

# 放牧对高寒草甸植物群落结构及生产力的影响

仁青吉<sup>2</sup>, 崔现亮<sup>1</sup>, 赵彬彬<sup>1\*</sup>

(1. 兰州大学干旱与草地教育部重点实验室, 甘肃 兰州 73000; 2. 甘肃省甘南州草原工作站, 甘肃 合作 747000)

**摘要:**草地的退化是当前畜牧生产面临的一个主要问题, 本试验选取青藏高原高寒草地自然群落中等放牧强度和不放牧 2 个梯度进行对比研究, 探讨当前的普遍放牧强度对群落生产力、不同功能群产量分配和群落结构的影响。结果表明, 3 年中放牧使群落总体生产力下降, 其中不同功能群所占比例也有所变化, 禾草和莎草比例由平均 76.6% 下降到 57.4%, 杂草、豆科和毒草的比例上升; 群落高度降低, 平均最大高度由 46.8 cm 下降到 22.4 cm; 物种多样性和多度增加, 多样性由单位样方平均 26.5 种增加到 30.9 种, 多度由单位样方 215.7 株增加到 304.6 株; 总盖度并没有明显差异, 禾草和莎草盖度减小, 杂草盖度增加, 群落结构由垂直分层为主演化为水平生态位分化为主。3 年中放牧的影响没有显示出草地的进一步退化趋势。

**关键词:**放牧; 高寒草甸; 群落结构; 生产力; 功能群

**中图分类号:** S812.8; Q948.15<sup>+</sup>8 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-5759(2008)06-0134-07

\* 近年来随着人类活动对生态环境的影响日益剧增, 从个体到生态系统对干扰的响应机理已经成为人们关注和研究的热点问题之一<sup>[1]</sup>。对植物生活史和群落结构的响应也有许多的研究<sup>[2~4]</sup>。现有的研究主要可分为两大类: 其一, 在个体和种群水平上, 干扰对特定物种功能特征和种群动态的影响<sup>[5,6]</sup>; 其二, 干扰对群落结构和生态系统功能的影响<sup>[7]</sup>。

放牧是青藏高原主要的干扰因素, 通过不同的方式影响植物群落结构和组成<sup>[8]</sup>。通过家畜选择性采食植物直接影响<sup>[9]</sup>, 放牧选择采食后, 优势种竞争力减弱, 释放竞争压力, 有利于竞争力弱但又耐牧的植物<sup>[10]</sup>, 还有通过放牧对土壤环境的改变<sup>[11]</sup>影响生产力。大量研究发现放牧可以增加草地物种多样性, 如果长期禁牧不仅会降低物种多样性, 而且能改变该生态系统的演替进程<sup>[12~14]</sup>; 这主要是因为食草或刈割去除地上部分植物的郁闭度, 减少了对光资源的竞争, 竞争处于劣势的物种得以存活, 使物种多样性增加。中度干扰假说认为, 由于干扰的作用抑制了优势种, 致使物种库的物种有机会得以存活和生长, 所以物种丰富度或多样性在中等水平的干扰下达到最大值<sup>[15]</sup>。

在该地区大量研究探讨了环境的变化对植物个体生活史对策的影响<sup>[16~19]</sup>, 在自然群落水平的研究较少。群落中主要物种对干扰环境变化响应的对策不同, 也会导致群落组成发生改变<sup>[20]</sup>, 进而影响植被过程和生态系统功能。本试验探讨放牧这个干扰因素及由此引起的环境变化对高寒草甸植物群落的影响, 从群落的生产力变化和结构变化这 2 个方面讨论植物群落对放牧干扰的响应机理。设置 2 个相邻样地, 以放牧和不放牧为梯度进行对比研究<sup>[21]</sup>, 按植物对放牧的反应分 5 个功能群, 揭示在中等放牧下该地区植物群落结构的变化及原因, 植物群落生产力和不同功能群生产力分配的变化, 探讨其生态功能的改变。为现实放牧管理措施提供一定的理论依据, 为当前的轮牧管理后的草场现状提供一定的数据支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本研究在兰州大学青藏高原高寒草甸野外定点研究站——玛曲研究点进行, 该站位于青藏高原东部地区甘肃玛曲县境内的黄河第一弯地段, 距县城 7 km 的黄河北岸 (35°58'N, 101°53'E), 海拔 3 500 m 左右; 年均气温 1.2℃, 月均气温从 1 月的 -10℃ 到 7 月的 11.7℃; 年降水量约 620 mm; 年日照时数约 2 580 h, 年平均霜日大于

