

DOI: 10.5846/stxb202103040594

刘岩, 李宝林, 袁焯城, 祁佳丽, 李影, 李睿. 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. 生态学报, 2021, 41(18): 7125-7137.
Liu Y, Li B L, Yuan Y C, Qi J L, Li Y, Li R. Assessment of grazing exclusion on grassland restoration through the changes of plant community structure of alpine meadow in the Three River Headwater Region. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(18): 7125-7137.

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

刘 岩^{1,2}, 李宝林^{1,2,*}, 袁焯城^{1,2}, 祁佳丽³, 李 影^{1,2}, 李 睿^{1,2}

1 中国科学院地理科学与资源研究所 资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 国家环境保护青藏高原生态环境监测与评估重点实验室, 西宁 810007

摘要: 围栏封育是三江源生态保护与修复主要措施之一, 目前缺少基于多样地长时间序列监测数据和从植物群落结构变化角度来评估草地生态保护与修复成效的相关研究。基于多样地各经济类型群 2005—2017 年的地上生物量及其占总生物量比例数据, 对比分析三江源草原围栏封育与放牧区植物群落结构变化差异, 评价围栏封育对草地恢复的影响。研究结果表明围栏封育显著提高了地上生物量, 在围栏封育期间地上生物量稳定, 但群落结构出现恶化趋势, 研究时段内禾本科和莎草科优良牧草生物量占比分别减少 48.2% 和 23.9%, 毒草增加了 230.2%。同期放牧区禾莎草生物量占比先减少后增加, 毒草杂草生物量占比先增加后减少, 群落的种群结构改善可能与草畜平衡措施的实施有关。现有的持续围栏封育措施不可能但降低了草地的经济价值, 也带来了一定的生态风险。因此基于草地实际产草量以及生态保护要求, 确定更为合理的载畜量, 实施更为精准的草畜平衡管理, 应该比切断牲畜与草地关系的长期禁牧封育更为有效。

关键词: 三江源; 地上生物量; 草地经济类群; 围栏封育; 草畜平衡

Assessment of grazing exclusion on grassland restoration through the changes of plant community structure of alpine meadow in the Three River Headwater Region

LIU Yan^{1,2}, LI Baolin^{1,2,*}, YUAN Yecheng^{1,2}, QI Jiali³, LI Ying^{1,2}, LI Rui^{1,2}

1 State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 State Key Laboratory of Monitoring and Assessment of Ecological Environment in Qinghai-Tibet Plateau, Xining 810007, China

Abstract: Alpine meadow is the major vegetation type in the Three River Headwater Region (THRD) and has been suffering degradation with different degrees due to overgrazing and global warming. Fencing is adopted worldwide to protect and restore the grassland ecosystem, but there still remains uncertainty about the efficiency and the proper duration of fencing. Although many studies have concluded that the degraded grassland has been improved after grazing exclusion from the perspective of increase in the total biomass, the community structure may sometimes become poor. However, most of the present studies were conducted using limited observation with a short duration and can't represent the overall picture of community structure changes objectively. Thus, the evaluation of community structure changes based on multi-site and long-term ground monitoring is required to indicate the effect of ecological restoration measures and to take reasonable measures

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0500205); 国家自然科学基金青年基金项目(41701475)

收稿日期: 2021-03-04; **修订日期:** 2021-07-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: libl@lreis.ac.cn

in the THRD. In this paper, the aboveground biomass and biomass ratio of different economic groups at 57 sites were measured to indicate the community structure changes of alpine meadow after grazing exclusion from 2005 to 2017. The aboveground biomass was measured during the peak of growing season each year and plants were sorted into six plant economic groups including gramineae, cyperaceae, edible forb, inedible forb, poisonous grass, and leguminosae. There were two main comparative analysis of aboveground biomass, between the fenced and grazed sites and between years. The results showed that fencing enhanced the total aboveground biomass but not the productivity; the biomass of gramineae and cyperaceae in the fenced sites was significantly higher and edible forbs were significantly lower than those at the grazed sites, and others had no apparent difference; the community biomass had no significant change trend either at the fenced or grazed sites; the biomass proportion of gramineae and cyperaceae decreased by 48.2% and 23.9% respectively and poisonous grass increased by 230.2% during 2005—2017 at the fenced sites. At the grazed sites, the ratio of biomass of gramineae and cyperaceae decreased first and then increased, poisonous grasses and those of forbs were opposite, and all these were related with the implementation of balance measures between grass and livestock. It can be concluded that fencing not only has no significant influence on the total aboveground biomass but even aggravates the community structure of the alpine meadow in the Three-River Headwater Region. The results indicated that long-term grazing exacerbated community structure of alpine meadow and brought about both economic and ecological risks. Therefore, compared to grazing exclusion, which cut off the relationship between livestock and grassland, a more accurate balance measures between grass and livestock should be recommended.

Key Words: the Three-River Headwater Region; aboveground biomass; grassland economic groups; grazing exclusion; balance between grasses and livestock

三江源是中国江河中下游地区以及东南亚国家生态安全和区域可持续发展的重要生态屏障^[1]。作为国家重点生态功能区的重要组成部分,过去几十年间三江源在全球气候变化与人类活动的双重影响下,生态系统退化明显^[2-3]。鉴于此 2005 年和 2014 年国务院分别规划投资 75 亿元和 161 亿元启动了三江源生态环境保护与建设工程一期和二期工程,实施退牧还草、黑土滩治理、湿地保护等生态保护与修复项目^[4-5]。因此,客观评价区域生态质量状况及其变化,对国家生态保护成效评估及生态保护政策的制定具有重要意义。

遥感数据覆盖范围广泛且获取方便,是进行大区域生态评估常用的技术手段。目前在三江源地区进行的生态评估主要是利用遥感手段和地理信息系统技术,侧重从生态系统类型、生态系统生产力和生态系统服务角度进行评估。在国家实施三江源保护工程后,三江源地区生态系统格局稳定少动,水体与湿地生态系统整体有所恢复^[6-9];植被指数、净初级生产力、地上生物量等表征草地生产力指标的监测也表明植被呈现恢复趋势,生态状况逐渐改善^[10-19],但也有一部分研究结果表明高寒草地生产力下降或基本保持稳定^[20-23];另外,生态系统服务功能也呈好转趋势^[24-26]。

遥感技术虽然对三江源区域宏观生态状况评估具有优势,但无法反映生态系统结构的变化。生态系统整体生产力提高,不一定代表着草地群落结构向好的方向转变。目前对三江源草地群落结构变化评估主要是基于地面样方调查数据来进行,多数研究结果表明围栏封育提高了地上生物量,草地禾本科和莎草科等优良牧草增加,生态状况改善^[10, 16-17, 27-30]。但部分学者也发现部分地区在围栏封育后,虽然地上草地盖度与地上生物量恢复,但没有改变杂草的主导地位,莎草科等优良牧草覆盖度减少^[31-33],杂草生物量比禾本科增加幅度更大,甚至出现了禾本科和莎草科植物几乎消失的情况^[34]。围栏封育导致毒杂草比例增加在其他区域的研究中亦有过很多报导,Li 等在内蒙古高原沙漠化草地禁牧 26 年后发现一年生杂草显著增加并在群落中占据了主导地位^[35],1998—2016 年在内蒙古进行的禁牧实验发现在长达 18 年禁牧后杂草生物量占比显著增加,而禾本科的百分比显著减少^[36],在美国^[37-38]、土耳其^[39]、捷克^[40]、苏格兰^[41]、伊朗^[42-43]等地区的围栏实验也观测到了禁牧后杂草生物量占比显著提高的现象。从现有的研究成果来看,围栏封育并不一定会改善草地植物群落结构。在三江源地区,由于地面监测数据获取困难,现有研究多样点数量有限且缺乏连续长时间的观测,给三江源区围栏封育效果评价带来了很大的不确定性。本文拟基于多监测站点长时间序列草地各经济类

