

DOI: 10.11686/cyxb2024264

http://cyxb.magtech.com.cn

严双, 夏菲, 魏巍, 等. 高寒草甸不同侵蚀样地植物多样性的差异及其关键影响因素. 草业学报, 2025, 34(6): 1-13.

YAN Shuang, XIA Fei, WEI Wei, *et al.* Differences along an erosion gradient in alpine meadow plant community diversity and factors influencing diversity. Acta Prataculturae Sinica, 2025, 34(6): 1-13.

高寒草甸不同侵蚀样地植物多样性的差异及其关键影响因素

严双¹, 夏菲², 魏巍², 王敬龙², 吴皓阳¹, 冉林灵¹, 薛云尹¹, 石昊³, 郑晒坤³, 王军强^{1,2*}, 贺俊东¹

(1. 西华师范大学生态研究院, 四川南充 637002; 2. 西藏自治区农牧科学院草业科学研究所, 西藏拉萨 850000; 3. 甘肃农业大学林学院, 甘肃兰州 730070)

摘要:以未侵蚀为对照, 采用样方法在轻度、中度、强烈侵蚀的高寒草甸每隔一条侵蚀沟随机选取1 m×1 m样方进行植物群落调查并分析物种多样性变化及其关键影响因素。研究结果表明:随着侵蚀程度的加深, 以青藏藜草为建群种的优质牧草占比逐渐减少并且逐渐演替成为以臭蒿等毒杂草为优势种的群落。高寒草甸地上生物量先减少后增加, 植被盖度和物种多样性逐渐降低, 相比未侵蚀样地, 轻度、中度和强烈侵蚀样地地上生物量分别下降了38%、69%、16%, 植被盖度分别下降了20%、46%、65%, Shannon-Wiener指数分别下降了11%、17%、76%。坡度与高寒草甸植物群落物种多样性呈线性负相关($P < 0.001$)。水力侵蚀导致土壤质地发生变化从而影响植物生长和植物群落多样性, 植物群落多样性指数与土壤有机质、颗粒有机碳、pH、土壤砂粒和黏粒含量极显著相关($P < 0.01$), 其中, Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Margalef指数与土壤pH($P < 0.001$)均呈极显著负相关; Shannon-Wiener指数和Simpson指数与土壤有机质均呈极显著正相关($P < 0.01$)。植物生长指标与土壤容重呈显著相关($P < 0.05$), 其中, 地上生物量与土壤总孔隙度($P < 0.01$)呈极显著正相关, 与土壤容重($P < 0.001$)呈极显著负相关; 植被盖度与土壤pH($P < 0.01$)和土壤砂粒含量($P < 0.01$)呈极显著负相关, 但与土壤有机质($P < 0.001$)、颗粒有机碳($P < 0.01$)、土壤粉粒($P < 0.01$)和黏粒含量($P < 0.01$)呈极显著正相关。综上所述, 随着侵蚀程度加深, 高寒草甸植被盖度和植物多样性逐渐降低, 群落结构向单一趋势演替, 坡度、土壤有机质和pH是影响高寒草甸侵蚀过程中群落结构变化的主要环境因子。

关键词:高寒草甸; 物种多样性; 生物量; 侵蚀

Differences along an erosion gradient in alpine meadow plant community diversity and factors influencing diversity

YAN Shuang¹, XIA Fei², WEI Wei², WANG Jing-long², WU Hao-yang¹, RAN Lin-ling¹, XUE Yun-yin¹, SHI Hao³, ZHENG Shai-kun³, WANG Jun-qiang^{1,2*}, HE Jun-dong¹

1. Institute of Ecology, China West Normal University, Nanchong 637002, China; 2. Institute of Pratacultural Science, Tibet Academy of Agricultural and Animal Husbandry Sciences, Lhasa 850000, China; 3. College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China

收稿日期: 2024-07-09; 改回日期: 2024-09-30

基金项目: 西藏自治区重点研发与转化项目(XZ202201ZY0005N), 四川省自然科学基金项目(2024NSFSC2074, 2022NSFSC1708)和2023年中央林业草原改革发展资金项目(GZFCG2023-17620)资助。

作者简介: 严双(2001-), 女, 四川广元人, 在读硕士。E-mail: Yanshuang0218@163.com

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: wangjunq0303@163.com

Abstract: This study investigated the plant communities in alpine meadow gullies with differing degrees of erosion and analysed the changes in species diversity and the key factors influencing it in gullies with different erosion levels. We used a quadrat method and randomly selected 1 m×1 m sample plots in mildly, moderately and strongly eroded alpine meadows, sampling alternate erosion gullies, and using no erosion as a control. It was found that the proportion of high-quality forage grasses with *Carex moorcroftii* as the dominant species gradually decreased with increasing severity of erosion and gradually evolved into a community dominated by poisonous weeds such as *Artemisia hedinii*. Along the gradient of increasing erosion in the studied alpine meadows, above-ground biomass initially decreased and then increased, and vegetation coverage and species diversity gradually decreased. Compared to the non-eroded sample site, the mildly, moderately, and strongly eroded sample sites showed, respectively, a decrease in above-ground biomass of 38%, 69%, and 16%, a decrease in vegetation coverage of 20%, 46%, and 65%, and a decrease in the Shannon—Wiener index of 11%, 17%, and 76%. A linear negative correlation was observed between the slope gradient and the species diversity within the alpine meadow plant community ($P < 0.001$). Soil erosion leads to changes in soil texture that affect plant growth and plant community diversity. Plant community diversity indices were highly significantly correlated with soil organic matter, particulate organic carbon, pH, and soil sand and clay contents ($P < 0.01$). Shannon—Wiener, Simpson and Margalef indices were all highly significantly negatively correlated with soil pH ($P < 0.001$), while Shannon—Wiener and Simpson indices were both highly significantly positively correlated with soil organic matter ($P < 0.01$). Plant growth indicators were significantly correlated with bulk density ($P < 0.05$). Aboveground biomass was highly significantly and positively correlated with total porosity ($P < 0.01$), but highly significantly and negatively correlated with bulk density of the soil ($P < 0.001$). Vegetation coverage was highly significantly negatively correlated with pH ($P < 0.01$) and sand content ($P < 0.01$), but highly significantly positively correlated with soil organic matter ($P < 0.001$), particulate organic carbon ($P < 0.01$), silt content ($P < 0.01$) and clay content ($P < 0.01$). In summary, with increasing severity of erosion, the vegetation coverage and plant diversity of alpine meadows gradually decreased, and the community structure tended to become more homogeneous. Slope, soil organic matter and pH are the main environmental factors influencing changes in community structure in erosion-affected alpine meadows.

Key words: alpine meadows; species diversity; biomass; erosion

草地生态系统是世界上最大的陆地生态系统,不仅在维持生物多样性、土壤保持、水源涵养、气候调节等方面发挥着重要作用,还对全球生态系统功能的稳定起着极其重要的作用^[1-3]。然而我国近4亿hm²的天然草地中,90%的可利用草地已发生不同程度的退化,草地生态环境在持续恶化^[4]。青藏高原草地生态系统覆盖率达60%以上(约250万km²,约占中国草地面积的1/2),占世界草地总面积的6%,是青藏高原的优势植被,每年提供的生态服务价值占全国草地生态系统每年服务价值的17.68%^[5-7]。高寒草地的退化不仅加剧了植物群落在生产性能上的持续下滑,还导致了植物地上与地下生物量、植被覆盖度和高度的多层次下降^[8]。这一脆弱生态问题不仅严重制约了当地经济的发展,还削弱了青藏高原生态系统的功能,对高原生态的持续健康发展构成了严重障碍^[9]。

土壤侵蚀(soil erosion)是指土壤及其母质在外力的作用下,被破坏、搬运、堆积的过程。在气候变化和人类活动双重压力下,全球面临着广泛的土壤侵蚀加剧和功能退化问题^[10]。土壤侵蚀不仅造成土壤退化、土壤质量下降,还会影响到粮食、生态以及社会经济可持续发展^[11-13]。已有研究表明我国土壤侵蚀面积高达32%^[14]。按照侵蚀发生侵营力可分为水力侵蚀、风力侵蚀以及冻融侵蚀^[15]。水力侵蚀是由于短期内的集中降水,造成地面组成物质被破坏、剥蚀、搬运,从而引起表层土壤养分流失最终导致土壤退化,是目前世界上分布最广、危害也最为普遍的一种土壤侵蚀类型^[16-17]。青藏高原因其独特的地理环境和生态系统对全球变化极其敏感,全球气候变暖加剧,冰川退缩、水循环加速,都会使地表裸露度增加,因此青藏高原部分区域极易发生水力侵蚀^[18-19]。青藏高原水力侵蚀面积约为36.4万km²,主要以微度侵蚀为主,约占总水蚀面积的69.58%,强度、极强度和剧烈侵蚀的面积