\* 收稿日期: 2007-12-13; 改回日期: 2008-03-03

基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (90202009) 资助。

作者简介: 仁青吉 (1964-), 女, 甘肃夏河人, 畜牧师。

\* 通讯作者。E-mail: zhaobb05@lzu.cn

270 d, 植被属于高寒草甸类型<sup>[20,22,23]</sup>。

## 1.2 试验材料

根据以往在本地区的研究资料<sup>[22,23]</sup>, 主体土壤类型为亚高山草甸土; 植被类型是以莎草科(Cyperaceae)的线叶嵩草(*Kobresia capillifolia*), 禾本科(Gramineae)的羊茅(*Festuca ovina*)、波伐早熟禾(*Poa polyphagorum*)、剪股颖(*Agrostis matsumurae*)的一些种, 菊科(Asteraceae)的瑞苓草(*Saussurea nigrescens*) 等若干属和毛茛科钝裂银莲花(*Anemone tibetica*)的一些种为优势种并伴以其他杂草的典型高寒草甸。根据家畜采食特点, 把该地区自然群落物种分为 5 个功能群进行研究: 禾草(grasses, 可食禾本科物种); 豆科(Legumes, 可食豆科物种); 莎草(Cyperaceous, 可食莎草科物种); 毒草(poisonous forbs), 主要包括毛茛科(Ranunculaceae)、龙胆科(Gentianaceae)所有物种, 菊科的黄帚橐吾(*Ligularia virgaurea*)以及豆科中的不可食毒草等; 杂草(forbs), 以上功能群之外的物种。

## 1.3 试验方法

1999 年 5 月在试验站选取一块 20 hm<sup>2</sup> 平坦长方形长期放牧样地, 以围栏保护防止家畜进入。围栏内实行植物生长季内完全禁牧。围栏外草地除 7 月下旬—9 月初家畜因游牧而移除外, 常年放牧(中等放牧强度)。2005 年 5 月在围栏内和围栏外距围栏北面 500~800 m 处, 各选取 1 块样地, 样地内随机取 10 个 5 m×8 m 的样区。每个样区又分为 5 m×5 m 和 5 m×3 m 两个小样区, 样区间相距 15 m, 分别为个体取样和植被监测。

2005—2007 年 9 月, 在每个 5 m×3 m 的小样区内做 1 个固定样方(50 cm×50 cm)进行植被调查, 统计物种的多度、物种多样性(丰富度)、盖度, 测量高度。多度指样方中出现植物个体的总数(也可表示密度, 株数/0.25 m<sup>2</sup>); 物种多样性指样方中出现的物种数; 盖度指物种垂直投影占样方面积的百分比; 高度指物种的垂直自然高度。按功能团分类采取地上部分带回实验室, 在 80℃ 下烘 24 h, 用 10<sup>-3</sup> g 天平测干重, 样方总产量指各功能团物种干重之和; 各功能团的产量比例指各功能团的产量占样方地上部分总产量的百分比。

## 1.4 统计分析

用 P-P Plots 检验数据正态性, 用独立样本 *t* 检验(Independent-Samples *t*-test)分析各个变量(多度、丰富度、产量及不同功能团的产量比例)在 2 个处理间(放牧和禁牧)的差异性( $P < 0.05$  差异显著,  $P < 0.01$  差异极显著)。所有统计分析用 SPSS 11.5 软件进行, Excel 2003 辅助。

# 2 结果与分析

## 2.1 放牧对生产力的影响

2005—2007 年中放牧影响使植物群落的总生产力都极显著的减小( $P < 0.01$ ), 作为主要牧草的禾草和莎草产量所占比例减小, 禾草的减小极显著( $P < 0.01$ ), 杂草、毒草和豆科物种产量所占比例加大, 其中杂草产量比增加极显著( $P < 0.01$ )(表 1)。

