J]. *Global Change Biology*, 2018,24(7):2997-3009.
- [8] Jiang Z Y, Hu Z M, Lai D Y F, et al. Light grazing facilitates carbon accumulation in subsoil in Chinese grasslands: a meta-analysis [J]. *Global Change Biology*, 2020,26(12):7186-7197.
- [9] Liu C L, Li W L, Xu J, et al. Response of soil nutrients and stoichiometry to grazing management in alpine grassland on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. *Soil and Tillage Research*, 2021,206:104822.
- [10] 李胜平,王克林.人为干扰对桂西北喀斯特山地植被多样性及土壤养分分布的影响[J]. *水土保持研究*, 2016, 23(5):20-27.
Li S P, Wang K L. Effect of human disturbance on soil nutrients and plant diversity of grassland in Karst Mountain [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2016,23(5):20-27.
- [11] 魏亚伟,苏以荣,陈香碧,等.人为干扰对桂西北喀斯特生态系统土壤有机碳、氮、磷和微生物量剖面分布的影响[J]. *水土保持学报*, 2010,24(3):164-169.
Wei Y W, Su Y R, Chen X B, et al. Effects of human disturbance on profile distribution of soil organic C, total N, total P and microbial biomass in Karst Region of northwest Guangxi [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010,24(3):164-169.
- [12] 官惠玲,樊江文,李愈哲.不同人工草地对青藏高原温性草原群落生物量组成及物种多样性的影响[J]. *草业学报*, 2019,28(9):192-201.
Guan H L, Fan J W, Li Y Z. The impact of different introduced artificial grassland species combinations on community biomass and species diversity in temperate steppe of the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2019,28(9):192-201.
- [13] Zhang L L, Su F G, Yang D Q, et al. Discharge regime and simulation for the upstream of major rivers over Tibetan Plateau [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2013,118(15):8500-8518.
- [14] Zeng C, Zhang F, Wang Q J, et al. Impact of alpine meadow degradation on soil hydraulic properties over the Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Journal of Hydrology*, 2013,478:148-156.
- [15] 乜林德.同德县天然草地资源现状与合理利用对策[J]. *草业与畜牧*, 2007(8):22-23.
Nie L D. Present situation and rational utilization countermeasures of natural grassland resources in Tongde County [J]. *Prataculture & Animal Husbandry*, 2007(8):22-23.
- [16] 王有良.门源县草地利用现状及可持续利用措施[J]. *草业与畜牧*, 2007(10):53-55.
Wang Y L. Present situation and sustainable utilization measures of grassland in Menyuan County [J]. *Prataculture & Animal Husbandry*, 2007(10):53-55.
- [17] 马玉寿,郎百宁,李青云,等.江河源区高寒草甸退化草地恢复与重建技术研究[J]. *草业科学*, 2002,19(9):1-5.
Ma Y S, Lang B N, Li Q Y, et al. Study on rehabilitating and rebuilding technologies for degenerated alpine meadow in the Changjiang and Yellow River source region [J]. *Pratacultural Science*, 2002,19(9):1-5.
- [18] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000.
Bao S D. *Soil and Agricultural Chemistry Analysis* [M]. 3rd edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [19] 王国梁,周生路,赵其国.土壤颗粒的体积分形维数及其在土地利用中的应用[J]. *土壤学报*, 2005,42(4):545-550.
Wang G L, Zhou S L, Zhao Q G. Volume fractal dimension of soil particles and its applications to land use [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005,42(4):545-550.