占青藏高原总侵蚀面积的比例分别为 1.16 万、0.41 万和 0.39 万 km^2 ^[18]。根据当前气候变化的趋势预测,到 2050 年,青藏高原的南部以及横断山脉地区预计将成为我国土壤侵蚀风险最为突出的区域^[20]。

水力侵蚀会导致草地表层土壤颗粒和养分的流失,尤其是腐殖质、碱解氮、有机质等关键养分的流失,不但对植被的生长和繁殖造成一定的影响,而且对于维持高寒草甸生态系统的健康和生产力至关重要^[21]。随着水力侵蚀的加剧,植被覆盖度会下降,这不仅减少了土壤的保护层,还降低了土壤的抗侵蚀能力和水源涵养功能^[22-23]。目前国内关于土壤侵蚀与生物多样性关系的研究主要集中在探讨土壤侵蚀对土壤群落微生物多样性的影响^[24-26],生物多样性作为评估生态系统退化程度的关键指标,始终是生态学领域研究的焦点。为了更全面地理解生态系统的变化,有必要将生物多样性与水土流失之间的相互作用纳入研究范畴。植被与水土流失过程相互作用,共同塑造坡面微地形,而微地形的改变又反作用于植被格局和水土流失的模式与过程。因此,我国应当加大这方面的研究力度。以往的研究主要关注植被在控制水土流失方面的作用,而对于水土流失对植被及其空间格局的影响研究尚显不足。加强对这一方向的研究,有助于深化对植被与水土流失相互关系的理解,从而为植被恢复和水土流失防治提供科学依据^[27]。植被覆盖度的下降会导致更多的土壤暴露在外,从而又会增加土壤侵蚀的风险。水力侵蚀还会直接影响草地植被的生物量、物种丰富度和多样性指数^[28]。草地植物群落的稳定是草地植物群落健康的重要表现形式^[29],揭示水力侵蚀对青藏高原高寒草甸植物群落多样性和稳定性的影响对草地生态系统的可持续保护具有积极意义。本研究旨在探讨不同侵蚀样地群落结构和植物群落多样性的变化,为青藏高原侵蚀区草地生态系统的保护和可持续利用提供基础数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究区位于西藏自治区那曲市色尼区那曲镇 14 村(31°18' N, 92°07' E)(图 1),平均海拔约 4450 m,属于高原亚寒带半干旱季风气候,干燥多风、雨热同季。年平均气温 $-2.9\text{ }^{\circ}\text{C}$,最冷月(1月)平均气温在 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以下,最

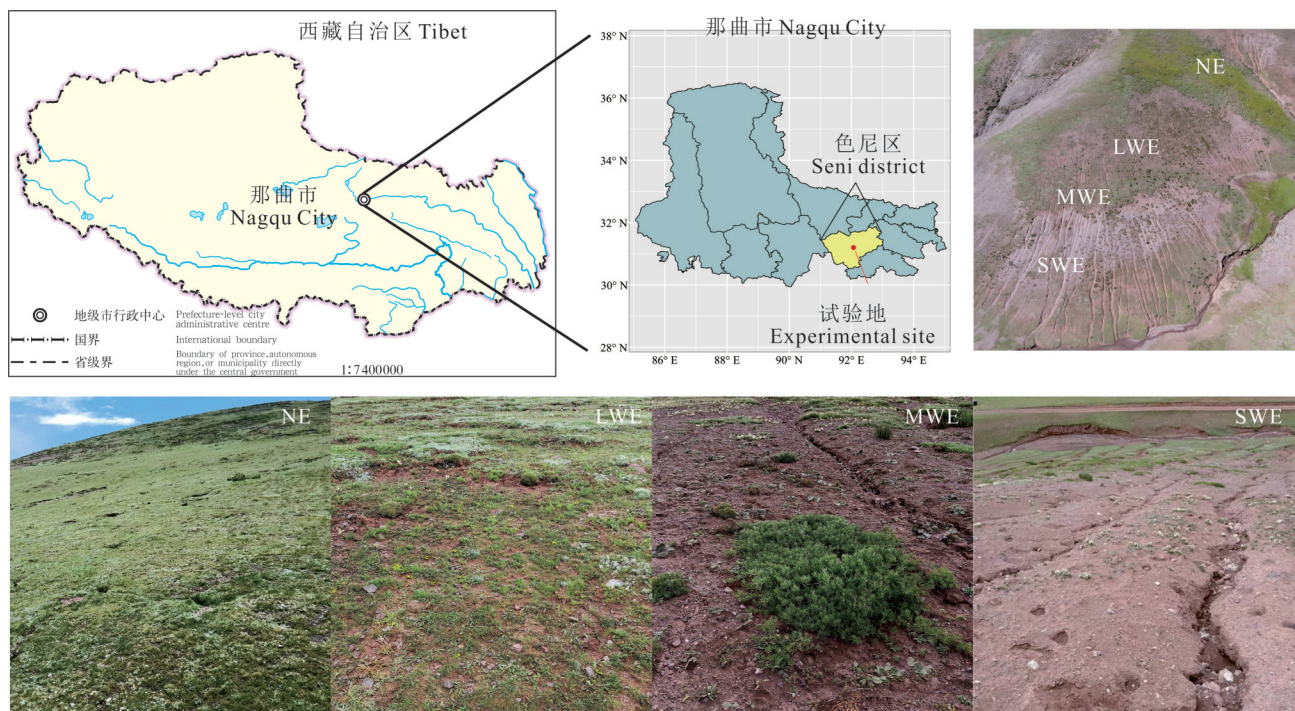


图 1 研究区位置和侵蚀区

Fig. 1 Location of study area and erosion areas

基于自然资源部标准地图服务网站 GS(2019)3333 号标准地图制作,底图边界无修改。The map was based on the standard map service website of the Ministry of Natural Resources with the drawing review No. GS(2019)3333, and the base map borders was not modified. NE:未侵蚀 No erosion; LWE:轻度侵蚀 Light water erosion; MWE:中度侵蚀 Moderate water erosion; SWE:强烈侵蚀 Strong water erosion.

热月(7月)平均气温8℃左右,年平均降水量约430 mm,年相对湿度约50%,降水主要集中在6—9月,无绝对无霜期。该区植被分异明显,植被覆盖度为65%~85%,草层高度约2~5 cm;常年以来受冻融侵蚀和人类放牧等过度利用的影响,坡度较大的区域受重力影响形成较大面积的滑坡。主要以青藏薹草(*Carex moorcroftii*)、洽草(*Koeleria macrantha*)为建群种的高寒草甸,由于过度利用,基本为重度退化高寒草甸。植被类型主要以青藏薹草、洽草、委陵菜(*Potentilla chinensis*)、藏豆(*Stracheya tibetica*)等为优势种。土壤类型为高寒草甸土,土壤有机质含量为20.08~21.71 g·kg⁻¹,土壤全氮含量为2.45~2.65 g·kg⁻¹,速效磷和速效钾含量分别为2.40~2.65 mg·kg⁻¹和134.78~135.83 mg·kg⁻¹,土壤pH为6.62~6.72,呈弱酸性。

1.2 采样与测定

在高寒草甸植被生长最旺盛的季节(2023年8月)进行样品采集。根据《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190-2007)^[30],按照非耕地林草盖度土壤侵蚀程度分级分为轻度侵蚀(light water erosion, LW E)、中度侵蚀(moderate water erosion, MWE)和强烈侵蚀(strong water erosion, SWE)。采用样方法在轻度、中度、强烈侵蚀的高寒草甸每隔一条侵蚀沟随机选取1 m×1 m样方进行植物群落调查,此外,选择未侵蚀草地(no-eroded, NE)作为对照,每个侵蚀程度下随机选取3个样方,共计12个样方。对不同侵蚀样地植物的种类、株高、株数、盖度及样方总盖度进行调查,将样方中出现的所有植物按不同功能群进行分类。之后采用人工刈割法,将植物齐地面剪切,分类后装入牛皮纸袋带回实验室。将刈割的植物放入65℃烘箱中恒温干燥48 h左右至恒重后,进行称重,计算群落地上生物量。采用五点取样法采集土样,使用环刀采集土壤样品(0~30 cm),将所采土样混合均匀,除去根系、石块及其他杂物,装入自封袋,带回实验室用于土壤物理化学性质的测定。

