

禁牧封育对黄河源高寒草甸植被群落结构及土壤水分特征的影响

张铭洋^{1,2}, 李小娟³, 杨永胜^{1,2*}, 王军邦⁴, 杨路存¹

(1 中国科学院西北高原生物研究所, 中国科学院高原生物适应与进化重点实验室, 西宁 810008; 2 中国科学院大学, 北京 100039; 3 青海民族大学, 西宁 810007; 4 中国科学院地理科学与资源研究所/生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101)

摘要:为探讨禁牧封育对黄河源高寒草甸生态系统的影响, 研究选取玛沁高寒草甸作为对象, 通过野外调查和室内试验, 分析了禁牧封育对黄河源高寒草甸植被结构和土壤水分特征在不同禁牧封育条件下的变化情况。结果表明: (1) 随着禁牧封育年限的延长, 植被盖度和高度均呈增加趋势, 物种多样性指数、丰富度指数和物种数呈先增加后稳定趋势, 优势度指数先下降后稳定, 均匀度指数变化不显著。就功能群而言, 随封育年限增加, 禾本科、豆科植物重要值占比呈逐步增加趋势, 莎草类植物重要值占比呈先快速增加后趋于稳定的趋势, 杂类草重要值占比明显下降。(2) 随禁牧封育年限增加, 地上生物量逐步增加, 地下生物量和地上地下总生物量呈先增加后稳定趋势, 禁牧封育对地下生物量的影响主要集中在 0—20 cm。(3) 禁牧封育对黄河源高寒草甸土壤容重、持水量及孔隙度的影响主要集中在表层(0—5 cm), 随封育年限的增加, 表层土壤容重呈先下降后稳定趋势, 土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量呈增加趋势, 土壤毛管孔隙度和总孔隙度先增加后稳定, 非毛管孔隙度无显著变化。与重度退化相比, 封育 5 年样地 0—5 cm 土壤容重显著下降 30.25% ($P < 0.05$), 饱和持水量、毛管持水量、田间持水量、毛管孔隙度和总孔隙度分别显著增加 14.44%、18.36%、28.19%、18.36%、12.09% ($P < 0.05$)。表明短期禁牧封育不仅有利于改善黄河源高寒草甸植被群落结构, 而且能够增强该地区土壤水源涵养功能。

关键词:禁牧封育; 植被群落; 土壤水分特征; 黄河源区; 水源涵养功能

中图分类号: S812

文献标志码: A

Effects of Forbidden Grazing and Enclosure on Vegetation Community Structure and Soil Moisture Characteristics in Alpine Meadow of the Yellow River Source

ZHANG Mingyang^{1,2}, LI Xiaojuan³, YANG Yongsheng^{1,2*}, WANG Junbang⁴, YANG Lucun¹

(1 Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 3 Qinghai Nationalities University, Xining 810007, China; 4 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

收稿日期: 2023-02-20; 修改稿收到日期: 2023-06-22

基金项目:国家自然科学基金联合项目(U20A2006); 国家自然科学基金面上项目(31971507); 青海省科技厅基础研究项目(2019-ZJ-7073); 中国科学院青年创新促进会项目(2022436); 2021 年度青海省“昆仑英才· 高端创新创业人才”计划项目

作者简介:张铭洋(1999—), 女, 硕士研究生, 主要从事高寒草地退化与恢复研究。E-mail: zhangmingyang@nwipb.cas.cn

* 通信作者: 杨永胜, 副研究员, 博士, 主要从事高寒草地退化与恢复研究。E-mail: ysyang@nwipb.cas.cn

Abstract: In order to investigate the effect of forbidden grazing and enclosure on the alpine meadow ecosystem of the Yellow River source, this study selected the Maqin alpine meadow as the research object, and analyzed the changes of vegetation community structure and soil moisture characteristics of the alpine meadow of the Yellow River source under different forbidden grazing and enclosure conditions through field investigation and indoor experiment. The results showed that: (1) Vegetation cover and height increased with the extension of forbidden grazing and enclosure years. The species diversity index, Patrick index and species number increased and then stabilized with the extension of the closure period. The dominance index decreased and then stabilized, and the evenness index did not change significantly. In terms of functional groups, the importance of grasses and legumes increased gradually with the increase of closure years, the importance of sedge plants increased rapidly and then stabilized, and the importance of miscellaneous grasses decreased significantly. (2) The above-ground biomass gradually increased with the increase of closure years, and the below-ground biomass and total above-ground and below-ground biomass showed a trend of increasing first and then stabilizing. The effects of sealing measures on below-ground biomass were mainly concentrated in 0—20 cm. (3) The effects of forbidden grazing and enclosure on soil bulk, water holding capacity and porosity of alpine meadows in the Yellow River source were mainly concentrated in the surface layer (0—5 cm), with the increase of forbidden grazing and enclosure years, the surface soil bulk showed a trend of first decreasing and then stabilizing, the soil saturation water holding capacity, capillary water holding capacity and field water holding capacity showed an increasing trend, the soil capillary porosity and the total porosity showed a trend of increasing and then stabilizing, and the non-capillary porosity did not change significantly. Compared with the severe degradation, the 0—5 cm soil bulk density of 5 years of forbidden grazing and enclosure decreased significantly by 30.25% ($P < 0.05$), and the saturated water holding capacity, capillary water holding capacity, field water holding capacity, capillary porosity and total porosity increased significantly by 14.44%, 18.36%, 28.19%, 18.36% and 12.09%, respectively ($P < 0.05$). This indicates that the short-term forbidden grazing and enclosure is not only beneficial to improve the vegetation community structure of the alpine meadow of the Yellow River source area, but also enhances the water-holding function of the soil in this area.

Key words: forbidden grazing and enclosure; vegetation community; soil moisture characteristics; the Yellow River source; water conservation function

黄河源区地处青藏高原东北部,平均海拔 3 500 m,源区面积约占整个黄河流域的 17.0%,约占黄河流域年径流量的 1/3,是“中华水塔”青藏高原的主要构成部分^[1-2]。作为黄河源区主要的草地类型之一,高寒草甸面积约占黄河源区面积的 80%^[3],该地区生态环境极为脆弱,一旦遭受破坏将直接影响到源区的水源涵养能力,且很难恢复^[4]。然而,近 30 年来由于人类活动和气候变暖等综合因素,导致黄河源地区草场面积退化,生态环境恶化趋势明显,不利于黄河源区的生态环境保护和牧民生活^[5]。

禁牧封育旨在通过人为划定特定空间范围,避免人为活动强烈干扰,促进区域生态系统自然恢复,是中国乃至世界草地生态系统恢复的最重要措施之一^[6],不仅可以提高植被群落的高度、盖度和生物量,还能够改善土壤物理结构和养分状况^[7]。来自北爱尔兰高寒草地的研究结果发现禁牧封育能够提高土壤肥力和地上生物量,但封育年限过长会使植物多样性减少,养分循环失衡^[8]。而在西藏那曲的

研究结果表明禁牧封育能够显著提高高寒草原地上生物量和植被盖度,土壤理化性质和植物养分却相对稳定^[9]。可以看出,由于围封年限、海拔、气候和封育前草地退化状况的不同,禁牧封育对不同区域草地生态系统的作用结果有所差异^[10],评价禁牧封育对某一特定区域的作用还需要进行针对性的深入研究。

目前,国内有关禁牧封育对退化草地恢复的相关研究多集中在内蒙古草原^[11]、松嫩草地^[12]、天山草地^[13-14]及海北高寒草地^[15-16]等海拔相对较低的区域,对海拔较高、环境更为恶劣的黄河源地区的研究鲜有报道,且多集中在土壤养分、物种多样性、生物量等方面^[8-9],不同封育年限下高寒草甸植被群落结构、生物量分配与土壤水分特征之间的关系并未进一步证实。为此,本研究采取野外调查和室内分析相结合的方法,深入研究了黄河源区不同禁牧年限下高寒草甸植被群落结构(高度、盖度、多样性等)、土壤水分特征(土壤容重、持水量及孔隙度等)的变化情况及二者间的相互作用关系,以期为黄河源区退化高寒草甸的