群地上生物量的变化来评价三江源草地群落结构的变化,从而评估三江源地区生态保护与修复措施的成效,为生态保护与修复绩效评估以及生态保护政策制定提供可靠的依据。

1 研究方法

1.1 研究区概况

三江源是指长江、黄河、澜沧江的源头地区,位于中国青海省南部,地理位置介于北纬 $31^{\circ}39'$ — $36^{\circ}16'$ 、东经 $89^{\circ}24'$ — $102^{\circ}23'$ 之间,总面积约 36.3 万 km^2 ,行政区域包括玉树、果洛、海南、黄南四个藏族自治州的 16 个县和格尔木市的唐古拉山乡(图 1)。研究区以山原和峡谷地貌为主,海拔 4000 — 6000m ,西北-东南走向的巴颜喀拉山和阿尼玛卿山将三江源分为以果洛州为主体的东北部黄河源区和以玉树州为主体的西南长江、澜沧江源区,地势由东南向西北逐渐升高。三江源属典型的高原大陆性气候,冷暖交替、干湿分明、水热同期,年平均气温为 -5.6 — 7.8°C ,年总降水量在 262 — 772mm 之间。植被类型以草地为主(面积占比约为 68%),包括高寒草甸、高寒草原、沼泽湿地和温性草原等^[13],另外还分布有针叶林、灌丛、高山植被等。土壤类型按海拔从高到低依次分布有高山寒漠土、高山草甸土、高山草原土、山地草甸土、灰褐土、栗钙土和山地森林土,沼泽化草甸土也较为发育,冻土分布广泛。虽然在三江源生态保护工程开始实施后开始减畜,但三江源地区草地多年平均载畜总量高达 2003.7 万羊单位,仍处于超载状态^[44]。

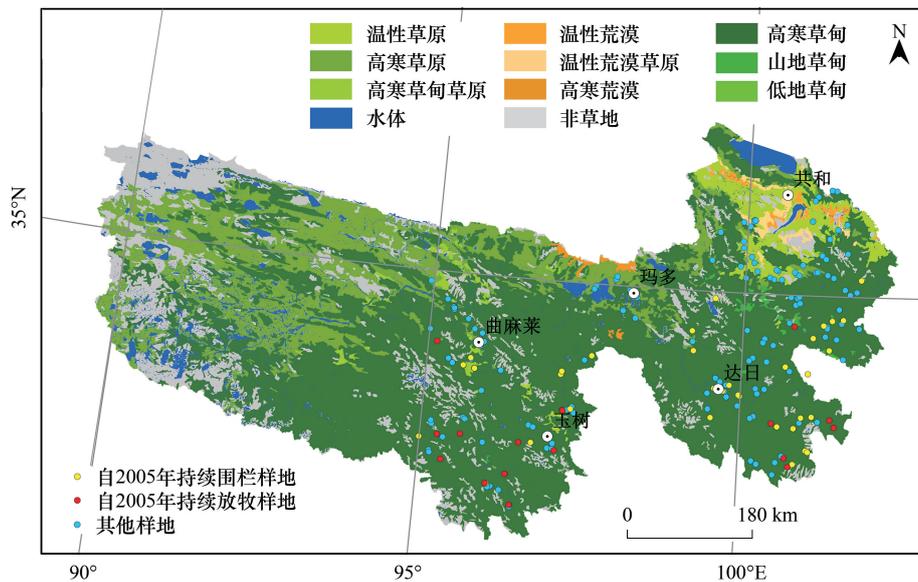


图 1 研究区地理位置、植被类型及采样点分布图

Fig.1 The location, grassland type and sampling points of the Three River Headwater Region

1.2 数据来源及预处理

研究中使用的数据包括牧草营养枝高度、生殖枝高度、植被盖度以及地上生物量四个指标,数据来源于青海省草原总站,数据获取的时段为 2005—2017 年。数据采集时间一般在夏季天然草地牧草生长盛期,多为 8 月中上旬。样地面积不小于 1km^2 ,每个样地布设 3—6 个样方,样方之间的间距为 250m 左右,样方面积为 $1\text{m}\times 1\text{m}$ 。地上生物量测定时在样方内将牧草齐地面刈割,按禾本科、莎草科、豆科、可食杂草、不可食杂草和毒草等经济类群分别称重,其中禾本科和莎草科牧草统计的是牲畜喜食优良牧草,两个科中的毒杂草统计到其他相应的各毒杂草经济类群中。在各经济类群生物量基础上,统计了总生物量和可食草总量以反映草地总生产力与经济效益,统计了禾本科和莎草科牧草总生物量以及毒杂草总量来反映植被退化状态。另外,为反映围栏封育对草地植物群落结构的影响,还计算了各经济类群、可食草总量、毒杂草总量以及禾莎总量占总生

物量的比例。

2005—2017 年三江源区共布设了 227 个样地,由于布设的样地是逐年增加的,样地数量在不同年份差异较大。为保证数据的可比性,本研究只选择了研究时段内序列完整的监测数据。其中,围栏封育样地从三江源保护工程开始实施的 2005 年开始围封,且在研究时段内持续禁牧,放牧样地从 2005 年开始持续放牧。在围栏和放牧样地中分别有 39 个和 18 个满足要求,其中包括八个对照样地,样点分布如图 1 所示。在数据分析时,对比围栏内外各个指标统计量大小采用了 8 对对照样地数据。为尽量反映三江源围栏封育整体效果,在对比围栏内外变化趋势时,围栏内外都采用了全部样地数据进行分析。

1.3 数据分析

采用 Shapiro-Wilk 检验和 Kolmogorov-Smirnov 检验,对牧草营养枝高度、生殖枝高度、盖度、各经济类群生物量、可食草总量、毒杂草总量、禾莎总量、总生物量以及各经济类群、可食草总量、毒杂草总量以及禾莎草总量占总生物量比例等指标进行统计检验后,发现多不服从正态或对数正态分布。因此对各指标在围栏区与放牧区总体大小差异进行统计检验时采用了 Mann-Whitney U 检验方法,总体大小比较时统计量采用中位数。

除了判断围栏区与放牧区各指标总体大小差异以外,本文还采用最小二乘法拟合各指标中位值的时间序列变化趋势,采用 F 检验对拟合方程进行可靠性检验,并在此基础上比较围栏区与放牧区各指标总体大小变化趋势的差别,具体计算公式如下:

$$TCR_i = \left| \frac{(\beta \times t_n + a) - (\beta \times t_1 + a)}{\beta \times t_1 + a} \right| \times 100 \quad (1)$$

$$ACR_i = TCR_i / (t_n - t_1) \quad (2)$$

$$y = a + \beta \times t \quad (3)$$

式中, TCR_i 表示研究时段内第 i 个指标总变化率, ACR_i 表示研究时段内第 i 个指标年变化率, t_1 和 t_n 分别为研究时段的起始和终止年份。 y 为某指标值, t 为年份, a 和 β 为拟合方程的参数,采用最小二乘法拟合获得。

