

长期放牧对青藏高原高寒灌丛植被的影响

周华坤¹, 赵新全¹, 唐艳鸿², 周立¹, 刘伟¹, 于龙¹

(1. 中科院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810001; 2. 国立环境研究所, 日本 筑波 305 - 8506)

摘要:通过在青藏高原对放牧第 18 年的植物种多样性、群落结构、地上现存生物量和草场质量的研究结果表明:随放牧率增加,植物种多样性指数的变化是一个典型的单峰曲线模式。长期重度放牧使高寒灌丛群落结构简化,地上现存生物量特别是优良牧草的现存量减少。植物群落的高度、总盖度和枯草盖度随着放牧强度的降低而增加,绿色植物的盖度在中度放牧样地最高。从轻牧到重牧,灌木和禾草的优势地位被典型杂类草替代。长期重度放牧在青藏高原草场退化过程中起重要作用,在青藏高原实施“取半留半”的放牧原则,对于防止草场退化,提高牧草利用率,维持较高的生物多样性都有益处。

关键词:金露梅灌丛;放牧强度;物种多样性;植物群落结构;地上现存生物量;草地质量

中图分类号:S812.8 **文献标识码:**A **文章编号:**1000 - 6311(2004)06 - 0001 - 11

Effect of Long - term Grazing on Alpine Shrub Vegetation in Qinghai - Tibet Plateau.
ZHOU Hua-kun¹, ZHAO Xin-quan¹, TANG Yan-hong², ZHOU Li¹, LIU Wei¹, YU Long¹ (1. Northwest Plateau Institute of Biology, The Chinese Academy of Sciences, Xining 810001, China; 2. National Institute of Environmental Science, Tsukuba 305 - 8506, Japan) : *Grassland of China*, No. 6, 2004, pp. 1 ~ 11.

Abstract: A long - term grazing experiment with different grazing intensities in alpine *Potentilla fruticosa* shrubland was carried out at Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station, the Chinese Academy of Sciences. Effects on plant species diversity, community structure, standing above - ground biomass and rangeland quality were analyzed after 18 years grazing. The results suggested that the change of the biodiversity index as stocking rate increased was a typical unimodal curve. Long - term heavy grazing simplified the alpine shrub community and decreased the standing above - ground biomass, especially palatable herbage plants. The heights, total coverage and dead material coverage of plant communities increased as the stocking rate decreased, however, the live shoot coverage of the moderately grazed plot was greater than those of other plots. From light grazing to heavy grazing, the dominant shrub and graminoid species were replaced by

收稿日期:2004 - 04 - 14;修回日期:2004 - 10 - 25

基金项目:国家“十五”科技攻关项目(2001BA606A - 02)

作者简介:周华坤(1974 -),男,青海乐都人,助理研究员,硕士,在读博士生,1999年研究生毕业于中科院西北高原生物研究所,主要从事草地生态学研究,已发表论文 10 余篇。

typical forbs and the index of rangeland quality decreased. It is concluded that long-term heavy grazing plays an important role on alpine rangeland degradation in Qinghai-Tibet Plateau. The standard grazing rule of "take half leave half" is recommended as a conservative management tool to prevent rangeland degradation, to improve grass utilization, and to sustain higher biodiversity in Qinghai-Tibet Plateau.

Key words: *Potentilla fruticosa* shrub; Grazing intensity; Species diversity; Plant community structure; Standing above-ground biomass; Rangeland quality

家畜放牧干扰将对草场内植物物种、群落和景观水平上产生影响,也可以对土壤、水源和野生动物产生影响,既有正效应也有负效应^[1]。放牧强度直接影响植物营养器官被家畜采食的频率和强度,进而影响放牧生态系统的植物演替和能量流动^[5]。植被对放牧强度的反应最好用长期放牧试验来评估^[6,7],而 Miller 等^[8]认为研究放牧干扰对植物群落组成和结构的影响至少应在超过 10 年的放牧结果上进行。国外许多研究人员在热带和温带放牧场进行过长期放牧效应评价的类似研究^[9,10],我国在青藏高原上的相关研究较少,不利于青藏高原高寒草场生态系统的管理和政策制定。本研究旨在通过对放牧 18 年后高寒金露梅灌丛植被变化的分析研究,揭示长期放牧对植物种多样性、群落结构、地上现存生物量和草场质量的影响;检验放牧干扰在高寒草地退化中的重要性;评估放牧干扰在青藏高原土地利用模式和生物多样性保护方面的地位。

1 研究样地和方法

1.1 研究样地

本项研究是在中科院海北高寒草甸生态系统定位站(简称海北站)金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛样地进行的。海北站地处青藏高原东北隅、祁连山北支冷龙岭东段南麓的平缓滩地,地理位置为 37°29' ~ 37°45' N、101°12' ~ 101°33' E,平均海拔 3200m^[11]。该

地区气候属典型的高原大陆性气候,无四季之分,仅有冷暖二季之别,冷季漫长、干燥而寒冷,暖季短暂、湿润而凉爽^[12]。温度年差较小而日差较悬殊,太阳辐射强烈^[13]。土壤为高山草甸土和高山灌丛草甸土,土壤表层和亚表层有机质含量丰富。植被类型主要有高寒灌丛、高寒草甸和沼泽化草甸。其中,金露梅灌丛在高寒草场中分布较广,为最主要的植被类型之一,是青藏高原隆起形成高山冷湿气候的产物^[11]。以金露梅为建群种,总覆盖度达 50% ~ 90%,伴生种主要有线叶蒿草(*Kobresia capillifolia*)、矮嵩草(*K. humilis*)、紫羊茅(*Festuca rubra*)、雪白委陵菜(*Potentilla nivea*)、藏异燕麦(*Helictotrichon tibeticum*)、高山唐松草(*Thalictrum alpinum*)等优良牧草^[14]。