可持续恢复提供数据支撑和理论指导。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

研究区位于青海省果洛藏族自治州玛沁县大武镇。地理位置为 37°29′—37°45′N、101°12′—101°33′E,平均海拔 3 900 m,属典型的高原大陆性气候。无四季之分,仅有冷暖季之别,冷季漫长、干燥而寒冷,暖季短暂、湿润而凉爽。年平均降水量 513.5 mm,年平均蒸发量为 1 322.1 mm^[17],温度年差较小而日差较大,太阳辐射强烈。土壤为高山草甸土和高山灌丛草甸土,土壤表层和亚表层中的有机质含量丰富。植被优势种为矮生嵩草(*Kobresia humilis*),伴生种主要有:高山嵩草(*K. pygmaea*)、细叶亚菊(*Ajania tenuifolia*)、西伯利亚蓼(*Knorringia sibirica*)、附地菜(*Trigonotis peduncularis*)、鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)等^[18]。

1.2 试验设计

2020 年 8 月,根据前期调查结果,在青海省果洛藏族自治州玛沁县大武镇周边选取重度退化、禁牧封育 3 年和禁牧封育 5 年样地,样地地理位置信息详见表 1,以重度退化样地为对照,每个处理 3 个重复,重复样地大小为 6 m×6 m,不同处理之间样地间距大于 5 km。在每个样地利用五点采样法设置采样点(即每个处理有 5 个重复)。在每个采样点开展如下试验:首先,利用样框法测定每个样方的群落及分种盖度、高度和地上生物量;其次,在剪去地上植株的样方内,利用根钻采集不同深度土壤及根系样品,测定地下生物量;最后,用铁锹挖掘方形坑,利用标准环刀采集不同深度土壤原状样品,带回实验室进行土壤水分特征的测定。

表 1 样地基本信息

Table 1 Basic information of sample plot

试验样地 Experimental plots	经度 Longitude	纬度 Latitude	海拔 Altitude/m
重度退化 Severe degradation	100°29′24″E	34°19′48″N	3 988.9
禁牧封育 3 年 3 years of enclosure	100°16′12″E	43°24′0″N	3 806.9
禁牧封育 5 年 5 years of enclosure	100°12′0″E	34°28′12″N	3 765.9

1.3 测定指标及方法

1.3.1 植被群落调查及土壤水分特征测定 植被群落调查:每个样地选取 5 个 50 cm×50 cm 大小的样方,记录物种数。用点针样框法^[19]分别测定每个

样方群落及分种植物的盖度。利用卷尺随机测定 20 株植物高度,计算群落植物平均高度。随机选取 10 株同一植物物种测定高度,计算分种植物高度,不足 10 株的全部测定(本试验中将所有植物共分 4 个功能群:①禾本科,包括所有禾本科植物;②莎草科,包括所有莎草科植物;③豆科,包括所有豆科植物;④杂类草,包括本试验中除豆科、禾本科、莎草科外的所有植物)。

地上生物量测定:除去样方中的凋落物,将样方内植物地上部分齐地面分种刈割,装入信封,编号带回实验室,置于烘箱中 65 ℃烘干至恒重,称重,测定分种生物量及群落生物量。

地下生物量测定:在样方内,用直径 7 cm 的根钻采集 0—5,5—10,10—20,20—30 cm 土壤及根系样品,用水冲洗掉根系表面附着的土壤,并分别装入信封标记,置于烘箱中 65 ℃烘干至恒重,称量并记录其干重。

土壤容重、持水能力及孔隙度测定:用铁锹挖掘长宽高为 0.5 m×0.5 m×0.5 m 方形坑,利用标准环刀(体积 100 cm³)采集土壤剖面 0—5,5—10,10—20,20—30 cm 原状土壤。在实验室进行如下操作:将带有土样的环刀除去上下底盖,只留垫滤纸的带孔底盖,将其置于平底盆中并保证水面与环刀上沿平齐,静置吸水 12 h 后,土样孔隙填满了水,盖上环刀上、下底盖,水平取出,擦干表面水分并称重,然后仅留垫滤纸的带网眼底盖,放置在铺有干沙的平底盘中 2 h,使土样中非毛管水全部流出,盖上底盖,称重。再将环刀置于铺有干沙的平底盘 48 h,盖上底盖,称重。最后将环刀置于 105 ℃烘箱中,烘干至恒重,称重。土壤容重、持水量及孔隙度等计算详见文献^[20-22]。

1.3.2 群落物种多样性 物种多样性指数(species diversity index, H')、优势度(simpson, D)、均匀度(eveness, J)、重要值(important value, IV)等指标采用下列公式计算:

Shannon-Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = -\sum_{i=1}^S (P_i \times \ln P_i) \tag{1}$$

Simpson 优势度指数 (D):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \tag{2}$$

Pielou 均匀度指数(J):

$$J = \frac{-\sum_{i=1}^S (P_i \times \ln P_i)}{\ln S} \tag{3}$$

式中: P_i 为种 i 的相对重要值; S 为种 i 所在样方物种总数。

Patrick 丰富度(R):

$$R = S \tag{4}$$

式中: S 为样方内物种数。

相对盖度=单种盖度/所有单种盖度之和 $\times 100$

相对高度=单种高度/所有单种高度之和 $\times 100$

相对生物量=单种生物量/所有单种生物量之和 $\times 100$

重要值=(相对盖度+相对高度+相对生物量)/3

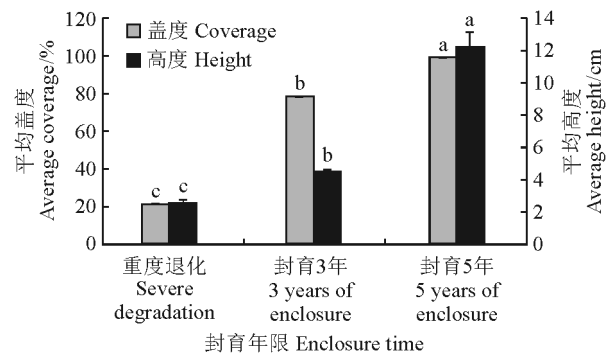
1.4 数据统计与分析

采用 Microsoft Excel 2016 进行数据整理, SPSS 23.0 中的 one-way ANOVA 模块进行各指标间差异显著性检验,采用 Origin 2022 实现植物各功能群重要值占比作图,进行植被群落结构和土壤持水能力的 CCA 排序利用 Canoco5 完成。

2 结果与分析

2.1 植被群落结构

2.1.1 植被盖度和高度 随禁牧封育年限延长,黄河源区高寒草甸植被盖度和高度均呈增加趋势(图 1),二者在封育 5 年时达到最大,与重度退化样地相比,封育 5 年样地盖度和高度分别显著增加 371.43% 和 388.00% ($P<0.05$)。



不同小写字母表示同一指标不同禁牧年限间差异显著 ($P<0.05$)。下同。

图 1 不同禁牧封育年限下植被平均高度及平均盖度
Different lowercase letters indicate significant difference between different forbidden grazing and enclosure years for the same index at the 0.05 level. This is applicable for the following figures as well.

