

文章编号: 1008 - 2786 - (2016) 5 - 606 - 09

DOI: 10. 16089/j. cnki. 1008 - 2786. 000168

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

杨永胜¹ 李红琴¹ 张莉² 祝景彬^{1,3} 贺慧丹^{1,3} 未亚西^{1,3} 李英年^{1,4*}

(1. 中国科学院西北高原生物研究所,青海 西宁 810001; 2. 青海省环境保护厅生态环境遥感监测中心,青海 西宁 810001;

3. 中国科学院大学,北京 100049; 4. 中国科学院高原生物适应与进化重点实验室,青海 西宁 810001)

摘 要: 选取巴塘高寒草甸设置封育及自然放牧样地,通过野外实地监测及室内试验相结合的方法,分析封育措施对植被群落结构及土壤持水能力的影响。结果显示: 1) 封育措施显著提高了高寒草甸植被群落总盖度及平均高度($p < 0.05$) 增加了群落的物种丰富度、均匀度及复杂程度 植被群落中禾本科和豆科植物等优良牧草显著增加, 菊科、莎草科以及有毒杂草类植物所占比重有所下降。2) 封育措施丰富了高寒草甸植被群落垂直分层结构,退化草地垂直结构由一层增加至三层。3) 封育措施降低了高寒草甸 0 ~ 40 cm 层面土壤容重,二者差异在 10 ~ 20 cm 层面最明显($p < 0.05$)。4) 尽管未达到显著水平($p > 0.05$),封育样地 0 ~ 40 cm 层面土壤有机碳密度均高于自然放牧样地。5) 封育措施明显改善了高寒草甸土壤持水能力。其中,封育样地 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 深度土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量均高于自然放牧样地,封育条件下 0 ~ 40 cm 整个土层土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量增加速率分别为 1.4、1.9、1.7 mm/a。封育措施有利于退化草地生态环境的恢复,是遏制和改善高寒草地退化的有效措施。

关键词: 封育措施; 丰富度; 容重; 饱和持水量

中图分类号: S152.7

文献标志码: A

青藏高原素有“中华水塔”之称,是中国生态安全和水源涵养的重要功能区。高寒草甸作为青藏高原水源涵养的主体基质之一,其分布区域广阔,发育环境多样,在维系区域经济发展、保障高原水源涵养、保持生物多样性等生态功能的发挥中具有十分重要作用^[1]。20 世纪末,由于人口增加、土壤侵蚀及全球气候变化等人为和自然因素的共同影响,青藏高原高寒草甸退化严重^[2],对该区域植物物种多

样性及土壤水源涵养功能带来了巨大影响。

为恢复和改善退化草地生态环境,近几十年来国家投入大量人力物力,积极开展了各种治理措施。其中,围栏封育是退化草地有效的恢复措施,在我国草地管理中已得到广泛应用^[3]。研究人员对封育措施在青藏高原退化草地生态恢复过程中的效果进行了研究。来自青藏高原东北边缘地区的研究发现高寒草甸群落盖度、高度、物种多样性及生物量均随

收稿日期(Received date): 2015 - 11 - 16; 改回日期(Accepted): 2015 - 12 - 30。

基金项目(Foundation item): 中科院战略先导专项(XDB03030502); 青海省自然科学基金(2016 - ZJ - 943Q; 2014 - ZJ - 901); 青海省国际合作项目(2015 - HZ - 804); 国家自然科学基金(31300385; 31270523)。 [Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences (XDB03030502); Natural Science Foundation of Qinghai Province(2016 - ZJ - 943Q; 2014 - ZJ - 901), International Cooperation Research Program of Qinghai Province (2015 - HZ - 804), and National Natural Science Foundation of China (31300385; 31270523) .]

作者简介(Biography): 杨永胜(1987 -) 男,汉族,甘肃兰州人,博士,助理研究员,主要从事高寒草地土壤水分研究。 [Yang Yongsheng (1987 -), male, born in Gansu, Lanzhou, Ph D, assistant researcher, interested in soil water research in alpine grassland.] E - mail: ysyang@nwipb. cas. cn

* 通信作者(Corresponding author): 李英年(1962 -) 青海乐都人,研究员,主要从事高寒草地植被演替及土壤水分研究。 [Li Yingnian(1962 -), born in Qinghai Ledu, professor, engaged in plant succession and soil moisture in alpine grassland.] E - mail: ynl@nwipb. cas. cn

着封育年限增加表现为先显著降低,后显著升高,再显著降低^[4]。王向涛^[5]等通过研究不同放牧强度下高寒草甸土壤养分变化发现,封育措施能够显著增加土壤有机碳,对土壤pH值无明显影响,也有研究表明封育措施促使高寒草地植被盖度、高度以及生物量均明显增加^[6]。然而,目前相关方面的研究多集中于土壤微生物^[7]、生物量^[8]、土壤理化性质^[9]等方面,缺乏封育措施对高寒草甸植被群落结构及土壤持水能力方面的系统研究。

巴塘高寒草甸地区由于其特殊的地理和气候条件,生态系统十分脆弱,极易破坏并较难恢复。同时,由于该区牧民忽视长远的生态效益,草场牲畜超载过牧,造成当地生态环境退化严重。研究巴塘高寒草甸地区植被群落结构及土壤持水能力对封育措施的响应,将对全面评价和合理估测该区域生态系统生态功能恢复程度具有重要的理论价值。为此,本研究选取巴塘高寒草甸典型封育和自然放牧样地,通过野外调查和室内试验相结合的方法,量化封育措施对该区域植被群落结构和土壤持水特征的影响,以期为准评估和预测青藏高原高寒草甸退化草地恢复过程中群落演替和土壤水源涵养功能的变化提供理论基础和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于青海省玉树藏族自治州玉树县巴塘乡境内(图1),该区冬季和春季(10月—翌年3月)盛行西南风外,其余月份均盛行西风。气候为高原大陆性气候,表现为冷热两季交替,年均温13.4℃,最高气温33.5℃,最低气温-11℃,日温差大;干湿两季分明,年均降水量为537mm,年平均日照2450.6h,无霜期全年162d,无明显的四季区分等气候特征^[10]。受高寒气候条件影响,区内土壤大多较薄、质地粗、肥力较低,草甸土和高山草甸土等土壤类型广泛分布。草地类型为典型高寒草甸,原生高寒草甸优势植物种有高山嵩草、冷地早熟禾、紫花针茅,伴生种有雪白委陵菜、刺参、矮火绒草、细叶亚菊以及碱毛茛等^[11]。