2 研究结果

2.1 主要指标总体大小

2.1.1 高度、盖度与总生物量

围栏封育显著提高了牧草的高度和地上生物量,盖度略有提高但不显著。2005—2017 年从围栏内外对照数据来看,围栏内营养枝平均高度、生殖枝平均高度和地上总生物量都显著高于围栏外对照区。围栏内营养枝平均高度中位值为 6.7cm,围栏外为 6.0cm,围栏内比围栏外高 11.6% ($P=0.043$),围栏内生殖枝平均高度中位值为 17.5cm,围栏外为 15.1cm,围栏内比围栏外高 15.9% ($P=0.008$),围栏内地上生物量中位值为 4569.8kg/hm²,围栏外为 3741.1kg/hm²,围栏内比围栏外高 22.2% ($P<0.001$) (表 1)。

表 1 围栏与放牧区主要指标总体大小差异

Table 1 Significance test between two averages of main indicators between fenced and grazed samples

监测项目 Items	控制方式 Control	样本数 Numbers	中位值 Median	差异比例/% Difference/%	<i>P</i>
营养枝平均高度/cm	围栏内	76	6.7	11.6	0.043
Vegetative branch height	放牧区	76	6.0		
生殖枝平均高度/cm	围栏内	76	17.5	15.9	0.008
Reproductive branch height	放牧区	76	15.1		
植被盖度/%	围栏内	74	86.1	2.9	0.203
Vegetation cover	放牧区	74	83.7		
总生物量/(kg/hm ²)	围栏内	77	4569.8	22.2	0.000
Total biomass	放牧区	77	3741.1		

2.1.2 各经济类群生物量

2005—2017 年只有禾本科、可食草总量和禾莎总量在围栏封育区和放牧区有显著的差异 ($P < 0.05$), 而莎草科、豆科、可食杂草、不可食杂草以及毒草则没有显著差异。围栏封育区禾本科生物量中位值为 1187.7 kg/hm^2 , 放牧区为 792.2 kg/hm^2 , 围栏区比放牧区高 49.9%。围栏封育区可食草生物量中位值为 3554.5 kg/hm^2 , 放牧区为 2861.7 kg/hm^2 , 围栏区比放牧区高 24.2%。禾莎总量在围栏封育区中位值为 2207.3 kg/hm^2 , 在放牧区为 1654.5 kg/hm^2 , 围栏区比放牧区高 33.4% (表 2)。

表 2 围栏与放牧区各功能群生物量总体大小检验

Table 2 Inspection of the difference in biomass of functional groups in fenced and grazed sites

经济类群 Economic groups	控制方式 Control	样本数 Numbers	生物量中位值 Biomass median/(kg/hm^2)	差异比例/% Difference/%	<i>P</i>
禾本科 Gramineae	围栏内	77	1187.7	49.9	0.024
	放牧区	77	792.2		
莎草科 Cyperaceae	围栏内	77	1019.6	18.2	0.206
	放牧区	77	862.3		
豆科 Leguminosae	围栏内	77	166.1	23.3	0.065
	放牧区	77	134.8		
可食杂草 Edible forb	围栏内	77	1181.0	10.1	0.258
	放牧区	77	1072.5		
不可食杂草 Inedible forb	围栏内	77	528.7	2.0	0.866
	放牧区	77	518.1		
毒草 Poisonous grass	围栏内	77	486.7	34.7	0.140
	放牧区	77	361.2		
可食草总量 Edible grass	围栏内	77	3554.5	24.2	0.001
	放牧区	77	2861.7		
禾莎草总量 Gramineae and Cyperaceae	围栏内	77	2207.3	33.4	0.002
	放牧区	77	1654.5		

2.1.3 各经济类群生物量占比

2005—2017 年 6 个经济类群中莎草科生物量占比最高, 在围栏封育区和放牧区分别为 26.7% 和 28.6%; 其次为可食杂草, 占比分别为 25.4% 和 24.5%; 禾本科占比分别为 22.2% 和 20.1%; 不可食杂草为 12.3% 和 13.0%; 毒草占比分别为 9.8% 和 10.1%; 豆科牧草占比最小, 都为 3.6%。各经济类群生物量占比在围栏封育区和放牧区呈现出相似的规律, 各个指标在围栏内外都没有显著的差异 (表 3)。

2.2 主要指标变化趋势

2.2.1 高度、盖度与总生物量

2005—2017 年总生物量在围栏封育区和放牧区都没有显著的趋势性变化 ($P > 0.1$), 营养枝平均高度、生殖枝平均高度与植被盖度在围栏封育区都呈现出显著的减少趋势 ($P < 0.05$), 而在放牧区变化趋势都不显著 ($P > 0.1$)。在围栏封育区, 研究时段内围栏封育区营养枝平均高度减少了 34.8%, 平均每年减少 2.9%; 生殖枝平均高度减少了 38.4%, 平均每年减少 3.2%; 植被盖度减少了 4.8%, 平均每年减少 0.4% (图 2)。

2.2.2 各经济类群生物量

2005—2017 年各经济类群生物量多数未表现出明显的趋势性变化, 只有毒草和可食杂草在围栏封育区和放牧区表现出趋势性变化 ($P < 0.1$)。在研究时段内围栏封育区毒草生物量共增加了 335.0%, 平均每年增加 27.9%; 可食杂草增加了 26.2%, 平均每年增加 2.2%。在研究时段内放牧区毒草增加了 136.6%, 平均每年增加 11.4%; 可食杂草减少了 29.5%, 平均每年减少 2.5% (图 3)。

表3 围栏与放牧区各功能群生物量比例总体大小

Table 3 The difference in biomass proportion of functional groups in fenced and grazed sites

经济类群 Economic groups	控制方式 Control	样本数 Numbers	生物量比例中位值/% Median of proportion of biomass	差异比例/% Difference/%	<i>P</i>
禾本科 Gramineae	围栏内	77	22.2	10.1	0.238
	放牧区	77	20.1		
莎草科 Cyperaceae	围栏内	77	26.7	-6.6	0.348
	放牧区	77	28.6		
豆科 Leguminosae	围栏内	77	3.6	2.3	0.869
	放牧区	77	3.6		
可食杂草 Edible forb	围栏内	77	25.4	3.4	0.551
	放牧区	77	24.5		
不可食杂草 Inedible forb	围栏内	77	12.3	-6.0	0.498
	放牧区	77	13.0		
毒草 Poisonous grass	围栏内	77	9.8	-2.9	0.834
	放牧区	77	10.1		
可食草总量 Edible grass	围栏内	77	77.9	1.4	0.532
	放牧区	77	76.8		
禾莎草总量 Gramineae and Cyperaceae	围栏内	77	48.9	0.3	0.937
	放牧区	77	48.7		

2.2.3 各经济类群生物量占比

2005—2017年各经济类群生物量占比多数表现出明显的趋势性变化($P < 0.1$),但在围栏封育区与放牧区具有明显的差异。在5个基本经济类群中,围栏封育区禾本科、莎草科、可食杂草和毒草各功能群生物量占比有显著的趋势性变化;放牧区可食杂草、不可食杂草与毒草具有明显变化趋势($P < 0.1$),豆科牧草生物量占比在围栏封育区和放牧区都没有显著的变化趋势。在围栏封育区和放牧区,可食草总量都具有显著的变化趋势,而禾莎草总量则只有围栏封育区具有显著的变化趋势($P < 0.1$)。