Fig. 1 Average height and coverage of vegetations under different forbidden grazing and enclosure years

2.1.2 物种多样性指数 随着禁牧封育年限增加,物种多样性指数和丰富度指数呈先增加后稳定趋势,而优势度指数先下降后稳定(表 2)。其中,与重度退化样地相比,封育 3 年样地物种多样性指数和

丰富度指数分别显著增加 46.96% 和 115.22%,优势度指数显著下降 50.00% ($P<0.05$);封育 5 年样地多样性指数、丰富度指数和优势度指数与封育 3 年样地无明显差异;均匀度指数随封育年限增加无显著变化,基本维持在 0.88 左右。

表 2 黄河源不同禁牧年限下高寒草甸的多样性指标
Table 2 Diversity indexes of alpine meadow from different forbidden grazing and enclosure years in the Yellow River source area

封育年限 Enclosure time	重度退化 Severe degradation	封育 3 年 3 years of enclosure	封育 5 年 5 years of enclosure
Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener diversity index	1.81±0.14b	2.66±0.15a	2.66±0.09a
Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index	0.87±0.04a	0.89±0.02a	0.90±0.03a
Simpson 优势度指数 Simpson dominance index	0.18±0.05a	0.09±0.02b	0.10±0.02b
Patrick 丰富度指数 Patrick abundance index	9.20±2.77b	19.80±2.59a	19.00±1.87a

注:同行不同小写字母表示相同指数不同放牧强度处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters within the same row indicate significant difference among treatments with different grazing intensities in the same index ($P<0.05$). The same as below.

2.1.3 生物量 随禁牧封育年限延长,地上生物量呈增加趋势,地下生物量及地上地下总生物量呈先上升后稳定趋势(图 2,A)。其中,与重度退化样地相比,封育 5 年样地地上生物量、地下生物量及地上地下总生物量分别显著提高 287.73%、547.62% 和 466.02%。同时,也可以看出,黄河源区高寒草甸植被生物量主要集中在地下部分 0—5 cm(图 2,B),重度退化、封育 3 年和封育 5 年样地地下生物量占地上地下总生物量的比值分别达到 74.22%、91.66% 和 84.92%,其中,0—5 cm 地下生物量占总地下生物量的比值分别达到 42.96%、66.51% 和 68.23%。

由图 2 可知,随着封育年限的增加,地下生物量呈先快速增加后趋于稳定的趋势,禁牧封育对地下生物量的影响主要集中在 0—20 cm,且随着深度的增加,禁牧封育对地下生物量的提高作用逐步减弱。与重度退化样地相比,封育 3 年样地 0—5 cm、5—10 cm 和 10—20 cm 地下生物量分别显著增加 1 024.79%、520.27% 和 377.71%,其中,二者在 0—20 cm 范围内差异均达到显著水平 ($P<0.05$),20—30 cm 范围内差异不显著 ($P>0.05$),封育 5 年样地各层地下生物量与封育 3 年样地相比无明显差异。

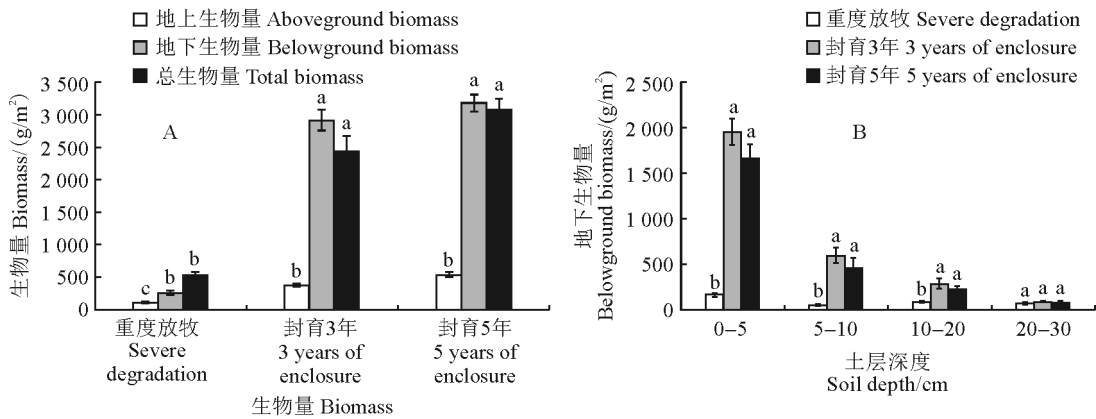


图 2 不同禁牧年限下地上、地下和总生物量 (A) 及不同土层的地下生物量 (B)
Fig. 2 Aboveground biomass, below ground and total biomass (A) and below-ground biomass in different soil layers (B) under different forbidden grazing and enclosure years

2.1.4 物种组成及重要值 随禁牧封育时间延长, 植物物种数目呈先增加后稳定趋势(表 3), 重度退化、封育 3 年、封育 5 年样地物种数分别为 15 科 22 种、16 科 36 种、16 科 34 种, 主要优势种也发生了显著变化。其中, 禾本科、莎草科及豆科植物呈增加趋势, 而杂类草逐步降低。重度退化样地菊科和毛茛科植物占比较大, 主要优势种为蓼科的细叶西伯利亚蓼 (*Knorringia sibirica* subsp. *thomsonii*)、菊科的细叶亚菊 (*Ajania tenuifolia*) 和黄帚橐吾 (*Ligular-*

ia virgaurea) 等, 其重要值分别为 27.68、18.72 和 17.38; 封育 3 年样地禾本科、菊科和豆科植物占比较大, 主要优势种为玄参科的短穗兔耳草 (*Lagotis brachystachya*) 和菊科的黄帚橐吾, 重要值分别为 14.44 和 12.91, 莎草科出现, 其中, 矮生蒿草 (*Carex alatauensis*) 重要值达到 13.53; 封育 5 年样地禾本科、菊科和豆科植物占比较大, 主要优势种为禾本科的针茅 (*Stipa capillata*)、早熟禾 (*Poa annua*) 及莎草科的矮生蒿草, 重要值分别为 15.78、13.09 和 12.06。

表 3 黄河源高寒草甸不同禁牧封育年限下各物种的重要值

Table 3 Importance value indexes of species under different forbidden grazing and enclosure years in alpine meadow of the Yellow River Source

科 Family	种 Species	重度退化 Severe degradation	封育 3 年 3 years of enclosure	封育 5 年 5 years of enclosure
禾本科 Poaceae	早熟禾 <i>Poa annua</i>	7.45	7.90	13.09
	垂穗披碱草 <i>Elymus nutans</i>	—	5.35	11.24
	针茅 <i>Stipa capillata</i>	—	4.72	15.78
	紫花针茅 <i>Stipa purpurea</i>	—	4.82	—
莎草科 Cyperaceae	矮生蒿草 <i>Carex alatauensis</i>	—	13.53	12.06
	高山蒿草 <i>Carex parvula</i>	—	3.73	—
	双柱头蒹藨草 <i>Trichophorum distigmaticum</i>	—	3.94	6.34
豆科 Fabaceae	高山豆 <i>Tibetia himalaica</i>	—	2.14	4.95
	黄花棘豆 <i>Oxytropis ochrocephala</i>	—	2.49	2.91
	蒙古黄芪 <i>Astragalus membranaceus</i> var. <i>mongholicus</i>	—	1.69	1.52
菊科 Asteraceae	臭蒿 <i>Artemisia hedinii</i>	7.16	—	—
	黄帚橐吾 <i>Ligularia virgaurea</i>	17.38	12.91	9.32
	葵花大蓟 <i>Cirsium souliei</i>	9.80	—	—
	细叶亚菊 <i>Ajania tenuifolia</i>	18.72	4.33	1.75
	矮火绒草 <i>Leontopodium nanum</i>	—	5.15	2.79
	蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i>	—	1.33	1.25
	乳白香青 <i>Anaphalis lactea</i>	—	2.12	6.56
	康定风毛菊 <i>Saussurea ceterach</i>	—	—	5.32
	美丽风毛菊 <i>Saussurea pulchra</i>	—	—	0.92