1.2 研究方法

1.2.1 样地与样方

于2013年8月下旬在青海省玉树州巴塘乡选定两块相距1000m的试验样地(32°49′31.27″N,

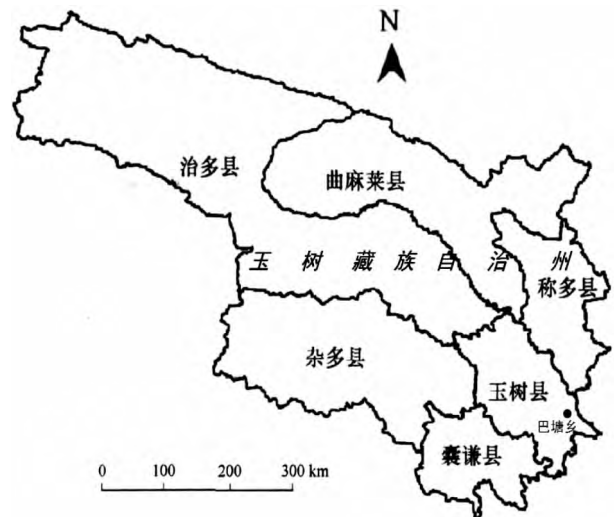


图1 研究区示意图

Fig.1 Map of the study region

97°10′29.79″E,海拔3901m),分别为自然放牧样地(对照)和2004年开始围栏封育的封育样地。需说明的是,青藏草原很难找到完全禁牧的草场,本研究中的封育样地在草场草料紧张的4、5月存在短期放牧现象,放牧密度为1.2只羊单位/hm²,放牧的羊只多为未成年羔羊,体重较轻,放牧时土壤处于完全冻结期,放牧对土壤结构和春季植物的生长影响较小。自然放牧样地及封育样地封育前均为重度退化草地。自然放牧样地放牧方式为全年放牧,放牧密度与封育样地一致。试验样地观测区大小均为40m×40m。调查及采样时,先选定封育样地及自然放牧样地具有代表性的中央点,然后分别在中央点和以中央点为中心的4个角各设置一个1m×1m观测样方,即每个处理有5个重复。

1.2.2 相关参数的观测与计算

首先,以点针样框法^[12](网格规格为5cm×5cm)分别测定5个样方内群落总盖度以及所有物种的分种盖度。用卷尺测定样方内植物群落平均高度以及所有物种的分种高度,群落内每个物种的高度测定采用随机测定20株,如果不足20株,则全部测定。同时,用剪刀将样方内植物分种齐地面收割,分别装入纸袋,85℃烘干至恒重,称干重,得到群落单种植物地上生物量(g/m²)。

物种多样性指数、均匀度、优势度指数和重要值等指标采用下列式计算^[13]。

$$\text{相对盖度} = \text{单种盖度} / \text{所有单种盖度之和} \times 100$$

$$\text{相对高度} = \text{单种高度} / \text{所有单种高度之和} \times 100$$

相对生物量 = 单种生物量 / 所有单种生物量之和 × 100

重要值 (IV): $IV = (\text{相对盖度} + \text{相对高度} + \text{相对生物量}) / 3$

Shannon - Wiener 群落多样性指数 (H') $H' = -\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$

Pielou 均匀度指数 (J) $J = (-\sum_{i=1}^s P_i \ln P_i) / \ln S$

Simpson 优势度指数 (C) $C = \sum_{i=1}^s P_i^2$

式中 P_i 为种 i 的相对重要值; S 为种 i 所在样方的物种总数。

1.2.3 土壤容重及持水能力测定

在上述生物量调查的样方就近挖掘土壤剖面, 用内径 5 cm 环刀收集 0~10、10~20、20~40 cm 分层环刀和同层次土壤样品, 每个样地 3 个重复。土壤样品分别标号装袋后带回实验室, 备用。将环刀迅速封盖, 密封在自封塑料袋中, 带回实验室进行土壤持水特征及土壤容重的测定。土壤持水特征具体测定方法如下:

首先, 将装有湿土的环刀揭去上下底盖, 仅留垫有滤纸带孔底盖, 放入平底盆内注入并保持盆中水深高度至环刀上沿为止, 使其吸水达 12 h, 此时环刀土壤中所有孔隙都充满了水, 盖上上、下底盖, 水平取出, 用干毛巾擦掉环刀外沾的水, 立即称重 (M_2)。然后, 将在吸水 12 h 后的环刀仅留垫滤纸的带网眼的底盖, 放置在铺有干砂的平底盘中 2 h, 此时环刀中土壤的非毛管水分已全部流出, 但毛细管中仍充满水分, 盖上底盖后立即称量质量 (M_3)。再继续将环刀放置在铺有干沙的平底盘中 48 h, 盖上底盖称量 (M_4)。按照下列公式分别计算土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量:

土壤饱和持水量 (W_1 , 单位为 mm):

$$W_1 = \frac{M_2 - M_1 - M}{\rho \cdot \pi R^2} \times 10$$

土壤毛管持水量 (W_2 , 单位为 mm):

$$W_2 = \frac{M_3 - M_1 - M}{\rho \cdot \pi R^2} \times 10$$

土壤田间持水量 (W_3 , 单位为 mm):

$$W_3 = \frac{M_4 - M_1 - M}{\rho \cdot \pi R^2} \times 10$$

式中 M 代表环刀质量 (g); M_1 代表滤纸重量 (g); M_2 代表吸水 12 h 后土壤及环刀质量 (g); M_3 代表放在平盘上 2 h 后土壤及环刀质量 (g); M_4 代表放

在平盘上 48 h 后土壤及环刀质量 (g); ρ 代表水的密度, 为 1 g/cm^3 ; R 为环刀半径, 为 2.5 cm; 10 为 cm 与 mm 之间的换算系数。

土壤容重: 将采集的环刀放置在温度为 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 的烘箱内, 烘干至恒重, 称重。按照下列公式计算土壤容重

$$D = \frac{M_5 - M}{V}$$

式中 D 代表土壤容重 (g/cm^3); M_5 代表烘干土壤和环刀总重量 (g); M 代表环刀重 (g); V 代表环刀体积 (cm^3)。

1.2.4 土壤有机碳测定:

不同层次土壤样品经自然风干后, 除去根系及石砾等, 粉碎后过 0.25 mm (60 目) 土壤筛, 利用重铬酸钾氧化 - 外加热法测定土壤有机碳含量 (g/kg)^[6], 并利用下列公式, 计算土壤有机碳密度:

$$C_1 = \frac{CDH(1-V)}{100}$$

式中 C_1 代表土壤有机碳密度 (kg/m^2); C 代表土壤有机碳含量 (g/kg); D 代表土壤容重 (g/cm^3); H 代表土层厚度 (cm); V 代表直径大于 2 mm 的石砾所占的体积比例 (%); 100 为换算系数。

