

doi:10.11733/j.issn.1007-0435.2026.01.028

引用格式:李佳缙,柳小妮,纪童,等.生态修复对东祁连山不同类型草地群落特征及稳定性的影响[J].草地学报,2026,34(1):301-312

LI Jia-jin, LIU Xiao-ni, JI Tong, et al. Effects of Ecological Restoration on the Characteristics and Stability of Different Grassland Communities in the East Qilian Mountains[J]. Acta Agrestia Sinica, 2026, 34(1):301-312

生态修复对东祁连山不同类型草地群落特征及稳定性的影响

李佳缙,柳小妮*,纪童,何国兴,李娅丽,杨卓丽,漆昊,于耀鑫
(甘肃农业大学草业学院/草业生态系统教育部重点实验室,甘肃兰州730070)

摘要:为探究不同草地修复前后群落植被特征及稳定性变化规律,本研究以东祁连山3类主要草地(高寒草甸、山地草甸和温性草原)为研究对象,采用群落调查、配对样本T检验、曲线拟合等方法对生态修复前后群落的结构特征、多样性及稳定性进行分析。结果表明:综合修复措施可以有效改善草地的植被盖度、密度和生物量,其整体呈现上升趋势且差异显著($P<0.05$);修复后高寒草甸优势种矮生嵩草的重要值上升为32.76,山地草甸优势种长芒草重要值由25.69升为32.74,温性草原优势种短花针茅的重要值升为31.20,莎草科和禾本科在三类草地的恢复中起重要作用;修复措施的实施导致物种数以及生物量的增加改变了草地种群结构,降低物种分布的均匀性,从而使Margalef,Shannon-Wiener和Simpson指数增加,Pielou均匀度指数降低;修复后,高寒草甸、山地草甸及温性草原欧氏距离分别为6.29,8.85和5.39,M. Godron稳定性进一步提升。综上,生态修复可以有效改善东祁连山草地群落特征及稳定性,但每种草地对修复效果的响应不一致,需要多关注修复后草地变化,防止草地修复后再次退化。

关键词:东祁连山;草地类型;生态修复;群落特征;物种多样性;群落稳定性

中图分类号:S812

文献标识码:A

文章编号:1007-0435(2026)01-0301-12

Effects of Ecological Restoration on the Characteristics and Stability of Different Grassland Communities in the East Qilian Mountains

LI Jia-jin, LIU Xiao-ni*, JI Tong, HE Guo-xing, LI Ya-li, YANG Zhuo-li, QI Hao, YU Yao-xin
(Ministry of Education, Pratacultural College, Gansu Agricultural University/Key Laboratory of Grassland Ecosystem, Lanzhou, Gansu Province 730070, China)

Abstract: In order to explore the changes of community vegetation characteristics and stability before and after different grassland restoration, this study took three main types of grasslands (alpine meadow, mountain meadow and temperate grassland) in the eastern Qilian Mountains as the research objects. According to the methods of community investigation, paired sample T-test and curve fitting, the structural characteristics, diversity and stability of communities before and after ecological restoration were analyzed. The results showed that: Comprehensive restoration measures could effectively improve the vegetation coverage, density and biomass of grassland, which showed an upward trend and significant difference ($P<0.05$). After restoration, the important value of dominant species *Kobresia humilis* in alpine meadow increased to 32.76, the important value of dominant species *Stipa bungeana* in mountain meadow increased from 25.69 to 32.74, and the important value of dominant species *S. breviflora* in temperate grassland increased to 31.20. Cyperaceae and Gramineae played an important role in the restoration of three types of grassland. The implementation of restoration mea-

收稿日期:2024-08-16;修回日期:2024-09-24

基金项目:甘肃农业大学草地生态系统教育部重点实验室揭榜挂帅项目(KLGE-2024-01);甘肃省草原监测评价(GSZYTC-ZCJC-21010);甘肃省新一轮草原补奖效益评估及草原生态评价研究(XZ20191225);2023年提前批中央财政林业改革发展资金草原科技支撑项目“河西走廊脆弱生态区草原生态健康评估”(2023211)项目资助

作者简介:李佳缙(1999-),男,汉族,云南红河人,硕士研究生,主要从事草地资源与生态研究,E-mail: 2795565292@qq.com;*通信作者 Author for correspondence, E-mail: liuxn@gsau.edu.cn

tures led to the increase of species number and biomass, which changed the grassland population structure and reduced the uniformity of species distribution, so that the Margalef, Shannon-Wiener and Simpson indexes increased, and the piélou evenness index decreased. After restoration, the Euclidean distances of alpine meadow, mountain meadow and temperate steppe were 6.29, 8.85 and 5.39, respectively, and the stability of M. Godron was further improved. In summary, ecological restoration can effectively improve the characteristics and stability of grassland communities in the eastern Qilian Mountains, but the responses of each grassland to restoration effects are inconsistent. It is necessary to pay more attention to grassland changes after restoration to prevent grassland degradation again after restoration.

Key words: East Qilian Mountains; Grassland types; Ecological restoration; Community characteristics; Species diversity; Community stability

草地生态修复是遏制草地退化的核心手段^[1],草地修复主要是草地植被和物种多样性的恢复,使受损或退化草地群落结构和功能得到恢复或改良,使草地群落趋于稳定^[2-3]。草地植被群落特征能够直观地反映退化草地修复的效果,是评估草地恢复成效的关键指标^[4]。此外,草地恢复可以认为是草地退化的逆向演替^[5],而群落的稳定性可以直接反映群落当前的演替状态^[6]。研究草地生态修复前后植被群落特征及稳定性变化,即探究生态修复前后草地植被的盖度、生物量、物种组成、多样性及其稳定性等变化情况,可以明晰修复前后群落组成结构与功能的变化情况,对草地的认识、保护及修复具有重要意义^[7]。

祁连山脉是中国西部重要的自然地理分界线,位于祁连山东段的天祝藏族自治县是其典型的生态脆弱区,高寒草甸、山地草甸以及温性草原作为该区域重要的草地类型,是当地畜牧业发展的物质基础,更是维系区域生态平衡的核心载体。气候变化^[8]和人类活动^[9]导致其生态退化、生物多样性受损^[10]、植被质量降低^[11]。随着各类修复措施的实施,东祁连山退化草地修复取得一定成效^[12],但因缺乏对修复草地植被群落特征及稳定性变化的系统认识,导致修复后草地利用及管理不当,加之气候变化等因素,使得草地再次退化^[13]。

近年来,关于草地修复研究多集中于修复措施的效果评估^[14]、修复评价模型^[15-16]以及修复限制因子^[17-19]等方面,对不同类型草地修复前后草地群落特征^[20]、物种多样性^[21]和群落稳定性^[22]的响应缺乏系统性研究。基于此,本研究以东祁连山主要的3类草地(高寒草甸、山地草甸以及温性草原)为研究对象,对其修复前后植被群落特征及稳定性进行研究,旨在探究修复前后草地植被群落的多样性及稳定性变化规律,为同类草地群落结构特征维持、多样性保护及生态修复重建工作提供理论依据,这对保障祁连山生态安全、促进草地资源可持续利用具有重要的理论和实践价值。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于甘肃省天祝藏族自治县祁连山脉草地生态修复区域内,地处 $36^{\circ}31'\sim 37^{\circ}55'N$, $102^{\circ}07'\sim 103^{\circ}46'E$,海拔位于2040~4874 m之间。年积温($\geq 0^{\circ}C$)为1327.2~1738.2 $^{\circ}C$,年降水量265~630 mm。天祝县天然草原垂直分布明显,修复区内主要分布有高寒草甸、山地草甸及温性草原3种类型。高寒草甸草场分布于海拔3400 m以上地区,山地草甸分布于海拔2700~3200 m的地带,温性草原分布于海拔2500~3000 m的区域,其中高寒草甸及山地草甸区较为湿润,年降水量400~600 mm,温性草原区较为干旱,年降水量200~300 mm。