续表 3 Continued table 3

科 Family	种 Species	重度退化 Severe degradation	封育 3 年 3 years of enclosure	封育 5 年 5 years of enclosure
报春花科 Primulaceae	海乳草 <i>Lysimachia maritima</i>	12.06	1.26	—
	羽叶点地梅 <i>Pomatosace filicula</i>	4.91	—	—
	西藏点地梅 <i>Androsace mariae</i>	—	1.24	0.99
车前科 Plantaginaceae	毛果婆婆纳 <i>Veronica eriogyne</i>	—	0.92	—
	兔耳草 <i>Lagotis glauca</i>	—	8.70	—
唇形科 Lamiaceae	独一味 <i>Phlomoides rotata</i>	—	0.87	—
堇菜科 Violaceae	如意草 <i>Viola arcuata</i>	—	3.00	1.15
蓼科 Polygonaceae	细叶西伯利亚蓼 <i>Knorringia sibirica</i> subsp. <i>thomsonii</i>	27.68	—	—
	西伯利亚蓼 <i>Knorringia sibirica</i>	4.54	4.14	—
列当科 Orobanchaceae	轮叶马先蒿 <i>Pedicularis verticillata</i>	2.22	—	—
龙胆科 Gentianaceae	肋柱花 <i>Lomatogonium carinthiacum</i>	—	1.48	4.13
	麻花艸 <i>Gentiana straminea</i>	—	5.26	7.51
	线叶龙胆 <i>Gentiana lawrencei</i> var. <i>farreri</i>	—	1.70	4.21
	湿生扁蕾 <i>Gentianopsis paludosa</i>	—	—	3.44
毛茛科 Ranunculaceae	露蕊乌头 <i>Gymnaconitum gymnandrum</i>	4.60	—	—
	美花草 <i>Callianthemum pimpinelloides</i>	1.39	—	—
	铁棒锤 <i>Aconitum pendulum</i>	16.67	3.48	—
	毛茛 <i>Ranunculus japonicus</i>	—	1.93	2.14
	石砾唐松草 <i>Thalictrum squamiferum</i>	—	1.16	—
	草玉梅 <i>Anemone rivularis</i>	—	—	2.39
	高山唐松草 <i>Thalictrum alpinum</i>	—	—	0.59
茜草科 Rubiaceae	拉拉藤 <i>Galium spurium</i>	5.15	—	1.24
	北方拉拉藤 <i>Galium boreale</i>	—	—	0.69
蔷薇科 Rosaceae	鸡冠茶 <i>Sibbaldianthe bifurca</i>	13.80	—	—
	钉柱委陵菜 <i>Potentilla saundersiana</i>	—	4.34	3.29
	多裂委陵菜 <i>Potentilla multifida</i>	—	2.03	—
	华西委陵菜 <i>Potentilla potaninii</i>	—	—	4.57
茄科 Solanaceae	马尿脬 <i>Przewalskia tangutica</i>	11.38	—	—
伞形科 Apiaceae	田葛缕子 <i>Carum buriatricum</i>	6.74	8.33	—
忍冬科 Caprifoliaceae	青海刺参 <i>Morina kokonorica</i>	—	2.45	4.58
瑞香科 Thymelaeaceae	狼毒 <i>Stellera chamaejasme</i>	—	—	6.28
石蒜科 Amaryllidaceae	高山韭 <i>Allium sikkimense</i>	—	—	10.78
天门冬科 Asparagaceae	青海黄精 <i>Polygonatum qinghaiense</i>	1.60	—	2.17
通泉草科 Mazaceae	肉果草 <i>Lancea tibetica</i>	—	6.32	1.68
石竹科 Caryophyllaceae	繁缕 <i>Stellaria media</i>	—	1.10	—
	蝇子草 <i>Silene gallica</i>	—	0.88	—
星叶草科 Circaeasteraceae	星叶草 <i>Circaeaster agrestis</i>	2.93	—	—
玄参科 Plantaginaceae	短穗兔耳草 <i>Lagotis brachystachya</i>	2.39	14.44	4.43
鸢尾科 Iridaceae	马蔺 <i>Iris lactea</i>	9.17	—	—
紫草科 Boraginaceae	附地菜 <i>Trigonotis peduncularis</i>	3.83	—	—

注:表中重要值标注为“—”的物种为未在该样地观测区内发现该物种。
Note: Species with important values marked “—” in the table are not found in the observation area of the plot.

2.1.5 功能群 进一步分析不同禁牧封育年限下植被功能群的变化,可以看出:随禁牧封育年限增加,禾本科和豆科植物重要值占比呈逐步增加的趋势(图 3),莎草类植物重要值占比呈先快速增加后趋于稳定的趋势,杂类草重要值占比呈明显下降趋势。其中,与重度退化样地相比,封育 5 年后禾本科、莎草科和豆科重要值占比分别显著增加 17.60%,14.59%和 8.23%(绝对值)($P<0.05$),杂类草重要值占比随封育年限增加呈明显下降趋势,封育 5 年样地杂类草重要值占比较重度退化样地显著下降 40.42%($P<0.05$)。

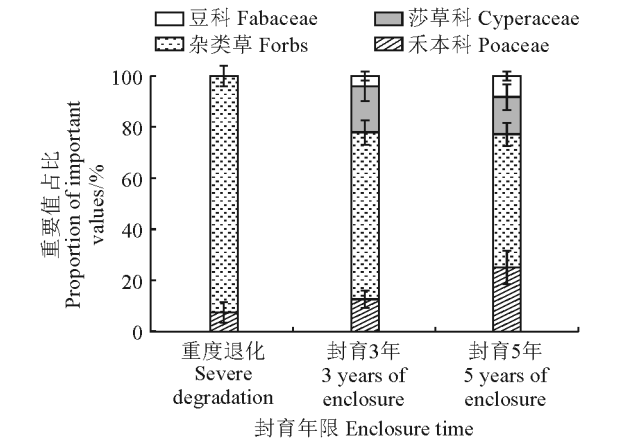


图 3 黄河源高寒草甸不同禁牧封育年限下各功能群的重要值占比

Fig. 3 The proportion of importance values of each functional group under different forbidden grazing and enclosure years in alpine meadow of the Yellow River source area

可以看出,禁牧封育措施明显改变了黄河源区植被群落结构,提高了禾本科、豆科等优质牧草比例,降低了杂类草等毒杂草占比,进而改善黄河源区高寒草甸植被的饲用价值。

2.2 容重及水分特征

2.2.1 土壤容重及持水量 禁牧封育对土壤容重的影响主要集中在表层 0—5 cm,随着土壤深度的增加其影响逐渐减弱。

随封育年限的延长,0—5 cm 土壤容重呈先下降后稳定趋势(表 4),与重度退化相比,封育 3 年 0—5 cm 土壤容重显著下降 23.88%($P<0.05$),封育 5 年 0—5 cm 土壤容重与封育 3 年无显著差异。5—10 cm 及 20—30 cm 土壤容重随封育年限的增加无显著变化,二者基本稳定在 1.32 g/m²、1.40 g/m² 上下,10—20 cm 土壤容重随封育年限的增加呈先增加后降低的趋势。

禁牧封育对土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量的影响也主要集中在 0—5 cm。随着封育年限的增加,0—5 cm 土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量均呈显著增加趋势(表 4),与重度退化样地相比,三者 在封育 5 年样地分别显著增加 50.96%、68.34%和 94.18%($P<0.05$)。5—10 cm 土层饱和持水量和毛管持水量随封育年限变化不显著,封育 5 年样地 5—10 cm 土壤田间持水量较封育 3 年显著增加 53.25%($P<0.05$)。

表 4 黄河源高寒草甸不同禁牧封育年限土壤容重及持水量特征

Table 4 Soil capacity and water holding capacity of alpine meadow in the Yellow River source area under different forbidden grazing and enclosure years