1.3 数据分析

试验数据运用 Microsoft Excel 2010 进行处理与分析, 数据表达为平均值 ± 标准差 (Means ± SE)。处理间的差异用 SPSS12.0 中的 One-way ANOVA 模块实现。

2 结果与分析

2.1 封育措施对高寒草甸群落结构的影响

2.1.1 盖度和高度

由图 2 可知, 封育措施能够显著提高高寒草甸植被的总盖度和平均高度。自然放牧条件下, 巴塘高寒草甸植被总盖度和平均高度分别为 68.0% 和 2.1 cm。封育 9 a 后, 二者分别提高 43.52%、247.62%, 差异均达到显著水平 ($p < 0.05$)。

2.1.2 物种丰富度及重要值

由植被群落的物种组成 (表 1) 发现, 封育措施不仅明显提高了巴塘高寒草甸植物群落物种丰富度, 而且显著改变了植物群落的物种组成。自然放牧条件下植物群落由 22 种植物构成, 分属 7 科, 其中菊科 7 种, 禾本科 3 种, 豆科 3 种, 莎草科 3 种, 玄

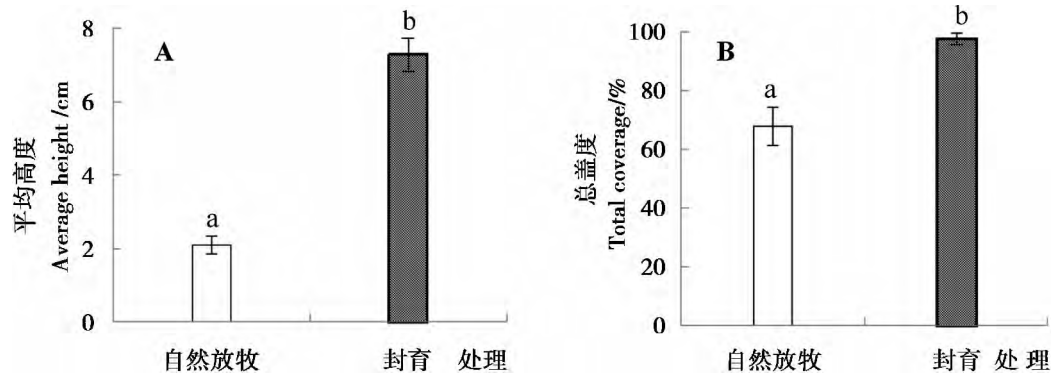


图 2 巴塘高寒草甸自然放牧和封育条件下植被平均高度 (A) 及总盖度 (B)

Fig. 2 Average height (A) and total coverage (B) of vegetation in grazing and fencing plot in Batang alpine meadow

注: 不同处理间字母不同代表二者差异显著 ($p < 0.05$), 字母相同代表差异不显著 ($p > 0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences between two treatments ($p < 0.05$), same lowercase letters indicate no significant differences between two treatments ($p > 0.05$), the same below.

表 1 巴塘高寒草甸自然放牧和封育条件下植物群落特征参数及重要值

Tab. 1 Community parameters and important values in grazing and fencing plots in Batang alpine meadow