在围栏封育区禾本科和莎草科生物量占比都呈显著减少趋势,研究时段内分别减少了48.2%和23.9%,平均每年分别减少4.0%和3.3%;毒草占比增加了230.2%,平均每年增加19.2%;可食杂草增加了42.0%,平均每年增加3.5%;禾莎草总量占比减少了31.2%,平均每年减少2.6%。在放牧区,可食杂草占比在研究时段内减少了37.7%,平均每年减少3.1%;不可食杂草占比增加了113.9%,平均每年增加9.5%;毒草在研究时段内增加了170.3%,平均每年增加14.2%。围栏封育区和放牧区的可食草总量占比在研究时段内分别减少了13.5%和14.9%,平均每年减少1.1%和1.2%(图4)。

3 讨论

3.1 围栏封育区群落构成变化形成机制

围栏封育区草地地上生物量在时间序列上表现为波动中保持稳定(图5),但其内部种群结构发生了变

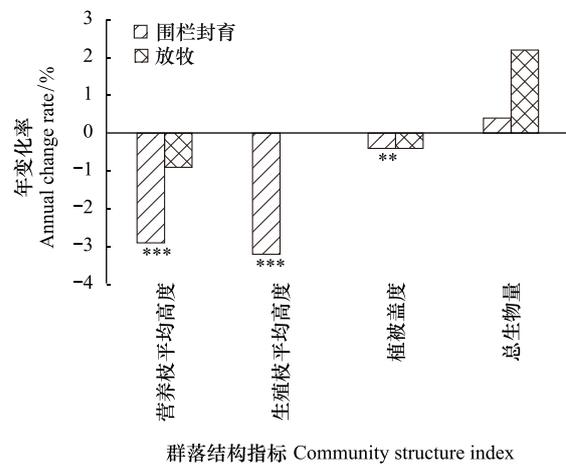


图2 围栏封育区与放牧区主要指标变化趋势

Fig.2 Change trend of main indicators in fenced and grazed sites

表示所用拟合方程的显著性水平; * 表示显著 ($P < 0.05$), * * 表示非常显著 ($P < 0.01$)

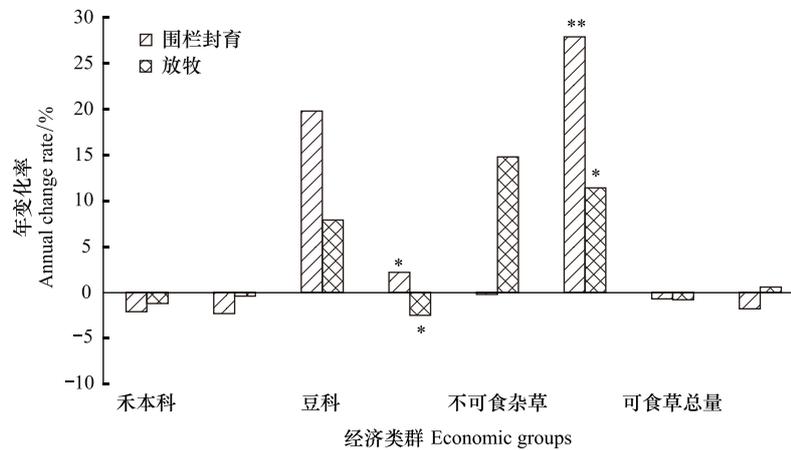


图 3 围栏封育区与放牧区各经济类群生物量变化趋势

Fig.3 Change trend of biomass of different economic groups in fenced and grazed sites

表示所用拟合方程的显著性水平, * 表示边际显著($P < 0.1$), ** 表示显著($P < 0.05$)

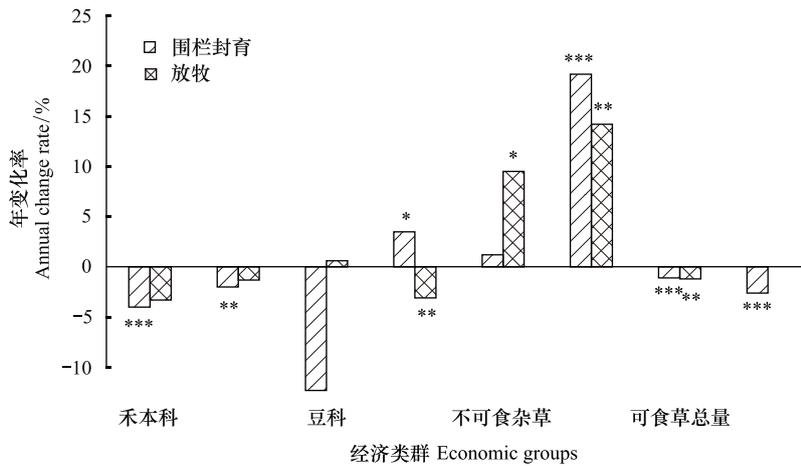


图 4 围栏封育区与放牧区各经济类群生物量占比变化趋势

Fig.4 Change trend of biomass ratios of different economic groups to total biomass in fenced and grazed sites

表示所用拟合方程的显著性水平, * 表示边际显著($P < 0.1$), ** 表示显著($P < 0.05$), *** 表示非常显著($P < 0.01$)

化。具体表现为减少未退化状态下作为建群种的禾本科和莎草生物量占比,增加杂草与毒草占比。研究时段内禾本科和莎草科生物量占比分别减少 48.2%和 23.9%,毒草增加了 230.2%,可食杂草增加了 42.0%,而从整个可食草量占比来看,也降低了 13.5%(图 3)。从放牧区来看,禾本科和莎草科生物量占比都较稳定,未呈现显著性变化,生物量占比变化主要通过减少可食杂草增加不可食杂草和毒草来实现(图 4)。研究时段内,可食杂草减少了 37.7%,不可食杂草和毒草分别增加了 14.6%和 170.3%。可见围栏封育区尽管总生物量保持稳定,但群落结构已呈现出显著的恶化趋势,且比同期自由放牧区恶化更为突出。这与 Li 等^[31]在三江源的研究结果类似。

围栏区莎草科生物量占比下降主要是由于莎草科牧草在与禾本科和毒杂草对光照的竞争处于劣势。在放牧压力消除后,由于禾本科牧草和毒杂草等多植株高大,枝叶繁盛,在光热资源竞争中处于优势地位^[45-46],而植株低矮的莎草科牧草作为下繁草,由于植株被遮阴导致光合速率降低^[47],在竞争中处于弱势地位,尽管不再被牲畜啃食,生物量占比也会逐年下降。

毒杂草尤其是毒草快速增长,首先与放牧压力消除后其对光热资源的强竞争能力有关。青藏高原的毒杂草主要有黄花棘豆(*Oxytropis ochrocephala*)、狼毒(*Stellera chamaejasme*)、醉马草(*Achnatherum inebrians*)、黄帚

