

DOI: 10.5846/stxb201804070783

武胜男, 张曦, 高晓霞, 许驭丹, 吴晓慧, 单席凯, 刘世梁, 董全民, 董世魁, 温璐. 三江源区“黑土滩”型退化草地人工恢复过程中植物群落的演替动态. 生态学报, 2019, 39(7): - .

Wu S N, Zhang X, Gao X X Xu Y D, Wu X H, Shan X K, Liu S L, Dong Q M, Dong S K, Wen L. Succession dynamics of a plant community of degraded alpine meadow during the human-induced restoration process in the Three Rivers Source region. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): - .

三江源区“黑土滩”型退化草地人工恢复过程中植物群落的演替动态

武胜男¹, 张曦², 高晓霞², 许驭丹², 吴晓慧², 单席凯², 刘世梁², 董全民³, 董世魁^{2,*}, 温璐¹

1 内蒙古大学生态与环境学院, 呼和浩特 010021

2 北京师范大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京 100875

3 青海大学畜牧兽医科学院, 青海省畜牧兽医科学院, 西宁 810000

摘要: 选取青藏高原三江源区“黑土滩”型退化草地上建植的人工草地为研究对象, 对不同建植年限人工草地植物群落及其各功能群的物种组成、平均高度、盖度和地上生物量及植物多样性等进行实地调查和对比分析, 探讨“黑土滩型”退化草地在人工恢复过程中植物群落组成和多样性变化, 以期回答人工恢复的草地植物群落何时才能接近天然草地、人工恢复的时间阈值应为多长等问题, 从而为三江源区“黑土滩”型退化草地的恢复重建提供科学的理论指导。研究结果表明: 草地恢复前 5 年内, 禾本科植物的数量大量增加, 植物群落的高度增加了 847.6%, 植物群落盖度增加了 134.5%; 不同恢复年限的草地植物群落的多样性指数都有相似的变化趋势, 恢复 8 年后植物群落组成达到阶段性的稳定状态, 在恢复时间达 16—18 年后, 逐渐向更稳定的状态转化; 恢复 18 年的草地与天然草地植物群落的 Jaccard 及 Sorensen 相似度指数分别为 0.596、0.747, Cody 差异度指数为 9.5。由此可见, 建植人工草地的方式恢复退化草地, 可在建植 8 年后达较好的恢复效果; 恢复时间达 16 年以上的人工草地采取适度的调控措施, 有利于其向天然草地恢复演替; 建植 18 年的人工草地物种组成情况与天然草地最接近, 但仍有差异。因此, “黑土滩”型退化草地的人工促进恢复, 到未退化的状态至少需要 18 年以上。

关键词: 青藏高原; 人工草地; 群落特征; 恢复时间

Succession dynamics of a plant community of degraded alpine meadow during the human-induced restoration process in the Three Rivers Source region

WU Shengnan¹, ZHANG Xi², GAO Xiaoxia², XU Yudan², WU Xiaohui², SHAN Xikai², LIU Shiliang², DONG Quanmin³, DONG Shikui^{2,*}, WEN Lu¹

1 School of Ecology and Environment, Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China

2 State Key Laboratory of environmental simulation and pollution control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

3 Qinghai Academy of Veterinary and Animal Husbandry, Xining 810000, China

Abstract: In this study, the grasslands sown with a single cultivar for the restoration of the “Black Beach”, the severely degraded alpine meadow in the headwater areas of the Qinghai-Tibetan Plateau, were investigated. To determine when the plant community structure, composition, and diversity are close to those of the natural grassland and the threshold of the recovery time in terms of plant restoration succession, plant species composition, height, coverage, aboveground biomass,

基金项目: 国家重点研发计划重点专项课题(2016YFC0501906); 环境模拟与污染控制国家重点实验室重点项目(17L03ESPC)