主要物种 Main species	自然放牧 Grazing				封育 Fencing			
	高度 Height /cm	盖度 Coverage /%	生物量 Biomass / (g/m ²)	重要值 Important value	高度 Height /cm	盖度 Coverage /%	生物量 Biomass / (g/m ²)	重要值 Important value
矮火绒草 <i>Leontopodium nanum</i>	1.3 ± 0.3a	8.0 ± 1.5b	0.9 ± 0.2a	6.0 ± 0.5a	1.0 ± 0.2a	1.0 ± 0.3a	0.1 ± 0.0a	0.5 ± 0.1b
钝也银莲花 <i>Anemone cathayensis</i> Kitag.	-	-	-	-	1.0 ± 0.0	0.2 ± 0.0a	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.0
蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i> Hand. - Mazz.	0.5 ± 0.0a	0.3 ± 0.1a	0.0 ± 0.0a	0.6 ± 0.1a	1.7 ± 0.2b	0.7 ± 0.3a	0.1 ± 0.0a	0.5 ± 0.0a
高山唐松草 <i>Thalictrum alpinum</i> Linn.	1.0 ± 0.0a	0.7 ± 0.1a	0.0 ± 0.0a	1.1 ± 0.1a	1.9 ± 0.5a	1.3 ± 0.2a	0.1 ± 0.0a	0.7 ± 0.1a
美丽风毛菊 <i>Saussurea pulchra</i> Lipsch.	0.8 ± 0.1a	2.3 ± 0.9a	0.1 ± 0.0a	1.7 ± 0.2a	2.0 ± 0.1b	1.6 ± 0.5a	0.7 ± 0.3a	1.3 ± 0.1a
碱毛茛 <i>Halerpestes</i>	3.0 ± 0.0a	1.3 ± 0.2a	0.3 ± 0.1a	3.6 ± 0.4a	2.0 ± 0.0b	0.7 ± 0.1b	0.0 ± 0.0b	0.5 ± 0.0b
高原毛茛 <i>Ranunculus japonicus</i> Thunb	-	-	-	-	2.0 ± 0.0	0.6 ± 0.2	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.1
三脉梅花草 <i>Parnassia trinervis</i> Drude	-	-	-	-	2.0 ± 0.0	0.2 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.1
雪白委陵菜 <i>Potentilla nivea</i> Linn.	0.8 ± 0.1a	3.7 ± 0.2a	0.8 ± 0.2a	3.7 ± 0.8a	2.4 ± 0.3b	3.8 ± 0.2a	0.6 ± 0.2a	1.9 ± 0.1b
异叶米口袋 <i>Gueldenstaedtia verna</i>	1.0 ± 0.0a	1.3 ± 0.6a	0.0 ± 0.0a	1.4 ± 0.3a	2.4 ± 0.4b	4.8 ± 0.9b	0.4 ± 0.1b	2.1 ± 0.3b
紫花地丁 <i>Viola philippica</i>	-	-	-	-	2.8 ± 0.5	2.0 ± 0.4	0.3 ± 0.1	1.2 ± 0.1
高山蒿草 <i>Kobresia pygmaea</i>	1.4 ± 0.2a	41.0 ± 1.5a	7.4 ± 0.4a	32.9 ± 3.1a	3.0 ± 0.3b	4.4 ± 1.2b	4.0 ± 0.7b	4.6 ± 1.3b
黄芪 <i>Astragalus arbuscula</i> Pall.	0.2 ± 0.0a	0.3 ± 0.1a	0.0 ± 0.0a	0.3 ± 0.0a	3.0 ± 0.4b	2.0 ± 0.3b	0.6 ± 0.1b	1.5 ± 0.2b
青藏苔草 <i>Carex doniana</i> Spreng.	-	-	-	-	3.0 ± 0.1	0.2 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.5 ± 0.0
兰石草 <i>Scrophulariaceae</i>	1.0 ± 0.00a	7.7 ± 1.9a	1.4 ± 0.4a	6.7 ± 0.9a	3.2 ± 0.2b	8.4 ± 0.9a	2.9 ± 0.8b	5.1 ± 0.4a
矮蒿草 <i>Kobresia</i>	1.3 ± 0.2a	2.7 ± 0.2a	0.6 ± 0.1a	3.5 ± 0.4a	3.3 ± 0.6b	4.4 ± 0.8b	2.5 ± 0.3b	3.6 ± 0.2a
细叶亚菊 <i>Ajania tenuifolia</i> (Jacq.) Tzvel.	2.5 ± 0.2a	1.0 ± 0.2a	0.1 ± 0.0a	2.6 ± 0.2a	3.8 ± 0.4b	2.0 ± 0.7a	0.2 ± 0.1a	1.3 ± 0.1b
短穗兔耳草 <i>Lagotis humilis</i> Tsoong et Yang	2.0 ± 0.0a	0.3 ± 0.1a	0.0 ± 0.0a	1.8 ± 0.1a	5.5 ± 0.9b	1.2 ± 0.3b	2.0 ± 0.3b	2.6 ± 0.2b
柔软紫菀 <i>Aster tataricus</i> Linn. f.	3.0 ± 0.0a	3.3 ± 1.1a	1.3 ± 0.7a	6.4 ± 0.5a	7.0 ± 1.9b	5.6 ± 1.1a	3.2 ± 0.8a	5.0 ± 0.3a
麻花苣 <i>Gentiana straminea</i> Maxim.	-	-	-	-	7.0 ± 1.8	2.4 ± 0.9	0.3 ± 0.0	2.0 ± 0.1
乳白香青 <i>Anaphalis lactea</i> Maxim.	2.0 ± 0.0a	0.7 ± 0.4a	0.2 ± 0.1a	2.3 ± 0.1a	9.0 ± 0.9b	6.2 ± 1.3b	3.7 ± 0.2b	5.9 ± 0.4b
垂穗披碱草 <i>Elymus nutans</i> Griseb.	-	-	-	-	11.0 ± 0.5	0.6 ± 0.1	0.7 ± 0.0	2.3 ± 0.3
披针叶黄华 <i>Thermopsis lanceolata</i> R. Br.	3.0 ± 0.7a	2.0 ± 0.8a	0.6 ± 0.2a	4.5 ± 0.3a	11. ± 3.6b	19.0 ± 1.8b	6.3 ± 1.3b	11.9 ± 2.0b
冷地早熟禾 <i>Poa annua</i> Linn.	2.0 ± 0.0a	1.7 ± 0.3a	0.1 ± 0.0a	2.6 ± 0.2a	12.2 ± 1.2b	14.8 ± 3.3b	5.2 ± 1.7b	10.0 ± 1.6b
黄帚橐吾 <i>Ligularia sibirica</i> (Linn.) Cass.	7.0 ± 0.0a	3.3 ± 0.8a	1.0 ± 0.3a	9.2 ± 0.5a	12.8 ± 1.0b	6.2 ± 1.1b	5.0 ± 1.6b	7.3 ± 0.4b
紫花针茅 <i>Stipa purpurea</i> Griseb.	2.0 ± 0.0a	1.7 ± 0.8a	0.4 ± 0.2a	3.1 ± 0.2a	13.8 ± 0.3b	10.8 ± 2.4b	4.8 ± 2.4b	8.7 ± 1.1b
铁棒锤 <i>Aconitum pendulum</i> Busch	-	-	-	-	14.0 ± 0.0	0.8 ± 0.1	0.3 ± 0.0	2.5 ± 0.3
双柱头蒿草 <i>Scirpus distigmaticus</i> (Kukenth.)	2.0 ± 0.1a	0.2 ± 0.0a	0.0 ± 0.0a	1.7 ± 0.1a	15.0 ± 0.6b	0.4 ± 0.1a	0.1 ± 0.0a	2.4 ± 0.4b
短芒落草 <i>Koeleria litwinowii</i> Domin	2.0 ± 0.0a	1.3 ± 0.5a	0.5 ± 0.3a	3.2 ± 0.3a	25.0 ± 0.0b	0.4 ± 0.1b	0.2 ± 0.0b	3.9 ± 0.3a
刺参 <i>Oplopanax elatus</i> Nakai	-	-	-	-	33.0 ± 2.9	2.8 ± 0.1	2.8 ± 0.5	7.7 ± 0.5
钉柱委陵菜 <i>Potentilla saundersiana</i>	1.0 ± 0.0	0.3 ± 0.2	0.0 ± 0.0	1.0 ± 0.1	-	-	-	-

参科 2 种, 蔷薇科 2 种, 毛茛科 2 种。封育 9 a 后 植被群落由 31 种植物组成, 分属 11 科, 其中菊科 7 种, 禾本科 4 种, 莎草科 4 种, 豆科 3, 玄参科 2 种, 蔷薇科 2 种, 毛茛科 5 种, 五加科、堇菜科、龙胆科、虎耳草科均 1 种。自然放牧样地植被群落主要由高山嵩草、黄帚囊吾、兰石草、柔软紫菀及矮火绒草组成, 其重要值分别为 32.9、9.2、6.7、6.4、6.0; 封育 9 a 后 植物群落主要由披针叶黄华、冷地早熟禾、紫花针茅、刺参及黄帚囊吾组成, 其重要值分别为 11.9、10.0、8.7、7.7、7.3。新出现的植物种为刺参、高原毛茛、紫花地丁、铁棒锤、钝也银莲花、青藏苔草、麻花苻、垂穗披碱草以及三脉梅花草。可以看出, 封育措施明显降低了群落中适口性较差的莎草科和菊科植物重要值, 提高了适口性较好的豆科和禾本科植物所占的比例。值得注意的一点是, 作为青藏高原严重退化草地常见的毒杂草, 黄帚囊吾的重要值经过封育之后有所降低。这说明封育措施在改善高寒草甸植被群落的适口性的同时, 也可以遏制高寒草甸的退化程度。