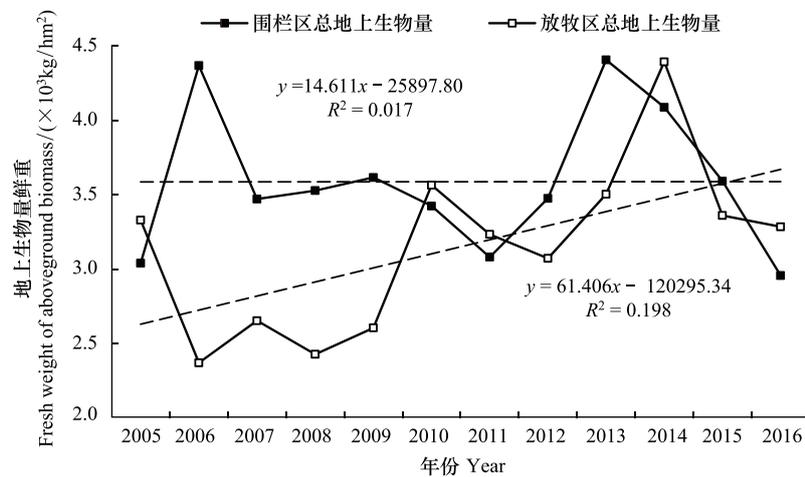


图5 围栏封育区与放牧区地上生物量年际变化

Fig.5 Variation of aboveground biomass in fenced and grazed sites

橐吾 (*Ligularia virgaurea*) 等^[48]。毒杂草大多株体较高,具有繁茂的叶层以及较大的比叶面积,在与禾本科和莎草科尤其是莎草科植物对光热资源的竞争中处于优势地位,导致天然草地植物禾本科和莎草科牲畜喜食的优良牧草逐渐减少,草地经济价值逐渐降低^[49-50]。其次,由于放牧压力的消除,毒杂草不再遭受牲畜的踩踏,植株相对较高的茎不再折断,叶层也就更为繁盛,使禾本科与莎草科这些耐牧牧草进一步丧失了竞争优势。另外,毒杂草多以有性生殖为主,繁殖能力强,且生长迅速,适应性强,进一步加剧了毒杂草的蔓延,从而使毒杂草生物量占比逐渐增加^[51-53]。

禾本科牧草在围栏封育后占比降低,主要与其同毒杂草竞争中失去对光热资源的竞争优势有关,可能还与禾本科与莎草科分布区地表会产生更多枯落物有关。天然草地中禾本科与莎草科植株多呈现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,而毒杂草植株高大且比叶面积大,在枯黄后枯落物尤其是叶子会快速被秋冬季大风所侵蚀,地表很难保留较多的枯落物。从表4可以看出,禾本科生物量占比与返青期和主要生长季平均气温具有良好的相关关系,而毒杂草受温度影响则小得多(表4)。在三江源低温严寒环境下,较多的枯落物限制了禾本科(包括莎草科)牧草对光热资源的获取,进一步导致了禾本科牧草生物量占比逐渐减少。另外,禾本科植物多数植株较高,对富含木质素结构成分的氮投资更多,其枯落物质量较差,分解速率慢,导致相对较高的地表遮蔽和较低的土壤养分,不利于植物生长^[53]。

表4 生长季降水与温度与各功能群生物量比例相关系数

Table 4 Relationship between temperature, precipitation and biomass proportion in growing season

经济类型 Economic groups	气候指标 Climatic indicators	样本数 Number of samples	5月 April	6月 June	7月 July	8月 August
禾本科 Gramineae	气温	515	0.221 **	0.237 **	0.194 **	0.198 **
莎草科 Cyperaceae	降水	515	-0.007	-0.097 *	-0.067	-0.013
豆科 Leguminosae	气温	515	-0.339 **	-0.310 **	-0.254 **	-0.233 **
可食杂草 Edible forb	降水	515	-0.273 **	-0.166 **	-0.114 **	-0.107 *
不可食杂草 Inedible forb	气温	515	0.053	0.048	-0.001	0.046
毒草 Poisonous grass	降水	515	0.178 **	0.122 **	0.012	0.125 **
	气温	515	0.092 *	0.079	0.061	0.023
	降水	515	0.161 **	0.140 **	0.191 **	0.135 **
	气温	515	0.134 **	0.066	0.096 *	0.047
	降水	515	0.165 **	0.109 *	0.104 *	0.045
	气温	515	0.059	0.080	0.041	0.090 *
	降水	515	0.040	0.064	-0.109 *	-0.082

** $P < 0.001$; * $P < 0.05$

另外,毒草对禾本科牧草存在化感作用,可通过自身的分泌物或挥发物抑制种子的萌发和胚根的生长来限制禾本科牧草的发育^[54]。马瑞君等对黄帚橐吾(*Ligularia virgaurea*)的研究发现其体内富含的挥发物会减少禾本科植物种子的萌发率、抑制种子的萌发速率,从而获得竞争优势^[55]。唐燕研究表明白苞筋骨草(*Ajuga lupulina*)和铁棒锤(*Aconitum pendulum*)的水浸提液对当地禾本科牧草具有显著的化感抑制作用^[56]。

3.2 放牧区群落结构变化与放牧压力

国家在十二五(2011—2015)和十三五(2016—2020)开始实施“草原生态保护补助奖励政策”,其中对禁牧区域以外的草原根据承载能力核定合理载畜量,实施草畜平衡管理,并按照每年每公顷 0.17 元的测算标准给予草畜平衡奖励。从监测数据来看,尽管总生物量都没有表现出显著的趋势性变化,但放牧区草地群落结构已发生了明显变化,说明该政策对三江源高寒草甸区群落结构确实产生了深刻的影响。

从围栏封育区来看,禾本科、莎草科生物量占比呈显著减少趋势,毒草和可食杂草呈增加趋势;而在同时段放牧区的群落结构可以看出明显的阶段性特征,禾莎草生物量占比先减少后增加,2005—2011 年快速减少,而 2012—2017 年又呈明显增加趋势(图 6)。可食杂草生物量占比在 2005—2011 年维持较高的比例,而 2012—2017 则维持较低的比例。毒草生物量占比 2005—2011 年持续增加,而 2012—2017 则持续降低。

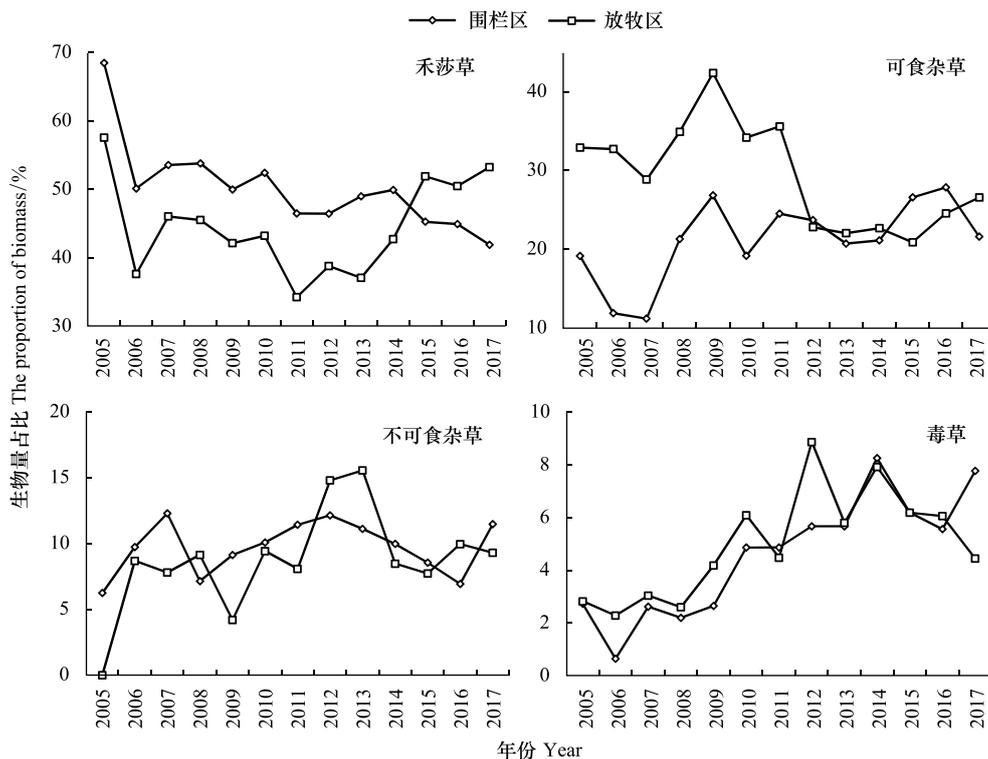


图 6 各经济类群生物量占比年际变化

Fig.6 Interannual variation of biomass proportion of each functional group

各经济类群生物量占比变化的时间转折点与国家天然草原保护政策实施节点非常吻合。《青海省草原生态保护补助奖励机制实施意见(试行)》青政办[2011]229号明确要求,在2011—2015年对全省1.6千万公顷中度以上退化天然草原实施禁牧,《新一轮草原生态保护补助奖励政策实施方案(2016—2020年)》青政办[2016]195号文要求在2016—2020年开始的新一轮草原生态保护补助奖励政策中,继续对这1.6千万公顷天然草原实施禁牧。可见,实施草畜平衡明显改善了草地群落的物种结构。在草畜平衡政策开始的第二年(2012年),草畜平衡在非禁牧区开始全面实施,在减少了牲畜压力后,禾本科与莎草科等优良牧草得到一定程度的修养生息,生物量占比由未实施前的持续减少而改变为持续增加,相应地可食杂草则占比迅速减少,基