## 2.2 放牧对群落结构的影响

群落的垂直结构可以分为 3 个层次, 禾草和莎草在最高层, 杂草和毒草其次, 豆科在最低层, 放牧使植物群落不同功能团间的高度差减小, 各功能群物种高度极显著减小( $P < 0.01$ ), 结构分层没有变化(表 2)。放牧增加了群落物种丰富度, 其中杂草丰富度增加极显著( $P < 0.01$ )(表 3), 其余变化不显著。放牧使植物群落总多度都极显著增加( $P < 0.01$ ), 各功能群多度也增加, 其中杂草多度增加极显著( $P < 0.01$ )(表 4)。群落的总盖度放牧略有减少但并不显著, 放牧后不同功能团中禾草和莎草盖度都减小(图 1a, e), 杂草盖度增加(图 1b), 毒草和豆科的盖度变化较小且趋势不统一(豆科 2005, 2007 增加, 2006 减小; 毒草 2005, 2007 减小, 2006 增加)(图 1c, d), 这种变化表明豆科和毒草盖度受放牧影响较小。

# 3 讨论

## 3.1 放牧对生产力的影响

草地退化是多种因素综合作用的结果, 导致青藏高原草地退化最主要的因子是过度放牧<sup>[24]</sup>。放牧的影响是一个综合的因素, 其中放牧包括动物的采食和践踏<sup>[25]</sup>, 以及由此引起的土壤理化状况的变化<sup>[11,26]</sup>。Weiner<sup>[27]</sup>和杜国祯等<sup>[16]</sup>的研究表明, 不同生境条件对植物生长模式的制约作用强烈。本试验中放牧使植物群落生产力极

表 1 2005—2007 年放牧对植物群落总生产力以及各功能团生产力分配的影响

Table 1 Effect of grazing on total productive of plant community and different function group productive allocation from 2005 to 2007

年份 Year	处理 Treatment	总产量 Total biomass (g)	功能群产量比例 Function group productive allocation (%)				
			禾草 Grasses	杂草 Forbs	豆科 Legumes	毒草 Poisonous forbs	莎草 Cyperaceous
2005	未放牧 Ungrazed	116.6±5.7	42.4±2.6	8.9±1.3	3.1±0.4	7.5±1.5	39.1±3.2
	放牧 Grazed	62.6±6.4***	33.5±1.7***	21.3±2.9***	4.2±0.6	9.5±0.9	31.2±3.4
2006	未放牧 Ungrazed	122.4±9.4	39.2±3.9	11.3±1.9	4.9±0.9	7.7±1.2	36.3±3.2
	放牧 Grazed	60.1±6.2***	24.9±3.5*	22.4±2.8***	8.3±0.9*	11.0±2.0	31.1±4.4
2007	未放牧 Ungrazed	102.2±3.6	36.0±3.1	11.7±1.0	3.9±0.6	11.2±1.2	37.1±3.3
	放牧 Grazed	60.5±4.9***	25.9±2.3*	25.0±3.0***	5.8±0.8	17.7±1.9***	25.5±1.6*

注:表中数据为各处理群落 10 个样方的平均值±标准误差(M±SE, n=10),\*\*\* 表示  $P<0.01$ ,差异极显著,\* 表示  $P<0.05$ ,差异显著。

Note:Date in table 1—4 are average values of 10 squares (mean±SE, n=10),\* indicate significant difference at  $P<0.05$  level between the treatments, and \*\*\* indicate significant difference at  $P<0.01$  level.