同时, 也可以看出封育措施对植物生长的影响因其种类而异(表 1)。由于封育措施避免了牲畜的采食和践踏, 植株相对较高, 能够充分吸收光能资源的冷地早熟禾、刺参及披针叶黄华等植物的高度、盖度和生物量显著高于自然放牧样地($p < 0.05$)。而高山嵩草、雪白委陵菜、碱毛茛等植物植株相对矮小, 由于封育后植株较高的植物数量增多, 可利用的光能资源减少, 造成这类植物在封育样地的重要值低于自然放牧样地。

2.1.3 垂直分层结构

由于自然放牧条件下牲畜对植被群落的采食和践踏明显影响了植物的再生过程, 降低了植被高度(表 1), 造成自然放牧样地除少数毒杂草黄帚囊吾外, 其余植被高度均在 0.2 ~ 3 cm, 植被群落结构单一, 仅有 1 层结构。封育 9 a 后, 植被群落结构增加至 3 层, 分别为: 1) 由矮火绒草等植被组成的低层结构, 植被高度 1.0 ~ 3.8 cm; 2) 由高山嵩草等植被构成的中层结构, 植被高度 5.5 ~ 15.0 cm; 3) 由短芒落草和刺参构成的高层结构, 植被高度 25.0 ~ 33.0 cm。表明封育措施能够丰富高寒草甸地区植被的垂直分层结构, 这将有助于植被群落提高光能利用率, 进而增加单位面积的植被生产力。

2.1.4 物种多样性

由图 3 可知, 封育措施提高了高寒草甸地区植

被群落的物种多样性, 增加了群落的复杂程度、均匀度以及优势度物种。与自然放牧样地相比, 封育样地 Shannon - Wiener 多样性指数以及 Pielou 均匀度指数分别比自然放牧样地高出 20.1%、8.1%, Simpson 优势度指数下降 56.2%, 二者差异均未达到显著水平($p < 0.05$)。

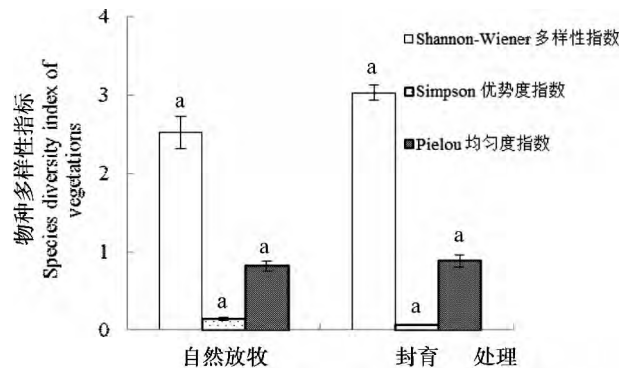


图 3 巴塘高寒草甸自然放牧与封育条件下植物物种多样性指数

Fig. 3 Species diversity index of vegetation in grazing and fencing plots in Batang alpine meadow

2.2 封育措施对高寒草甸土壤容重及持水能力的影响

2.2.1 土壤容重及有机碳密度

由表 2 可知, 封育措施降低了土壤容重, 增加了土壤有机碳密度。其中, 封育样地 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 深度土壤容重均低于自然放牧样地, 降幅分别达到 4.2%、14.7%、1.6%, 二者差异在 10 ~ 20 cm 层面达到显著水平($p < 0.05$), 封育样地 0 ~ 40 cm 整层平均容重比自然放牧样地降低 7.0%。尽管未达到显著水平, 封育样地 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 深度土壤有机碳密度均高于自然放牧样地, 增幅分别为 55.2%、23.4%、4.4%, 封育样地 0 ~ 40 cm 深度土壤有机碳总量比自然放牧样地高出 16.1%。说明封育措施能够降低土壤紧实度, 提高高寒草甸土壤固碳及水源涵养能力。

2.2.2 土壤持水特征

土壤饱和持水量、毛管持水量以及田间持水量是衡量土壤持水能力的重要参数, 能够表示土壤贮水能力的强弱。由表 2 可以看出, 封育样地土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量均高于自然放牧样地, 且随着土壤深度的增加, 二者差异越明显。其中 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 40 cm 深度土壤饱和持水

表2 巴塘高寒草甸土壤容重、有机碳密度及持水特征参数

Tab.2 Soil bulk density (SD), soil organic carbon density (SOCD) and soil water-retention characteristics in grazing and fencing plots in Batang alpine meadow

土层深度 Depths/cm	样地 Plot	容重 SD/(g/cm ³)	土壤有机碳密度 SOCD/(kg·m ²)	饱和持水量 Saturated water content /mm	毛管持水量 capillary water content /mm	田间持水量 Field water content /mm
0~10	自然放牧	1.0±0.0a	3.40±0.7a	58.0±2.3ab	56.6±1.3b	54.0±1.2b
	封育	0.9±0.0a	5.28±0.8a	59.9±3.4bc	58.7±3.6b	56.0±2.3b
10~20	自然放牧	1.2±0.1b	4.53±1.9a	51.5±2.9a	46.9±4.3a	42.7±3.9a
	封育	1.1±0.1a	5.59±0.3a	56.3±2.4ab	56.0±2.3b	51.9±3.5b
20~40	自然放牧	1.6±0.0c	14.29±3.6b	66.7±2.3c	62.00±1.5b	53.6±2.7b
	封育	1.5±0.1c	14.93±0.8b	78.4±2.4d	75.84±1.6c	64.4±3.6c

量分别增加 1.9、4.8、11.8 mm; 毛管持水量分别增加 2.1、9.1、13.8 mm; 田间持水量分别增加 19.4、9.3、10.8 mm。从 0~40 cm 整个土层来看, 封育样地土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量分别比自然放牧样地高 18.4、25.1、22.0 mm, 三者增加速率分别为 1.4、1.9、1.7 mm/a。再次证明了封育措施能够改善高寒草甸土壤持水能力, 提高该区域土壤水源涵养能力。

3 讨论

3.1 封育措施对高寒草甸植被群落结构的影响

围栏封育是退化草地恢复最为常见的措施, 已取得了较好的生态和经济效益。国内对退化草地的研究表明, 围栏封育措施可以有效的控制土壤养分流失^[14], 改善草地土壤结构和营养资源状况^[15]。此外, 还可以促进禾草类等优质牧草的生长^[14], 逐步缓解草地沙化程度^[16]。