将土壤样品过2 mm筛,剔除可见的根系和沙砾。采用pH计测定土壤pH值(1.0:2.5土水比);采用烘干法测定土壤含水量(soil water content, SWC);采用环刀法测定土壤容重(bulk density, BD);土壤有机质(soil organic matter, SOM)采用重铬酸钾—浓硫酸外加加热法测定^[31];采用浸水法测定土壤孔隙度和毛管孔隙度。采用梁爱珍等^[32]的方法测定土壤颗粒有机碳。采用比重计方法测定土壤颗粒组成^[31],并按美国制土壤质地分类分为砂粒(0.05~2.00 mm)、粉粒(0.002~0.050 mm)和黏粒(<0.002 mm)。

1.3 数据计算

1.3.1 本研究选取4种常见的多样性指数,具体计算公式如下:

$$\text{Shannon-Wiener多样性指数}(H): H = -\sum_{i=1}^N (P_i \times \ln P_i)$$

$$\text{Simpson指数}(D): D = 1 - \sum_{i=1}^N (P_i)^2$$

$$\text{Pielou均匀度指数}(EH): EH = \frac{H}{\ln(S)}$$

$$\text{Margalef指数}(F): F = \frac{S-1}{\ln(N)}$$

式中: P_i 为特定样方内植物物种*i*的相对多度。 P_i 定义为 $P_i = n_i/N$,其中 n_i 为植物物种*i*的个体数, N 为某一特定样方内所有植物物种的个体数, S 为某一特定样方内的植物物种数。

1.3.2 孔隙度测定及计算 将各处理土样在容器中浸水达到饱和,用天平称重后记录下各处理的饱和含水量。之后再放置于铺有干砂的平盘中,2 h后计算土壤毛管含水量。之后放置于105~110℃烘箱中烘干后测得干土重,并按照以下公式计算相应指标:

$$\text{饱和含水量}(\%) = (\text{饱和土重} - \text{环刀干土重}) / (\text{环刀干土重} - \text{环刀重}) \times 100$$

$$\text{毛管含水量}(\%) = (\text{置沙土重} - \text{环刀干土重}) / (\text{环刀干土重} - \text{环刀重}) \times 100$$

$$\text{土壤毛管孔隙度}(\text{soil capillary porosity, CP, } \%) = \text{毛管含水量} \times \text{土壤干容重} \times 100$$

$$\text{土壤非毛管孔隙度}(\text{soil non-capillary porosity, NCP, } \%) = (\text{饱和含水量} - \text{毛管含水量}) \times \text{土壤干容重} \times 100$$

$$\text{土壤总孔隙度}(\text{soil porosity, SP, } \%) = \text{土壤毛管孔隙度} + \text{土壤非毛管孔隙度}$$

1.4 数据分析

采用 SPSS 27.0 中的 One-way ANOVA 分析地上生物量、群落盖度、高度和物种多样性指数的差异显著性；采用一般线性分析和相关性分析方法对地上生物量、群落盖度、高度、物种多样性指数、坡度以及土壤理化性质之间的相关性进行分析(显著性水平为 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$)，使用 Origin 2021 和 Rstudio version 2.5.2 进行作图。

2 结果与分析

2.1 不同侵蚀样地关键物种组成

试验样地中，共鉴定出植物 27 种，隶属于 17 科 27 属。根据功能类型将其分为禾草(grasses)3 属 3 种、豆科(legumes)1 属 1 种、莎草(sedges)1 属 1 种和杂类草(forbs)22 属 22 种共 4 类；禾草 3 属分别为披碱草属(*Elymus*)、洽草属(*Koeleria*)、早熟禾属(*Poa*)；豆科为岩黄芪属(*Hedysarum*)；莎草为薹草属(*Carex*)；杂类草主要为蒿属(*Artemisia*)、紫菀属(*Aster*)、火绒草属(*Leontopodium*)、委陵菜属(*Potentilla*)等。

不同侵蚀样地物种组成见图 2(为方便统计将占比小于 5% 的归为其他)，未侵蚀样地主要是以青藏薹草为建群种和委陵菜为伴生种，分别占 37% 和 32%，轻度侵蚀样地中青藏薹草和委陵菜占比分别减少 19% 和 9%，臭蒿变为优势种，占比 33%；中度侵蚀样地中萎软紫菀(43%)和风毛菊(33%)变为优势种，共占比 76%；强烈侵蚀样地中臭蒿占比高达 81%，比轻度侵蚀样地中臭蒿占比提高了 48%。随侵蚀程度的加深，以青藏薹草为建群种的优质牧草占比逐渐减少并且逐渐演替成为以臭蒿等毒杂草为优势种的群落。

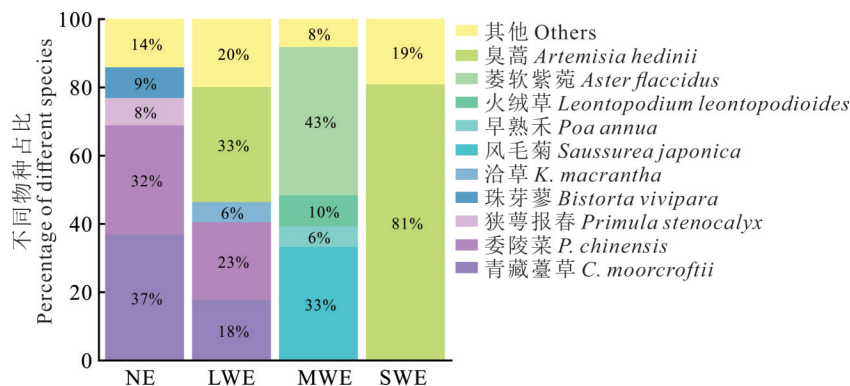


图 2 不同侵蚀样地主要物种组成

Fig. 2 Main species composition of different erosion sites

2.2 不同侵蚀样地地上生物量、盖度以及物种多样性指数的变化

如图 3 所示，从轻度到强烈侵蚀区地上生物量($P < 0.001$)先降低再增加，从轻度到中度、强烈侵蚀，生物量分别较未侵蚀样地下降了 38%、69%、16%；植被盖度随着侵蚀程度的增加逐渐降低($P < 0.05$)，分别下降了 20%、46%、65%；随着侵蚀程度提高，群落高度逐渐上升，且强烈侵蚀样地中群落高度最高，约为未侵蚀样地的 2.5 倍。

不同侵蚀样地植物群落多样性指数如图 4 所示，Shannon—Wiener 指数($P < 0.05$)、Simpson 指数($P < 0.05$)和 Margalef 指数($P < 0.001$)随侵蚀程度的增加逐渐降低，其中 Shannon—Wiener 指数从轻度侵蚀到中度、强烈侵蚀分别较未侵蚀样地下降了 11%、17%、76%；而 Pielou 指数在轻度侵蚀程度下最大，达到 0.615，但并未达到显著程度。

2.3 坡度与地上生物量、群落盖度、高度、多样性指数相关性分析

线性相关分析表明(图 5)，该研究区地上生物量($P < 0.05$)、植被覆盖度($P < 0.01$)和植物群落多样性指数与坡度呈线性负相关，其中 Shannon—Wiener 指数、Pielou 指数和 Margalef 指数与坡度呈极显著负相关($P < 0.001$)，线性回归拟合系数 R^2 分别为 0.505、0.164、0.807；而植株高度与坡度呈正相关($P < 0.01$)，线性回归拟合系数 R^2 为 0.584。

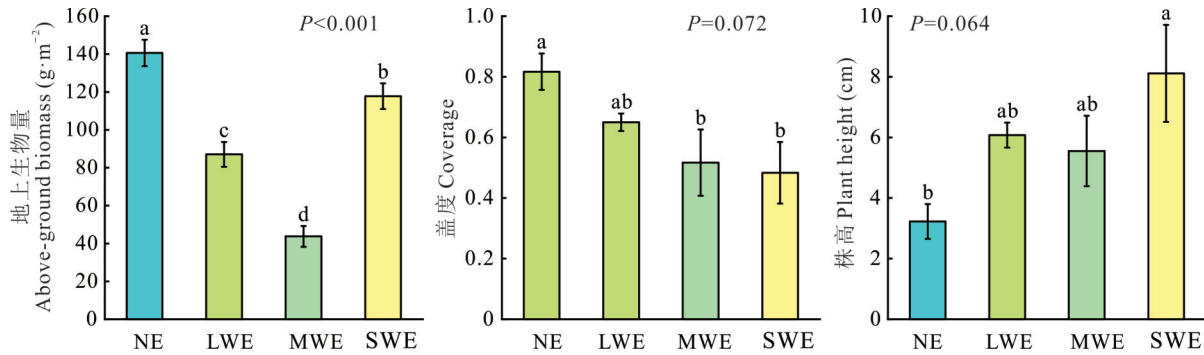


图3 不同侵蚀样地植物地上生物量、盖度和株高的变化

Fig. 3 Changes in aboveground biomass, coverage, and height of plants at different levels of erosion

不同侵蚀样地间小写字母表示差异显著($P<0.05$)。下同。The different lowercase letter means significant differences among different plots ($P<0.05$). The same below.