封育年限 Enclosure time	土壤深度 Soil depth/cm	土壤容重 Soil bulk density/(g/cm ³)	饱和持水量 Saturated water capacity/%	毛管持水量 Capillary water capacity/%	田间持水量 Field water capacity/%
重度退化 Severe degradation	0—5	1.32±0.07ab	42.31±3.05cd	34.24±2.59cde	27.17±1.48cd
	5—10	1.36±0.04ab	37.20±1.12ef	33.09±1.97de	25.13±1.61cde
	10—20	1.21±0.06bc	45.75±1.20cd	37.94±3.58cde	25.07±1.79cde
	20—30	1.31±0.07ab	37.90±2.90ef	32.44±2.35e	24.00±2.03de
封育 3 年 3 years of enclosure	0—5	1.01±0.26cd	58.64±3.75b	53.49±3.46b	34.43±4.13b
	5—10	1.34±0.12ab	40.41±2.64de	35.57±1.40cde	21.69±2.57ef
	10—20	1.50±0.06a	29.88±2.39g	26.82±2.15f	17.63±0.65g
	20—30	1.50±0.03a	29.87±1.80g	26.39±1.44f	17.09±0.70g
封育 5 年 5 years of enclosure	0—5	0.92±0.15d	63.87±1.24a	57.64±2.91a	52.76±4.55a
	5—10	1.25±0.06ab	40.13±1.92de	37.17±4.10cde	33.24±4.35b
	10—20	1.31±0.10ab	35.98±1.32f	31.75±1.64e	29.00±3.48c
	20—30	1.38±0.25ab	28.50±4.70g	22.45±3.66g	18.56±3.57fg

注:同列不同小写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant differences between treatments ($P<0.05$). Same as the following tables.

2.2.2 土壤孔隙度 随着封育年限的增加,0—5 cm 表层土壤毛管孔隙度和总孔隙度呈先增加后稳定趋势,非毛管孔隙度变化不显著(表 5)。与重度退化样地相比,封育 3 年样地 0—5 cm 土壤毛管孔隙度和总孔隙度显著增加 19.75%和 11.64%($P<$

0.05),封育 5 年样地与封育 3 年样地无显著差异。5—10 cm 土壤非毛管孔隙度、毛管孔隙度和总孔隙度随封育年限延长变化不显著,基本稳定在 5.55%、44.83%和 50.38%左右。封育 3 年和封育 5 年样地土壤总孔隙度随土层深度增加呈降低趋势。

表 5 黄河源高寒草甸不同禁牧年限土壤孔隙度参数				
Table 5 Soil porosity parameters of alpine meadow under different forbidden grazing and enclosure years in the Yellow River source area				
封育年限 Enclosure time	土壤深度 Soil depth/cm	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity/%	毛管孔隙度 Capillary porosity/%	总孔隙度 Total porosity/%
重度退化 Severe degradation	0—5	6.19±1.14bc	45.09±1.45b	53.37±3.98cd
	5—10	5.63±1.98bc	44.92±2.08b	50.55±2.24de
	10—20	8.79±3.27bc	45.87±2.77b	56.77±2.59bc
	20—30	5.98±0.81bc	45.79±3.04b	51.77±3.21de
封育 3 年 3 years of enclosure	0—5	7.38±2.69bc	53.90±4.66a	59.58±1.85ab
	5—10	5.61±1.11bc	43.15±3.07bc	48.76±3.24ef
	10—20	4.57±1.25c	40.03±1.89cd	44.60±2.07g
	20—30	5.21±1.60c	39.68±2.00cd	44.90±2.09fg
封育 5 年 5 years of enclosure	0—5	7.88±1.68bc	55.23±3.56a	60.72±2.19a
	5—10	5.40±2.36bc	46.43±3.04b	51.83±2.21de
	10—20	5.02±0.97c	46.01±4.01b	51.03±3.29de
	20—30	10.95±1.36a	37.25±4.93d	47.81±0.96efg

2.3 植被特征与土壤持水的 CCA 排序

鉴于禁牧封育对土壤容重、持水量特征等的影响主要集中在 0—5 cm 层面,本研究主要进行植被群落特征与 0—5 cm 土壤水分特征分析。如图 4 所示,空心三角形代表植被特征因子,土壤持水因子用带箭头的线段(矢量)表示,箭头的长度代表该影响因子所占的比重,箭头连线越长,对应土壤持水因子对植被群落结构的影响程度越大。

第一轴和第二轴与土壤持水特征显著相关,总孔隙度、毛管孔隙度和毛管持水量对植被结构的影响较大。

容重和总孔隙度呈显著负相关,毛管孔隙度和饱和持水量同第一轴的相关性强,非毛管孔隙度与第二轴的相关性最大,且影响最大。

田间持水量和容重呈显著负相关,和非毛管孔隙度呈显著正相关。地上生物量、优势度、均匀度指数分布在第四象限,表明其受容重的影响较大,第三象限的植物高度与田间持水量和非毛管孔隙度相关,总孔隙度和非毛管孔隙度对植被结构的影响最大。

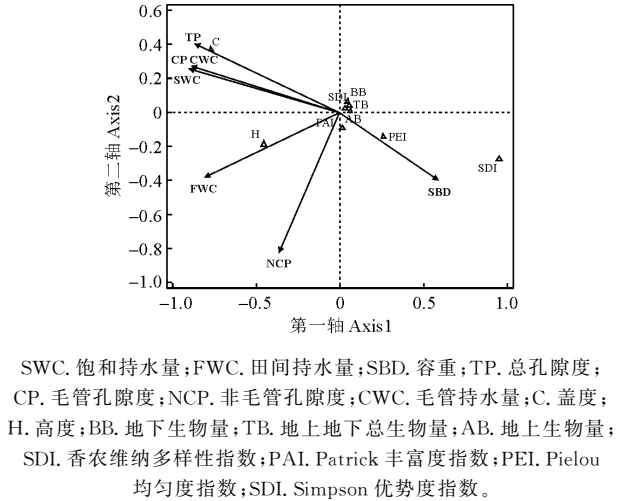


图 4 黄河源高寒草甸植被特征指数和土壤水分特征的 CCA 排序

SWC. Saturated water capacity; FWC. Field water capacity; SBD. Soil bulk density; TP. Total porosity; CP. Capillary porosity; NCP. Non-capillary porosity; CWC. Capillary water capacity; C. Coverage; H. Height; BB. Belowground biomass; TB. Total biomass; AB. Aboveground biomass; SDI. Shannon-Wiener diversity index; PAI. Patrick abundance index; PEI. Pielou evenness index; SDI. Simpson dominance index.

Fig. 4 Redundancy analysis of vegetation characteristic index and soil moisture characteristics of alpine meadow in the Yellow River source area

表 6 黄河源高寒草甸不同禁牧年限植被特征和土壤特水的皮尔逊相关性分析

Table 6 Pearson correlation analysis of vegetation characteristics and soil water holding of alpine meadow under different forbidden grazing and enclosure years in the Yellow River source area