2022年5—9月对退化草地实施修复,修复区内3类草地均为中度退化草地,草地退化程度参考现行的《天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标》(GB 19377-2003)规定,总覆盖度相对百分数的减少率以及总产草量相对百分数的减少率为21%~30%时,处于中度退化。除补播物种有差异外,其它修复措施一致,补播方式为撒播,温性草原用垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、草地早熟禾(*Poa pratensis*)、扁穗冰草(*Agropyron cristatum*)以8:1:1例进行混播,高寒草甸及山地草甸用垂穗披碱草、草地早熟禾和中华羊茅(*Festuca sinensis*)以8:1:1比例进行混播,播种量均为15 kg $\cdot$ hm⁻²。播种前撒施有机肥,用量为9000 kg $\cdot$ hm⁻²,有机肥含有机质 $\geq 30\%$ 。采用插洞投饵法防治草原鼯鼠,饵料使用雷公藤甲素颗粒剂,每个有效洞投饵10~15粒。毒害草主要为棘豆、醉马草和狼毒,采用人工拔除方式治理。

1.2 样地设置

2024年7月下旬至8月上旬,根据修复区内3类草地分布位置情况设置样点,进行草地修复后植被群落的

实地调查。每类草地设置7个采样点,采样点间的距离均大于1 km,每个样点内沿对角线等距设置3个1 m×1 m的草本样方。同时,在修复区域外,以空间尺度代替

时间尺度,每种类型草地各选择7个对照样点(确保所选对照均为中度退化草地),每个样点内沿对角线等距设置3个1 m×1 m的草本样方。样点布设如图1所示:

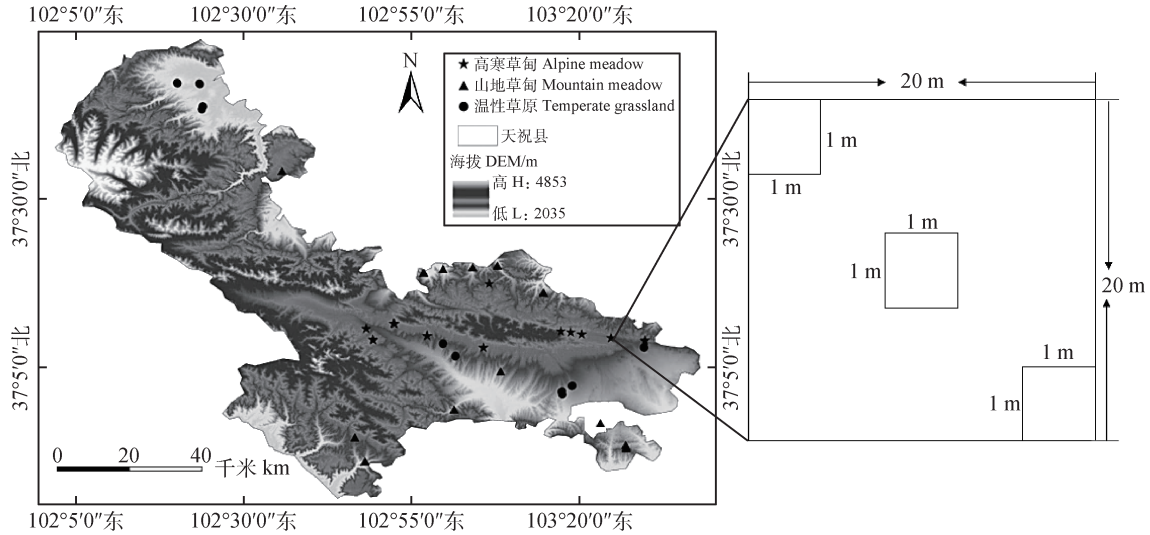


图1 样地布设示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the plot layout

注:该图由自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)3333号标准地图制作,底图无修改

Note: The map was produced by the standard map No. GS (2019) 3333 downloaded from the standard map service website of the Ministry of Natural Resources, and the base map was unchanged

1.3 研究方法

1.3.1 植被调查 采用样方法记录各样方内植物群落的群落总盖度、各物种分盖度、自然高度、物种数、个体数、频度、每种植物生物量。采用刈割法测定群落地上生物量,用剪刀齐地面剪切收集,按物种分类并记录其鲜重。

1.3.2 多样性计算 群落重要值能有效确定各群落的主要成分,其差异性区分不同群落的重要标准。多样性采用物种多样性指数、丰富度指数、优势度指数、均匀度指数表示。计算公式如下:

$$\text{重要值(IV)} = (\text{相对盖度} + \text{相对密度} + \text{相对生物量}) / 3 \quad (1)$$

$$P_i = N_i / N \quad (2)$$

$$\text{Shannon-Wiener 物种多样性指数: } H' = -\sum P_i \ln P_i \quad (3)$$

$$\text{Margalef 丰富度指数: } R = (S - 1) / \ln N \quad (4)$$

$$\text{Simpson 优势度指数: } D = 1 / \sum P_i^2 \quad (5)$$

$$\text{Pielou 均匀度指数: } E = H' / \ln S \quad (6)$$

式中: P_i 为物种 i 的重要值比值, N 为样方植物重要值总和, N_i 为样方中第 i 种植物的重要值; H' 表示实际观察的物种多样性指数, S 表示群落中的总物种数量。

1.3.3 群落稳定性 生态修复前后草地群落的稳定性采用郑元润^[23]和王鲜鲜等^[24]改进后的

M. Godron 贡献定律法^[25]进行评价,用物种盖度代替频度,从而提高稳定性测算法的准确性。以植物种倒数累计百分数为横坐标,以相对盖度的累积百分数为纵坐标——对应并进行曲线拟合,拟合曲线与直线 $y = 100 - x$ 的交点 (x, y) 即为稳定性参考点,交点与点 $(20, 80)$ 之间的距离称为欧式距离,该距离越小说明植物群落越稳定,越大则越不稳定。计算方程如下:

平滑曲线拟合方程:

$$y = ax^2 + bx + c \quad (7)$$

直线方程:

$$y = 100 - x \quad (8)$$

将(7)代入(8)得:

$$x = \frac{-(b+1) \pm \sqrt{(b+1)^2 - 4a(c-100)}}{2a} \quad (9)$$

方程得到两个解,根据实际情况,舍弃无效值,得到交点坐标 (x, y) 。

1.4 数据处理与分析

采用 Excel 2019 统计整理野外采集的各样方数据,对每个样地的数据分别平均。运用 ArcGIS 10.8 绘制研究区域概况图,用 SPSS pro 对 3 类草地修复前后的高度、盖度、频度、密度、生物量和多样性进行配对样本 T 检验,数据以平均值 ± 标准误差

表示,分别计算 3 类草地样方内每种植物的重要值及多样性指数,用 R 进行多样性绘图,用 Origin 2024 绘制稳定性拟合曲线。

2 结果与分析

2.1 群落特征

3 类草地修复前后群落特征均有不同程度的变

化。由表 1 可知,修复前后植被总盖度、密度以及生物量增加显著($P<0.05$),植被总盖度分别增加 9.19%(高寒草甸)、8.24%(山地草甸)、6.52%(温性草原);密度分别增加 20.00%(高寒草甸)、18.76%(山地草甸)、52.52%(温性草原);地上生物量分别增加 $107.38\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (高寒草甸)、 $110.34\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (山地草甸)、 $46.66\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (温性草原)。草层平均高度也有所增加,但增加不显著。