本稳定在 20—30% 之间,不可食杂草生物量占比改变了持续增加的趋势,从 2014 年开始生物量占比也基本稳定在 10% 以下。

需要注意的是,毒草生物量占比在实施草畜平衡政策后,迅速增加而后逐渐减少。这反映了在实施草畜平衡政策前,在牲畜压力减轻后,这些具有较大叶面积的毒杂草受牲畜踩踏的机会减少,而退化草地又为其扩张提供了生长空间。然而,这些阔叶毒草毕竟耐牧性差,在后续牲畜不断踩踏下植株受损,影响了毒草的生长与繁殖,其生物量占比逐渐减小,可见牲畜的踩踏对控制毒杂草扩张就有重要意义。

3.3 持续围栏封育负面效应与对策

三江源地区目前采取围栏封育的区域并不能显著提高草地的生产力,反而造成了草地群落结构变差等负面效应。未退化状态下作为建群种的禾本科与莎草科牲畜喜食的优良牧草生物量占比持续下降,毒杂草尤其是毒草增加迅速,经过 10 余年的封育草地群落结构变差且没有出现好转的迹象。草地群落结构变差首先影响的是草地经济价值,禾莎草生物量占比在研究时段内降低了 31.2%,即使可食杂草增加了 42.0%,但可食草总量总体上降低了 13.5%,而且减少的主要是优良牧草。

现有的围栏封育措施还可能带来生态风险。禾本科和莎草科植物一般具有较发达的须根,尤其是莎草科植物根冠比明显高于杂类草^[57-58]。禾本科和莎草科生物量占比下降,尤其是莎草科生物量占比下降,意味着高寒草甸区地下根系量减少^[59],从而降低了草地生态系统的水源涵养和水土保持功能。另外,禾本科和莎草科凋落物分解速率明显低于杂类草^[60],杂类草占比增加也会导致地表凋落物存量减少,进一步削弱了草地水源涵养和水土保持功能。

毒杂草增加可能加速围栏封育区的土壤风蚀。毒杂草植株多高大且比叶面积大,在枯黄期枯落物会快速被秋冬季大风所侵蚀,地表很难保留较多的枯落物,在植被枯萎季节大大加速了土壤风蚀。禾本科与莎草科牧草披针形和针形叶片及以紧伏地表的流线型垫状体,可有效地减少植物体的受风面积^[61],从而保留更多的枯落物,大大减少土壤风蚀影响。

围栏封育后植被群落结构改变,可能进一步加剧鼠害,进而加剧草地的退化。在三江源地区主要野生鼠类为喜马拉雅旱獭、高原鼢鼠和高原鼠兔,其食谱狭窄且对鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)、甘肃棘豆(*Oxytropis kansuensis*)、蓝花棘豆(*Oxytropis caerulea*)、兰石草(*Lancea tibetica*)等杂类草有偏好性^[62-63]。毒杂草增加为这三类动物都提供了更为丰富的食物来源。而植被生殖枝和营养枝变得低矮,盖度降低,也会为啮齿类动物提供了更好的生存环境^[64]。

草地禁牧是青海省草地恢复的主要手段之一。然而,从 10 余年多样点持续地面观测结果来看,在三江源地区中重度退化草地中长期持续禁牧并不能显著提高草地的生产力,反而会导致禾本科与莎草科牲畜喜食的优良牧草生物量占比持续下降,毒杂草尤其是毒草显著增加,降低草地的经济价值,也会损害水源涵养与水土保持等生态功能。目前,放牧在草地生态恢复中的作用容易被忽视,牲畜践踏与采食可以增加牧草分蘖,加速牧草叶片更新,进而可以提高光合能力。牧草种子在牲畜践踏后更易进入土壤,且牲畜践踏对阔叶杂草的控制,牲畜粪便对土壤氮、磷平衡的维持以及牲畜活动对鼠类的控制等,对草地恢复都具有正面意义。因此,草畜平衡政策可以在不同退化程度草地上实施,在草畜平衡的前提下对各类退化草地减畜可能是目前草地恢复需要特别重视的途径。实际操作中可以基于牲畜可以采食的实际产草量以及生态保护目标,确定更为合理的载畜量,对各类退化草地实施更为精准的草畜平衡管理。

4 结论

围栏封育是三江源生态保护与修复主要措施之一,本文基于 2005—2017 年多样地草地各经济类群地上生物量的监测数据,对草地群落结构变化进行了分析。研究结果表明研究时段内三江源地区围栏封育显著提高了群落地上生物量,在围栏封育期间地上生物量稳定,但群落结构出现恶化趋势。研究时段内禾本科和莎草科优良牧草生物量占比分别减少了 48.2% 和 23.9%,毒草增加了 230.2%,可食杂草增加了 42.0%。而放牧

区草地群落结构变化具有明显的阶段性特征,禾莎草生物量占比先减少后增加,毒草杂草生物量占比先增加后减少,其变化可能与国家推行的草原生态保护补助奖励政策中草畜平衡措施有关。从现有研究结果来看,大部分研究中围栏区与放牧区的毒杂草比例和生物量无显著性差异,可能与围栏封育的观测年限较短有关。现有的持续围栏封育措施不但降低了草地的经济价值,也带来了一定的生态风险。基于草地实际产草量以及生态保护要求,确定更为合理的载畜量,实施更为精准的草畜平衡管理,应该比切断牲畜与草地关系的长期禁牧封育更为有效。

参考文献 (References):