表 2 2005—2007 放牧对植物群落不同功能团平均高度的影响

Table 2 Effect of grazing on the height of plant community in different function group from 2005 to 2007

cm

年份 Year	处理 Treatment	禾草 Grasses	杂草 Forbs	豆科 Legumes	毒草 Poisonous forbs	莎草 Cyperaceous
2005	未放牧 Ungrazed	46.1±2.3	18.0±0.9	14.0±0.7	19.5±0.9	34.1±3.2
	放牧 Grazed	18.5±2.3***	8.1±1.1***	5.5±0.8***	8.2±1.2***	24.2±2.7***
2006	未放牧 Ungrazed	47.3±1.6	24.4±1.8	17.5±1.1	27.0±1.6	36.7±1.8
	放牧 Grazed	21.5±1.8***	12.7±1.1***	6.2±0.7***	12.3±1.3***	18.9±2.0***
2007	未放牧 Ungrazed	46.9±2.1	22.8±1.2	15.5±0.9	23.6±1.4	36.1±1.9
	放牧 Grazed	20.5±2.0***	10.7±0.8***	5.9±0.7***	11.5±1.1***	22.4±2.4***

表 3 2005—2007 年放牧对植物群落总丰富度以及各功能团丰富度的影响

Table 3 Effect of grazing on total richness of plant community and different function group richness from 2005 to 2007

物种数 Species number/0.25 m<sup>2</sup>

年份 Year	处理 Treatment	总丰富度 Total richness	功能群丰富度 Function group richness				
			禾草 Grasses	杂草 Forbs	豆科 Legumes	毒草 Poisonous forbs	莎草 Cyperaceous
2005	未放牧 Ungrazed	26.6±0.2	6.8±0.3	8.4±0.7	2.2±0.3	6.6±0.6	2.4±0.3
	放牧 Grazed	28.4±0.9	5.7±0.4	12.2±0.6***	2.2±0.1	5.6±0.5	2.7±0.3
2006	未放牧 Ungrazed	26.2±0.9	7.0±0.4	8.9±0.6	2.8±0.3	5.3±0.3	1.9±0.3
	放牧 Grazed	31.6±1.6***	7.1±0.3	13.9±0.8***	2.3±0.3	5.9±0.6	2.4±0.2
2007	未放牧 Ungrazed	26.7±1.3	5.9±0.2	8.9±0.7	2.1±0.3	7.4±0.4	2.6±0.3
	放牧 Grazed	32.6±1.8***	5.6±0.5	14.5±0.9***	2.6±0.3	6.8±0.4	3.1±0.2

表 4 2005—2007 年放牧对植物群落总多度以及各功能团多度的影响

Table 4 Effect of grazing on total richness of plant community and different function group diversity from 2005 to 2007

株数 Individual number/0.25 m<sup>2</sup>

年份 Year	处理 Treatment	总多度 Total richness	功能群多度 Function group diversity				
			禾草 Grasses	杂草 Forbs	豆科 Legumes	毒草 Poisonous forbs	莎草 Cyperaceous
2005	未放牧 Ungrazed	264.8±16.1	79.2±6.3	59.6±10.3	22.7±2.7	38.2±6.3	64.2±8.0
	放牧 Grazed	359.5±18.1***	95.0±4.9	121.6±6.7***	24.7±2.7	22.7±4.0*	96.9±10.2*
2006	未放牧 Ungrazed	174.2±11.5	53.0±7.7	43.8±6.4	8.2±1.7	21.8±2.0	48.2±5.0
	放牧 Grazed	254.0±13.6***	55.7±8.4	102.8±8.8***	9.7±0.8	31.7±4.0*	54.1±5.7
2007	未放牧 Ungrazed	208.0±15.1	39.3±3.8	73.7±8.2	17.3±2.2	35.2±5.3	41.9±5.5
	放牧 Grazed	300.4±17.1***	47.7±7.2	121.3±12.7***	19.4±5.1	43.6±5.8	64.6±7.6*