表 1 不同类草地修复前后植被特征

Table 1 Vegetation characteristics of different grassland types before and after restoration

草原类型 Grassland type	修复状态 Repair state	高度 Height/cm	总盖度 Vegetation coverage/%	频度 Frequency/%	密度 Density/(株·m ⁻²)	生物量(鲜重) Biomass/(g·m ⁻²)
高寒草甸 Alpine meadow	修复前 Before	15.33±1.60	85.33±11.90***	76.00±7.67*	453.33±16.61**	658.40±61.97***
	修复后 After	17.86±3.43	94.52±5.41***	83.09±12.02*	545.05±97.74**	765.78±50.52***
山地草甸 Mountain meadow	修复前 Before	18.33±0.48	87.00±1.28***	65.33±7.21*	443.67±47.368**	731.24±32.79**
	修复后 After	20.00±5.50	95.24±9.15***	72.91±11.28*	526.90±112.95**	841.58±44.05**
温性草原 Temperate grassland	修复前 Before	9.43±0.83	62.00±7.21**	51.34±2.94**	187.67±34.18**	301.80±16.87**
	修复后 After	11.48±3.65	68.52±11.44**	60.19±9.34**	286.24±52.78**	255.13±38.73**

注:采用配对样本 T 检验比较每种草地修复前后的差异,表中数据均为平均值±标准误,***,**, *分别代表 $P<0.001$, $P<0.01$, $P<0.05$

Note: The paired samples T-test was used to compare the differences before and after the restoration of each type of grassland, and the data in the table were mean ± standard errors, ***, **, and * represented $P<0.001$, $P<0.01$, and $P<0.05$, respectively

2.2 物种组成及功能群

修复前高寒草甸有物种数 56 种,隶属于 15 科 37 属,修复后物种数增加到 68 种,隶属于 17 科 46 属(表 2)。优势种是莎草科植物(Cyperaceae)的矮生嵩草(*Carex alatauensis*)、线叶嵩草(*C. capillifolia*)等。禾本科(Poaceae)物种最多,有垂穗披碱草、草地早熟禾、洽草(*Koeleria macranth*)等,其次是菊科(Compositae)植物,有球花蒿(*Artemisia smithii*)、蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)、苦苣菜(*Sonchus oleraceus*)等,此外还有豆科(Leguminosae)、毛茛科(Ranunculaceae)、蔷薇科(Rosaceae)等植物。

山地草甸修复前有物种 51 种,隶属 13 科 32 属,修复后发现物种 63 种,隶属 19 科 41 属。其中禾本科物种数最多,有长芒草(*S. bungeana*)、短花针茅(*S. breviflora*)、扁穗冰草、垂穗披碱草等 9 属 15 种,其次是蔷薇科植物,包括委陵菜属(*Potentilla*)的鹅绒委陵菜(*Potentilla chinensis*)、多裂委陵菜(*P. multifida*)等,以及山莓草属(*Sibbaldia*)的伏毛山莓草(*Sibbaldia procumbens*)等 2 属 11 种。豆科包含 3 属 7 种,有二色棘豆(*Oxytropis bicolor*)、白花黄芪、

狭叶锦鸡儿(*Caragana stenophyll*)等。菊科有 7 属 8 种,包括矮火绒草、细裂亚菊(*Ajania przewalskii*)、蒲公英、乳白香青(*Anaphalis lactea*)等。此外还有紫草科(Boraginaceae)、罂粟科(Papaveraceae)、唇形科(Lamiaceae)、毛茛科等多个科物种。

温性草原修复前有物种 38 种,隶属 10 科 25 属,修复后样地内发现物种 49 种,隶属 13 科 31 属。禾本科物种最多,有 7 属 10 种,如短花针茅、长芒草、草地早熟禾等,菊科有 5 属 7 种,包括细裂亚菊、冷蒿(*Artemisia frigida*)、狗娃花(*Heteropappus hispidus*)等。

3 类草地中,禾本科物种占比有所差异,高寒草甸禾本科中垂穗披碱草占绝对优势,山地草甸中针茅属的紫花针茅、长芒草占比更大,温性草原中短花针茅占比更大。毒害草^[26]主要是豆科的黄花棘豆(*O. ochrocephala*)、禾本科醉马草(*A. inebrians*)以及瑞香科狼毒(*Stellera chamaejasme*)。高寒草甸杂类草中,蓼科植物(珠芽蓼)占比最多,温性草原中未发现蓼科植物,但出现了其他 2 类草地中未出现的蒺藜科(Zygophyllaceae)植物骆驼蓬(*Peganum harmala*)。

表 2 不同草地类型修复前后科、属、种组成

Table 2 Composition of families, genera, and species before and after restoration of different types of grasslands

草原类型 Grassland type	修复状态 Repair state	总科数 Total families	总属数 Total genera	总种数 Total species
高寒草甸	修复前 Before	15	37	56
Alpine meadow	修复后 After	17	46	68
山地草甸	修复前 Before	13	32	51
Mountain meadow	修复后 After	19	41	63
温性草原	修复前 Before	10	25	38
Temperate grassland	修复后 After	13	31	49

如图 2 所示,修复前后 3 类草地各功能群生物量变化差异较大。高寒草甸修复前后莎草科生物量增加比例最多,其次是禾本科。莎草科(矮生嵩草和线叶嵩草等)比例由 38.99% 提升至 54.89%;禾本科(垂穗披碱草等)比例由 8.67% 增加为 13.35%。豆科、蔷薇科、蓼科、杂类草以及毒害草生物量比例均降低。杂类草比例降低最多,由 17.24% 降为 6.03%,毒害草比例由 3.11% 降低为 1.57%。

山地草甸增加比例最多的是禾本科,由修复前的 25.81% 上升至 52.28%,莎草科(高山嵩草)增加 6.96%。菊科、杂类草以及毒害草生物量比例均明显下降,菊科植物比例降低 20.23%,杂类草比例降低 9.11%,毒草比例由 3.02% 降为 1.91%。

温性草原禾本科生物量占比最大,增加比例也最多,禾本科植物比例由 53.47% 升高至 64.19。菊科植物比例有少量增加,由原来的 13.93% 变为 16.61%,增长了 2.68%。杂类草及毒害草生物量与其他 2 类草地的变化一致,均显示比例降低,杂类草比例降为 11.39%,毒害草比例由原来的 2.83% 降为 1.46%。

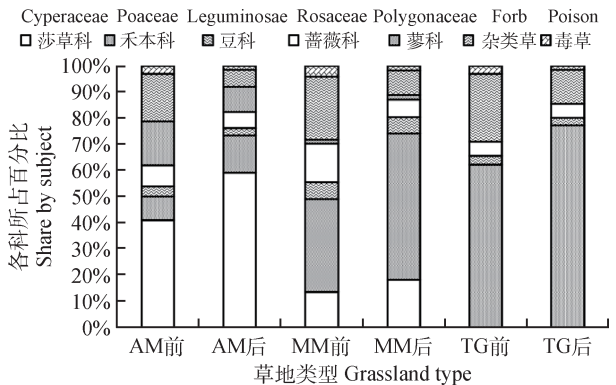


图 2 修复前后各科生物量占比

Fig. 2 Proportion of biomass in each family before and after restoration

2.3 物种重要值

根据调查统计结果(表 3)可知,3 类草地修复前后物种重要值均发生改变。

修复前的高寒草甸矮生嵩草为优势种,重要值为 26.87,珠芽蓼、线叶嵩草和垂穗披碱草为亚优势种,主要伴生种为多裂委陵菜、长芒草、短花针茅和冷蒿等。修复后高寒草甸的优势种矮生嵩草的重要值增加至 32.76,亚优势种变为垂穗披碱草,线叶嵩草和长芒草,珠芽蓼和多裂委陵菜的重要值降低,分别降为 6.00 和 3.24。