1.2 试验设计

放牧试验开始于 1985 年^[15],在海北站金露梅灌丛共设 5 个放牧梯度样地和 1 个对照样地。放牧试验前的调查表明各样地植被没有明显差异^[1,15]。放牧总面积 9.05hm² (452.47m × 200m),分 6 个样地:重牧样地(A)、次重牧样地(B)、中牧样地(C)、次轻牧样地(D)、轻牧样地(E)和未放牧样地(F),各处理的放牧率如表 1 所示^[16],用于放牧的家畜为 2 岁健康无病的藏系绵羊。每年 6 月 1 日体重相近的藏系绵羊用于放牧,10 月 31 日结束,并将各个样地用网围栏分割。

表 1 放牧试验设计

Table 1 Designation of grazing experiment

放牧处理	A	B	C	D	E	F
牧草利用率 (%)	60	50	45	35	30	0
放牧时间(月)	5	5	5	5	5	0
放牧面积 (hm ²)	0.93	1.12	1.40	1.85	2.75	1.00
放牧家畜数目	5	5	6	6	7	0
放牧强度 (藏羊/hm ²)	5.35	4.47	4.30	3.24	2.55	0

1.3 试验方法

1.3.1 野外调查与取样

经过连续 18 年的放牧处理,于 2002 年 9 月,即牧草生长季末期,采用样方法^[17]在各个放牧样地内分别随机选择 10 个样方进行群落调查,样方面积为 50 cm × 50 cm。其中,植物种群分盖度采用点测法,点测时如碰到立枯物或凋落物,则记为枯草盖度;如碰到禾草、莎草、杂类草和金露梅,则记为绿草盖度。同时测定植株高度和密度,其中莎草和禾草的密度以分蘖计,金露梅以基部的分枝计,杂类草的密度以株计^[14]。每个样方调查完毕后,金露梅只采摘当年萌发生长的新枝和嫩叶^[14],其它采用收割法齐地面刈割,带回实验室按不同种分开,60 ℃ 烘箱内烘干至恒重,称重并分为灌木、禾草、莎草和杂草四大经济类群,另将枯草归为一类。

1.3.2 数据分析

各个植物种群的重要值(IV)按以下计算:重要值 = (相对盖度 + 相对地上生物量)/2 × 100^[18]。

生物多样性指数^[19]的计算包括:丰富度指数 $S = n$;“ n ”是样方中的物种数。Shannon - Wiener 指数(物种多样性指数): $H = -\sum_{i=1}^S (P_i \cdot \ln P_i)$; P_i 是种 i 的相对重要值。Pielou 指数(均匀度指数): $E_1 = H/\ln(S)$ 。相似性指数^[20]按照如下公式计算:

$$R = \left[\sum_{i=1}^n (x_i + y_i) \cdot \ln(x_i + y_i) - \sum_{i=1}^n x_i \cdot \ln x_i - \sum_{i=1}^n y_i \cdot \ln y_i \right] / \left[(X + Y) \cdot \ln(X + Y) - \ln X - \ln Y \right]$$

$$R = \left[\sum_{i=1}^n y_i \cdot \ln y_i \right] / \left[(X + Y) \cdot \ln(X + Y) - \ln X - \ln Y \right]$$

其中, R 是样方 x 与样方 y 之间的相似性程度; x_i 和 y_i 分别是植物种 i 在样方 x 和样方 y 中的相对重要值; X 和 Y 分别是样方 x 和样方 y 中所有植物种相对重要值的总和; R 的变化范围在 0.00 到 1.00 之间。

牧草质量按张大勇等^[21]提出的草场质量指数(Index of Grassland Quality, IGQ)来评价。牧草按其适口性划分为 5 类(优、良、中、差、毒),其值依次为 3, 2, 1, 0, -1。IGQ = $\sum_{i=1}^3 (i \cdot S_i)$;其中, i 是不同种的适口性值; S_i 为样方中各个种的分盖度。试验数据采用 SPSS 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 不同强度长期放牧干扰对物种多样性的影响

不同样地植物种和植物科的数目以及主要种的替代情况如表 2 所示。连续 18 年的放牧干扰后,不同样地间的物种数目差异不显著 ($P > 0.05$, $n = 10$, 表 2),而且所有的植物种都是金露梅灌丛中原有的,没有外来入侵种。随着放牧强度增大,禾草减少而杂类草增加是物种数目变化的主要原因。从轻度放牧到重度放牧,植物科的数目增加不显著 ($P > 0.05$, $n = 10$)。依照本研究 6 个样地中植物种重要值的大小,优势种、次优势种

和主要伴生种名录如表 2 和表 5 所示。未放牧样地(F)、轻牧样地(E)和次轻牧样地(D)中优良牧草如金露梅、线叶嵩草 (*Kobresia capillifolia*) 和异针茅 (*Stipa aliena*) 占优势;中牧样地(C)中灌木、禾草和少量典型杂草共同占优势,如金露梅、矮火绒草 (*Leontopodium namum*)、异叶米口袋 (*Gueldenstaedtia diversifolia*) 和异针茅;重牧样地(A)和次重牧样地(B)中以典型杂草占优势,如矮火绒草、异叶米口袋和鹅绒委陵