封育年限 Enclosure time	土壤持水特征 Characteristics of soil water holding capacity	地上生物量 Aboveground biomass	地下生物量 Belowground biomass	地上地下 总生物量 Total biomass	盖度 Coverage	高度 Height	Shannon-Wiener diversity index	Pielou evenness index	Simpson dominance index	Patrick abundance index
重度退化 Severe degradation	容重 Soil bulk density	0.97	0.77	0.83	-0.76	0.40	0.81	0.80	-0.09	-0.44
	饱和持水量 Saturated water capacity	0.63	0.19	0.31	-0.99	0.79	0.57	0.99	-0.59	-0.01
	毛管持水量 Capillary water capacity	0.51	0.86	0.78	0.21	-0.85	0.57	-0.23	0.96	-0.94
	田间持水量 Field water capacity	-0.63	-0.92	-0.87	-0.07	0.77	-0.69	0.08	-0.91	0.98
	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity	-0.70	-0.95	-0.91	0.02	0.70	-0.75	-0.01	-0.87	0.99
	毛管孔隙度 Capillary porosity	0.51	0.86	0.78	0.21	-0.85	0.57	-0.23	0.96	-0.94
封育 3 年 3 years of enclosure	总孔隙度 Total porosity	-0.97	-0.74	-0.82	0.87	-0.26	-0.95	-0.87	-0.02	0.61
	容重 Soil bulk density	-0.25	0.82	0.77	0.34	-0.99**	0.53	0.69	-0.60	0.31
	饱和持水量 Saturated water capacity	0.85	0.19	0.48	-0.35	0.43	-0.85	-0.76	0.77	-0.90
	毛管持水量 Capillary water capacity	0.95	-0.63	-0.36	-0.94	0.97	-0.15	0.01	0.00	-0.26
	田间持水量 Field water capacity	-0.98	0.53	0.25	0.89	-0.93	0.27	0.12	-0.13	0.38
	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity	-0.69	-0.43	-0.68	0.10	-0.18	0.96	0.90	-0.90	0.98
封育 5 年 5 years of enclosure	毛管孔隙度 Capillary porosity	0.95	-0.63	-0.36	-0.94	0.97	-0.15	0.01	0.00	-0.26
	总孔隙度 Total porosity	0.57	0.55	0.78	0.04	0.04	-0.99	-0.95	0.96	-0.99*
	容重 Soil bulk density	-0.43	-0.16	-0.23	-0.51	0.70	-0.14	-0.64	0.26	0.32
	饱和持水量 Saturated water capacity	0.95	0.92	0.99	0.99*	-0.98	0.96	1.00*	-0.98	-0.47
	毛管持水量 Capillary water capacity	-0.12	0.57	0.35	0.22	-0.37	-0.11	0.21	0.01	-0.95
	田间持水量 Field water capacity	0.14	0.76	0.58	0.46	-0.59	0.15	0.45	-0.25	-0.99*
封育 5 年 5 years of enclosure	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity	-0.32	-0.87	-0.72	-0.62	0.74	-0.34	-0.61	0.43	0.99
	毛管孔隙度 Capillary porosity	-0.12	0.57	0.35	0.22	-0.37	-0.11	0.21	0.01	-0.95
	总孔隙度 Total porosity	0.53	0.96	0.86	0.78	-0.87	0.54	0.77	-0.62	-0.93

注: * 在 0.05 级别(双尾),相关性显著; ** 在 0.01 级别(双尾),相关性显著。
Note: * At the 0.05 level (two-tailed), the correlation is significant; ** at the 0.01 level (two-tailed), the correlation is highly significant.

2.4 不同禁牧年限下植被特征和土壤持水的相关分析

由表 6 可知,随着封育年限的增加,三江源高寒草甸植被和土壤持水特征的相关性逐步增强。重度退化样地中容重和地上生物量相关系数为 0.97,饱和持水量和均匀度指数相关系数为 0.99;但均未达到显著水平。禁牧封育 3 年,容重和高度呈极显著负相关、总孔隙度和丰富度指数在 0.05 级别呈显著负相关;封育 5 年,饱和持水量和盖度、均匀度指数呈显著正相关关系,田间持水量和丰富度指数呈显著负相关关系。重度退化、封育 3 年和封育 5 年样地中饱和持水量与地上生物量的相关系数分别为 0.63、0.85 和 0.95,饱和持水量和地下生物量的相关系数分别为 0.19、0.19 和 0.92。

3 讨 论

3.1 禁牧封育对黄河源高寒草甸植被群落结构的影响

植被结构是退化草地恢复过程中最直观的表现,对生态系统的功能起着重要作用^[23],植被高度、盖度、生物量等是反映群落结构的重要指标^[24]。本研究结果表明,从重度退化样地到禁牧封育 3 年样地,黄河源区高寒草甸植被高度、盖度、植物多样性指数和均匀度指数等显著增加,这与前人的研究结论^[25-27]基本一致。可能的原因如下:(1)禁牧封育排除了家畜对植被的反复啃食和践踏,扩大了植物生长空间,植被高度、盖度得到恢复;(2)禁牧封育后地表凋落物增加,经微生物分解后进入土壤,增加了土壤有机质和养分,为植物的生长和定植提供良好的条件,促使植物丰富度指数、多样性指数及物种数目显著增加。随着禁牧封育年限由 3 年增加至 5 年,黄河源区高寒草甸植被物种丰富度指数略有下降,这与相关长期封育的结果^[28]相似,随着封育期延长,凋落物的积累降低了植被透光性,阻碍了下层植被的光合作用,呼吸消耗增加,幼苗生长受到抑制,导致群落更替减慢,物种多样性降低^[29]。封育 3 年后荒漠退化草地物种组成会发生一定变化^[30],本研究结果证明了这一点。黄河源区不同封育年限高寒草甸优势物种差异明显,重度退化样地中菊科、蓼科和毛茛科等杂类草植物所占比例较大,随着禁牧封育措施的实施,杂类草重要值所占比例逐渐下降,豆科和莎草科植物逐步出现,禾本科重要值占比渐渐增加,这是因为:(1)禁牧封育有效阻止了放牧家畜啃食和践踏,有利于多年生禾本科等植物随着群

落演替恢复重新占据优势^[31];(2)禾本科牧草植株相对高大,在光热资源竞争中处于优势地位,植株多为紧伏地表的流线型垫状体,有效地减少了植物体的受风面积,可以保留更多的枯落物,同时抑制其他牧草的生长^[32]。

生物量是测定群落结构和功能的主要指标,通常以地上生物量体现群落的结构特征和生长状况^[33],生物量的大小与群落环境和优势种息息相关^[34]。本研究结果表明,禁牧封育措施显著提高了地上生物量,这主要因为禁牧措施使植物光合部位避免了家畜啃食,留存量增加,地下养分改善,地上养分吸收量增加。本研究发现,地下生物量大部分分布在 0—5 cm 表层土,并随土层深度的增加而降低,呈“T”形分布,这佐证了孙振^[35]提出的禁牧原生群落表现为“T”形分布的观点。此外,地下生物量随封育年限的增加呈现出先增加后稳定的变化趋势,这可能是因为随封育时间延长,植物从土壤中吸收营养物质,导致地下养分不足,使地下生物量生长趋于稳定。

3.2 禁牧封育对黄河源高寒草甸土壤水分特征的影响

土壤容重与孔隙度是土壤物理性质的重要参数,直接影响着高寒草甸水源涵养量^[36]。本研究中发现禁牧封育措施对黄河源区高寒草甸土壤水分特征的影响主要集中在表层(0—5 cm)土壤,经过 3 年封育后黄河源区退化高寒草甸土壤容重显著下降,土壤毛管孔隙度、总孔隙度、土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量均呈显著增加趋势。表明禁牧封育会明显改善退化高寒草甸孔隙状况,进而促进土壤的导水能力及水源涵养功能,这与前人^[37]在高寒草甸区域的研究基本一致。主要原因有以下几点:(1)禁牧封育排除了家畜对土壤的践踏作用,促使表层土壤结构疏松^[38];(2)禁牧封育增加了表层土壤根系数量,这有助于提高表层土壤毛管孔隙度和总孔隙度;(3)禁牧封育显著提高了植物高度及地上生物量,特别是相对较高的禾本科植物比例显著增加,地表覆盖度提高,增强了植物对空气中细小颗粒的截留作用,增加了土壤中的粘粉粒含量^[39],进而降低土壤容重;(4)禁牧封育能够改善土壤养分状况,提高浅层土壤有机质含量^[40],增强了土壤持水性能。随着封育年限由 3 年延长至 5 年,高寒草甸表层土壤容重、毛管孔隙度和总孔隙度无显著变化,饱和持水量、毛管持水量及田间持水量进一步增加。这可能与地上物种组成及地下生物量变化趋缓有