山地草甸修复前以及修复后优势种都是长芒草,重要值由 25.69 升为 32.74。修复后亚优势种紫花针茅的重要值由 12.35 升为 14.17,短花针茅的重要值由 8.19 升高为 10.18。垂穗披碱草、矮生嵩草、鹅绒委陵菜等为主要伴生种。修复后山地草甸禾本科物种的重要值都有所提升,菊科、杂类草的重要值降低,如高山紫菀、珠芽蓼、异叶青兰等。

修复前温性草原的优势种为短花针茅,重要值为 25.31,长芒草以及冷蒿为亚优势种,重要值分别为 13.85 和 10.90。主要的伴生种为伏毛山莓草和芨芨草,重要值分别为 7.00 和 6.57。修复后温性草原优势种短花针茅的重要值升高为 31.20,长芒草的重要值升高为 14.45,伏毛山莓草以及冷蒿的重要值分别降低为 6.01 和 8.19。

修复前后 3 类草地主要的毒害草(醉马草、棘豆属)重要值均有不同程度降低,优质牧草(禾本科和莎草科)重要值提升的同时,菊科、蓼科、杂类草各物种的重要值也降低。

2.4 物种多样性

修复前后草地群落物种多样性分析(图 3)表明,3 类草地修复后较修复前多样性指数(Shannon-

表 3 不同类草地修复前后主要物种重要值

Table 3 Importance values of major species before and after restoration of different grassland types

植物种 Plant species	重要值 Important value					
	AMb	AMa	MMb	MMa	TGb	TGa
矮生嵩草 <i>K.humilis</i>	26.87	32.76	3.02	4.67	—	—
线叶嵩草 <i>K.capillifolia</i>	7.43	9.13	2.18	2.74	—	—
垂穗披碱草 <i>E.nutans</i>	7.32	9.57	4.14	6.36	2.37	5.12
扁穗冰草 <i>A.cristatum</i>	2.47	3.66	1.47	2.39	1.28	3.00
短花针茅 <i>Stipa breviflora</i>	4.37	6.21	8.19	10.18	25.31	31.20
鹅绒委陵菜 <i>P.bifurca</i>	3.19	2.37	6.18	4.19	3.89	3.87
伏毛山莓草 <i>S.procumbens</i>	4.75	3.20	1.88	1.08	7.00	6.01
赖草 <i>Leymus secalinus</i>	0.89	1.12	2.36	3.04	3.46	4.13
冷蒿 <i>Artemisia frigida</i>	4.01	2.35	3.75	1.90	10.90	8.19
苔草 <i>Carex</i>	3.42	4.13	3.01	3.53	2.81	3.42
异叶青兰 <i>D.heterophyllum</i>	2.21	1.35	2.27	2.07	2.15	1.88
多裂委陵菜 <i>P.multifida</i>	5.89	3.24	2.36	2.16	2.10	1.55
紫花针茅 <i>S.purpurea</i>	4.00	8.92	12.35	14.17	—	—
珠芽蓼 <i>P.viviparum</i>	9.24	6.00	1.75	0.28	—	—
长芒草 <i>Stipa bungeana</i>	5.31	7.23	25.69	32.74	13.85	14.45
早熟禾 <i>Poa pratensis</i>	2.39	4.31	3.24	4.23	2.28	4.47
扁蓿豆 <i>Medicago ruthenica</i>	2.26	3.19	3.19	4.66	1.85	3.77
狗娃花 <i>H.hispidus</i>	—	—	1.16	1.02	3.75	4.88
高山紫菀 <i>A.steralpinus</i>	0.54	0.66	4.19	2.01	—	—
骆驼蓬 <i>P.harmal</i>	—	—	—	—	3.22	1.24
芨芨草 <i>Neotrinia splendens</i>	—	—	—	—	6.57	8.19
黄花棘豆 <i>O.ochrocephala</i>	3.13	1.48	3.99	1.26	4.15	1.76
醉马草 <i>A.inebrians</i>	4.56	2.37	3.42	1.97	4.13	2.31

注:AM为高寒草甸缩写,AMb(修复前),AMa(修复后);MM为山地草甸缩写,MMb(修复前)MMa(修复后);TG为温性草原缩写,TGb(修复前),TGa(修复后),下同

Note:AM is an abbreviation for alpine meadow, AMb (before restoration), AMa (after restoration); MM is the abbreviation of mountain meadow, MMb (before restoration) MMa (after restoration); TG is the abbreviation of temperate grassland, TGb (before restoration), TGa (after restoration). The same applies hereinafter

Wiener)均升高,且高寒草甸和山地草甸修复前后 Shannon-Wiener 多样性指数增加显著($P<0.05$)。修复后 3 类草地优势度指数(Simpson)与丰富度指数(Margalef)均升高,但增加不显著。高寒草甸修复前丰富度指数为 3.22,修复后升高为 3.57,山地草甸丰富度指数由 3.06 升高为 3.57,温性草原丰富度指数由 1.61 升高为 1.96。3 种草地型修复前后均匀度指数(Pielou)均降低且不显著。

2.5 群落稳定性

群落稳定性研究结果显示(表 4、图 4),高寒草甸、山地草甸、温性草原 3 类草地修复前后 M. Godron 群落稳定曲线方程的相关性系数 R^2 均接近 1,表明曲线拟合较好。修复前后 3 类草地拟合曲线与直线 $y=100-x$ 的交点坐标均位于(20,80)和(30,70)之间,且都处于稳定状态,修复后较修复前稳定性发生明显变化。

表 4 修复前后 3 类草地群落稳定性拟合曲线

Table 4 Fitting curves of community stability of three types of grassland before and after restoration

修复状态 Repair state	拟合曲线 Stability curve	R^2	交点坐标 Point of intersection	欧氏距离 Eucliden distance
AMb	$y=-0.009x^2+1.48x+42.06$	0.97	(25.12, 74.88)	7.24
AMa	$y=-0.008x^2+1.25x+49.77$	0.90	(24.45, 75.55)	6.29
MMb	$y=-0.01x^2+1.61x+33.08$	0.99	(28.83, 71.15)	12.48
MMa	$y=-0.01x^2+1.55x+39.93$	0.95	(26.26, 73.74)	8.85
TGb	$y=-0.008x^2+1.33x+44.22$	0.96	(26.32, 73.68)	8.94
TGa	$y=-0.012x^2+1.65x+43.43$	0.98	(23.82, 76.18)	5.39