菜 (*Potentilla anserina*), 它们也是高寒草场退化的指示物种^[22]。随着放牧强度增加,长期放牧下优良牧草被典型杂类草替代(表 2, 表 5),各个样地的主要伴生种同时也随着优势种的替代而发生变化(表 2)。

不同强度长期放牧对物种多样性和均匀度的影响可以通过 Shannon - Wiener 指数和 Pielou 均匀度指数加以说明。在本研究中,随着放牧强度增大,这两个指数都呈现单峰模式。在中度放牧强度样地(C)中,Shannon -

表 2 不同强度长期放牧后物种丰富度和主要植物种群的变化
Table 2 Changes of species richness and main plant population under long - term grazing with different grazing intensities

放牧处理	物种数目	科数	优势种和次优势种	主要伴生种
A	39 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 4 5 29 1)	14 ^a	<i>Leontopodium namum</i> , <i>Potentilla anserina</i> , <i>Gueldenstaedtia diversifolia</i> and <i>Potentilla fruticosa</i>	<i>Glaux maritime</i> , <i>Potentilla bifurca</i> , <i>Saussurea katochaete</i> , <i>S. superba</i> , <i>Aster flaccidus</i> , <i>Thalictrum alpinum</i> , <i>Anaphalis lactea</i> , <i>Taraxacum mongolicum</i> , <i>Festuca ovina</i> , and <i>Elymus nutans</i>
B	38 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 4 5 28 1)	14 ^a	<i>Leontopodium namum</i> , <i>Gueldenstaedtia diversifolia</i> and <i>Potentilla fruticosa</i>	<i>Festuca ovina</i> , <i>Stipa aliena</i> , <i>Potentilla anserine</i> , <i>Taraxacum mongolicum</i> , <i>Lancea tibetica</i> , <i>Potentilla nivea</i> , <i>Kobresia humilis</i> <i>Saussurea superba</i> , and <i>Polygonum viviparum</i>
C	37 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 5 5 26 1)	13 ^a	<i>Potentilla fruticosa</i> <i>Leontopodium namum</i> , <i>Gueldenstaedtia diversifolia</i> and <i>Stipa aliena</i>	<i>Festuca ovina</i> , <i>Saussurea katochaete</i> , <i>Lancea tibetica</i> , <i>Anaphalis lactea</i> , <i>Kobresia humilis</i> , <i>K. capillifolia</i> , <i>Saussurea superba</i> , <i>Gentiana farreri</i> , and <i>Stellera chamaejasme</i>
D	37 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 6 4 26 1)	13 ^a	<i>Potentilla fruticosa</i> , <i>Kobresia capillifolia</i> and <i>Stipa aliena</i>	<i>Festuca ovina</i> , <i>Elymus nutans</i> , <i>Helictotrichon tibeticum</i> , <i>Lancea tibetica</i> , <i>Potentilla nivea</i> , <i>Leontopodium namum</i> , <i>Aster flaccidus</i> , and <i>Taraxacum mongolicum</i>
E	37 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 7 4 25 1)	13 ^a	<i>Potentilla fruticosa</i> , <i>Kobresia capillifolia</i> , and <i>Stipa aliena</i>	<i>Festuca ovina</i> , <i>Elymus nutans</i> , <i>Helictotrichon tibeticum</i> , <i>Potentilla nivea</i> , <i>Leontopodium namum</i> , <i>Polygonum viviparum</i> , and <i>Saussurea katochaete</i>
F	36 ^a (禾草 莎草 杂草 灌木 = 6 4 25 1)	12 ^a	<i>Potentilla fruticosa</i> , and <i>Stipa aliena</i>	<i>Helictotrichon tibeticum</i> , <i>Elymus nutans</i> , <i>Kobresia capillifolia</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Saussurea katochaete</i> , <i>S. superba</i> , <i>Lancea tibetica</i> and <i>Ligularia virgaurea</i>

注:放牧处理 A ~ F 的放牧强度如表 1 所示;在同一列中的数据,相同字母则差异不显著(P > 0.05);下表同。

Wiener 指数和 Pielou 均匀度指数最大(表 3)。Duncan 多重检验表明放牧 18 年后 6 个样地间 Shannon - Wiener 指数的差异不显著 ($P > 0.05$, $n = 10$, 表 3), 中度放牧样地

(C) 的 Pielou 均匀度指数显著高于重度放牧样地(A)和未放牧样地(F) ($P < 0.05$, $n = 10$), 而与其它三个放牧样地间差异不显著 ($P > 0.05$, $n = 10$, 表 3)。

表 3 不同强度长期放牧后物种多样性和均匀度的变化
Table 3 Changes of species diversity and evenness under long - term grazing with different grazing intensities

放牧处理	A	B	C	D	E	F
Shannon - Wiener 指数	2.47 ±0.38 ^a	2.64 ±0.23 ^a	2.72 ±0.20 ^a	2.59 ±0.12 ^a	2.51 ±0.11 ^a	2.36 ±0.11 ^a
Pielou 指数	0.67 ±0.10 ^{ab}	0.74 ±0.07 ^{bc}	0.75 ±0.06 ^c	0.72 ±0.03 ^{abc}	0.69 ±0.03 ^{abc}	0.65 ±0.03 ^a