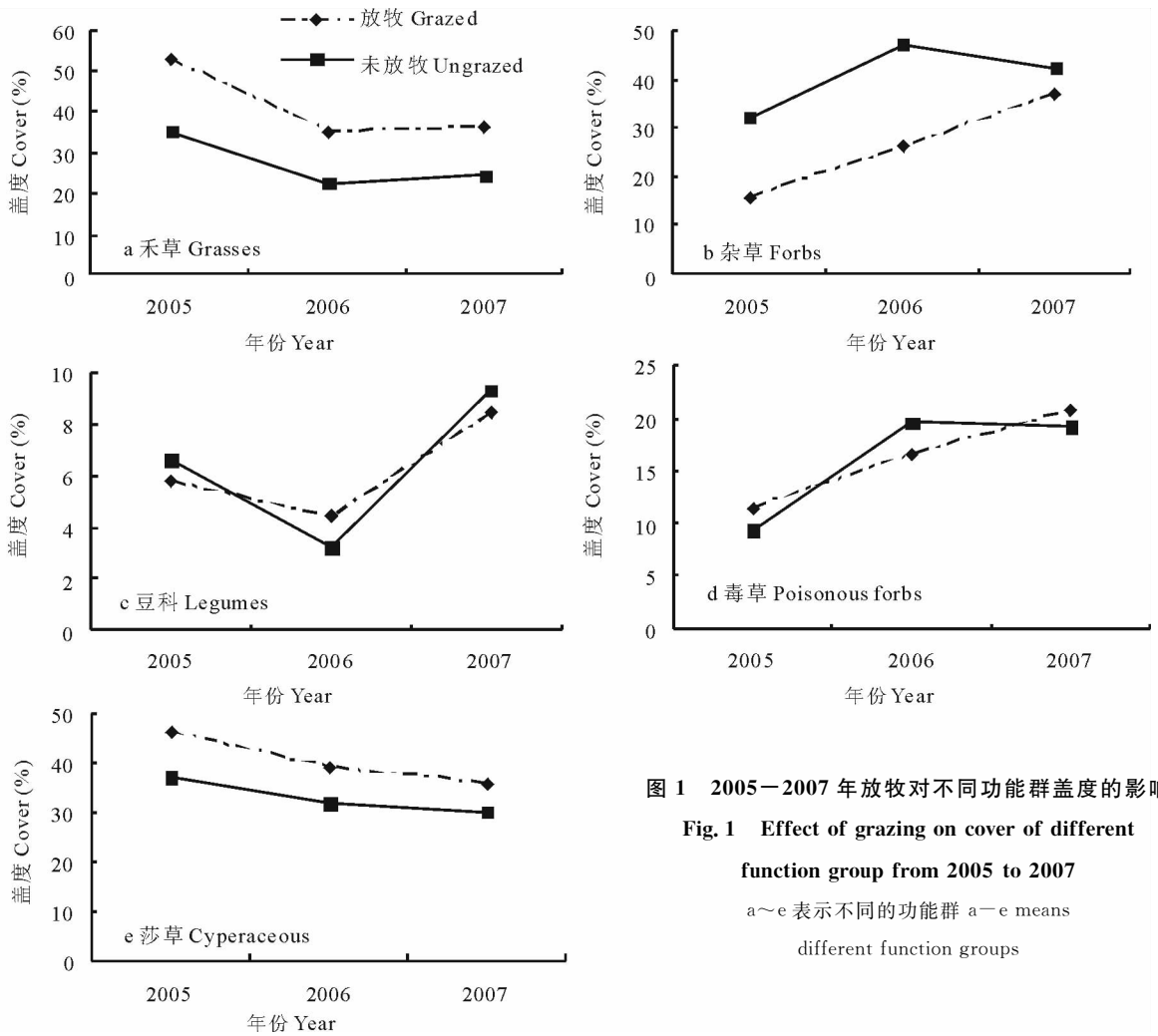


图 1 2005—2007 年放牧对不同功能群盖度的影响

Fig. 1 Effect of grazing on cover of different function group from 2005 to 2007

a~e 表示不同的功能群 a~e means different function groups

显著减小,在放牧胁迫下,群落组分在放牧中有直接的损失,放牧后引起的土壤环境变化也不利于植物个体生长,使群落中物种个体普遍减小,必然影响植物群落的生产力。不同功能群所占生物量比例主要是受放牧的选择性采食影响,禾草,莎草和豆科是适口性较好的牧草,其中禾草和莎草是优势种;杂草和毒草是适口性差或不能食用的。家畜优先选择禾草和莎草,使其产量比减小;豆科虽然是适口性较好的牧草,但是由于其低矮的生活型特点,在放牧减弱优势种的竞争压力后可更好的生长,产量比增加;优势种削弱并且放牧损失较小的杂草和毒草产量比增加。生产力是衡量生态系统功能的一个主要指标,本试验生物量在功能群水平的分配模式改变表明,放牧影响了高寒草甸这一天然牧场功能的发挥,生产力和优质牧草所占比例减小影响载畜量,杂草和毒草比例的增加降低草场质量(不可牧食杂草增加),如不加以控制,群落会向以毒草和杂草为主的方向演替,最终草地退化,失去其生态系统功能。