收稿日期: 2018-04-07; **网络出版日期:** 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: dongshikui@sina.com

and diversity of both the plant community and functional groups of the cultivated grassland in different planting years were investigated. The objectives of this study were to establish a scientific basis for regulating restored grasslands through cultivation and provide theoretical guidance for the restoration of the degraded grassland in the Three Rivers Source region. The results showed that the number of gramineous plants increased significantly during the first five years after the establishment of the cultivated grassland, the height of plant communities increased by 847.6%, and the coverage plant communities increased by 134.5%. The diversity index of the grassland plant communities across the restoration years showed a growing trend, and plant community composition reached a steady state after eight years of grassland cultivation. After 16 to 18 years of grassland cultivation, the plant community reached a more stable state in terms of species composition and diversity. The Jaccard, Sorensen similarity, and Cody difference indices of the plant community between the cultivated grassland and the non-degraded natural grassland in 18 years of grassland cultivation were 0.596, 0.747, and 9.5, respectively. Consequently, the restoration of the "Black Beach" degraded grassland with grassland cultivation may generate a better recovery effect after 8 years of grass plantation, with appropriate regulation strategies to promote the progress of the cultivated grasslands towards natural conditions. The species composition of the cultivated grassland in 18 years was similar to that of the natural grassland, but with some differences. In the headwater areas, 18 years may be the minimum time needed to fully restore the "Black Beach" degraded grasslands into healthy natural grasslands through grassland cultivation.

Key Words: Qinghai-Tibet Plateau; cultivated grassland; plant community characteristics; restoration time

草地生态系统是陆地生态系统的重要组成部分,具有防风固沙、涵养水源、固氮储碳、调节碳循环及气候变化、维护生物多样性等诸多生态服务功能^[1-2]。青藏高原作为国家生态安全的重要屏障^[3],其天然草地占全国草地总面积的 38%^[1],是世界上海拔最高、类型最为独特的高寒草地生态系统的最大分布区^[4]。青藏高原的腹地—三江源区(长江、黄河、澜沧江源头地区)具有重要的水源涵养功能作用,是国家级生态功能保护重点区域,同时也是高寒草地的集中分布区^[5-6]。但是,由于高寒草地生态环境较为敏感、脆弱,加之近年来气候变化、人类活动的影响,造成了极为严重的草地退化现象,出现了大面积次生裸地—“黑土滩”^[7]。三江源区的草地退化不仅影响当地居民的生存和畜牧业发展^[3,8],还危及到长江、黄河、澜沧江中下游地区的生态环境以及社会经济的可持续发展^[9],甚至会威胁到东南亚地区的生态安全^[10-12]。因此,加强三江源区退化高寒草地恢复机制及演替规律等基础理论研究,提出退化高寒草地生态恢复重建的有效措施^[3,13],对于维护我国及周边国家生态安全、调节并维持全球气候稳定等方面具有极其重要的战略意义^[7,14]。

退化草地的恢复重建是全球性的生态环境治理难题^[4,5],退化草地生态恢复的实验研究最早始于 20 世纪 30 年代北美大平原温性高草草原^[16],主要开展了放牧家畜与重建草地植被之间的关系^[17]、播种方式对草地植被重建的影响等方面的研究工作^[15,18];近年来,国外学者开展了依据植物间相互作用的距离改善草地重建区植物多样性的技术^[15,19]、播种面积大小对于重建草地的生物量、多样性和入侵抗性的影响等方面的研究工作^[20]。尽管许多国家相继开展了退化草地生态恢复工作,但大多数研究集中在温带地区的草地农业技术措施改良,很多恢复模式很难在高寒草地成功推广实施^[4,15]。

青藏高原退化高寒草地的恢复重建研究工作始于 20 世纪 70 年代^[21]。大量试验研究表明,在高寒地区严苛的环境条件下,“黑土滩”型极度退化草地很难在短期内自然恢复,必须依据恢复生态学的主要理论—人为设计理论,通过建立人工(半人工)草地的方式促进草地生态恢复^[4,22-25]。关于人工草地的试验研究,近几年主要多集中在人工草地恢复与其他恢复措施之间的对比分析^[26-27]、人工草地与天然草地和黑土滩群落组成的差异性分析^[13,27-28]、人工草地土壤微生物群落结构特征、土壤养分^[29-31]、草地群落生产力及稳定性等变化^[32]的研究等,但对人工草地植物群落的长时间序列演替研究鲜见报道。本文在青藏高原腹地—三江源区不同建植恢复期的人工草地上开展试验研究,分析植物群落总体及功能群(禾本科、莎草科、豆科及杂类草)