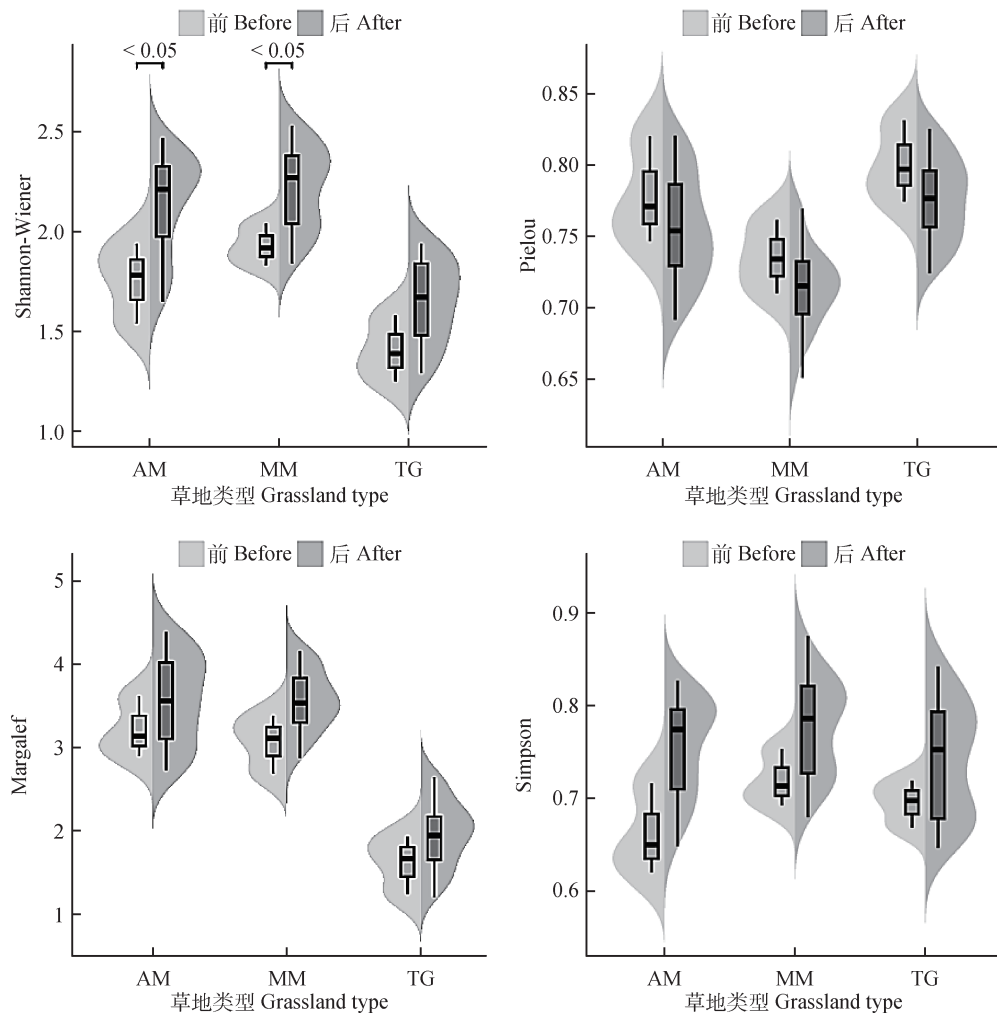


图 3 不同类型草地修复前后群落物种多样性变化

Fig. 3 Changes in species diversity of different types of degraded grassland before and after restoration

注:采用配对样本 T 检验比较每种草地修复前后的差异,图中标注 $P < 0.05$ 则表示 $P < 0.05$,差异显著,未标注则差异不显著

Note: Paired sample T-test was used to compare the differences before and after each grassland restoration. In the figure, $P < 0.05$ indicated that the difference was significant, and the difference was not significant without labeling

高寒草甸修复前草地群落 M. Godron 稳定性欧氏距离为 7.24,修复后变为 6.29,欧氏距离降低,群落稳定性升高。山地草甸修复前后欧氏距离变化最大,由 12.48 降为 8.85,稳定性增加最多。温性草甸修复前欧氏距离为 8.94,修复后降为 5.39,群落稳定性升高。

3 讨论

3.1 生态修复对群落特征的影响

植被覆盖度、生物量等指标能够反映草地生产力和植被恢复的初步效果,且因其变化最敏感,最易于观察,因此被认为是评价草地植被修复的主要指标^[27]。本研究发现,3类草地修复后盖度、密度、

生物量均显著增加,物种数也有增加。这可能是因为补播的草种适宜该区域的生长,肥料的使用提高了草地的生产力,从而能迅速提高修复草地的植被盖度和地上生物量^[28],与张海娟等^[29]、段成伟等^[30]的研究结论一致。

不同功能群植物对修复敏感程度和适应策略存在差异^[31]。本研究中,高寒草甸修复后莎草科所占比上升,山地草甸及温性草原禾本科比例上升,豆科、毒草、杂类草比例均降低,3类草地中禾本科植物物种最多,在草地恢复过程中也起重要作用,这是因为草地植被间普遍存在竞争机制,生态位重叠程度较高,有限空间内随着禾本科或莎草科植物占比的增加,近地面植被所能获取到的光照较少,菊科、蔷薇科、杂类草所占比降低^[32]。莎草科

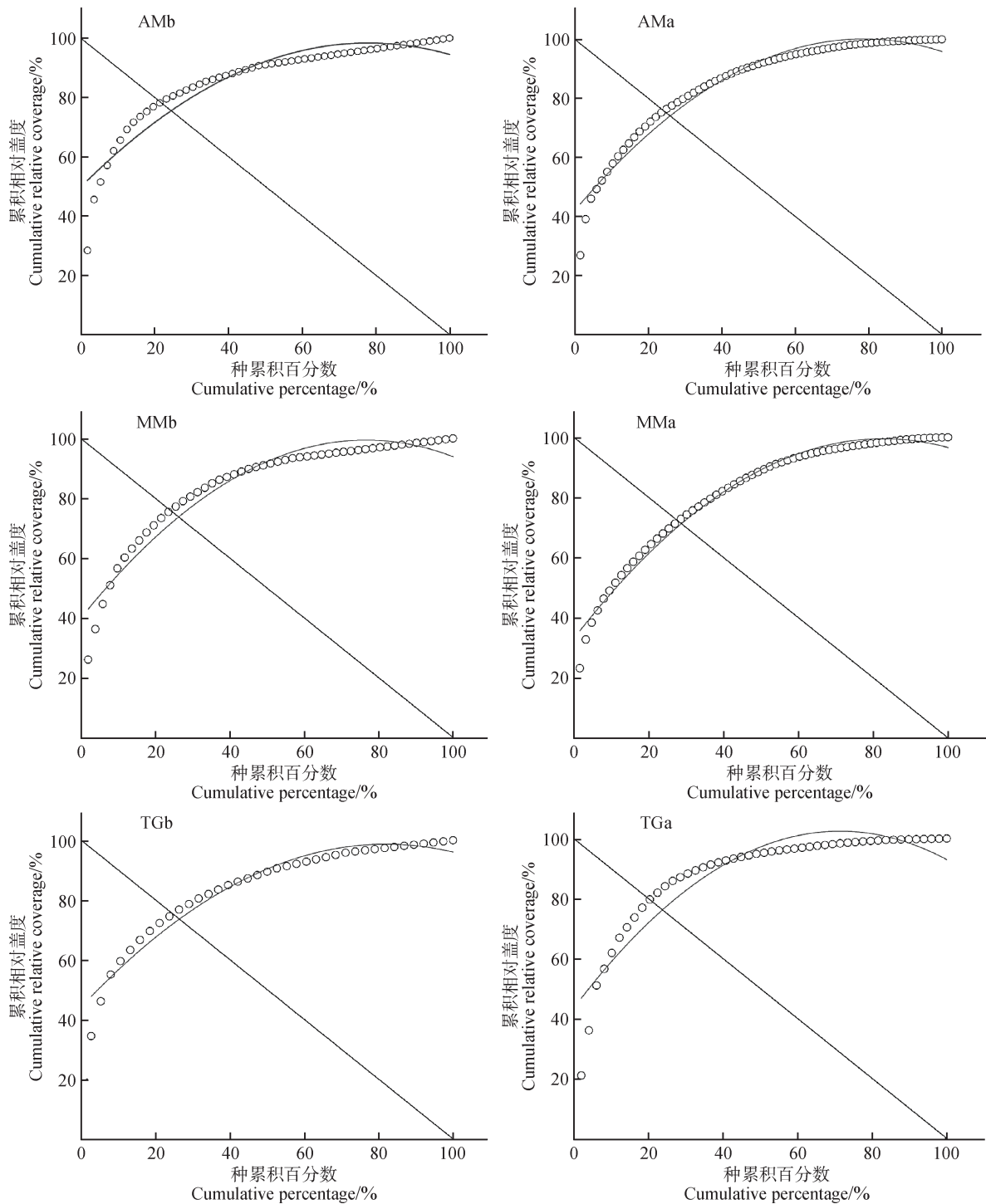


图 4 修复前后 M. Godron 群落稳定性拟合曲线

Fig. 4 Fitting curves of M. Godron community before and after ecological restoration