相似性指数能够反映不同放牧处理样地中植物群落间植物组成和地上生物量分配的差异。未放牧样地(F)和轻牧样地(E)间的相似性指数最大, 而和重牧样地(A)间的相

似性指数最小(表 4)。随着各样地之间放牧强度的差异增大, 植物群落间相似性指数逐渐减小。

表 4 不同放牧处理植物群落间相似性指数的比较
Table 4 Comparison of similarity indices of plant composition in different grazing treatments

样地	A	B	C	D	E	F
A	1.0000					
B	0.8545	1.0000				
C	0.8186	0.8591	1.0000			
D	0.7092	0.7861	0.8327	1.0000		
E	0.6021	0.7344	0.7824	0.9185	1.0000	
F	0.5979	0.7199	0.7564	0.8992	0.9206	1.0000

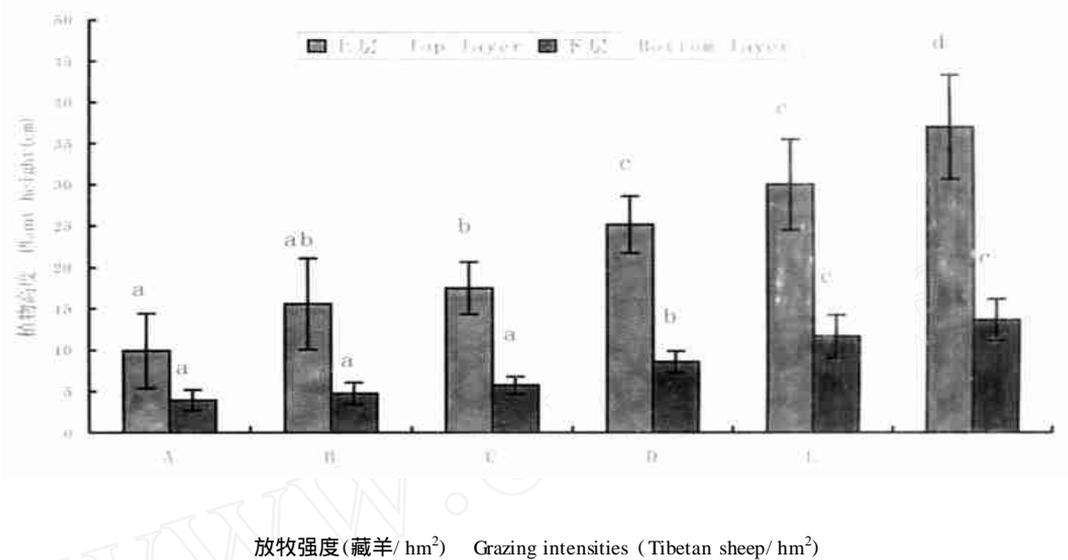
2.2 不同强度长期放牧对植物群落结构的影响

植物群落结构可以通过其高度和盖度加以反映^[1,18]。高寒灌丛的垂直结构一般相对简单, 常常分为上下两层^[11], 其中上层包括灌木、禾草和高杂草, 下层常包括低杂草和莎草。本研究中, 随着放牧强度减小, 植物上下层的高度逐渐增加(图 1), 其中放牧强度与上层植物高度间的线性回归方程为 $y = 5.3238x + 3.8945$ ($R^2 = 0.9826$, $p < 0.01$); 放牧强度与下层植物高度间的线性回归方程为: $y = 2.0667x + 0.8223$ ($R^2 = 0.9561$, $p <$

0.01)。未放牧样地(F)中的植物最高, 而重牧样地(A)中的植物最低(图 1)。

随着放牧强度减小, 植物群落总盖度和枯草盖度增加(图 2), 其中放牧强度与植物群落总盖度间的线性回归方程为: $y = 3.3239x + 80.2550$ ($R^2 = 0.8852$, $p < 0.01$); 放牧强度与植物枯草盖度间的线性回归方程为: $y = 3.1596x - 3.0447$ ($R^2 = 0.9252$, $p < 0.01$)。植物群落总盖度和枯草盖度在未放牧样地最高, 而在重牧样地最低(图 2)。与总盖度和枯草盖度相比, 绿草盖度在中度放牧样地(C)最高, 随着放牧强度增加呈现单峰式变

化规律(图 2),其抛物线型回归方程为: $y = -1.314x^2 + 9.162x + 71.459 (R^2 = 0.8205, p < 0.05)$ 。

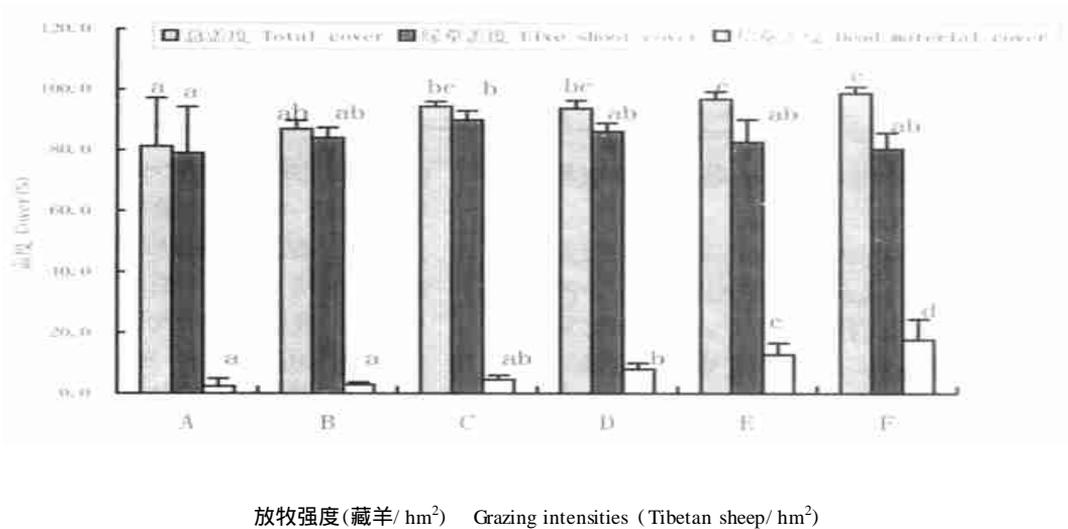


放牧强度(藏羊/hm²) Grazing intensities (Tibetan sheep/hm²)