的组成及多样性变化,并与参照系统—围栏封育的健康高寒草甸进行对比,以期回答如下科学问题:不同建植期的人工草地物种组成及多样性指标是如何变化的?人工恢复草地的植物群落组成和多样性何时才能接近封育天然草地?人工草地恢复“黑土滩型”极度退化草地的时间阈值应为多长?这些问题的准确解答,有望为三江源区乃至青藏高原退化草地生态恢复重建提供科学依据和理论指导。

1 研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于青海省果洛藏族自治州玛沁县大武镇—三江源国家级自然保护区的核心区。土壤类型为高山草甸土,属于典型的高原大陆性气候。地理位置为 34°21′34.4″—34°29′36.2″N, 100°12′29.3″—100°29′46.3″E, 海拔 3800 m, 年均温 -3.8—-3.5 °C 之间, 年日照时数 2313—2607 h; 年均降水量 423—565 mm, 降水多集中在 6 月至 9 月份, 占年降水量 60.0%; 牧草生长期一般为 110—150 d。春季干旱多风, 冬季寒冷漫长, 无绝对霜期^[9]。该区 85% 的草地类型为高寒草甸, 物种丰富多样, 但是由于多年来的气候变化导致气温变暖、鼠害肆虐, 加之草地管理制度不健全、超载放牧、畜群结构不合理、过度开垦等问题^[27], 导致其原生植被遭到不同程度的破坏, 草地呈现出大面积退化趋势。

1.2 野外调查

于 2017 年 7—8 月进行野外采样工作, 在研究区内选择地形、地貌、位置靠近的 10 个研究样地, 其中 8 个样地为不同建植年份的人工草地, 建植期分别为 18、16、14、13、12、8、6、1 a (2017 年春季新建人工草地), 均是在“黑土滩”型极度退化草地上建植的垂穗披碱草 (*Elymus nutans*) 单播人工草地。另外, 2 个样地分别是围封超过 20 年的天然草地 (植物群落组成与文献中记录的该区顶极植被近似)、“黑土滩”极度退化草地, 二者作为人工恢复草地的对照 (表 1)。

表 1 样地的基本情况

Table 1 The basic situation of plots

样地编号 Serial number of plots	海拔 Altitude/m	建植年限 Establishment period/a	经纬度 Longitude and latitude
S1	3914—3920	1	34°21′34.4″N 100°29′46.3″E
S2	3695—3708	6	34°28′11.5″N 100°13′10.6″E
S3	3739—3750	8	34°28′21.4″N 100°12′36.1″E
S4	3477—3757	12	34°27′37.4″N 100°12′29.3″E
S5	3740—3747	13	34°26′48.5″ N100°12′39.4″E
S6	3713—3733	14	34°28′5.9″ N100°12′48.9″E
S7	3822—3961	16	34°21′38.8″ N100°29′51.3″E
S8	3725—3739	18	34°28′5.3″ N100°12′59.2″E
ND	3700—3714	天然草地 Natural grassland	34°29′36.2″N E100°13′48.4″E
SD	3738—3742	“黑土滩”“Black Beach”	34°28′1.0″N E100°12′39.7″E

S: 样地, Sample plot; ND: 天然草地, Natural grassland; SD: “黑土滩”, “Black Beach”

在上述 10 个样地中, 分别随机选取 5 个 100 cm×100 cm 的样方调查植物群落内每个物种的数量、高度、盖度、频度。然后在样方中心用 50 cm×50 cm 的固定样方, 按功能群 (禾本科、莎草科、豆科及杂类草) 分开, 齐地面刈割, 收集植物地上部分, 带回实验室置于 65 °C 的烘箱中, 烘干至恒重, 称量其生物量 (单位为 g/m²)。通过不同恢复年限草地植物群落新增物种和消失物种的调查分析, 得到植物群落的相异性 Cody 指数, 从而更直观地获得物种更替信息^[28]。