### 3.2 放牧对群落结构的影响

在高寒草甸植物的竞争主要是光竞争和营养竞争,放牧后物种都受到资源限制,竞争力变化较大的是光竞争。建立在竞争基础上的竞争胁迫耐受假说(stress-tolerance competition,STC)<sup>[15,28]</sup>认为,那些直立且较高类型的植物比低矮的植物有较大的优势获取更多的光资源或光能<sup>[29,30]</sup>;过去的研究表明植被高度的增加可能限制草原物种的丰富度和多度<sup>[31]</sup>,这主要是由于减少有效利用光强<sup>[32]</sup>。放牧对物种丰富度的不同影响可以结合干扰水平和放牧史加以解释<sup>[8]</sup>,Diaz 等<sup>[6]</sup>的研究表明,全球范围内植物的生活史、冠层高度、生活型等植物特征对放牧有明显的反映,放牧使多年生和匍伏生长的植物频度增加,植物冠层高度降低,杂草(包括毒草)和豆科的频度增加,禾草的频度减小。本研究放牧强度为中度放牧,放牧使群落中物种高度极显著减小,家畜对禾草和莎草(高度占优势)优先采食,使禾草和莎草的盖度减小,与其他物种的高度差减小,降低群落的郁闭度,使光不再是其他种的

限制因子,一些曾在光竞争中被排斥物种又重新占据生态位,物种丰富度和多度增加,其中主要是杂草的增加(表3,4),最主要的因素是光竞争的释放使光竞争中的弱者受益;试验结果同样符合中度干扰假说,在中等放牧干扰下物种多样性增加,群落稳定性也增加。放牧使群落物种多度极显著增加,不同功能群中杂草的增加更显著。低矮的一年生植物可能更“喜欢”放牧<sup>[8]</sup>,功能群中杂草和毒草中的很多种以及豆科植物是低矮植株,放牧后其多样性、多度增加;禾草和莎草放牧后多丛簇生的结构减少<sup>[6]</sup>,因此在统计结果中放牧后多度虽增加但盖度明显减小。禾草和莎草盖度减小主要被杂草和豆科盖度增加弥补,因此总盖度并无明显差异。总之,放牧的直接采食和由此造成的竞争释放(主要是光竞争)改变了群落结构,整个群落高度降低,多度增加,物种多样性增加,群落中优势种被削弱;禾草和莎草丧失部分生态位,杂草占据更多生态位。

#### 4 结论

为确保草地的持续利用和畜牧业的可持续发展,必须摒弃传统的片面追求牲畜数量、轻草重畜的粗放型草地畜牧业发展思路,应用科学的方法确定草地载畜量和放牧率<sup>[33]</sup>。草地植被退化最显著的特征是草地群落种类成分发生变化,原来的建群种和优势种逐渐衰退或消失,产草量降低,适口性差和有毒植物的比重增大或成为群落中的优势植物<sup>[34]</sup>。本研究从生产力和功能群水平的生产力分配以及群落结构2个方面探讨了高寒草甸植物群落对中度放牧干扰的响应。结果表明,放牧使群落总体生产力下降,其中不同功能群所占比例也有所变化,禾草和莎草比例下降,杂草和毒草的比例都上升,即适口性好产量高的牧草减少,适口性差的杂草和毒草增多,豆科牧草产量比例增加主要是由于其自身有较强的耐牧性以及从竞争释放中受益;群落结构改变,物种多样性和多度增加,总盖度并没有明显差异,禾草和莎草盖度减小,杂草盖度增加,群落结构由垂直分层为主演化为水平生态位分化为主,群落结构和生物多样性的变化导致放牧和禁牧地生态系统功能的差异。结果反映出放牧改变高寒草甸的生态功能,降低其载畜量,草地植被有所退化,但在合理的放牧强度下并不会造成草地的进一步退化(3年中,草地没有显示进一步退化演替趋势),这也得益于本地区分区轮牧和控制家畜数量的一些举措。