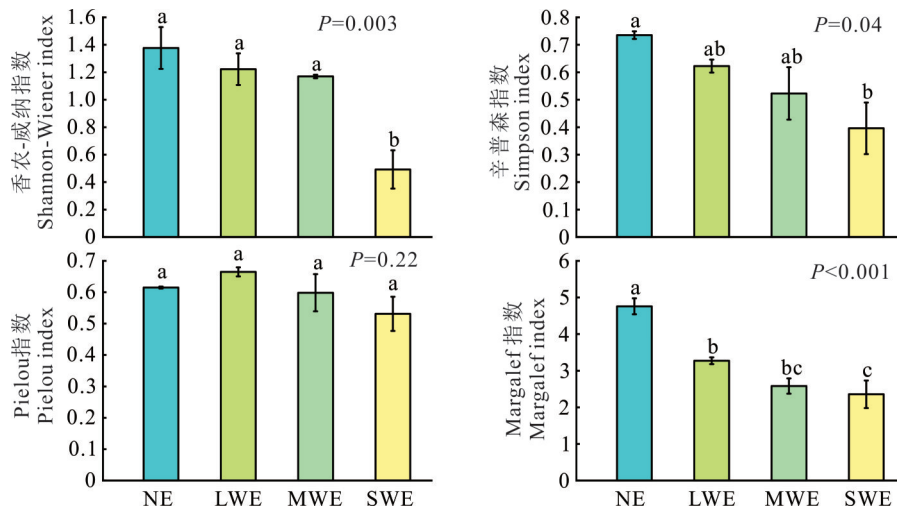


图4 不同侵蚀样地物种多样性指数的变化

Fig. 4 Changes in species diversity index at different levels of erosion

不同侵蚀样地间小写字母相同意为差异不显著($P>0.05$)。The same lowercase letter means that the difference among different plots is not significant ($P>0.05$).

2.4 植物群落特征及多样性与土壤理化的相关性分析

如图6a所示,多样性指数与土壤有机质、颗粒有机碳、pH、土壤砂粒和黏粒含量极显著相关($P<0.01$),与土壤含水量和土壤粉粒含量呈显著相关($P<0.05$);植物生长指标与土壤容重($P<0.05$)呈显著相关。Shannon—Wiener指数、Simpson指数和Margalef指数与土壤pH均呈极显著负相关($P<0.001$);Shannon—Wiener指数和Simpson指数与土壤有机质均呈极显著正相关($P<0.01$),Shannon—Wiener指数和Simpson指数与土壤黏粒和粉粒含量、颗粒有机碳和土壤含水量呈显著正相关($P<0.05$),Margalef指数与土壤有机质($P<0.001$)和土壤黏粒含量($P<0.01$)呈极显著正相关。地上生物量与土壤总孔隙度($P<0.01$)呈极显著正相关,与土壤容重($P<0.001$)呈极显著负相关;植被盖度与土壤pH和土壤砂粒含量呈极显著负相关($P<0.01$),但与土壤有机质($P<0.001$)、土壤颗粒有机碳($P<0.01$)、土壤粉粒含量($P<0.01$)和黏粒含量($P<0.01$)呈极显著正相关;植物群落高度与土壤pH($P<0.01$)呈极显著正相关,与颗粒有机碳($P<0.01$)和土壤含水量($P<0.01$)则呈极显著负相关(图6b)。从随机森林可以看出(图7),覆盖度主要受土壤质地的影响,结合前面的Mantels分析结果可以得出,植物生长群落结构主要受限于土壤理化指标,而侵蚀过程中会导致土壤质地发生变化^[33],进而导致土壤养分迁移损失,从而影响植被群落结构发生变化。

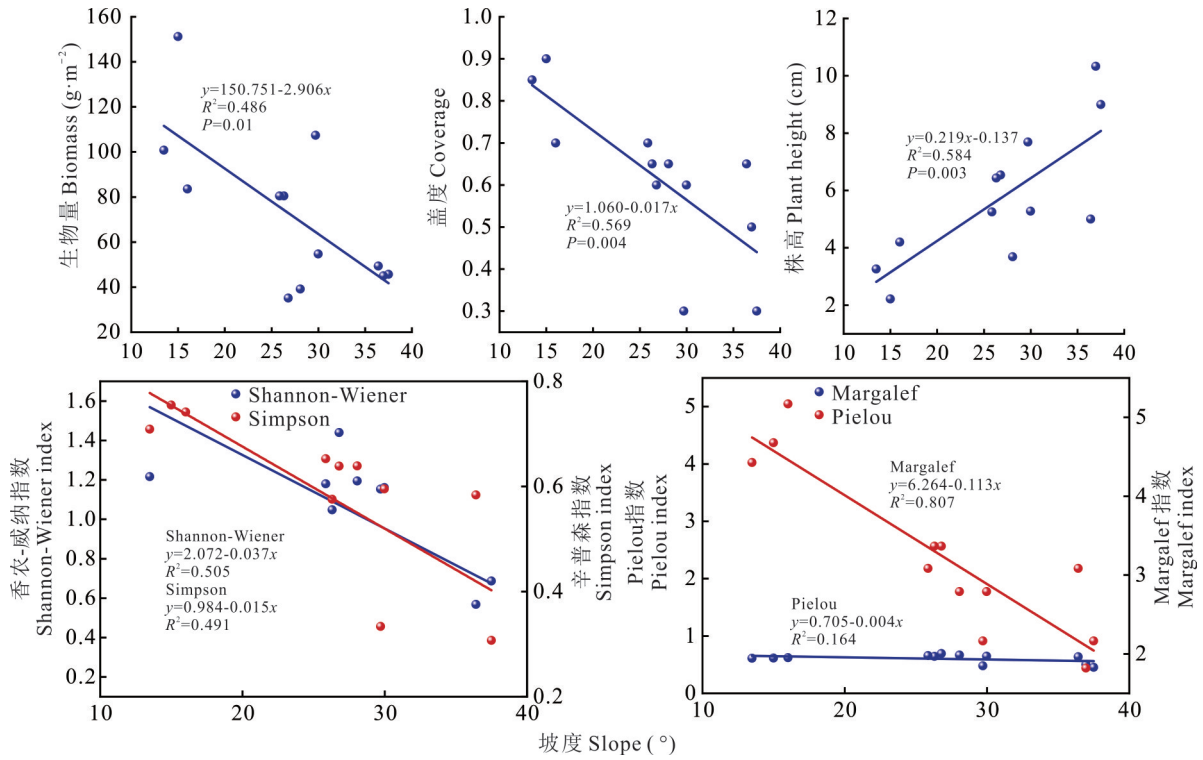


图 5 坡度与地上生物量、群落盖度、高度、多样性指数相关性分析

Fig. 5 Linear correlation analysis between slope and aboveground biomass, community coverage, plant height, diversity index