注:放牧处理 A~F 的放牧强度如表 1 所示;具同一颜色的柱状,如有相同字母则在 P=0.05 水平上差异不显著;下图同。

图 1 不同强度长期放牧对金露梅灌丛植物高度的影响

Fig. 1 Influence of long-term grazing with different grazing intensities on plant height in alpine *Potentilla fruticosa* shrubland



放牧强度(藏羊/hm²) Grazing intensities (Tibetan sheep/hm²)

图 2 不同强度长期放牧对金露梅灌丛植物盖度的影响

Fig. 2 Influence of long-term grazing with different grazing intensities on plant cover in alpine *Potentilla fruticosa* shrubland

为了说明长期放牧对植物种群的影响,表5列举了金露梅以及禾草、莎草、杂草中主要种的重要值变化状况。随着放牧强度的减小,一些种的重要值逐渐增加,如异针茅、羊茅 (*Festuca ovina*)、藏异燕麦 (*Helictotrichon tibeticum*)、黄帚橐吾 (*Ligularia virgaurea*)、金露梅和线叶嵩草

等,而金露梅和线叶嵩草在未放牧样地(F)中的重要值低于轻牧样地(E)。其它一些种,如矮火绒草、异叶米口袋和鹅绒委陵菜的重要值随着放牧强度的减小而减小。重牧样地(A)中兰石草(*Lancea tibetica*)的重要值大于其它样地,其它一些杂草重要值随放牧强度变化没有明显的规律。

表5 不同强度长期放牧对金露梅灌丛代表种重要值的影响

Table 5 Influence of long-term grazing with different grazing intensities on Importance Value (IV) of representative species

Species	A	B	C	D	E	F
<i>Potentilla fruticosa</i>	10.85	15.22	20.29	22.03	26.00	16.20
<i>Kobresia capillifolia</i>			4.85	8.28	9.78	9.53
<i>Kobresia humilis</i>	4.68	5.34	5.09	0.52	0.74	0.90
<i>Stipa aliena</i>	1.03	3.50	5.86	5.95	14.43	21.30
<i>Festuca ovina</i>	2.62	5.01	5.83	6.25	5.29	6.41
<i>Helictotrichon tibeticum</i>		0.18	0.19	3.29	5.76	7.21
<i>Aster flaccidus</i>	1.86	1.34	0.65	2.11	0.12	1.88
<i>Taraxacum mongolicum</i>	2.64	2.87	0.72	3.11	0.15	0.35
<i>Gentiana farreri</i>	0.49	0.12	1.89	0.51	0.28	0.26
<i>Gueldenstaedtia diversifolia</i>	8.39	7.29	6.65	1.05	0.77	
<i>Leontopodium namum</i>	17.17	12.90	6.03	2.82	1.95	0.72
<i>Potentilla anserina</i>	9.37	1.45				
<i>Potentilla nivea</i>	0.74	3.18	2.35	2.17	1.44	1.00
<i>Polygonum viviparum</i>	0.35	0.42	1.03	0.63	1.53	1.80
<i>Saussurea katochaete</i>	2.46	1.38	1.91	0.61	1.87	3.10
<i>S. superba</i>	1.82	1.87	2.13	1.25	0.14	2.14
<i>Lancea tibetica</i>	7.68	2.74	3.44	2.40	1.16	2.39
<i>Ligularia virgaurea</i>					1.29	2.29
<i>Anaphalis lacteal</i>	2.24	0.93	2.64	1.10	1.01	0.36

注:表中的数据均为平均值。

2.3 不同强度长期放牧对金露梅灌丛地上生物量的影响

金露梅灌丛内不同经济类群地上生物量如表6所示。从重牧样地(A)到未放牧样地(F),枯草和禾草的地上生物量增加。本研究中未放牧样地(F)内由于没有了放牧采食和家畜践踏,所以枯草积累量大于其它放牧

样地。除了未放牧样地(F)外,从重牧到轻牧,金露梅、莎草和优良牧草的地上生物量以及总生物量都有所增加,而且优良牧草生物量比例有同样的变化规律。杂草地上生物量在重牧样地(A)中最大,轻牧样地(E)中最小。各样地地上生物量间显著性差异水平如表6所示。

表 6 不同强度长期放牧对金露梅灌丛地上生物量的影响 (g/0.25m²)

Table 6 Influence of long - term grazing with different grazing intensities on standing above - ground biomass (g/0.25m²)