植物在高寒草甸及山地草甸中所占比例较高,禾本科植物在 3 类草地中均表现出较强的竞争力,它们对维持草地群落的结构、提升生态功能以及保障群落的稳定发挥着不可或缺的作用。

物种重要值(Importance value, IV)是评估物种在群落中重要程度的一个指标,其变化情况能够反映出物种在生态恢复进程中的演变趋势。3 类草地

修复后优势种的重要值都呈现增加趋势。高寒草甸修复前后优势种均为莎草科植物,这是因为莎草科植物更适应高海拔环境,能以较少的物种数占据较高的优势度^[33]。在山地草甸与温性草原中,修复前后优势种虽然都为禾本科植物,但物种却有所不同,山地草甸优势种为长芒草和紫花针茅,温性草原优势种为短花针茅,亚优势种为长芒草。这可能

是由于长芒草对温度和水分的适应性较强^[34],在水分较高或较低的区域均可以生长,而短花针茅则更耐旱^[35]。在物种数量较少的草地中,优势种的重要值往往较大;而物种多样性较高的草地植被,伴生种和偶见种的数量会增多,使优势种所占的重要值相对减少。修复后物种数的增加可能是因为补播引入的新物种以及土壤中种子库种子的萌发,导致物种数增加较多。

生物多样性与生态系统功能及动态关系密不可分^[36],物种多样性指数可以表征群落物种的空间分布和变化特征^[37]。本研究中,修复后3类草地的Margalef, Shannon-Wiener和Simpson指数增加,这与Liu等^[38]结果一致。这是因为补播打破了草地物种原有生态位,使其植物群落的空间格局发生变化,人工补种的新牧草有利于形成新的空间生态位,从而使高寒草甸物种种类增加,植物群落丰富度指数得到提高。本研究Pielou均匀度降低,可能是施肥补播通常会促进某些优势物种(如禾本科植物)的生长,这种具选择性的促进作用可能导致某些物种在群落中占据主导地位,从而降低物种分布的均匀性^[39],与耿冰瑾等^[40]的研究结果一致。

3.2 生态修复对群落稳定性的影响

草地退化与修复都是受人为干扰的多因素耦合作用的动态过程,二者密切相关^[40]。一般地,草地的修复目标是通过人工干扰引导自然恢复,使退化草地接近或到达一个新的稳定状态^[41]。本研究中,处于中度退化状态的3类草地修复前后M. Godron稳定性评价显示其均处于稳定状态,这可能是在经历长期的干扰,如放牧、干旱或土壤退化等,适应性强的物种占据了主导地位,这些物种能够在恶劣的环境中生存并保持群落结构^[36],从而使中度退化阶段的草地尚未发生质变,有一定程度的稳定性。罗久富等^[42]研究发现,物种多样性升高,维持草地主体功能的同时加速向原生草地演替,使植被结构趋于复杂稳定,曾国燕等^[43]研究发现,生物量与群落稳定性呈现正相关,本研究中修复后3类草地群落物种多样性及生物量均增加,使得群落稳定性进一步提升,与其研究结果一致。

3.3 不同类草地的生态修复效应

本研究中每种类型草地均采用3种种子进行混播,以提升草地植被盖度及多样性,但是相较于物

种丰富的高寒草甸或山地草甸,修复措施中补播的植物种仍较为单一,修复后补播物种均未成为优势种,退化草地恢复仍依赖于原生草地本身的物种及其自然修复能力。对于以莎草科为优势种的高寒草甸以及以针茅为主的温性草原,补播的禾本科植物在修复前后均非优势种,其中一个原因就是莎草科及针茅属种质资源的匮乏,因此,在进行生态修复工作时,应重视乡土草种的培育及使用^[44]。

受自然条件的异质性等多种因素的影响^[45],不同地区和不同条件下的修复成效存在较大变异性^[46]。本研究中,温性草原修复后植被盖度、生物量增加较少,与高寒草甸和山地草甸相比修复效果较差。这可能是因为温性草原所属区域年降水较少,而高寒草甸及山地草甸区相对更湿润所致。因此,干旱区的温性草原修复难度远高于湿润地区的山地草甸及高寒草甸,在后续使用及管理过程中,需要减小对温性草原的开发及使用强度。

草地生态修复后,3类草地均向良性发展,各类草地对修复措施的响应各有差异,因此需在遵循划区分类生态修复模式的基础上^[47],进一步结合修复区生态限制条件以及草地受损程度,针对性地制定并实施草地生态修复方案^[48],在后续管理中,应多关注脆弱草地地区的保护,防止草地修复后使用不当再次退化。

4 结论

本研究通过对东祁连山高寒草甸、山地草甸与温性草原群落植被特征及稳定性进行探讨,研究发现:

补播改良、鼠害防控、毒害草防除及草地施肥等综合修复措施对东祁连山3类草地的改良恢复效果显著。草地的植被盖度、密度和生物量显著增加,其中山地草甸修复效果最好,高寒草甸次之,温性草原修复效果最差,修复难度最大。

修复后3类草地优势种的重要值均有增加,高寒草甸中莎草科重要值增加较多,山地草甸与温性草原中禾本科重要值增加较多,莎草科和禾本科在三类草地的恢复中起重要作用,毒害草比例显著降低。