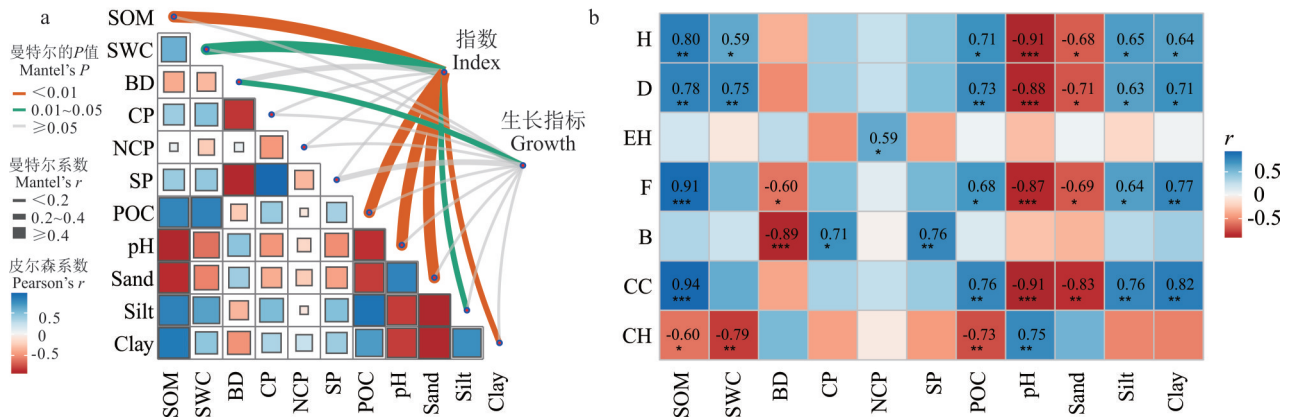


图 6 植物群落特征、多样性指数和土壤理化指标的相关性分析

Fig. 6 Correlation analysis of plant community characteristics, diversity indices and soil physico-chemical indicators

Index: Shannon—Wiener 指数、Simpson 指数、Pielou 指数和 Margalef 指数; Growth: 地上生物量、群落盖度和群落高度; B: 地上生物量 Aboveground biomass; CC: 群落盖度 Community coverage; CH: 群落高度 Community height; H: Shannon—Wiener 指数; D: Simpson 指数; EH: Pielou 指数; F: Margalef 指数; SOM: 土壤有机质 Soil organic matter; SWC: 土壤含水量 Soil water content; BD: 土壤容重 Soil bulk density; CP: 土壤毛管孔隙度 Soil capillary porosity; NCP: 土壤非毛管孔隙度 Soil non-capillary porosity; SP: 土壤总孔隙度 Soil porosity; POC: 颗粒有机碳 Particulate organic carbon; Sand: 砂粒 Silt: 粉粒 Clay: 黏粒; * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

3 讨论

3.1 土壤侵蚀对高寒草甸植物盖度、生物量以及群落结构的影响

草地生态系统的退化主要体现在植物群落的物种组成、结构和多样性等方面^[34]。植被盖度作为草地群落结构的重要参数之一,可以用来反映草地健康状况^[35]。高寒草甸的植物群落多样性不仅与地上初级生产力密切相关,而且也与生态系统的退化过程呈正向相关性^[36-37]。本研究发现不同侵蚀程度样地植物群落物种组成、结构和多样性等方面出现了明显变化,随着水力侵蚀的加剧,该试验区植被类型逐渐单一,地上生物量先减少再增加,植

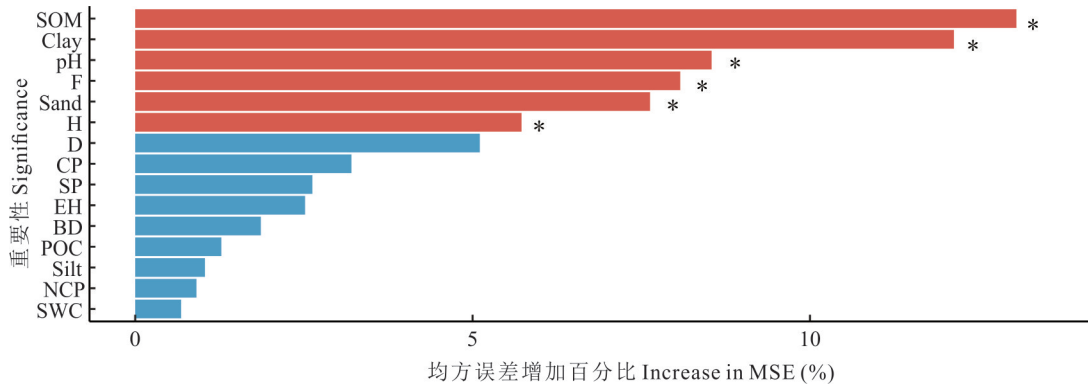


图7 不同侵蚀样地中植物群落多样性、植物生长指标和土壤理化性质对植被覆盖度的相对贡献

Fig. 7 Relative contribution of plant community diversity, plant growth indicators and soil physico-chemicals to vegetation coverage in different erosion sample sites

预测变量的重要性用随机森林模型100次运行的均方误差增加的百分比来估计。* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$ 。The importance of predictor variables is estimated using the percentage increase in the mean squared error (MSE, %) from 100 runs of the random forest model. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

被覆盖度、物种多样性逐渐下降,但植被高度逐渐增加,且杂类草植被出现次数增加,优良牧草减少,该研究再次印证了孙海群等^[38]、余延娣等^[39]、Wang等^[1]和李元寿等^[40]在三江源等地方开展的放牧导致高寒草甸植物群落结构的变化研究。降水是水力侵蚀的动力因子,由于雨滴对土体表面的击溅,使表层土壤结构遭受到破坏^[41],从而不利于植被生长导致植被覆盖度、物种多样性逐渐减小。从轻度侵蚀到强烈侵蚀由于可食性牧草减少,臭蒿、白花瓶子花(*Dracocephalum heterophyllum*)等杂类草占比增大,从而使地上生物量和植被高度逐渐增加(图3)。随着不可牧食杂类草和有毒植物比例的提升,草地退化加剧^[42]。若不实施有效的管控措施,群落会向以毒草和杂类草为主的方向演替,草地将逐渐倾向于以这些不利植物为主的群落结构,最终导致草地退化,并丧失其生态系统功能^[43],甚至增加发生土壤侵蚀的几率。Lal^[44]和Zhang等^[45]研究说明草地植被覆盖度降低会增加表土流失,加速土壤退化进程,李元寿等^[40]利用¹³⁷Cs示踪法研究青藏高原草甸土的土壤侵蚀也指出较好的植被覆盖可以有效地阻止土壤侵蚀的发生,其研究发现高寒草甸植被覆盖度与土壤侵蚀强度呈显著的负相关。因此,说明可以通过提高高寒草甸植被覆盖度从而在一定程度上减少水土流失,减缓草地侵蚀,降低高寒草甸发生水力侵蚀的概率。

植物群落多样性是衡量群落内物种分布均匀程度和数量的一个指标,它与植被的生长环境密切相关,也是群落特征的综合体现^[46]。植物多样性的丧失会导致生态系统生产力和稳定性的降低^[47-49],不利于草地生态系统的可持续发展。张中华等^[50]在青藏高原高寒草地生物多样性与生态功能的关系研究中指出,生物多样性较高的草地生态系统可提供多种生态功能。王晓芬等^[51]的研究中也提到对于退化草地而言,单一物种不能同时维持多种系统功能。本研究表明,随着侵蚀程度的加深,植物群落多样性逐渐降低,说明高寒草甸植物群落多样性的降低不利于维持其多种生态系统功能,其可能的原因是水力侵蚀导致生存和定居能力弱的植物难以存活,导致植物群落结构单一化,植物多样性逐渐降低。贺金生等^[52]指出近自然恢复不仅能提高草地生产力,也可大幅度改善草地生态系统多种功能和服务,如提高物种多样性、增加生态系统固碳功能、提高草地水源涵养能力及草地的景观多样性等。近自然恢复并不是完全摒弃传统人工恢复,仍然要借助传统人工恢复措施^[52],比如根据Mipam等^[53]在青藏高原东部高山草甸对牦牛放牧的过度补偿的研究中提出的适度降低放牧水平和贺金生等^[52]采用乡土物种对退化草地实施生态恢复,使其物种组成、生物多样性以及群落结构与地带性植被所表征的生态系统相接近的恢复方法。因此,采用近自然恢复更利于草地的可持续性发展。

3.2 不同侵蚀样地植物群落结构变化的主要内在驱动因子

Zhang等^[54]研究表明,坡度等地形因子对植被的空间分布具有显著性影响,是影响高寒草甸植物物种组成和水土条件的主要因素。线性相关分析表明,地上生物量、群落盖度和群落多样性与坡度呈显著线性负相关(图5,