样地	枯草	灌木	禾草	莎草	杂草	总生物量	优良牧草 生物量	优良牧草 比例
A	5.52 ^a	8.83 ^a	7.09 ^a	0.86 ^a	29.51 ^c	51.81 ^a	16.79 ^a	0.32 ^a
B	9.10 ^{ab}	19.67 ^{ab}	9.23 ^a	2.19 ^{ab}	16.81 ^{ab}	56.99 ^{ab}	31.08 ^{ab}	0.39 ^a
C	13.44 ^b	19.46 ^{ab}	9.92 ^a	5.48 ^{bc}	23.62 ^{bc}	71.92 ^{ab}	34.86 ^{ab}	0.45 ^{ab}
D	19.52 ^c	29.44 ^b	16.20 ^a	5.24 ^{bc}	12.11 ^a	82.50 ^{bc}	50.88 ^{bc}	0.60 ^{bc}
E	20.92 ^c	39.66 ^{ab}	37.12 ^b	7.18 ^c	8.75 ^a	113.64 ^d	83.96 ^d	0.74 ^c
F	22.95 ^c	19.71 ^{ab}	41.84 ^b	6.06 ^{bc}	13.86 ^a	103.22 ^{cd}	67.61 ^{cd}	0.65 ^c

2.4 不同强度长期放牧对草地质量的影响

放牧对草地质量的影响可以通过草地质量指数 (IGQ)^[21] 的变化加以说明。从重牧样地(A)到未放牧样地(F),金露梅灌丛的IGQ 逐渐增加(图 3)。轻牧样地(E)、次轻牧样地(D)和未放牧样地(F)的IGQ 显著高于重牧样地(A)、次重牧样地(B)和中牧样地(C) (P < 0.05, n = 10)。F 样地在 18 年禁止放牧后枯草积累量多(表 6),抑制了毒杂草而提高了高寒灌丛的草地质量。

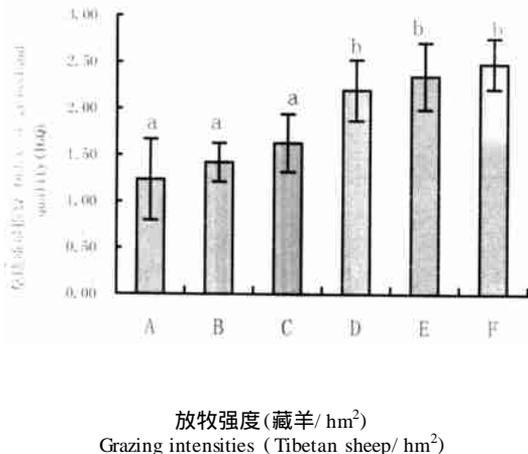


图 3 不同强度长期放牧下金露梅灌丛草地质量指数的变化

Fig. 3 Change in index of grassland quality under long - term grazing with different grazing intensities

3 讨论与结论

3.1 植物群落结构、地上生物量和物种多样性的变化

家畜常常通过改变植物组成、结构和生产力来影响草地植被^[23]。青藏高原金露梅灌丛植被对长期放牧的反应类似于美国克罗拉多高原植被^[24],如长期放牧使灌丛植被变矮^[25],阻碍了枯枝落叶的积累^[25],都在本研究得到了证实(图 1,图 2)。与其它 5 个放牧样地比,未放牧样地中拥有较多的枯枝落叶层。植物群落的高度与枯草盖度都与放牧强度成负相关(图 1,图 2)。不同放牧处理下地上生物量也受到明显影响,如重牧样地中的地上生物量低于轻牧样地(表 6),这和 Sims 等获得的结果是一致的^[26]。所有这些结果表明长期重牧干扰使高寒灌丛群落结构简单化,并减少了地上生物量,尤其是优良牧草的生物量。物种多样性是生物群落的一个重要特征^[19]。Smith 等^[27]认为低的放牧强度使草原生态系统植物群落的物种多样性降低。Huston^[28]认为封育保护的草原内仅有一些高竞争能力的物种,适度放牧下有许多植物种可以共存^[28,29]。本研究中,适度放牧样地(C)中虽然物种数目不是最多,但 Shannon - Wiener 指数和 Pielou 指数是最大的(表 3),

我们的不同强度长期放牧试验验证了上面的那些观点(表 2, 表 3)。Hobbs 和 Huenneke^[30]认为持续干扰如重牧和封育保护将减少植物种多样性, 同样在这里得到验证, 因为本试验中重牧样地(A)和未放牧样地(F)的 Shannon - Wiener 指数和 Pielou 指数都小于其它放牧样地(表 3)。本研究中放牧强度最大时的生物多样性指数和丰富度高于未放牧样地(表 2, 表 3), 这和 Hiernaux^[10]在非洲荒漠草原的研究结果不一致, 可能与草原类型及其生境不同有关。总的来看, 物种多样性指数随着放牧强度增加呈现单峰式曲线变化规律(表 3), 仅从这一点而言是支持中度干扰假说^[28]的, 将放牧强度调整到中牧水平将会出现比重牧或不牧更多的物种, 而这种丰富的物种多样性往往是由相对开阔的植被层和允许更多物种的成功竞争所导致的。

3.2 主要植物种群的消长变化

植物群落中的植物种由于其适口性、生长速率、空间拓展能力和拓展形式等的不同, 对放牧强度的变化呈现不同的反应^[31]。藏系绵羊通过选择性采食增加毒杂草优势度, 降低了多年生优良莎草、禾草的优势度, 进而影响植物组成^[15, 22]。重牧干扰下, 富营养的优良牧草首先被家畜采食而减少, 其它一些适口性差而且耐牧的牧草则增加。本研究中所有的植物种可以分为四类, 它们在长期重牧干扰下分别呈现出大量繁殖、敏感、耐牧和响应不积极的特点。从轻牧到重牧, 金露梅和禾草被典型杂草逐渐替代。重牧和次重牧样地(A 和 B)中矮火绒草、异叶米口袋和鹅绒委陵菜的多度明显大于轻牧和未放牧样地(E 和 F), 这些杂草从持续重牧中获益并随放牧强度增加而大量繁殖, 它们属于劣质牧草并大大降低了饲草价值(图 3)。一些优良牧草在持续重牧干扰下明显减少, 如禾草和莎草地上生物量从未放牧、轻牧到重牧一直减少(表 6)。随着放牧强度的增加, 禾草和