1.3 数据处理与统计分析

1.3.1 数据处理

根据植物群落样方调查结果, 分别计算各物种的重要值 (IV)。计算公式为:

重要值 = (相对高度 + 相对盖度 + 相对频度) / 3

计算植被群落多样性指数,包括:

Margalef 丰富度指数 (D_{Ma}):

$$D_{Ma} = \frac{S-1}{\ln N}$$

Simpson 优势度指数 (C):

$$C = \sum_{i=1}^S \frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Shannon 多样性指数 (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

Pielou 均匀度指数 (E):

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

计算群落相似性指数,包括:

Jaccard 相似度指数 (C_j):

$$C_j = \frac{c}{a+b-c}$$

Sorensen 相似度指数 (C_s):

$$C_s = \frac{2c}{a+b}$$

计算时间梯度上的物种周转指数, Cody 差异度指数 (β_c):

$$\beta_c = \frac{g+l}{2}$$

式中, S 代表物种数目; N 表示群落中所有中的个体总数;

p_i 表示第 i 个物种的相对多度, $p_i = \frac{n_i}{N}$, n_i 表示第 i 个种的个体数目;

a 、 b 是两个样地中各自的物种数目, c 是两个样地中公共的类群数目;

$g = a - c$, $l = b - c$, 本文以恢复时间为梯度, g 、 l 分别表示在上一个梯度中存在而在下一个梯度中没有的物种数, 即两个样地各自特有物种的数目。

1.3.2 统计分析

用 Microsoft Excel 2016 对数据进行整理, 用 SPSS 22.2 软件对相关数据进行单因素方差分析 (One-way ANOVA), 采用最小显著性差异法 (LSD) 进行多重比较。统计显著水平为 $P=0.05$ (极显著为 $P=0.01$)。利用 Origin 2017 及 Microsoft Excel 2016 软件绘制图表。

2 结果与分析

2.1 不同恢复年限草地植物群落组成变化

随着建植年限的增加, 草地群落的优势种发生变化 (表 2)。随着恢复年限的增加, 人工种植的垂穗披碱草优势地位呈现出小幅的波动式下降, 草地恢复第一年垂穗披碱草的优势度为 0.1447; 恢复 18 年后垂穗披碱草的优势度为 0.1192。在草地植被恢复过程中, 垂穗披碱草一直占据一定的优势地位; 随着恢复年限的增加, 高寒草甸的原生植物如洽草、发草等逐渐成为亚优势种。在草地恢复中期 (14—16 年), 黄帚橐吾和甘肃马先蒿 (*P. kansuensis*) 等先锋植物 (“黑土滩” 型退化草地植物群落的优势物种) 处于亚优势地位, 表明垂穗披碱草

优势地位减小后,先锋植物占据了一定的生态位。在草地恢复后期(18年以上),高寒草甸原生植物的亚优势地位又重新显现。

从功能群组成来看,草地恢复8年后,禾本科植物的数量和物种数开始增加,植物群落组成中出现洽草、草地早熟禾等物种并占据亚优势地位。草地恢复14—16年时,杂类草在植物群落组成中占据亚优势地位,之后又逐渐减少。草地恢复12年时,莎草科植物如小嵩草、矮嵩草等开始出现并随恢复年限逐渐增加,但没有超过禾本科植物的优势地位,说明人工恢复18年后草地植物群落组成并未达到顶级状态,即以建群种小嵩草或矮嵩草为优势的高寒草甸,但已经呈现出向原生植被演替的趋势。

表2 不同恢复年限样地植物群落优势种组成

Table 2 Dominant species composition of plant communities in different restoration years