关,也可能受土壤微环境和全球气候温度因素影响,具体原因仍需进一步研究。由于样地封育年限的限制,本研究只关注了封育3~5年对植被群落结构及土壤水分特征的影响,未能对禁牧封育措施的长期效应进行探究。禁牧封育措施自2000年大范围实施以来,距今已23年,全面、客观评价长期禁牧封育对退化高寒草甸生态系统的影响将至关重要。

4 结 论

(1)随着禁牧封育年限的延长,植被盖度和高度均显著增加。物种多样性指数、丰富度指数和物种数呈先增加后稳定趋势,优势度指数先下降后稳定,均匀度指数变化不显著。禾本科和豆科植物重要值占比随封育年限增加呈逐步增加趋势,莎草科植物重要值占比先快速增加后趋于稳定,杂类草重要值

占比呈明显下降趋势。

(2)随禁牧封育年限增加,地上生物量逐步增多,地下生物量和地上地下总生物量呈先增加后稳定趋势。禁牧封育措施对地下生物量的影响主要集中在0—20 cm土层。

(3)禁牧封育措施对黄河源高寒草甸土壤容重、持水量及孔隙度的影响主要集中在表层(0—5 cm)土壤。随封育年限的累加,表层土壤容重呈先下降后稳定趋势,土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量呈增高趋势,土壤毛管孔隙度和总孔隙度呈先增加后稳定趋势,非毛管孔隙度无显著变化。

(4)禁牧封育措施不仅有利于改善黄河源高寒草甸植被群落结构,而且能够增强该地区土壤水源涵养功能。

参考文献:

[1] 周冰玉,李志威,田世民,等. 黄河源区水源涵养能力研究综述[J]. 水利水电科技进展, 2022, **42**(4): 87-93.
ZHOU B Y, LI Z W, TIAN S M, *et al.* A review on water conservation capacity in Yellow River source region[J]. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 2022, **42**(4): 87-93.

[2] 周华坤,赵新全,温 军,等. 黄河源区高寒草原的植被退化与土壤退化特征[J]. 草业学报, 2012, **21**(5): 1-11.
ZHOU H K, ZHAO X Q, WEN J, *et al.* The characteristics of soil and vegetation of degenerated alpine steppe in the Yellow River Source Region[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2012, **21**(5): 1-11.

[3] 翟 辉,李国荣,李进芳,等. 黄河源草地退化区2种鼠丘土壤风蚀规律[J]. 干旱区研究, 2022, **39**(4): 1 212-1 221.
ZHAI H, LI G R, LI J F, *et al.* Soil wind erosion rule of two types of rodent mounds in a degraded grassland area of the Yellow River source zone[J]. *Arid Zone Research*, 2022, **39**(4): 1 212-1 221.

[4] 曹文炳,万 力,曾亦键,等. 气候变暖对黄河源区生态环境的影响[J]. 地学前缘, 2006, **13**(1): 40-47.
CAO W B, WAN L, ZENG Y J, *et al.* Impacts of global warming on the eco-environment in the headwater region of the Yellow River[J]. *Earth Science Frontiers*, 2006, **13**(1): 40-47.

[5] 刘省勇,崔国文,牛 壮,等. 放牧对小叶章种群特征及土壤主要养分含量的影响[J]. 中国草地学报, 2015, **37**(6): 79-84.
LIU S Y, CUI G W, NIU Z, *et al.* Effects of grazing on pop-

ulation characteristics of *Deyeuxia angustifolia* and content of main soil nutrients[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2015, **37**(6): 79-84.

[6] 何光熊,史正涛,闫帮国,等. 封育对干热河谷 Savanna 植物群落种间关联性的影响[J]. 草业学报, 2023, **32**(2): 1-14.
HE G X, SHI Z T, YAN B G, *et al.* Effects of fencing enclosure on interspecific associations in a Savanna grassland community in China's arid-hot valley region[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2023, **32**(2): 1-14.

[7] 康博文,刘建军,侯 琳,等. 蒙古克氏针茅草原生物量围栏封育效应研究[J]. 西北植物学报, 2006, **26**(12): 2 540-2 546.
KANG B W, LIU J J, HOU L, *et al.* Effects of grazing-blockade by fencing on the biomass in *Stipa krylovii* steppe of Mongolia[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2006, **26**(12): 2 540-2 546.

[8] ERFANZADEH R, KAMALI P, GHELICHNIA H, *et al.* Effect of grazing removal on aboveground vegetation and soil seed bank composition in sub-alpine grasslands of northern Iran[J]. *Plant Ecology and Diversity*, 2016, **9**(3): 309-320.

[9] 李润富,牛海山,孔 倩,等. 围栏封育对高寒草原植被—土壤养分含量的影响[J]. 草业科学, 2021, **38**(3): 399-409.
LI R F, NIU H S, KONG Q, *et al.* Effects of exclosure on plant and soil nutrients in an alpine grassland[J]. *Pratacultural Science*, 2021, **38**(3): 399-409.

[10] 樊丹丹,刘艳娇,曹慧丽,等. 围栏工程对退化草地土壤理化性质和微生物群落的影响[J]. 科技导报, 2022, **40**(3): 41-51.
FAN D D, LIU Y J, CAO H L, *et al.* On the effect of fencing on physicochemical property and microbial community of

grassland soils[J]. *Science & Technology Review*, 2022, **40** (3): 41-51.

[11] 路凯亮, 滕悦, 李俊兰. 围封对内蒙古退化典型草原大型土壤动物群落多样性的影响[J]. 生态学杂志, 2018, **37**(9): 2 680-2 689.

LU K L, TENG Y, LI J L. Influence of enclosure on the diversity of large soil animal community in a degraded typical steppe of Inner Mongolia[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, **37**(9): 2 680-2 689.

[12] 丰吉, 刘志护, 李海燕, 等. 围栏封育和长期刈割对松嫩草地羊草和野古草种群营养繁殖特征的影响[J]. 草业学报: 2023, **32**(5): 50-60.

FENG J, LIU Z K, LI H Y, *et al.* Effects of enclosure and long-term mowing on vegetative reproduction characteristics of *Leymus chinensis* and *Arundinella hirta* populations in the Songnen Grassland, China[J]. *Acta Prataculturae Sinica*: 2023, **32**(5): 50-60.

[13] 哈里·阿力腾别克, 孙宗玖, 何盘星, 等. 封育对蒿类荒漠草地土壤氮素含量及其组分特征的影响[J]. 水土保持学报, 2022, **36**(6): 222-230.

HALI ALITENGBIEKE, SUN Z J, HE P X, *et al.* Effects of grazing exclusion on soil nitrogen content and its component characteristics in sagebrush desert grassland[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2022, **36**(6): 222-230.

[14] 哈里·阿力腾别克, 崔雨萱, 刘慧霞, 等. 短期封育对伊犁绢蒿荒漠草地土壤氮及其粒径组成的影响[J]. 草地学报, 2022, **30**(1): 134-143.

HALI ALITENGBIEKE, CUI Y X, LIU H X, *et al.* Effects of short-term grazing exclusion on soil nitrogen and particle size composition of *Seriphidium transiliense* desert grassland[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2022, **30**(1): 134-143.

[15] 姚喜喜, 才华, 李长慧. 封育和放牧对高寒草甸植被群落特征和土壤特性的影响[J]. 草地学报, 2021, **29**(增刊 1): 128-136.

YAO X X, CAI H, LI C H. Effects of fencing and grazing on vegetation community characteristics and soil properties in an alpine meadow[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, **29**(Suppl. 1): 128-136.

[16] 姚喜喜, 肖锋, 祁守忠, 等. 高寒草甸植被群落特征及其营养品质对围栏封育的响应[J]. 草地学报, 2021, **29**(增刊 1): 208-217.

YAO X X, XIAO F, QI S Z, *et al.* Responses of plant functional group traits and nutritional quality to fencing in an alpine meadow[J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, **29**(Suppl. 1): 208-217.