#### 参考文献:

- [1] Foin T C, Rilay S P D, Ayres D R, *et al.* Improve recovery planning for threatened and endangered species[J]. *BioScience*, 1998, 48: 177-184.
- [2] Hickman K R, Hartnett D C. Effect of grazing intensity on growth, reproduction, and abundance of three forbs in Kansas tall-grass prairie[J]. *Plant Ecology*, 2002, 159: 23-33.
- [3] Wilson S D, Tilman D. Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization[J]. *Ecology*, 1993, 74: 599-611.
- [4] Fox J W. The long-term relationship between plant diversity and total plant biomass depend on the mechanism maintaining diversity[J]. *Oikos*, 2003, 102: 630-639.
- [5] Sternberg M, Gutman M, Perevolotsky A, *et al.* Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: A functional group approach[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2000, 37: 224-237.
- [6] Diaz S, Lavorel S, Ntyres S, *et al.* Plant trait responses to grazing—a global synthesis[J]. *Global Change Biology*, 2007, 13: 313-341.
- [7] Lavorel S, Flannigan M D, Lambin E F, *et al.* Vulnerability of land systems to fire: Interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems[J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2007, 12(1): 33-53.
- [8] Noy-Meir I, Gutman M, Kaplan Y. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection[J]. *Journal of Ecology*, 1989, 77: 290-310.
- [9] 滕星, 王德利, 程志茹, 等. 不同放牧强度下绵羊采食方式的变化特征[J]. *草业学报*, 2004, 13(2): 67-72.
- [10] Fahnestock J T, Knapp A K. Plant responses to selective grazing by bison: Interaction between light, herbivory and water stress[J]. *Vegetatio*, 1994, 115: 123-131.
- [11] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响[J]. *生态学报*, 2004, 24(4): 790-797.
- [12] Grace J B. The factors controlling species density in herbaceous plant communities[J]. *Perspectives in Plant Ecology, Evo-*

- lution and Systematics, 1999, 2: 128.
- [13] Humphrey J W, Patterson G S. Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation on an up-land conifer forest[J]. Journal of Applied Ecology, 2000, 37: 986-996.
- [14] Welch D, Scott D. Studies in the grazing of healthier moorland in northeast Scotland. VI. 20-year trends in botanical composition[J]. Journal of Applied Ecology, 1995, 32: 596-611.
- [15] Grime J P. Control of species diversity in herbaceous vegetation[J]. Journal of Environmental Management, 1973, 1: 151-167.
- [16] 杜国祯, 孙国均, 包永清. 垂穗披针草(*Elymus nutans*)的繁殖对策与磷肥的关系[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 1998, 34: 146-153.
- [17] 刘左军, 杜国祯, 陈家宽. 黄帚橐吾花序结构的资源配置与环境的关系[J]. 植物生态学报, 2003, 27(3): 344-351.
- [18] 赵志刚, 杜国祯, 仁青吉. 5 种毛茛科植物个体大小依赖的繁殖分配和性分配[J]. 植物生态学报, 2004, 28(1): 9-16.
- [19] 牛克昌, 赵志刚, 杜国祯, 等. 施肥对高寒草甸植物群落组分种繁殖分配的影响[J]. 植物生态学报, 2006, 30(5): 817-826.
- [20] Niu K C, Luo Y J, Du G Z, *et al.* The role of biomass allocation strategy in diversity loss due to fertilization[J]. Basic and Applied Ecology, 2008, 9(5): 485-493.
- [21] Safford H D, Harrison S P. Grazing and substrate interact to affect native vs. exotic diversity in roadside grassland[J]. Ecological Application, 2001, 11: 1112-1122.
- [22] 吴征镒. 中国植被[M]. 北京: 科学出版社, 1980. 624-649.
- [23] 杜国祯, 覃光莲, 李自珍, 等. 高寒草甸植物群落中物种丰富度与生产力的关系研究[J]. 植物生态学报, 2003, 27: 125-132.
- [24] 崔庆虎, 蒋志, 刘季科, 等. 青藏高原草地退化原因述评[J]. 草业科学, 2007, 24(5): 20-26.
- [25] 林慧龙, 侯扶江, 任继周. 放牧家畜的践踏强度指标探讨[J]. 草业学报, 2008, 17(1): 85-92.
- [26] 王启兰, 王长庭, 杜岩功, 等. 放牧对高寒嵩草草甸土壤微生物量碳的影响及其与土壤环境的关系[J]. 草业学报, 2008, 17(2): 39-46.
- [27] Weiner J. The influence of competition on plant reproduction[A]. In: Doust L L. Plant Reproductive Ecology, Patterns and Strategies[M]. Oxford: Oxford University Press, 1988. 228-245.
- [28] Tilman D, Wedin D, Knops J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems[J]. Nature, 1996, 379: 718-720.
- [29] Oksanen J. Predation, herbivory and plant strategies along gradients of primary productivity[A]. In: Grace J B, Tilman D. Perspectives on Plant Competition[M]. San Diego, CA: Academic Press, 1990. 445-474.
- [30] Grime J P. Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects[J]. Journal of Ecology, 1998, 86: 902-910.
- [31] Weiss S B. Cars, cows, and checkerspot butterflies: Nitrogen deposition and management of nutrient-poor grassland for a threatened species[J]. Conservation Biology, 1999, 13: 1476-1486.
- [32] Tilman D. Species richness of experimental productivity gradients: How important is colonization limitation[J]. Ecology, 1993, 74: 91-98.
- [33] 林波, 谭支良, 汤少勋. 草地生态系统载畜量与合理放牧率研究方法进展[J]. 草业科学, 2008, 25(8): 91-99.
- [34] 曹成有, 蒋德明, 朱丽辉, 等. 科尔沁沙地草甸草场退化的原因与植物多样性变化[J]. 草业学报, 2006, 15(3): 18-26.