多样性研究表明,综合修复措施的实施使得草地优势种竞争力进一步增强,物种数以及生物量的增加改变了草地种群结构,从而降低了物种分布的

均匀性,导致 Margalef, Shannon-Wiener 和 Simpson 指数增加, Pielou 均匀度指数降低。

M. Godron 稳定性研究发现,随着3类草地修复后物种数及生物量的提高,其群落稳定性增强。

参考文献

- [1] 杨雪. 草原生态修复治理现状及措施[J]. 畜牧兽医科学(电子版), 2021(3):136-137
YANG X. Status and measures of grassland ecological restoration and management [J]. Animal husbandry and veterinary science (Electronic version), 2021 (3): 136-137
- [2] 卢学强, 郑博洋, 于雪, 等. 生态修复相关概念内涵辨析[J]. 中国环保产业, 2021(4):10-14
LU X Q, ZHENG B Y, YU X, et al. Analysis of the connotation of ecological restoration related concepts [J]. China Environmental Protection Industry, 2021 (4): 10-14
- [3] 许书乐, 韩昭庆. 生态修复一词的来历及含义考述[J]. 原生态民族文化刊, 2023, 15(5):33-45, 153
XU S L, HAN Z Q. An examination of the origin and meaning of the term ecological restoration [J]. Journal of Ethnic Culture, 2023, 15(5):33-45, 153
- [4] 冯兆林, 秦丽萍, 罗天旭, 等. 不同修复措施对温性草原植被特征的影响[J]. 现代畜牧兽医, 2024(5):65-68
FENG Z L, QIN L P, LUO T X, et al. Effects of different restoration measures on vegetation characteristics of temperate grassland [J]. Modern Animal Husbandry and Veterinary Medicine, 2024(5): 65-68
- [5] 李政海, 刘钟龄, 何涛. 内蒙古退化草原恢复演替进程中植物群落特征的分析[J]. 干旱区资源与环境, 1993(Z1):279-289
LI Z H, LIU Z L, HE T. Analysis of plant community characteristics in the process of restoration and succession of degraded grassland in Inner Mongolia [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 1993, 7(S1):279-289
- [6] 雷石龙, 廖李容, 王杰, 等. 高寒草地植物多样性与 Godron 群落稳定性关系及其环境驱动因素[J]. 草业学报, 2023, 32(3):1-12
LEI S L, LIAO L R, WANG J, et al. The diversity-Godron stability relationship of alpine grassland and its environmental drivers [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2023, 32(3):1-12
- [7] 郑淑华, 郭慧清, 赵萌莉, 等. 草甸草原草地基况与生物多样性关系的研究[J]. 中国草地学报, 2007(4):9-14
ZHENG S H, GUO H Q, ZHAO M L, et al. Study on the relationship between grassland condition and biodiversity in meadow steppe [J]. Chinese Journal of Grassland, 2007 (4): 9-14
- [8] 江小蕾, 张卫国, 杨振宇, 等. 不同干扰类型对高寒草甸群落结构和植物多样性的影响[J]. 西北植物学报, 2003(9):1479-1485
JIANG X L, ZHANG W G, YANG Z Y, et al. Effects of different disturbance types on community structure and plant diversity of alpine meadow [J]. Northwest Botanical Journal, 2003 (9): 1479-1485
- [9] 姜丽霞, 田赞, 刘新月, 等. 不同放牧方式对草地群落植物功能群组成和结构的影响[J]. 北京林业大学学报, 2022, 44(1):77-86
JIANG L X, TIAN Y, LIU X Y, et al. Effects of different grazing methods on the composition and structure of plant functional groups in grassland community [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2022, 44(1):77-86
- [10] 马蓉蓉, 黄雨晗, 周伟, 等. 祁连山山水林田湖草生态保护与修复的探索与实践[J]. 生态学报, 2019, 39(23):8990-8997
MA R R, HUANG Y H, ZHOU W, et al. Exploration and practice of ecological protection and restoration about mountains-rivers-forests-farmlands-lakes-grasslands in the Qilian Mountains [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39 (23): 8990-8997
- [11] 李易珺, 杨自辉, 满多清, 等. 天祝县天然草地退化成因及对策分析[J]. 草业科学, 2012, 29(11):1678-1683
LI Y J, YANG Z H, MAN D Q, et al. Degradation causes and sustainable development of grassland in Tianzhu County [J]. Pratacultural Science, 2012, 29(11):1678-1683
- [12] 包义文. 天祝县草原休养生息措施浅谈[J]. 甘肃林业, 2024 (3):37-38
BAO Y W. Discussion on the measures of grassland recuperation in Tianzhu County [J]. Gansu Forestry, 2024 (3): 37-38
- [13] CHENG C, LIU Z K, SONG W, et al. Biodiversity increases resistance of grasslands against plant invasions under multiple environmental changes [J]. Nature Communications, 2024, 15 (1): 4506
- [14] 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(3):18-26
CAO C Y, JIANG D M, ZHU L H, et al. Degradation and diversity changes of meadow grassland in Keerqin Sandy Land [J]. Acta Prataculturae Sinica, 2006, 15(3):18-26
- [15] 李辉霞, 刘淑珍. 基于 ETM+ 影像的草地退化评价模型研究——以西藏自治区那曲县为例[J]. 中国沙漠, 2007(3): 412-418
LI H X, LIU S Z. Evaluation model of grassland degradation based on ETM + images—a case study of Naqu County, Tibet [J]. China Desert, 2007(3): 412-418
- [16] 潘庆民, 杨元合, 黄建辉. 我国退化草原恢复的限制因子及需要解决的基础科学问题[J]. 中国科学基金, 2023, 37(4): 571-579
PAN Q M, YANG Y H, HUANG J H. Limiting factors of degraded grassland restoration in China and related basic scientific issues [J]. Bulletin of National Natural Science Foundation of China, 2023, 37(4):571-579
- [17] 林丽, 兰玉婷, 李本措, 等. 高寒嵩草草甸稳态特征及退化演替过程研究[J]. 生态学报, 2024, 44(22):10178-10188
LIN L, LAN Y T, LI B C, et al. Study on steady-state characteristics and degradation succession process of Alpine Kobresia Meadow [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44 (22): 10178-10188
- [18] 贺金生, 刘志鹏, 姚拓, 等. 青藏高原退化草地恢复的制约因子及修复技术[J]. 科技导报, 2020, 38(17):66-80

- HE J S, LIU Z P, YAO T, et al. Constraint factors and restoration techniques for degraded grassland restoration in the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Science and Technology Review, 2020, 38(17): 66-80
- [19] 程积民, 井赵斌, 金晶炜, 等. 黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究[J]. 中国科学: 生命科学, 2014, 44(3): 267-279
- CHENG J M, JING Z B, JIN J W, et al. Restoration and utilization mechanism of degraded grassland in the semi-arid region of Loess Plateau [J]. Scientia Sinica (Vitae), 2014, 44(3): 267-279
- [20] 王文颖, 王启基. 高寒嵩草草甸退化生态系统植物群落结构特征及物种多样性分析[J]. 草业学报, 2001, 10(3): 8-14
- WANG W Y, WANG Q J. The structure and plant species diversity of the degraded ecosystems in alpine Kobresia meadow [J]. Acta Pratacultural Science, 2001, 10(3): 8-14
- [21] 刘旻霞, 刘成, 杨春亮. 甘南高寒草甸退化对植物功能群物种多样性与物种多度分布的影响[J]. 西北植物学报, 2024, 44(1): 142-153
- LIU M X, LIU C, YANG C L. Influences of alpine meadow degradation on species diversity and abundance distribution of plant functional groups in Gannan [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2024, 44(1): 142-153
- [22] 王德利, 王岭, 辛晓平, 等. 退化草地的系统性恢复: 概念、机制与途径[J]. 中国农业科学, 2020, 53(13): 2532-2540
- WANG D L, WANG L, XIN X P, et al. Systematic restoration for degraded grasslands: concept, mechanisms and approaches [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2020, 53(13): 2532-2540
- [23] 郑元润. 森林群落稳定性研究方法初探[J]. 林业科学, 2000(5): 28-32
- ZHENG Y R. Comparison of methods for studying stability of forest community [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2000, 36(5): 28-32
- [24] 王鲜鲜, 张克斌, 王晓, 等. 宁夏盐池四儿滩湿地-干草原植被群落稳定性研究[J]. 生态环境学报, 2013, 22(5): 743-747
- WANG X X, ZHANG K B, WANG X, et al. Study on the stability of vegetation community in Siertan wetland-dry grassland in Yanchi, Ningxia [J]. Journal of Ecological Environment, 2013, 22(5): 743-747
- [25] GODRON M, DAGET P, POISSONET J, et al. Some aspects of heterogeneity in grasslands of Cantal (France) [C]// International Symposium on Stat Ecol New Haven 1969. 1971: 397-415
- [26] 张庚, 郭亚洲, 张水平, 等. 甘肃天祝县天然草地毒草危害状况调查与防控[J]. 动物医学进展, 2019, 40(3): 123-128
- ZHANG G, GUO Y Z, ZHANG S P, et al. Harm status and control strategy of poisonous weeds of natural grasslands in Tianzhu County of Gansu Province [J]. Progress in Veterinary Medicine, 2019, 40(3): 123-128
- [27] 乌云嘎, 乌兰图雅, 张卫青, 等. 基于 CiteSpace 的中国草地退化评价指标体系演进分析[J]. 中国草地学报, 2023, 45(5): 125-136
- WU Y G, WU L T Y, ZHANG W Q, et al. Analysis on the evolution of grassland degradation evaluation index system in China based on CiteSpace [J]. Chinese Journal of Grassland, 2023, 45(5): 125-136
- [28] 杨增增, 张春平, 董全民, 等. 补播对中度退化高寒草地群落特征和多样性的影响[J]. 草地学报, 2018, 26(5): 1071-1077
- YANG Z Z, ZHANG C P, DONG Q M, et al. Effects of reseeding on plant community composition and diversity of moderately degraded alpine grassland in Qinghai-Tibetan Plateau [J]. Acta Agrestia Sinica, 2018, 26(5): 1071-1077
- [29] 张海娟, 周学丽, 芦光新, 等. 有机肥与补播对退化人工草地植被与土壤的影响[J]. 中国草地学报, 2023, 45(2): 67-75
- ZHANG H J, ZHOU X L, LU G X, et al. Effects of organic fertilizer and reseeding on vegetation and soil of degraded artificial grassland [J]. Chinese Journal of Grassland, 2023, 45(2): 67-75
- [30] 段成伟, 李希来, 李成一, 等. 黄河源区高寒草甸裸露斑块形成机理与生态修复关键限制因子[J]. 生态学报, 2024, 44(16): 6952-6964
- DUAN C W, LI X L, LI C Y, et al. Formation mechanism of alpine meadow bare patches and key factors limiting their restoration in the Source Zone of the Yellow River [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(16): 6952-6964
- [31] 林丽, 张德罡, 曹广民, 等. 高寒嵩草草甸植物群落数量特征对不同利用强度的短期响应[J]. 生态学报, 2016, 36(24): 8034-8043
- LIN L, ZHANG D G, CAO G M, et al. Plant functional groups numerical characteristics responses to different grazing intensities under different community succession stages of Alpine Kobresia meadow in spring [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(24): 8034-8043
- [32] 王长庭, 龙瑞军, 丁路明. 高寒草甸不同草地类型功能群多样性及组成对植物群落生产力的影响[J]. 生物多样性, 2004(4): 403-409
- WANG C T, LONG R J, DING L M. Effects of functional group diversity and composition of different grassland types on plant community productivity in alpine meadow [J]. Biodiversity, 2004(4): 403-409
- [33] 张正义, 胡逸, 张振豪, 等. 高寒草甸功能群组成及营养品质对不同放牧强度的响应[J]. 草业科学, 2024, 41(1): 151-162
- ZHANG Z Y, HU Y, ZHANG Z H, et al. Responses of alpine meadow functional group composition and nutrient quality to grazing intensity [J]. Pratacultural Science, 2024, 41(1): 151-162
- [34] 王百竹, 朱媛君, 刘艳书, 等. 典型草原建群种长芒草 (*Stipa bungeana*) 在中国的潜在分布范围预测及主要影响因子分析[J]. 草业学报, 2019, 28(7): 3-13
- WANG B Z, ZHU Y J, LIU Y S, et al. Potential distribution patterns of *Stipa bungeana* in China and the major factors influencing distribution [J]. Acta Pratacultural Sinica, 2019, 28(7): 3-13
- [35] 王合云, 郭建英, 李红丽, 等. 短花针茅荒漠草原不同退化程