$P < 0.05$),这与张志永等^[55]和Zhang等^[56]的研究结果类似。张志永等^[55]研究指出坡度是影响植被特征的一个重要地貌因子,坡度越大,土层厚度越小,植被盖度和生物量越低。这是由于坡度能影响土壤水分和土壤肥力,从而影响植被覆盖变化^[57]。另外,坡度越陡,越容易造成土壤侵蚀,从而降低了种子定居的机会,降低了浅根物种的存活,阻碍了植物生长^[58]。

土壤是植被发育的物质基础,土壤理化特征的变化对植被和植物群落的分布有显著影响。有研究表明,相对于坡度和坡向因子限制了植物多样性,而土壤理化成分能促进植物多样性^[56]。本研究结果表明土壤有机质、颗粒有机碳与物种多样性和盖度呈显著正相关,而pH与物种多样性和盖度呈显著负相关(图6b, $P < 0.05$),表明虽然高寒草甸植物的物种组成和分布受气候、土壤、水分、地形和植物生物学特性等多种因素的长期影响^[55],但在小尺度上,土壤性质是植物群落类型的最终决定因子^[59]。在研究区,土壤pH值是决定高寒地区物种组成和物种丰富度的另一个主要因素,这与Vonlanthen等^[60]的研究结果类似,王长庭等^[61]在不同放牧梯度下高寒小嵩草(*Kobresia pygmaeae*)草甸植被根系和土壤理化特征变化的研究中也指出土壤理化性状,如土壤养分和土壤湿度等的改变,会引起植被组成、物种多样性变化。说明在高寒草甸地区,水力侵蚀导致土壤养分和水源涵养功能发生改变,最终影响高寒草甸植物多样性,使高寒草甸群落结构发生改变。

土壤发生水力侵蚀会导致土壤孔隙分布的空间格局改变,减少土壤的总孔隙,造成侵蚀剖面的土壤容重随深度增加而增加^[16]。本研究结果表明,土壤容重与地上生物量呈极显著负相关(图6b, $P < 0.001$),土壤总孔隙度和毛管孔隙度与地上生物量呈正相关(图6b, $P < 0.05$),表明土壤水力侵蚀不仅可以影响有机碳、全氮、容重和电导率在地表生态系统的分布格局,还会改变土壤孔隙分布的空间格局,减少土壤的总孔隙,造成侵蚀剖面的土壤容重随深度增加而增加,从而导致了土体破坏,最终限制了植物种群的生长^[16,62-63]。根系是植物与土壤直接接触的器官,能够减轻土壤压实程度,提高土壤孔隙度,降低土壤容重,改善土壤通透性^[64-65]。随着侵蚀程度的增加,植物群落由以青藏薹草为优势种的须根系草本植物变为以臭蒿为优势种的直根系植物。康子健^[66]通过紫花苜蓿(*Medicago sativa*,典型的直根系草本植物)和高羊茅(*Festuca arundinacea*,须根系草本植物)研究不同根系对土壤力学性能及抗侵蚀能力影响规律的结果指出,相比于细根,较粗的根系能够有效提高土壤的孔隙度,降低土壤压实度,从而降低土壤容重。这可能是杂草直根系草本植物导致土壤容重较低,从而使土壤比较松散,此外,在放牧过程中动物能够把牧草连根拔起,久而久之,一些优良牧草/高寒草甸优势种逐步消失,而一些毒杂草由于动物不采食,才得以存活。余延娣等^[39]的退化高寒草甸植物群落和土壤特征及其相互关系研究表明土壤水分含量和土壤容重的变化是草地生态系统初步退化的重要因素,综上所述,高寒草甸不同侵蚀样地植物多样性的改变可能是由于水力侵蚀导致不同坡度下土壤有机质、pH、容重、颗粒有机碳、土壤机械组成等土壤理化的改变,从而改变了高寒草甸植物群落结构。

4 结论

随着侵蚀程度的加剧、坡度的增加,高寒草甸地上生物量先减少后增加,植被盖度和植物群落多样性逐渐下降;土壤侵蚀导致土壤质地发生变化从而影响植物生长和植物群落多样性,植物群落多样性指数与土壤有机质、颗粒有机碳、pH、土壤砂粒含量和黏粒含量极显著相关($P < 0.01$),Shannon-Wiener指数、Simpson指数和Margalef指数与土壤pH($P < 0.001$)均呈极显著负相关;Shannon-Wiener指数和Simpson指数与土壤有机质($P < 0.01$)均呈极显著正相关。植物生长指标与土壤容重($P < 0.05$)呈显著相关,地上生物量与土壤总孔隙度($P < 0.01$)呈极显著正相关,与土壤容重($P < 0.001$)呈极显著负相关;植被盖度与土壤pH($P < 0.01$)和土壤砂粒含量($P < 0.01$)呈极显著负相关,但与土壤有机质($P < 0.001$)、土壤颗粒有机碳($P < 0.01$)、土壤粉粒($P < 0.01$)和黏粒含量($P < 0.01$)呈极显著正相关。综上所述,侵蚀导致土壤质地和养分状况恶化,影响植物的生长和分布,进而影响群落结构,在该试验中随着高寒草甸侵蚀程度加深,高寒草甸的盖度逐渐降低,群落结构向单一趋势演替。

参考文献 References:

- [1] Wang C Y, Wei M, Wu B D, *et al.* Alpine grassland degradation reduced plant species diversity and stability of plant communities in the northern Tibet Plateau. *Acta Oecologica*, 2019, <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.05.005>.
- [2] Zhang C, Yan R R, Liang Q W, *et al.* Study on soil physical and chemical properties and carbon and nitrogen sequestration of grassland under different utilization modes. *Acta Prataculturae Sinica*, 2021, 30(4): 90–98.
张超, 闫瑞瑞, 梁庆伟, 等. 不同利用方式下草地土壤理化性质及碳、氮固持研究. *草业学报*, 2021, 30(4): 90–98.
- [3] Zhou G, Zhou X, He Y, *et al.* Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 2017, 23(3): 1167–1179.
- [4] Dong S K, Tang L, Liu S L, *et al.* Relationship between plant species diversity and functional diversity in alpine grasslands. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(5): 1472–1483.
董世魁, 汤琳, 刘世梁, 等. 高寒草地植物物种多样性与功能多样性的关系. *生态学报*, 2017, 37(5): 1472–1483.
- [5] Wang S S, Jia L Z, Cai L P, *et al.* Assessment of grassland degradation on the Tibetan Plateau based on multi-source data. *Remote Sensing*, 2022, 14(23): 6011.
- [6] Wang Z Q, Zhang Y Z, Yang Y, *et al.* Quantitative assess the driving forces on the grassland degradation in the Qinghai–Tibet Plateau, in China. *Ecological Informatics*, 2016, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.03.006>.
- [7] Xie G D, Lu C X, Xiao Y, *et al.* The economic evaluation of grassland ecosystem services in Qinghai–Tibet Plateau. *Journal of Mountain Science*, 2003, 21(1): 50–55.
谢高地, 鲁春霞, 肖玉, 等. 青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估. *山地学报*, 2003, 21(1): 50–55.
- [8] Chen N, Zhang Y J, Zhu J T, *et al.* Nonlinear responses of productivity and diversity of alpine meadow communities to degradation. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2018, 42(1): 50–65.
陈宁, 张扬建, 朱军涛, 等. 高寒草甸退化过程中群落生产力和物种多样性的非线性响应机制研究. *植物生态学报*, 2018, 42(1): 50–65.
- [9] Shao J X. Study on vegetation community characteristics and soil ecological attributes of degraded alpine grassland based on Meta analysis. Xining: Qinghai University, 2023.
邵建翔. 基于Meta分析的退化高寒草地植被与土壤生态属性研究. 西宁: 青海大学, 2023.
- [10] Lal R. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 2001, 12(6): 519–539.
- [11] Zheng F L, Wang Z L, Yang Q K. The retrospection and prospect on soil erosion research in China. *Chinese Journal of Nature*, 2008, 30(1): 12–16, 63.
郑粉莉, 王占礼, 杨勤科. 我国土壤侵蚀科学研究回顾和展望. *自然杂志*, 2008, 30(1): 12–16, 63.
- [12] Feng X, Wang Y, Chen L, *et al.* Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau. *Geomorphology*, 2010, 118(3): 239–248.
- [13] Zhang H. Soil erosion resistance of typical farmland and grassland in Ya'an City. Ya'an: Sichuan Agricultural University, 2023.
张恒. 雅安市典型农、草地土壤侵蚀阻力变化研究. 雅安: 四川农业大学, 2023.
- [14] Zhao S M, Yang C L, Xu L. Prediction of soil erosion at Yangzonghai Lake watershed based on GIS and USLE. *Environmental Science Survey*, 2007(4): 1–4.
赵世民, 杨常亮, 徐玲. 基于USLE和GIS的阳宗海流域土壤侵蚀量预测研究. *环境科学导刊*, 2007(4): 1–4.
- [15] Xu H F. *Water conservancy encyclopedia China (Second Edition)*. Beijing: China Water & Power Press, 2012.
徐慧芳. *中国水利百科全书(第二版)*. 北京: 中国水利水电出版社, 2012.
- [16] Liu Q, Mu X M, Gao P, *et al.* Review of studies on the effects of soil water erosion on physical and chemical properties of soil quality. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27(6): 386–392.
刘强, 穆兴民, 高鹏, 等. 土壤水力侵蚀对土壤质量理化指标影响的研究综述. *水土保持研究*, 2020, 27(6): 386–392.
- [17] Xia Q, He B H. Influence of soil physical properties on hydraulic erosion. *Technology of Soil and Water Conservation*, 2006(5): 12–15.
夏青, 何丙辉. 土壤物理特性对水力侵蚀的影响. *水土保持应用技术*, 2006(5): 12–15.
- [18] Yang J Y. Organic carbon loss driven by hydraulic erosion on the Qinghai–Tibet Plateau. Yangling: Northwest A&F University, 2024.
杨嘉仪. 青藏高原水力侵蚀驱动的有机碳流失. 杨凌: 西北农林科技大学, 2024.
- [19] Yang F, Huang L M, Li D C, *et al.* Vertical distributions of soil organic and inorganic carbon and their controls along toposequences in an alpine region. *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52(6): 1226–1236.