本研究发现, 退化高寒草甸经封育后, 其群落植被总盖度、平均高度以及物种丰富度显著增加; 除 Simpson 优势度指数降低外, Shannon - Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数均有所增加。同时, 群落结构分层明显, 分为高、中、低三层, 上层以刺参和短芒落草为主, 中层以高山嵩草、冷地早熟禾及披针叶黄华为代表的禾本科和豆科为主, 下层以莎草科植物和较低杂类草为主。封育措施促使豆科和禾本科植物在群落中的作用明显增强, 所占比例增大, 莎草科、菊科植物以及有毒杂草被有效抑制。造成这些变化的根本原因在于群落结构的变化引起群落环境发生变化, 这也与不同植物种的生态生物学特征及其对放牧的适应性有关^[17]。禾本科和豆科牧草适口性较好, 在自然放牧条件下, 会被牲畜反复啃食

和踩踏, 严重抑制了这类植物的生长。嵩草类等莎草科植物是地下芽短根茎植物, 以营养繁殖为主, 具有耐牧耐踩踏的特点, 长期自然放牧对其繁殖影响不大。杂草类植物一般属于阳性植物, 高寒草甸自然放牧样地中禾本科和豆科植物被抑制之后, 他们占据有利的生态空间, 充分生长发育^[17]。实施封育措施后, 高寒草甸解除放牧压力, 禾本科和豆科牧草的盖度和高度迅速增加, 占据上层空间, 在群落内部形成阴湿环境。同时, 封育措施造成植被枯落物质量和类型增加, 引起土壤中分解物和分解者含量提高^[18]。随着封育时间的延长, 土壤养分不断积累^[19]。这些因素造成耐阴耐湿的植物在群落中逐渐萌发和生长, 形成群落的中层和下层结构, 提高了群落植被的物种丰富度, 增加了群落的复杂程度、均匀度以及优势度物种。也正是由于群落内容形成阴湿环境, 阳性杂草类植物的生长则逐渐受到抑制, 甚至消失。这与殷国梅等的研究结果是一致的^[3, 20]。与本研究结果不同, 周华坤等的研究结果显示封育措施会对草地群落的物种丰富度起到降低^[17]或无影响^[21]作用。出现这种差异的原因可能是因为高寒草地的恢复除了受到封育措施的影响外, 还受到降水、温度、风速以及土壤养分等因素的综合影响, 不同地区不同类型高寒草地的封育效果不同^[3]。

值得注意的是, 经过 9 a 的封育后, 尽管草场退化趋势得到了一定程度的遏制, 适口性差、毒杂草比例下降, 优良牧草比例上升, 群落结构明显, 草地裸露斑块面积减少, 整个植物群落有向气候顶级群落恢复演替的趋势。但是群落中毒杂草还占有一定比例, 物种多样性指数增加未达到显著水平, 这说明高寒草甸植被退化的恢复过程是一个漫长的过程, 短时间内是无法完全恢复的。因此, 实际生产中, 要严格控制放牧密度和时间, 尽量避免造成高寒草地的

退化。

3.2 封育措施对高寒草甸土壤持水能力的影响

土壤容重的大小是决定土壤持水能力的重要影响因素。本研究结果发现,封育措施降低了高寒草甸 0~40 cm 层面土壤容重,其中,二者差异在 10~20 cm 层面达到显著水平($p < 0.05$)。李凤霞等在三江源区高寒草甸也得出了相似的结果^[22]。这主要是因为封育措施能够避免牲畜对土壤的反复踩踏,减小了土壤紧实度。此外,封育措施避免了牲畜对植物的啃食,显著改善了植被生长状况,植被根系含量增加,从而提高了植被根系范围(0~40 cm^[23])内土壤孔隙度,特别是 10~20 cm 层面^[24]。说明封育措施能够改善高寒草甸土壤孔隙度,这将有助于该区域土壤持水能力的提高。

土壤持水性能是决定生态系统水源涵养能力的关键,土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量则能够直观的反映出土壤的持水能力。本研究结果显示,封育措施明显改善了高寒草甸土壤持水能力。其中,封育样地 0~10、10~20、20~40 cm 深度土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量均高于自然放牧样地,封育样地 0~40 cm 整个土层土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量增加速率分别为 1.4、1.9、1.7 mm/a。这与李红琴等在高寒草原的研究结果是一致的^[25]。造成这种现象的原因除了封育措施降低土壤容重外,还包括:1) 封育措施对植被盖度和高度的提高增强了草地对降尘和风蚀细颗粒物质的截留,提高了土壤粘粉粒含量^[26],增强了土壤保水性;2) 封育措施能够提高土壤有机碳密度,这不仅改善了土壤结构,增加土壤孔隙度,而且还改变了土壤胶体状况,使土壤吸附作用增强^[27]。青藏高原高寒草甸是我国重要的水源涵养地区之一,本研究结果表明,封育措施能够显著改善高寒草甸土壤水源涵养能力,这将有助于高寒草甸土壤较快接纳降水,及时入渗,有利于调节河川径流,减少因突降暴雨引起的洪涝灾害。需要指出,本研究是以完全禁牧这种封育措施进行研究的,诸如轮牧、休牧以及游牧等其他半封育措施下,高寒草甸植被群落结构及土壤持水能力的变化应该有所不同,应进一步深入研究。

4 结 论

本文通过分析巴塘高寒草甸封育及自然放牧样

地的植被群落结构及土壤持水能力特征,得到以下结论:

1) 封育措施显著提高了高寒草甸植被群落总盖度及平均高度,封育样地植被群落总盖度和平均高度比自然放牧样地高 43.52%、247.62%,差异均达到显著水平($p < 0.05$)。

2) 封育措施提高了高寒草甸地区植被群落的物种多样性,增加了群落的复杂程度、均匀度以及优势度物种。与自然放牧样地相比,封育样地 Shannon-Wiener 指数以及 Pielou 均匀度指数分别比自然放牧样地高出 20.1%、8.1%,Simpson 优势度指数下降 56.2%。同时,植被群落中禾本科和豆科植物等优良牧草显著增加,菊科、莎草科以及有毒杂草类植物所占比重有所下降。

3) 封育措施丰富了高寒草甸植被群落垂直分层结构,自然放牧样地仅由高度介于 0.2~3 cm 的植物构成的一层结构,封育样地群落结构可分为三层,低层结构由矮火绒草等植被组成,中层结构由高山蒿草等植被构成,高层结构由短芒落草和刺参构成。