## Effects of grazing impact on community structure and productivity in an alpine meadow

REN Qing-ji<sup>2</sup>, CUI Xian-liang<sup>1</sup>, ZHAO Bin-bin<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Arid and Grassland Ecology of Ministry of Education, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China; 2. Grassland Work Station of Autonomous Prefecture of Tibetan of Gannan, Hezuo 747000, China)

**Abstract:** Degradation of rangeland is an important problem in stock breeding. We compared grazed and non-grazed grassland plots in the Qinghai-Tibetan Plateau. From September 2005 to September 2007, we sampled ten square (0.5 m×0.5 m) randomly arranged plots of each treatment: Long-term grazing and grazing exclusion for six years. We divided species into five functional groups: Legumes, cyperaceous, poisonous forbs, forbs and grasses. We measured species richness, abundance (number of individuals), community height and cover in each square, and above-ground biomass according to group functions. Plant samples were dried at 80℃ and weighed with a sartorius balance to the nearest 10<sup>-3</sup> g. Grazing resulted in a significant reduction in community productivity. Functional groups had different responses to grazing from 2005 to 2007. Biomass of graminoids was significantly reduced from an average of 76.6% to 57.4%, while that of legumes, forbs and weeds increased. The largest plant community was reduced from 46.8 to 22.4 plants per square. Biodiversity and individual density both increased; Biodiversity from an average 26.5 species per square to 30.9 and abundance from an average of 215.7 per square to 304.6. Total percentage cover did not differ significantly between grazed and non-grazed plots. We did not find any evidence that the grassland had become more degraded during the three experimental years.

**Key words:** grazing; alpine meadow; plant communities; productive; function group

## 《草业学报》网上投稿系统开通启事

尊敬的审稿专家、作者和读者：

《草业学报》网站 <http://cyxb.lzu.edu.cn> 已正式开通运行，审稿专家可以通过“专家远程审稿”为本刊审阅稿件；作者可以通过登录“作者在线投稿”和“作者在线查稿”向本刊投稿及查询稿件处理情况；读者可以在线进行过刊浏览和期刊检索。欢迎广大作者、读者和专家通过本刊网站进行投稿、查阅和审稿。