- 杨帆, 黄来明, 李德成, 等. 高寒山区地形序列土壤有机碳和无机碳垂直分布特征及其影响因素. 土壤学报, 2015, 52(6): 1226—1236.
- [20] Teng H F. Assimilating multi-source data to model and map potential soil loss in China. Hangzhou: Zhejiang University, 2017.
滕洪芬. 基于多源信息的潜在土壤侵蚀估算与数字制图研究. 杭州: 浙江大学, 2017.
- [21] Li G R, Li X L, Chen W T, *et al.* Influences of rain erosion on soil nutrient contents of the deteriorated grassland. Research of Soil and Water Conservation, 2018, 25(2): 40—45.
李国荣, 李希来, 陈文婷, 等. 降雨侵蚀对退化草地土壤养分含量的影响. 水土保持研究, 2018, 25(2): 40—45.
- [22] Shao Q Q, Xiao T, Liu J Y, *et al.* Soil erosion rates and characteristics of typical alpine meadow using ^{137}Cs technique in Qinghai-Tibet Plateau. Chinese Science Bulletin, 2011, 56(13): 1019—1025.
邵全琴, 肖桐, 刘纪远, 等. 三江源区典型高寒草甸土壤侵蚀的 ^{137}Cs 定量分析. 科学通报, 2011, 56(13): 1019—1025.
- [23] Ma H X, Zhang D G, Chen J, *et al.* Soil erosion on slopes of alpine meadow in the eastern Qilian Mountains under simulated grazing. Acta Agrestia Sinica, 2019, 27(5): 1347—1354.
马海霞, 张德罡, 陈瑾, 等. 祁连山东段高寒草甸模拟放牧下的坡面土壤水蚀特征. 草地学报, 2019, 27(5): 1347—1354.
- [24] Yang W B, Liu N, Cai Q G, *et al.* Research progress on the effects of hydraulic erosion on soil carbon cycle and soil microbial diversity. Journal of Soil and Water Conservation, 2024, 38(1): 14—21, 2.
杨文博, 刘娜, 蔡强国, 等. 水力侵蚀对土壤碳循环及土壤微生物多样性影响的研究进展. 水土保持学报, 2024, 38(1): 14—21, 2.
- [25] Wang S Q. Study on the effects of water erosion on sediment organic carbon and microbial diversity in sloping brown soil. Jinan: Shandong Normal University, 2024.
王善琦. 水蚀过程对棕壤坡耕地侵蚀泥沙有机碳和微生物多样性影响研究. 济南: 山东师范大学, 2024.
- [26] Long J, Huang C Y, Teng Y, *et al.* Characteristics of soil microbes of reclaimed minesoil in red soil area, Southern China. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 16(2): 126—128, 132.
龙健, 黄昌勇, 腾应, 等. 我国南方红壤矿山复垦土壤的微生物特征研究. 水土保持学报, 2002, 16(2): 126—128, 132.
- [27] Xu X L, Ma K M, Fu B J, *et al.* Research review of the relationship between vegetation and soil loss. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(9): 3137—3143.
徐宪立, 马克明, 傅伯杰, 等. 植被与水土流失关系研究进展. 生态学报, 2006, 26(9): 3137—3143.
- [28] Li X Z. Response of biogenic elements to water and density in vegetated legume grassland in water-wind erosion crisscross region. Yangling: Northwest A&F University, 2012.
李学章. 水蚀风蚀交错带人工豆科草地生源要素的水分和密度响应特征. 杨凌: 西北农林科技大学, 2012.
- [29] Yang H, Jiang L, Li L, *et al.* Diversity-dependent stability under mowing and nutrient addition: Evidence from a 7-year grassland experiment. Ecology Letters, 2012, 15(6): 619—626.
- [30] Guo T F, Duan Q F. Standards for classification and gradation of soil erosion, SL190-2007. Beijing: China Water & Power Press, 2008.
郭廷辅, 段巧甫. 土壤侵蚀分类分级标准, SL190-2007. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
- [31] Lu R K. Methods of agrochemical analysis of soils. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [32] Liang A Z, Zhang X P, Yang X M, *et al.* Dynamics of soil particulate organic carbon and mineral-incorporated organic carbon in black soils in northeast China. Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(1): 153—158.
梁爱珍, 张晓平, 杨学明, 等. 黑土颗粒态有机碳与矿物结合态有机碳的变化研究. 土壤学报, 2010, 47(1): 153—158.
- [33] Yan B X, Tang J. Study on black soil erosion rate and the transformation of soil quality influenced by erosion. Geographical Research, 2005, 24(4): 499—506.
阎百兴, 汤洁. 黑土侵蚀速率及其对土壤质量的影响. 地理研究, 2005, 24(4): 499—506.
- [34] Deng Y, Li F, Yao S R, *et al.* Vegetation and soil characteristics of degraded grassland and their relationship. Pratacultural Science, 2021, 38(7): 1260—1269.
邓燕, 李钊, 姚树冉, 等. 不同程度退化草地的植被土壤特征及其相互间的关系. 草业科学, 2021, 38(7): 1260—1269.
- [35] Ren S L, Yi S H, Chen J J, *et al.* Response of green functional vegetation cover of alpine grassland to climate warming and human activities. Pratacultural Science, 2013, 30(4): 506—514.
任世龙, 宜树华, 陈建军, 等. 高山草地植被盖度对气候变暖和人类活动的响应. 草业科学, 2013, 30(4): 506—514.
- [36] Wang X X, Dong S K, Sherman R, *et al.* A comparison of biodiversity-ecosystem function relationships in alpine grasslands