4) 封育措施降低了高寒草甸 0~40 cm 层面土壤容重,二者差异在 10~20 cm 层面最明显($p < 0.05$);尽管未达到显著水平($p > 0.05$),封育样地 0~40 cm 层面土壤有机碳密度均高于自然放牧样地。

5) 封育措施明显改善了高寒草甸土壤持水能力。其中,封育样地 0~10、10~20、20~40 cm 深度土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量均高于自然放牧样地。从 0~40 cm 整个土层来看,封育样地土壤饱和持水量、毛管持水量及田间持水量分别比自然放牧样地高 18.4、25.1、22.0 mm,三者增加速率分别为 1.4、1.9、1.7 mm/a。

参考文献(References)

- [1] Sun Honglie, Zheng Du, Yao Tandong, et al. The protection and construction of the national ecological security shelter zone on Tibet Plateau [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(1): 3-12 [孙鸿烈, 郑度, 姚檀栋, 等. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设 [J]. *地理学报*, 2012, 67(1): 3-12]
- [2] Zhou Huakun, Zhou Li, Liu Wei, et al. Study on grassland degradation and strategies for the sustainable development of the livestock raising industry in Guoluo Prefecture of Qinghai [J]. *Pratacultural Science*, 2003, 20(10): 19-25 [周华坤, 周立, 刘伟, 等. 青海省果洛州草地退化探析及畜牧业可持续发展策略 [J]. *草业科学*, 2003, 20(10): 19-25]

- [3] Zhao Jingxue , Qibiao , Duojidunzhu , et al. Effects of short-term enclosure on the community characteristics of three types of degraded alpine grasslands in the north Tibet [J]. *Pratacultural Science* , 2011 , 28(1) : 59 - 62 [赵景学, 祁彪, 多吉顿珠, 等. 短期围栏封育对藏北3类退化高寒草地群落特征的影响[J]. *草业科学* , 2011 , 28(1) : 59 - 62]
- [4] Miao Fuhong , Guo Yajing , Liao Pengfei , et al. Influence of enclosure on community characteristic of alpine meadow in the northeastern edge region of the Qinghai - Tibetan Plateau [J]. *Acta Pratacultural Sinica* , 2012 , 21(3) : 11 - 16 [苗福泓, 郭雅婧, 缪鹏飞, 等. 青藏高原东北边缘地区高寒草甸群落特征对封育的响应. *草业学报* , 2012 , 21(3) : 11 - 16]
- [5] Wang Xiangtao , Zhang Shihu , Chen Dongdong , et al. The effects of natural grazing intensity on plant community and soil nutrients in alpine meadow [J]. *Acta Agrestia Sinica* , 2010 , 18(4) : 510 - 516 [王向涛, 张世虎, 陈懂懂, 等. 不同放牧强度下高寒草甸植被特征和土壤养分变化研究[J]. *草地学报* , 2010 , 18(4) : 510 - 516]
- [6] Liu X M , Nie X M. Effects of enclosure on the quantitative characteristics of alpine vegetation [J]. *Pratacultural Science* , 2012 , 29(1) : 112 - 116 [刘雪明, 聂学敏. 围栏封育对高寒草地植被数量特征的影响[J]. *草业科学* , 2012 , 29(1) : 112 - 116]
- [7] Cai Xiaobu , Qian Cheng , Zhang Yongqing , et al. Effect of straw returning on the environment of degenerated soil in central Tibet [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* , 2003 , 9(4) : 411 - 415 [蔡晓布, 钱成, 张永青, 等. 秸秆还田对西藏中部退化土壤环境的影响[J]. *植物营养与肥料学报* , 2003 , 9(4) : 411 - 415]
- [8] Cheng J , Wu G L , Zhao L P , et al. Cumulative effects of 20 - year exclusion of livestock grazing on above and below ground biomass of typical steppe communities in arid areas of the Loess Plateau , China [J]. *Plant Soil Environment* , 2011 , 57(1) : 40 - 44
- [9] Li Y , Zhou X , Brandle J R , et al. Temporal progress in improving carbon and nitrogen storage by grazing exclusion practice in a degraded land area of China ' s Horqin sandy grassland [J]. *Agriculture , Ecosystems & Environment* , 2012 , 159: 55 - 61
- [10] Chen Bo , Fu Baoling , Su Kaimei , et al. The use situation of agricultural biological resources in Batang county Sichuan province [J]. *Chiese Agricultural Science Bulletin* , 2012 , 28(05) : 226 - 231 [陈波, 傅宝玲, 苏开美, 等. 四川省巴塘县农业生物资源利用现状. *中国农学通报* , 2012 , 28(05) : 226 - 231]
- [11] Cao Guangmin , Long Ruijun , Zhang Fawei , et al. Mechanism of denuded pits developing in degraded alpine Kobresia humilis meadow in the three rivers source region [J]. *Grassland and Turf* , 2010 , 30(2) : 16 - 21 [曹广民, 龙瑞军, 张法伟, 等. 三江源地区退化高寒矮嵩草草甸剥蚀坑的成因. *草原与草坪* , 2010 , 30(2) : 16 - 21]
- [12] Li X R , He M Z , Stefan Z , et al. Micro-geomorphology determines community structure of biological soil crusts at small scale [J]. *Earth Surface Process and Landform* , 2010 , 35(8) : 932 - 940
- [13] Chang Tianjun , Wang Jianlin , Li Peng , et al. Carbon density and reserve of alpine grassland vegetation in the northern Tibet [J]. *Ecological Science* , 2007 , 5(26) : 437 - 442 [常天军, 王建林, 李鹏, 等. 藏北高寒草地植被的碳密度与碳贮量[J]. *生态科学* , 2007 , 5(26) : 437 - 442]
- [14] Ma Zhiguang , Chen Min , Nie Sumei , et al. Deteriorated rangeland in the semiarid regions of Inner Mongolia , Jilin and Shaanxi province [J]. *Acta Agrestia Sinica* , 1999 , 7(2) : 95 - 106 [马志广, 陈敏, 聂素梅, 等. 蒙吉陕三省半干旱区退化草原改良配套技术研究[J]. *草地学报* , 1999 , 7(2) : 95 - 106]
- [15] Sun Zongjiu , An Shazhou , Ma Jinchang. Effect of fencing on vegetation and diversity of steppe in the middle section of northern slope of the Tianshan mountains , China [J]. *Arid zone research* , 2007 , 24(5) : 669 - 674 [孙宗玖, 安沙舟, 马金昌. 围栏封育对草原植被及多样性的影响[J]. *干旱区研究* , 2007 , 24(5) : 669 - 674]
- [16] Xiao Lihong , Baoyingtaogetao , Liu Hailin. The study of reason and improvements of degenerated steppes [J]. *Scientific Management Research* , 2004 , 22(2) : 27 - 29 [肖力宏, 宝音陶格涛, 刘海林. 草地退化的原因及退化草地改良的研究[J]. *科学管理研究* , 2004 , 22(2) : 27 - 29]
- [17] Zhou Huakun , Zhou Li , Liu Wei , et al. The influence of fencing on degraded Kobresia Humilis meadows and non-degraded [J]. *Grassland of China* , 2003 , 25(5) : 15 - 22 [周华坤, 周立, 刘伟, 等. 封育措施对退化与未退化矮嵩草草甸的影响[J]. *中国草地* , 2003 , 25(5) : 15 - 22]
- [18] Bradford M A , Jones T H , Bardgett R D , et al. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems [J]. *Science* , 2002 , 198: 615 - 618
- [19] Shen Yan , Ma Hongbin , Xie Yingzhong , et al. Response to different management modes of soil physical and chemical prosperities in typical steppe , Ningxia [J]. *Journal of Soil and Water Conservation* , 2012 , 26(5) : 84 - 89 [沈艳, 马红彬, 谢应忠, 等. 宁夏典型草原土壤理化性状对不同管理方式的响应[J]. *水土保持学报* , 2012 , 26(5) : 84 - 89]
- [20] Yin Guomei , Zhang Yingjun , Wang Mingying , et al. Influence of short-term enclosure on characteristics of community and species diversity on meadow steppe [J]. *Chinese Journal of Grassland* , 2014(3) : 61 - 66 [殷国梅, 张英俊, 王明莹, 等. 短期围封对草甸草原群落特征与物种多样性的影响[J]. *中国草地学报* , 2014(3) : 61 - 66]
- [21] Meissner R A , Facelli J M. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopod shrublands of South Australia [J]. *Journal of Arid Environments* , 1999 , 42(2) : 117 - 128
- [22] Li Fengxia , Li Xiaodong , Zhou Bingrong , et al. Effects of grazing intensity on biomass and soil physical and chemical characteristics in alpine meadow in the source of three rivers [J]. *Pratacultural Science* , 2015 , 32(1) : 11 - 18 [李凤霞, 李晓东, 周秉荣, 等. 放牧强度对三江源典型高寒草甸生物量和土壤理化特征的影响[J]. *草业科学* , 2015 , 32(1) : 11 - 18]
- [23] Wang Q J , Li S X , Wang W Y , et al. The despondences of carbon and nitrogen reserves in plants and soils to vegetations cover change on Kobresia pygmaea meadow of Yellow River and Yangte River source region [J]. *Acta Ecologica Sinica* , 2008 , 28: 885 - 893