样地编号 Serial number of plots	优势种名称 Dominant species	重要值 Importance value	优势度 Advantage degree	优势种名称 Dominant species	重要值 Importance value	优势度 Advantage degree	优势种名称 Dominant species	重要值 Importance value	优势度 Advantage degree
S1	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.45	0.1447	蓝花荆芥 <i>N. coerulea</i>	0.27	0.1523	珠芽蓼 <i>P. viviparum</i>	0.25	0.0223
S2	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.33	0.0090	洽草 <i>K. cristata</i>	0.29	0.0245	发草 <i>D. caespitosa</i>	0.29	0.0001
S3	草地早熟禾 <i>K. bluegrass</i>	0.55	0.0652	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.42	0.0375	洽草 <i>K. cristata</i>	0.41	0.0025
S4	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.53	0.0503	草地早熟禾 <i>K. bluegrass</i>	0.34	0.0323	洽草 <i>K. cristata</i>	0.26	0.0076
S5	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.54	0.0535	洽草 <i>K. cristata</i>	0.30	0.0168	中华羊茅 <i>F. sinensis</i>	0.26	0.0023
S6	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.57	0.0107	洽草 <i>K. cristata</i>	0.23	0.0054	黄帚橐吾 <i>L. virgaurea</i>	0.22	0.0091
S7	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.49	0.0508	甘肃马先蒿 <i>P. kansuensis</i>	0.32	0.0140	冷地早熟禾 <i>P. crymophila</i>	0.27	0.0107
S8	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.58	0.1192	草地早熟禾 <i>K. bluegrass</i>	0.24	0.0017	洽草 <i>K. cristata</i>	0.24	0.0035
ND	垂穗披碱草 <i>E. nutans</i>	0.36	0.0371	洽草 <i>K. cristata</i>	0.33	0.0003	湿生扁蕾 <i>G. paludosa</i>	0.25	0.0002
SD	黄帚橐吾 <i>L. virgaurea</i>	0.42	0.0595	刺参 <i>M. kokonorica</i>	0.33	0.0890	南山蒿 <i>A. nanschanica</i>	0.30	0.0648

2.2 不同恢复年限草地植物群落数量特征变化

草地植物群落的高度随恢复年限的增加呈波动式增长趋势(图1),新建人工草地较“黑土滩”型退化草地的植物群落平均高度下降了77.04%。恢复6年后,草地植物群落的高度显著高于新建人工草地($P < 0.05$)。随着恢复年限的增加,草地植物群落的高度不断增加,恢复13年后达到最大值39.0 cm。恢复14—16年,草地植物群落的高度下降,恢复18年后草地植物群落高度为26.2 cm,接近天然草地植物群落的平均高度24.9 cm。

植物群落盖度随恢复年限的变化与植物群落高度相似(图2)。新建人工草地的植物群落盖度较低,随着恢复年限的增加,存在着两个明显的增长期,第一个时期为草地恢复的前5年间,由34.20%增加到80.20%,增长幅度为134.50%;第二个时期为草地恢复的16年到18年间,由82.00%增加到92.60%,增长幅度为12.93%。在草地恢复8—14年间,植物群落盖度变化幅度较小。在草地恢复的第16年,植物群落盖度显著低于其他恢复年份(除新建人工草地外)的草地植物群落盖度($P < 0.05$)。

草地恢复的前5年内,优势物种垂穗披碱草的数量较多、植株较高(平均高度均在20.0 cm以上),且种群高度和盖度逐年增加,使得整个植物群落的盖度也增加了近1.5倍。其后,随着恢复年限的增加,垂穗披碱草种群的盖度增速趋缓,整个植物群落的盖度增速减缓,甚至在草地恢复16年时因垂穗披碱草的减少出现盖度

下降的趋势。

2.3 不同恢复年限草地植物群落多样性变化

不同恢复年限草地植物群落及功能群多样性发生了一定变化(图3)。随着恢复年限的增加,草地植物群落物种丰富度指数($D_{Ma}-T$)、多样性指数($H'-T$)具有较为一致的变化,只是变化幅度稍有不同(图3)。恢复1—6年的草地植物群落丰富度和多样性指数均显著增加($P<0.05$),增加幅度分别为48.52%、52.18%;恢复6—13年的草地植物群落丰富度、多样性呈逐渐增加趋势,峰值分别为3.144(12年)、2.284(13年)。从功能群的多样性变化来看(图3),随着恢复年限的增加,各功能群的物种丰富度指数及多样性指数也都呈现变化趋势一致;多样性指数(H')的变化幅度大,物种丰富度(D_{Ma})的变化较平缓。其中,杂类草物种丰富度指数($D_{Ma}-F$)和多样性指数($H'-F$)均高于其他功能群。