莎草(如异针茅、羊茅、藏异燕麦和线叶嵩草等)的重要值不断减少, 金露梅和黄帚橐吾也有同样的变化规律(表 5), 它们通常对持续重牧干扰呈现敏感的反应特点。矮嵩草(*Kobresia humilis*)是青藏高原一种典型的莎草, 耐家畜采食和践踏^[11], 它和小嵩草(*Kobresia pygmae*)等莎草科植物对长期重牧干扰表现出耐牧的特点, 如重牧、次重牧和中牧样地中矮嵩草的重要值就高于轻牧、次轻牧和未放牧样地(表 5)。另外一些杂类草, 如乳白香青(*Anaphalis lacteall*)、大通风毛菊(*Saussurea katochaete*)、美丽风毛菊(*S. superba*)、雪白委陵菜(*Potentilla nivea*)、线叶龙胆(*Gentiana farreri*)、蒙古蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)和柔软紫菀(*Aster flaccidus*)则对长期重牧干扰反应不积极, 它们在本研究 6 个样地中都出现(表 3, 表 5), 而且随着放牧强度增加, 重要值没有明显的变化规律(表 5)。

3.3 长期放牧与草场退化、利用和保护

长期重牧对草场有许多负效应。较重的放牧强度往往导致草场过牧、严重践踏、家畜排泄物积累、表层土壤水分渗透力的丧失以及其它一些附带效应^[32]。重牧往往导致许多优良牧草锐减、物种组成的变化和严重的土壤侵蚀等^[33], 并且消耗了大量土壤养分^[16]。内蒙古典型草原上的研究认为长期重牧严重影响了草原并使之退化^[34]。经过 18 年的持续放牧干扰, 金露梅灌丛重牧样地(A)和次重牧样地(B)已经表现出一些典型的退化特征, 如较低的群落结构(图 1)和盖度(图 2)、低生物量和优良牧草比例(表 6)、低的 IGQ(图 3)以及严重的啮齿动物危害^[16]等。通常, 植被的变化, 如生产力、盖度和物种的变化被视为草场退化的主要指示, 而矮火绒草、异叶米口袋、兰石草和鹅绒委陵菜等常常被做为高寒草场退化的指示植物^[15], 它们在重牧干扰下的重要值高于轻牧

(表 5)。另外,从轻牧样地到重牧样地,禾草生物量减小而杂草生物量显著增加($P < 0.05$, $n = 10$,表 6)。从上述讨论和本研究的结果可以看出,重牧干扰尤其是长期重牧在青藏高原高寒草场退化中扮演了重要角色。

草地管理的目标主要在于草场的可持续利用、维持较高的优良牧草比例和物种多样性保护^[35]。不合理的放牧管理将导致草场退化演替,而对草场持续重牧被认为是具有零效应的放牧管理^[36]。许多研究^[37, 38]表明,草地中适度放牧能够增加第一性生产力、物种多样性和优良牧草比例。按照本研究有关放牧试验设计^[15, 16],中度放牧样地(C)中牧草利用率为 45%。连续放牧利用 18 年后,该样地中的地上现存生物量尽管不是很高(表 6),但植物多样性指数和均匀度指数在所有样地中是最高的(表 3),说明中度放牧在青藏高原高寒灌丛草场是较为合理的,也进一步证明“取半留半”的放牧原则^[39]对于草场生物多样性保护和放牧条件的维持是有利的。根据海北站多年放牧强度优化试验的研究^[11]表明,高寒轮牧草场放牧强度的最佳配置为暖季草场 4.11 只藏羊/hm²,冷季草场为 3.80 只藏羊/hm²,建议以此为依据,合理管理高寒草场,防止草场退化,提高牧草利用率,维持较高的生物多样性。

参考文献:

- [1] 李文华,周兴民. 青藏高原生态系统及优化利用模式[M]. 广州:广东科技出版社,1998. 345 - 361.
- [2] 孙鸿烈,郑度. 青藏高原的形成与演化[M]. 上海:上海科技出版社,1996.
- [3] Nautiyal B P, Pandey N, Bhatt A B. Analysis of vegetation pattern in an alpine zone in Northwest Himalaya: A case study on Garhwal Himalaya with reference to diversity and distribution pattern [J]. J. Ecol. & Env. Sci, 1997, 23:49 - 65.
- [4] Noss R F, Cooperrider A Y. Saving Nature's Legacy, Protecting and Restoring Biodiversity[M]. Washington, D C: Island Press, 1994.
- [5] Gillen R L, Eckroat J A, McCollum F T. Vegetation response to stocking rate in southern mixed - grass prairie[J]. Journal of Range Management, 2000, 53: 471 - 478.
- [6] Lauenroth W K, Sala O E. Long - term forage production of North American short grass steppe[J]. Ecological Application, 1992, 2:397 - 403.
- [7] Jones R M, Jones G A, McDonald C K. Some advantages of long - term grazing trials, with particular reference to changes in botanical composition [J]. Australian Journal of Experimental Agriculture, 1995, 35: 1029 - 1038.
- [8] Miller R F, Svejcar T J, West N E. Implications of livestock grazing in the Intermountain Sagebrush Region: Plant composition [A]. M Vavra, W A Laycock, R D Pieper. Ecological Implications of Livestock Herbivory in the West [C]. Society for Range Management, Denver, CO, 1994. 101 - 146.
- [9] Stohlgren T J, Schell L D, Heuvel B V. How grazing and soil quality affect native and exotic plant diversity in Rocky Mountain grasslands[J]. Ecological Applications, 1999, 9:45 - 64.
- [10] Hiernaux P. Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel [J]. Plant Ecology, 1998, 138: 191 - 202.
- [11] 周兴民,李健华. 高寒草甸生态系统定位站的主要植被类型及其地理分布规律[A]. 高寒草甸生态系统(第 1 集)[C]. 兰州:甘肃人民出版社,1982. 9 - 18.
- [12] 李英年. 中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站气候概述[J]. 资源生态环境网络研究动态,1998, 9(3):30 - 33.
- [13] 周华坤,周立,刘伟,王启基. 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.
- [14] 王启基,周兴民,张堰青. 青藏高原金露梅灌丛的结构特征及其生物量[J]. 西北植物学报, 1991, 11(4):333 - 340.
- [15] Zhao X Q, Zhou X M. Ecological basis of alpine meadow ecosystem management in Tibet: Haibei Alpine Meadow Ecosystem Research Station [J]. Ambio, 1999, 28:642 - 647.
- [16] 刘伟,周立,王溪. 不同放牧强度对植物及啮齿动物作用的研究[J]. 生态学报,1999, 19(3):378 - 382.

- [17] Walker M. Community baseline measurements for ITEX studies[A]. Molau U, Molgard P. ITEX Manual, 2nd ed[C]. Copenhagen: Danish Polar Center, 1996, 39 - 41.
- [18] 任继周. 草业科学研究方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998. 1 - 29.
- [19] 马克平, 黄建辉, 于顺利. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J]. 生态学报, 1995, 15: 268 - 277.
- [20] Horn H S. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies [J]. American Naturalist, 1966, 100: 419 - 424.
- [21] 张大勇, 王刚, 杜国祯. 甘南山地草原人工草场的演替[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1990, 14: 103 - 109.
- [22] 周华坤, 周立, 赵新全, 严作良, 刘伟, 师燕. 放牧干扰对高寒草场的影响[J]. 中国草地, 2002, 24(5): 53 - 61.
- [23] Fleischner T L. Ecological costs of livestock grazing in western North America [J]. Conservation Biology, 1994, 8: 629 - 644.
- [24] Rosenstock S S. Shrub - grassland small mammal and vegetation response to rest from grazing[J]. J. Range Management, 1996, 49: 199 - 203.
- [25] Virtanen R. Effects of grazing on above - ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland[J]. Oikos, 1999, 90: 295 - 300.
- [26] Sims P L, Singh J S, Lauenroth W K. The structure and function of ten western North American grasslands. Net primary production, turnover and efficiencies of energy capture and water use[J]. J. Ecol., 1978, 66: 573 - 597.
- [27] Smith R S, Corkhill P, Shiel R S, et al. The conservation management of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. Effects of grazing, cutting date, fertilizer and seed addition on the vegetation of an agriculturally improved sward [J]. Grass and Forage Sci. 1996, 51: 278 - 291.
- [28] Huston M A. Patterns of species diversity on coral reefs[J]. Ann Rev Ecol System, 1985, 16: 149 - 177.
- [29] Tilman D. Community invisibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity[J]. Ecology, 1997, 78: 81 - 92.
- [30] Hobbs R J, Huenneke L F. Disturbance diversity and invasion implications for conservation [J]. Conserv. Biol, 1992, 6: 324 - 337.
- [31] Fensham R J, Holman J E, Cox M J. Plant species response along a grazing disturbance gradient in Australian grassland[J]. J. Veget. Sci., 1999, 10: 77 - 86.
- [32] Brown J H, McDonald W. Livestock grazing and conservation on southwestern rangelands[J]. Conserv Biol, 1995, 9: 1644 - 1647.
- [33] Laycock W A. Implications of grazing vs. no grazing on today's rangelands[A]. Vavra M, Laycock W A, Pieper R D. Ecological Implications of Livestock Herbivory in the West [C]. Society for Range Management, Denver, CO, 1994. 250 - 280.
- [34] Kawanabe S, Nan Y, Oshida T. Degradation of grassland in Keerqin Sandland, Inner Mongolia, China[J]. Grassland Science, 1998, 44: 109 - 114.
- [35] Mcnaughton S. The propagation of disturbance in Savannas through food webs[J]. J. Veget. Sci., 1992, 3: 301 - 314.
- [36] Westoby M, Walker B H, Noy - Meir I. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium[J]. J. Range Manage, 1989, 42: 266 - 274.
- [37] Pucheta E, Cabido M, Diaz M, et al. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina[J]. Acta Oecol, 1998, 19: 97 - 105.
- [38] Knapp A K, Blair J M, Briggs J M, et al. The key-stone role of bison in North American tallgrass prairie [J]. Bioscience, 1999, 49: 39 - 50.
- [39] Holechek J L, Pieper R D, Herbel C H. Range Management Principles and Practices [M]. New Jersey: Prentice - Hall, Inc, 1989.