- [王启基, 李世雄, 王文颖, 等. 江河源区高山嵩草(*Kobresia pygmaea*) 草甸植物和土壤碳、氮储量对覆被变化的响应[J]. 生态学报, 2008, 28: 885 - 893]
- [24] Gao Yanchao, Li Minghui, Wang Donghui, et al. Effect of different types of vegetation on the debris flow control [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2013, 20(5): 291 - 299 [高延超, 李明辉, 王东辉, 等. 植被对不同类型泥石流的抑制作用初探[J]. 水土保持研究, 2013, 20(5): 291 - 299]
- [25] Li Hongqin, Qiao Xiaolong, Zhang Yili, et al. Effects of fencing on the soil water conversation in Maduo alpine grassland-source of Yellow river [J]. Journal of soil and water conservation, 2015, 29(1): 195 - 200 [李红琴, 乔小龙, 张锦锂, 等. 封育对黄河源头玛多高寒草原水源涵养的影响[J]. 水土保持学报, 2015, 29(1): 195 - 200]
- [26] Wen Haiyan, Zhao Halin, Fu Hua. Effects of years for reclamation and enclosure years on soil properties of degraded sandy grassland [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2005, 14(1): 31 - 37 [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]
- [27] Liu Xiaodong, Qiao Yuna, Zhou Guoyi. Controlling action of soil organic matter on soil moisture retention and its availability [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2011, 35(12): 1209 - 1218 [刘效东, 乔玉娜, 周国逸. 土壤有机质对土壤水分保持及其有效性的控制作用. 植物生态学报, 2011, 35(12): 1209 - 1218]

Effects of Fencing Measurement on Vegetation Community Structure and Soil Water-holding Capacity in Batang Alpine Meadow

YANG yongsheng¹, LI hongqin¹, ZHANG li², ZHU jingbin^{1,3}, HE huidan^{1,3}, WEI yaxi^{1,3}, LI yingnian^{1,4}

(1. Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China;

2. Ecological environment monitoring center of environmental protection bureau of Qinghai, Xining 810001, China;

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China;

4. Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, China Academy of Sciences, Xining 810001, China)

Abstract: This is to explore the effects of fencing cultivation on plant community succession and soil water-conservation capacity in alpine meadow in Tibetan plateau. Grazing and fencing plots in Batang alpine meadow was chose in this research, and it analyzed the effects of fencing on plant community structure and soil water-retention capacity by methods of field monitoring and laboratory experiment. The results showed that: 1) Fencing measurement significantly enhanced the total coverage and average height of plant community ($p < 0.05$), increased the species richness, evenness and complexity of plant community, and the fine herbage like Gramineae and Leguminosae plants in vegetation community was significantly increased, the proportion of Compositae, Cyperaceae plant and poisonous weed was decreased in some degree. 2) Fencing measurement enriched the vertical structure of vegetation community, the vertical structure of degraded pastures increased from one layer to three layers. 3) Fencing measurement decreased the soil bulk density of 0 ~ 40 cm layer in alpine meadow, and the difference in 10 ~ 20 cm layer was most significant ($p < 0.05$). 4) Although the difference didn't reached significant level ($p > 0.05$), soil organic carbon content of 0 ~ 40 cm in fencing plot was higher than that of grazing plot. 5) Fencing measurement obviously improved the soil water-retention capacity, the soil saturated water content, capillary water content and field water content of 0 ~ 10, 10 ~ 20 and 20 ~ 40 cm in fencing plot was higher than that of grazing plot. The increasing rate of soil water-retention capacity, the soil saturated water content, capillary water content and field water content of 0 ~ 40 cm in fencing plot was 1.4, 1.9, 1.7 mm/a, respectively. Fencing measurement is benefit to the restoration of ecological environment in degraded pastures, and it's an effective measurement to contain and improve the degradation of alpine grassland.

Key words: fencing measurement; species richness; soil bulk density; saturated water content