- [1] 董锁成, 周长进, 王海英. “三江源”地区主要生态环境问题与对策. 自然资源学报, 2002, 17(6): 713-720.
- [2] 赵志平, 刘纪远, 邵全琴. 三江源自然保护区土地覆被变化特征分析. 地理科学, 2010, 30(3): 415-420.
- [3] 刘纪远, 徐新良, 邵全琴. 近 30 年来青海三江源地区草地退化的时空特征. 地理学报, 2008, 63(4): 364-376.
- [4] 国务院. 青海三江源自然保护区生态保护和建设总体规划. (2005-02-21) [2021-07-09]. <https://cfem.org/portal/article/index/id/5464/page/131.html>.
- [5] 国务院. 青海三江源生态保护和建设二期工程规划. (2015-01-04) [2021-07-09]. <https://www.doc88.com/p-1456082421232.html?r=1>.
- [6] Shen G, Yang X C, Jin Y X, Xu B, Zhou Q B. Remote sensing and evaluation of the wetland ecological degradation process of the Zoige Plateau Wetland in China. *Ecological Indicators*, 2019, 104: 48-58.
- [7] Zhao Z L, Zhang Y L, Liu L S, Liu F G, Zhang H F. Recent changes in wetlands on the Tibetan Plateau: a review. *Journal of Geographical Sciences*, 2015, 25(7): 879-896.
- [8] Xue Z S, Lyu X, Chen Z K, Zhang Z S, Jiang M, Zhang K, Lyu Y. Spatial and temporal changes of wetlands on the Qinghai-Tibetan Plateau from the 1970s to 2010s. *Chinese Geographical Science*, 2018, 28(6): 935-945.
- [9] Zhang Y, Wang G X, Wang Y B. Changes in alpine wetland ecosystems of the Qinghai-Tibetan Plateau from 1967 to 2004. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 180(1): 189-199.
- [10] Chen B X, Zhang X Z, Tao J, Wu J S, Wang J S, Shi P L, Zhang Y J, Yu C Q. The impact of climate change and anthropogenic activities on alpine grassland over the Qinghai-Tibet Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2014, 189-190: 11-18.
- [11] Pan Y, Yu C Q, Zhang X Z, Chen B X, Wu J X, Tu Y L, Miao Y J, Luo L M. A modified framework for the regional assessment of climate and human impacts on net primary productivity. *Ecological Indicators*, 2016, 60: 184-191.
- [12] Zhou D C, Hao L, Kim J B, Liu P L, Pan C, Liu Y Q, Sun G. Potential impacts of climate change on vegetation dynamics and ecosystem function in a mountain watershed on the Qinghai-Tibet Plateau. *Climatic Change*, 2019, 156(1): 31-50.
- [13] Han Z, Song W, Deng X Z, Xu X L. Grassland ecosystem responses to climate change and human activities within the Three-River Headwaters region of China. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 9079.
- [14] Xu H J, Wang X P, Zhang X X. Alpine grasslands response to climatic factors and anthropogenic activities on the Tibetan Plateau from 2000 to 2012. *Ecological Engineering*, 2016, 92: 251-259.
- [15] Shen W S, Zou C X, Liu D, Ouyang Y, Zhang H, Yang C Y, Bai S Y, Lin N F. Climate-forced ecological changes over the Tibetan Plateau. *Cold Regions Science and Technology*, 2015, 114: 27-35.
- [16] Wei X X, Yan C Z, Wei W. Grassland dynamics and the driving factors based on net primary productivity in Qinghai Province, China. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2019, 8(2): 73.
- [17] Yang Y H, Fang J Y, Pan Y D, Ji C J. Aboveground biomass in Tibetan grasslands. *Journal of Arid Environments*, 2009, 73(1): 91-95.
- [18] Zhang Y L, Qi W, Zhou C P, Ding M J, Liu L S, Gao J G, Bai W Q, Wang Z F, Zheng D. Spatial and temporal variability in the net primary production of alpine grassland on the Tibetan Plateau since 1982. *Journal of Geographical Sciences*, 2014, 24(2): 269-287.
- [19] Yi S H, Wang X Y, Qin Y, Xiang B, Ding Y J. Responses of alpine grassland on Qinghai-Tibetan plateau to climate warming and permafrost degradation: a modeling perspective. *Environmental Research Letters*, 2014, 9(7): 074014.
- [20] Liu H Y, Mi Z R, Lin L, Wang Y H, Zhang Z H, Zhang F W, Wang H, Liu L L, Zhu B, Cao G M, Zhao X Q, Sanders N J, Classen A T, Reich P B, He J S. Shifting plant species composition in response to climate change stabilizes grassland primary production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4051-4056.
- [21] Luo Z H, Wu W C, Yu X J, Song Q M, Yang J, Wu J H, Zhang H J. Variation of net primary production and its correlation with climate change and anthropogenic activities over the Tibetan Plateau. *Remote Sensing*, 2018, 10(9): 1352.
- [22] Zhang Y, Zhang C B, Wang Z Q, Chen Y Z, Gang C C, An R, Li J L. Vegetation dynamics and its driving forces from climate change and human

- activities in the Three-River Source Region, China from 1982 to 2012. *Science of The Total Environment*, 2016, 563-564: 210-220.
- [23] Piao S L, Fang J Y, He J S. Variations in vegetation net primary production in the Qinghai-Xizang Plateau, China, from 1982 to 1999. *Climatic Change*, 2006, 74(1): 253-267.
- [24] 郑德凤, 郝帅, 吕乐婷, 徐文瑾, 王燕燕, 王辉. 三江源国家公园生态系统服务时空变化及权衡-协同关系. *地理研究*, 2020, 39(1): 64-78.
- [25] 陈春阳, 戴君虎, 王焕炯, 刘亚辰. 基于土地利用数据集的三江源地区生态系统服务价值变化. *地理科学进展*, 2012, 31(7): 970-977.
- [26] Jiang C, Li D Q, Wang D W, Zhang L B. Quantification and assessment of changes in ecosystem service in the Three-River Headwaters Region, China as a result of climate variability and land cover change. *Ecological Indicators*, 2016, 66: 199-211.
- [27] Rong Y P, Yuan F, Ma L. Effectiveness of exclosures for restoring soils and vegetation degraded by overgrazing in the Junggar Basin, China. *Grassland Science*, 2014, 60(2): 118-124.
- [28] Du C J, Jing J, Shen Y, Liu H X, Gao Y H. Short-term grazing exclusion improved topsoil conditions and plant characteristics in degraded alpine grasslands. *Ecological Indicators*, 2020, 108: 105680.
- [29] Fan Y J, Hou X Y, Shi H X, Shi S L. Effects of grazing and fencing on carbon and nitrogen reserves in plants and soils of alpine meadow in the three Headwater Resource Regions. *Russian Journal of Ecology*, 2013, 44(1): 80-88.
- [30] 杨永胜, 李红琴, 张莉, 祝景彬, 贺慧丹, 未亚西, 李英年. 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. *山地学报*, 2016, 34(5): 606-614.
- [31] Shang Z H, Deng B, Ding L M, Ren G H, Xin G S, Liu Z Y, Wang Y L, Long R J. The effects of three years of fencing enclosure on soil seed banks and the relationship with above-ground vegetation of degraded alpine grasslands of the Tibetan plateau. *Plant and Soil*, 2013, 364(1/2): 229-244.
- [32] 刘晓琴, 张翔, 张立锋, 李英年, 赵亮, 徐世晓, 李红琴, 马荣荣, 牛犇, 高玉葆, 古松. 封育年限对高寒草甸群落组分和物种多样性的影响. *生态学报*, 2016, 36(16): 5150-5162.
- [33] Shang Z H, Ma Y S, Long R J, Ding L M. Effect of fencing, artificial seeding and abandonment on vegetation composition and dynamics of 'black soil land' in the headwaters of the Yangtze and the Yellow Rivers of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Land Degradation & Development*, 2008, 19(5): 554-563.
- [34] Li S X, Wang Q J, Jing Z C, Wang W Y. The effects of protective enclosure on vegetation diversity, and productivity of degraded alpine kobresia meadow (Qinghai-Tibetan Plateau). *Polish Journal of Ecology*, 2009, 57(3): 495-502.
- [35] Li Y Q, Zhao X Y, Chen Y P, Luo Y Q, Wang S K. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and the associated vegetation and soil characteristics at a semi-arid desertified sandy site in Inner Mongolia, northern China. *Canadian Journal of Soil Science*, 2012, 92(6): 807-819.
- [36] Wang T W, Zhang Z, Li Z B, Li P. Grazing management affects plant diversity and soil properties in a temperate steppe in northern China. *CATENA*, 2017, 158: 141-147.
- [37] Leege T A, Herman D J, Zamora B. Effects of cattle grazing on mountain meadows in Idaho. *Journal of Range Management*, 1981, 34(4): 324-328.
- [38] Bock C E, Bock J H, Kenney W R, Hawthorne V M. Responses of birds, rodents, and vegetation to livestock exclusion in a semidesert grassland site. *Journal of Range Management*, 1984, 37(3): 239-242.
- [39] Fırnıođlu H K, Seefeldt S S, Şahin B. The effects of long-term grazing exclosures on range plants in the central anatolian region of turkey. *Environmental Management*, 2007, 39(3): 326-337.
- [40] Pavlů V, Hejman M, Pavlů L, Gaisler J. Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland. *Applied Vegetation Science*, 2007, 10(3): 375-382.
- [41] Miller G R, Geddes C, Mardon D K. Effects of excluding sheep from an alpine dwarf-herb community. *Plant Ecology & Diversity*, 2010, 3(1): 87-93.
- [42] Tilaki G A D, Borj A A N, Tavakoli H, Aghakhani M H. The effects of enclosure on plants in the semi-arid rangeland of North Khorasan province, Iran. *Desert*, 2010, 15(1): 45-52.
- [43] Karami P, Bandak I, Karaji M G. Comparing the effects of continuous grazing and long term enclosure on floristic composition and plant diversity in rangeland ecosystems of Saral, Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16(12): 7769-7776.
- [44] 张良侠, 樊江文, 邵全琴, 唐风沛, 张海燕, 李愈哲. 生态工程前后三江源草地产草量与载畜压力的变化分析. *草业学报*, 2014, 23(5): 116-123.
- [45] Zou J, Zhao L, Xu S, Xu X, Chen D, Li Q, Zhao N, Luo C, Zhao X. Livestock enclosure with consequent vegetation changes alters photo-assimilated carbon cycling in a *Kobresia* meadow. *Biogeosciences Discussions*, 2013, 10(11): 17633-17661.
- [46] Li W, Liu Y Z, Wang J L, Shi S L, Cao W X. Six years of grazing exclusion is the optimum duration in the alpine meadow-steppe of the north-