- across a degradation gradient on the Qinghai-Tibetan Plateau. *The Rangeland Journal*, 2015, 37(1): 45-55.
- [37] Schwartz M W, Brigham C A, Hoeksema J D, *et al.* Linking biodiversity to ecosystem function: Implications for conservation ecology. *Oecologia*, 2000, 122(3): 297-305.
- [38] Sun H Q, Lin G J, Li X L, *et al.* Analysis of vegetation community structure and productivity of different degraded grasslands of alpine meadows in the Sanjiangyuan area. *Heilongjiang Animal Science and Veterinary Medicine*, 2013(19): 1-3.
孙海群, 林冠军, 李希来, 等. 三江源地区高寒草甸不同退化草地植被群落结构及生产力分析. *黑龙江畜牧兽医*, 2013(19): 1-3.
- [39] She Y D, Yang X Y, Ma L, *et al.* Study on the characteristics and interrelationship of plant community and soil in degraded alpine meadow. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, 29(S1): 62-71.
余延娣, 杨晓渊, 马丽, 等. 退化高寒草甸植物群落和土壤特征及其相互关系研究. *草地学报*, 2021, 29(S1): 62-71.
- [40] Li Y S, Wang G X, Wang J D, *et al.* Soil erosion of meadow soils on the Tibetan Plateau studied by ¹³⁷Cs tracer method. *Mountain Research*, 2007(1): 114-121.
李元寿, 王根绪, 王军德, 等. ¹³⁷Cs示踪法研究青藏高原草甸土的土壤侵蚀. *山地学报*, 2007(1): 114-121.
- [41] Teh C B S. The stability of individual macroaggregate size fractions of ultisol and oxisol soils. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2012, 14(2): 459-466.
- [42] Yang S J, Xiao M, Zhang Y, *et al.* Causes of grassland degradation in Aba Prefecture and suggestions for countermeasures. *Contemporary Animal Husbandry*, 2023(7): 58-61.
杨树晶, 肖敏, 张燕, 等. 阿坝州草地退化原因及对策建议. *当代畜牧*, 2023(7): 58-61.
- [43] Ren Q J, Cui X L, Zhao B B. Effects of grazing on plant community structure and productivity in alpine meadows. *Acta Prataculturae Sinica*, 2008, 17(6): 134-140.
仁青吉, 崔现亮, 赵彬彬. 放牧对高寒草甸植物群落结构及生产力的影响. *草业学报*, 2008, 17(6): 134-140.
- [44] Lal R. Soil erosion and land degradation: The global risks. *Advances in Soil Science: Soil Degradation*, 1990, 11: 129-172.
- [45] Zhang L, Dawes W R, Walker G R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 2001, 37(3): 701-708.
- [46] Sun Y, He M Z, Wang L. Effects of precipitation control on plant diversity and biomass in a desert region. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(7): 2425-2433.
孙岩, 何明珠, 王立. 降水控制对荒漠植物群落物种多样性和生物量的影响. *生态学报*, 2018, 38(7): 2425-2433.
- [47] Hooper D U, Chapin III F S, Ewel J J, *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 2005, 75(1): 3-35.
- [48] Oliver T H, Isaac N J B, August T A, *et al.* Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature Communications*, 2015, 6(1): 10122.
- [49] Ren Y J, Lü Y H, Fu B J. Quantifying the impacts of grassland restoration on biodiversity and ecosystem services in China: A Meta-analysis. *Ecological Engineering*, 2016, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.082>.
- [50] Zhang Z H, Zhou H K, Zhao X Q, *et al.* Relationship between biodiversity and ecosystem functioning in alpine meadows of the Qinghai-Tibet Plateau. *Biodiversity Science*, 2018, 26(2): 111-129.
张中华, 周华坤, 赵新全, 等. 青藏高原高寒草地生物多样性与生态系统功能的关系. *生物多样性*, 2018, 26(2): 111-129.
- [51] Wang X F, Ma Y, Zhang G F, *et al.* Relationship between plant community diversity and ecosystem multifunctionality during alpine meadow degradation. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, 29(5): 1053-1060.
王晓芬, 马源, 张格非, 等. 高寒草甸退化阶段植物群落多样性与系统多功能性的联系. *草地学报*, 2021, 29(5): 1053-1060.
- [52] He J S, Bu H Y, Hu X W, *et al.* Close-to-nature restoration of degraded alpine grasslands: Theoretical basis and technical approach. *Chinese Science Bulletin*, 2020, 65(34): 3898-3908.
贺金生, 卜海燕, 胡小文, 等. 退化高寒草甸的近自然恢复: 理论基础与技术途径. *科学通报*, 2020, 65(34): 3898-3908.
- [53] Mipam T D, Zhong L L, Liu J Q, *et al.* Productive overcompensation of alpine meadows in response to yak grazing in the eastern Qinghai-Tibet Plateau. *Frontiers in Plant Science*, 2019, <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00925>.
- [54] Zhang C S, Xie G D, Bao W K, *et al.* Effects of topographic factors on the plant species richness and distribution pattern of alpine meadow in source region of Lancang River, Southwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(11): 2767-2774.
张昌顺, 谢高地, 包维楷, 等. 地形对澜沧江源区高寒草甸植物丰富度及其分布格局的影响. *生态学杂志*, 2012, 31(11):

2767—2774.

- [55] Zhang Z Y, Cheng Y C, Cheng L, *et al.* Characteristics of vegetation and soil in the water level fluctuation zone of the Wanzhou Region of Three Gorges Reservoir. *Journal of Hydroecology*, 2016, 37(2): 24—33.
张志永, 程郁春, 程丽, 等. 三峡库区万州段消落带植被及土壤理化特征分析. *水生态学杂志*, 2016, 37(2): 24—33.
- [56] Zhang Q P, Wang J, Wang Q. Effects of abiotic factors on plant diversity and species distribution of alpine meadow plants. *Ecological Informatics*, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101210>.
- [57] Cheng S D, Li Z B, Lu K X, *et al.* Spatio-temporal variations in vegetation coverage and correlation with geomorphologic factors in Wenanyi Watershed. *Journal of Xi'an University of Technology*, 2011, 27(2): 145—150.
程圣东, 李占斌, 鲁克新, 等. 文安驿流域植被覆盖度时空分异及其与地貌因子关系研究. *西安理工大学学报*, 2011, 27(2): 145—150.
- [58] Marden M, Rowan D, Phillips C. Stabilising characteristics of New Zealand indigenous riparian colonising plants. *Plant and Soil*, 2005, 278(1): 95—105.
- [59] Tang M Y, Yang Y X. Analysis of vegetation and soil degradation characteristics under different human disturbance in lakeside wetland, Napahai. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(20): 6681—6693.
唐明艳, 杨永兴. 不同人为干扰下纳帕海湖滨湿地植被及土壤退化特征. *生态学报*, 2013, 33(20): 6681—6693.
- [60] Vonlanthen C M, Kammer P M, Eugster W, *et al.* Alpine vascular plant species richness: The importance of daily maximum temperature and pH. *Plant Ecology*, 2006, 184(1): 13—25.
- [61] Wang C T, Wang Q L, Jing Z C, *et al.* Changes in root system and soil physico-chemical characteristics of alpine small tarragon meadow vegetation under different grazing gradients. *Acta Prataculturae Sinica*, 2008(5): 9—15.
王长庭, 王启兰, 景增春, 等. 不同放牧梯度下高寒小嵩草草甸植被根系和土壤理化特征的变化. *草业学报*, 2008(5): 9—15.
- [62] Hu C J, Liu G H, Guo L, *et al.* Effects of soil erosion on soil physicochemical properties and soil microorganisms. *Arid Zone Research*, 2014, 31(4): 702—708.
胡婵娟, 刘国华, 郭雷, 等. 土壤侵蚀对土壤理化性质及土壤微生物的影响. *干旱区研究*, 2014, 31(4): 702—708.
- [63] Berhe A A, Barnes R T, Six J, *et al.* Role of soil erosion in biogeochemical cycling of essential elements: carbon, nitrogen, and phosphorus. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2018, 46(1): 521—548.
- [64] Li S S, Si X J, Jiang F S, *et al.* Root architecture of eight Gramineae plant species in the Benggang area of Changting County. *Acta Prataculturae Sinica*, 2018, 27(10): 215—222.
李思诗, 司晓静, 蒋芳市, 等. 长汀县崩岗区 8 种禾本科植物根系构型特征. *草业学报*, 2018, 27(10): 215—222.
- [65] Wu M M, Liu J D, Lin X P, *et al.* Effects of vegetation restoration on soil iron-aluminum oxides and physical and chemical properties in the eroded red soil area. *Journal of Fujian Agriculture and Forestry University (Natural Science Edition)*, 2020, 49(3): 386—391.
吴敏敏, 刘俊第, 林雪萍, 等. 植被恢复对红壤侵蚀区土壤铁铝氧化物和理化性质的影响. *福建农林大学学报(自然科学版)*, 2020, 49(3): 386—391.
- [66] Kang Z J. Study on the effect of roots of two herbaceous plants on soil mechanical properties and erosion resistance. Shijiazhuang: Shijiazhuang Tiedao University, 2023.
康子健. 两种草本植物根系对土壤力学性能及抗侵蚀能力影响规律研究. 石家庄: 石家庄铁道大学, 2023.