[17] 陈菊林, 杜文学, 赵瑛, 等. 玛沁县大武镇北山血陇沟泥石流灾害发育特征及其防治建议[J]. 青海环境, 2016, **26** (4): 176-179.

CHEN J L, DU W X, ZHAO Y, *et al.* Development characteristics of debris flow disaster in Xuelonggou, Beishan, Dawu Town, Maqin County and its prevention suggestions[J]. *Journal of Qinghai Environment*, 2016, **26** (4): 176-179.

[18] 刘伟, 周华坤, 周立. 不同程度退化草地生物量的分布模式[J]. 中国草地, 2005, **27**(2): 9-15.

LIU W, ZHOU H K, ZHOU L. Biomass distribution pattern of degraded grassland in alpine meadow[J]. *Grassland of China*, 2005, **27**(2): 9-15.

[19] LI X R, HE M Z, ZERBE S, *et al.* Micro-geomorphology determines community structure of biological soil crusts at small scales[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2010, **35**(8): 932-940.

[20] 孔凡伟. 如何精确测土壤容重[J]. 黑龙江农业科学, 2010 (10): 178.

KONG F W. How to accurately measure soil bulk density[J]. *Heilongjiang Agricultural Sciences*, 2010(10): 178.

[21] 张万儒, 杨光左, 屠星南, 等. LY/T 1215—1999 森林土壤水分—物理性质的测定[S]. 北京: 中国林业科学研究院林业研究所, 1999.

[22] 杨永胜, 李红琴, 张莉, 等. 封育措施对巴塘高寒草甸植被群落结构及土壤持水能力的影响[J]. 山地学报, 2016, **34** (5): 606-614.

YANG Y S, LI H Q, ZHANG L, *et al.* Effects of fencing measurement on vegetation community structure and soil water-holding capacity in Batang alpine meadow[J]. *Mountain Research*, 2016, **34**(5): 606-614.

[23] 王佳, 田青, 王理德, 等. 青土湖不同年限退耕地植被物种多样性及土壤酶活性研究[J]. 西北植物学报, 2021, **41** (11): 1 900-1 911.

WANG J, TIAN Q, WANG L D, *et al.* Study on vegetation succession and soil enzyme activities of abandoned land in different years in Qingtu Lake[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2021, **41**(11): 1 900-1 911.

[24] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998: 1-30.

[25] 聂莹莹, 徐丽君, 辛晓平, 等. 围栏封育对温性草甸草原植物群落构成及生态位特征的影响[J]. 草业学报, 2020, **29** (11): 11-22.

NIE Y Y, XU L J, XIN X P, *et al.* Effects of fence enclosure on the plant community composition and niche characteristics in a temperate meadow steppe[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2020, **29**(11): 11-22.

[26] 石红霄, 范月君, 侯向阳, 等. 三江源区围栏与放牧高山嵩草草甸植物群落特征分析[J]. 中国草地学报, 2014, **36**(3): 67-72.

SHI H X, FAN Y J, HOU X Y, *et al.* Analysis of plant community characteristics of *Kobresia pygmaea* meadow in the three headwaters under fencing and grazing[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2014, **36**(3): 67-72.

[27] 张晶晶, 王蕾, 许冬梅. 荒漠草原自然恢复中植物群落组

成及物种多样性[J]. 草业科学, 2011, **28**(6): 1 091-1 094.

ZHANG J J, WANG L, XU D M. Composition and plant species diversity of plant community in the process of natural restoration of desert steppe [J]. *Pratacultural Science*, 2011, **28**(6): 1 091-1 094.

[28] 闫玉春, 唐海萍. 围栏禁牧对内蒙古典型草原群落特征的影响[J]. 西北植物学报, 2007, **27**(6): 1 225-1 232.

YAN Y C, TANG H P. Effects of exclosure on typical steppe community properties in Inner Mongolia[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2007, **27**(6): 1 225-1 232.

[29] 董楚珺, 董乙强, 安沙舟, 等. 禁牧后伊犁绢蒿荒漠植被特征年际动态变化[J]. 中国草地学报, 2022, **44**(3): 29-38.

DONG C J, DONG Y Q, AN S Z, *et al.* Interannual dynamic changes of vegetation characteristics of *Seriphidium transiliense* in desert grassland after grazing prohibition[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2022, **44**(3): 29-38.

[30] 孙宗玖, 安沙舟, 段娇娇. 围栏封育对新疆蒿类荒漠草地植被及土壤养分的影响[J]. 干旱区研究, 2009, **26**(6): 877-882.

SUN Z J, AN S Z, DUAN J J. Effect of enclosure on vegetation and soil nutrient of sagebrush desert grassland in Xinjiang[J]. *Arid Zone Research*, 2009, **26**(6): 877-882.

[31] LI W, LIU Y Z, WANG J L, *et al.* Six years of grazing exclusion is the optimum duration in the alpine meadow-steppe of the north-eastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Scientific Reports*, 2018, **8**: 17 269.

[32] 刘 岩, 李宝林, 袁烨城, 等. 基于三江源高寒草甸群落结构变化评估围栏封育对草地恢复的影响[J]. 生态学报, 2021, **41**(18): 7 125-7 137.

LIU Y, LI B L, YUAN Y C, *et al.* Assessment of grazing exclusion on grassland restoration through the changes of plant community structure of alpine meadow in the Three River Headwater Region[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(18): 7 125-7 137.

[33] 王长庭, 龙瑞军, 王启基, 等. 高寒草甸不同草地群落物种多样性与生产力关系研究[J]. 生态学杂志, 2005, **24**(5): 483-487.

WANG C T, LONG R J, WANG Q J, *et al.* Relationship between species diversity and productivity in four types of alpine meadow plant communities [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, **24**(5): 483-487.

[34] 安琪琪, 乔文英, 李维军, 等. 灌丛化对黄土高原草地植物群落结构和地上生物量的影响[J]. 西北植物学报, 2021, **41**(4): 664-671.

AN Q Q, QIAO W Y, LI W J, *et al.* Effect of shrub encroachment on grassland community structure and above-ground biomass on the loess plateau[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2021, **41**(4): 664-671.

[35] 孙 振. 呼伦贝尔草原群落根系分布构型多样化分异规律研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2015.

[36] 孙艳红, 张洪江, 杜士才, 等. 四面山不同林地类型土壤特性及其水源涵养功能[J]. 水土保持学报, 2009, **23**(5): 109-112.

SUN Y H, ZHANG H J, DU S C, *et al.* Soil characteristics and water conservation function of different forest types in Simian Mountains[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, **23**(5): 109-112.

[37] YANG Y S, LI H Q, ZHANG L, *et al.* Characteristics of soil water percolation and dissolved organic carbon leaching and their response to long-term fencing in an alpine meadow on the Tibetan Plateau[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, **75**(23): 1 471.

[38] 魏 斌, 陆 妮, 李佳琪, 等. 封育对高寒草甸植物群落构成及生态位特征的影响[J]. 西北植物学报, 2017, **37**(5): 983-991.

WEI B, LU N, LI J Q, *et al.* Effects of enclosure on plant community composition and niche characteristics in alpine meadow [J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2017, **37**(5): 983-991.

[39] 文海燕, 赵哈林, 傅 华. 开垦和封育年限对退化沙质草地土壤性状的影响[J]. 草业学报, 2005, **14**(1): 31-37.

WEN H Y, ZHAO H L, FU H. Effects of years for reclamation and enclosure years on soil properties of degraded sandy grassland[J]. *Acta Pratacultural Science*, 2005, **14**(1): 31-37.

[40] WU G L, LIU Z H, ZHANG L, *et al.* Long-term fencing improved soil properties and soil organic carbon storage in an alpine swamp meadow of Western China[J]. *Plant and Soil*, 2010, **332**(1): 331-337.

(编辑:潘新社)