- 度的植被特征[J]. 中国草地学报, 2015, 37(3): 74-79
- WANG H Y, GUO J Y, LI H L, et al. Vegetation characteristics of *Stipa breviflora* desert steppe in different degradation degree[J]. Chinese Journal of Grassland, 2015, 37(3): 74-79
- [36] 江沙沙, 孙宗玖, 杨静, 等. 封育年限对伊犁绢蒿荒漠草地群落种间关系及稳定性的影响[J]. 中国草地学报, 2018, 40(3): 68-75
- JIANG S S, SUN Z J, YANG J, et al. Effect of exclusion duration on the plant interspecific relationship and community stability in *Seriphidium transiliense* desert grassland [J]. Chinese Journal of Grassland, 2018, 40(3): 68-75
- [37] 李诗文, 王博, 刘静, 等. 高寒草原矿区生态修复过程中植物多样性及群落稳定性分析[J]. 中国农业科技导报(中英文), 2025, 27(1): 211-221
- LI S W, WANG B, LIU J, et al. Analysis of plant diversity and community stability in the process of ecological restoration in alpine grassland mining area [J]. China Agricultural Science and Technology Review (Chinese and English), 2025, 27(1): 211-221
- [38] LIU M X, YIN F L, XIAO Y D, et al. Grazing alters the relationship between alpine meadow biodiversity and ecosystem multifunctionality[J]. Science of the Total Environment, 2023, 898: 165445
- [39] 李泽藩, 张振豪, 董书明, 等. 施肥对退化草地植被生产力和群落结构特征的影响[J]. 草地学报, 2024, 23(9): 2973-2981
- LI Z F, ZHANG Z H, DONG S M, et al. Effects of fertilization on vegetation productivity and community structure characteristics of degraded grassland[J]. Grassland Journal, 2024, 23(9): 2973-2981
- [40] 耿冰瑾, 王舒菲, 曹银贵, 等. 山西平朔露天矿区不同年限复垦地植被重建特征对比分析[J]. 生态学报, 2022, 42(8): 3400-3419
- GENG B J, WANG S F, CAO Y G, et al. Comparative analysis of vegetation reconstruction characteristics of different years in the reclaimed land of the Pingshuo opencast mining area, Shanxi Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(8): 3400-3419
- [41] 王君芳, 韩国栋, 王召明, 等. 敕勒川草原生态恢复群落动态演替[J]. 草地学报, 2022, 30(11): 3090-3097
- WANG J F, HAN G D, WANG Z M, et al. Dynamic succession of grassland ecological restoration communities in Chillechuan[J]. Grassland Journal, 2022, 30(11): 3090-3097
- [42] 罗久富, 周金星, 赵文霞, 等. 围栏措施对青藏高原高寒草甸群落结构和稳定性的影响[J]. 草业科学, 2017, 34(3): 565-574
- LUO J F, ZHOU J X, ZHAO W X, et al. Effect of fences on functional groups and stability of the alpine meadow plant community in the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Pratacultural Science, 2017, 34(3): 565-574
- [43] 曾国燕, 叶茂, 李苗苗, 等. 放牧对阿尔泰山哈巴河地区草地植物群落稳定性与多样性及其生物量关系的影响[J]. 水土保持研究, 2024: 1-10
- ZENG G Y, YE M, LI M M, et al. Effects of grazing on the stability, diversity and biomass of grassland plant communities in the Haba River area of the Altai Mountains[J]. Study on soil and water conservation, 2024: 1-10
- [44] 吴天珍, 李薇, 窦宗信, 等. 乡土草种在生态修复中的应用研究[J]. 农业科技与信息, 2024(6): 39-42
- WU T Z, LI W, DOU Z X, et al. Application of native grass species in ecological restoration [J]. Agricultural science and technology and information, 2024(6): 39-42
- [45] 曹云芬. 草原生态修复治理面临的挑战及对策[J]. 农村科学实验, 2024(16): 37-39
- CAO Y F. Challenges and countermeasures of grassland ecological restoration and management[J]. Rural Science Experiment, 2024(16): 37-39
- [46] BUISSON E, LE STRADIC S, SILVEIRA F A O, et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands[J]. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 2019, 94(2): 590-609
- [47] 平晓燕, 王铁梅, 董世魁. 我国草原分区-分类-分级生态修复模式研究[J]. 草地学报, 2024, 32(1): 1-12
- PING X Y, WANG T M, DONG S K. Research on grassland zoning-classification-grading ecological restoration model in China[J]. Grassland Journal, 2024, 32(1): 1-12
- [48] FLYNN D F B, MIROTECHNICK N, JAIN M, et al. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships [J]. Ecology, 2011, 92(8): 1573-1581

(责任编辑 刘婷婷)