- eastern Qinghai-Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 17269.
- [47] Wang J X, Zhong M Y, Wu R X, Dong Q M, Wang K, Shao X Q. Response of plant functional traits to grazing for three dominant species in alpine steppe habitat of the Qinghai - Tibet Plateau, China. *Ecological Research*, 2016, 31(4): 515-524.
- [48] 侯秀敏. 青海天然草地主要毒草现状及防除对策. *青海畜牧兽医杂志*, 2001, 31(2): 30-31.
- [49] 马成武. 青海草地毒草狼毒的发生及防治对策. *新农业*, 2018, (21): 9-10.
- [50] 王生畔. 青海省互助县草地毒草黄花棘豆的危害及其防治. *畜牧与饲料科学*, 2011, 32(2): 22-23.
- [51] 焦付智. 棘豆毒草的危害和防治. *畜牧兽医科技信息*, 2013, (8): 123-123.
- [52] 韩启龙. 海北州草原毒草现状与治理措施. *黑龙江畜牧兽医*, 2011, (8): 116-117.
- [53] Golodets C, Kigel J, Sternberg M. Recovery of plant species composition and ecosystem function after cessation of grazing in a Mediterranean grassland. *Plant and Soil*, 2010, 329(1): 365-378.
- [54] 后源. 青藏高原“黑土滩”毒杂草的化感作用及其对甘肃马先蒿(*Pedicularis kansuensis*)的抑制机制[D]. 兰州: 兰州大学, 2011.
- [55] 马瑞君, 王明理, 朱学泰, 鲁先文, 孙坤. 黄帚橐吾挥发物的化感作用及其主要成分分析. *应用生态学报*, 2005, 16(10): 1826-1829.
- [56] 唐燕. 退化高寒草甸白苞筋骨草和铁棒槌对几种牧草的化感作用[D]. 西宁: 青海大学, 2008.
- [57] Xu W, Zhu M Y, Zhang Z H, Ma Z Y, Liu H Y, Chen L T, Cao G M, Zhao X Q, Schmid B, He J S. Experimentally simulating warmer and wetter climate additively improves rangeland quality on the Tibetan Plateau. *Journal of Applied Ecology*, 2018, 55(3): 1486-1497.
- [58] 龙毅, 孟凡栋, 王常顺, 白玲, 钟扬, 汪诗平. 高寒草甸主要植物地上地下生物量分布及退化对根冠比和根系表面积的影响. *广西植物*, 2015, 35(4): 532-538.
- [59] 王九蛮, 马玉寿, 陈立同. 青藏高原三种优势植物生物量分配的变化规律. *广西植物*, 2017, 37(6): 768-775, 798-798.
- [60] 张丽莉. 青藏高原高寒草甸 15 种常见植物凋落物分解研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2017.
- [61] 姜罡丞, 单广福, 张丽琴. 嵩草属植物对高山气候环境的适应性结构特征. *河南教育学院学报: 自然科学版*, 1999, 8(2): 56-59.
- [62] 苏军虎, Weihong J I, 徐长林, 南志标. 甘南草原主要草食动物的食性及其生态位特征. *动物学杂志*, 2017, 52(3): 381-389.
- [63] 刘伟, 张毓, 王溪, 赵建中, 许庆民, 周立. 植物生长季节不同栖息地高原鼠兔的食物选择. *兽类学报*, 2008, 28(4): 358-366.
- [64] 李雄, 胡向阳, 杨永平. 青藏高原重要牧草高山嵩草的研究现状. *草业与畜牧*, 2013, (1): 30-39.
- [65] 唐燕. 退化高寒草甸白苞筋骨草和铁棒槌对几种牧草的化感作用[D]. 西宁: 青海大学. 2008.
- [66] Xu W, Zhu M Y, Zhang Z H, Ma Z Y, Liu H Y, Chen L T, Cao G M, Zhao X Q, Schmid B, He J S. Experimentally simulating warmer and wetter climate additively improves rangeland quality on the Tibetan Plateau. *Journal of Applied Ecology*, 2018, 55(3): 1486-1497.
- [67] 龙毅, 孟凡栋, 王常顺, 白玲, 钟扬, 汪诗平. 高寒草甸主要植物地上地下生物量分布及退化对根冠比和根系表面积的影响. *广西植物*, 2015, 35(4): 532-538.
- [68] 王九蛮, 马玉寿, 陈立同. 青藏高原三种优势植物生物量分配的变化规律. *广西植物*, 2017, 37(6): 768-775..
- [69] 张丽莉. 青藏高原高寒草甸 15 种常见植物凋落物分解研究[D]. 兰州: 兰州大学. 2017.
- [70] 姜罡丞, 单广福, 张丽琴. 嵩草属植物对高山气候环境的适应性结构特征. *河南教育学院学报(自然科学版)*, 1999, 8(2): 56-59.
- [71] 苏军虎, Weihong J I, 徐长林, 南志标. 甘南草原主要草食动物的食性及其生态位特征. *动物学杂志*, 2017, 52(3): 381-389.
- [72] 刘伟, 张毓, 王溪, 赵建中, 许庆民, 周立. 植物生长季节不同栖息地高原鼠兔的食物选择. *兽类学报*, 2008, 28(4): 358-366.
- [73] 李雄, 胡向阳, 杨永平. 青藏高原重要牧草高山嵩草的研究现状. *草业与畜牧*, 2013, 206(1): 30-39.