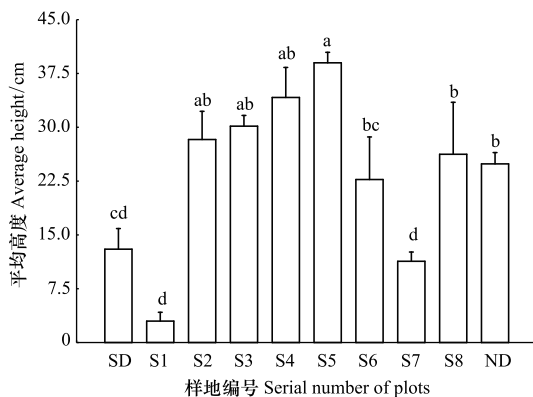


图1 不同恢复年限样地植被的平均高度

Fig.1 Average height of vegetation in different restoration years

S:样地, Sample plot; ND:天然草地, Natural grassland; SD:黑土滩, "Black Beach"; 图中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)

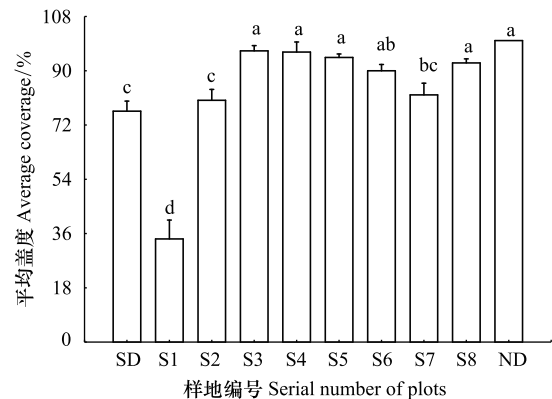


图2 不同恢复年限样地植被的平均盖度

Fig.2 Average cover degree of vegetation in different restoration years

图中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)

不同恢复年限草地植物群落的均匀度指数如图3所示,“黑土滩”极度退化草地植物群落的均匀度较高;随着恢复年限的增加,草地植物群落的均匀度($E-T$)变化呈现先增后减的趋势,有小幅度的阶段性波动。新建人工草地的植物群落均匀度最小,恢复6年的草地植物群落均匀度显著增加($P<0.05$),幅度为24.85%;恢复13年的高寒草地均匀度达到峰值0.766。其后,草地植物群落的均匀度与多样性的变化趋势一致,即呈先增后减的波动变化。随着恢复年限的增加,豆科($E-L$)以及莎草科($E-C$)均匀度的变化趋势与各自的多样性指数相同。

从不同恢复年限草地植物群落的优势度变化情况(图3)可知,杂类草($C-F$)及禾本科($C-G$)的优势地位下降;在恢复8—13年间 $C-T$ 变化平缓,表明植物群落优势种的更替逐渐趋于稳定,恢复13年后开始出小幅的波动变化,并呈现出与多样性变化相反的趋势;功能群的优势度呈一定的时间变化规律,豆科($C-L$)与莎草科($C-C$)的优势度变化幅度相对较小,莎草科植物较大的优势度分别出现在恢复6年和18年的人工草地,分别为0.045、0.067。

“黑土滩”型退化草地植物群落均匀度较高(图3),主要是由黄帚橐吾、甘肃马先蒿等植物占优势地位,且各植物的个体数量较为一致导致的。新建草地除优势度以外其他多样性指标都较低,这是因为人工建植需要进行翻地和播种多年生禾本科牧草等人工处理过程,植物群落组成较为单一,造成植物群落丰富度和多样性较低。

2.4 不同恢复年限草地与参照草地植物群落的相似性

将不同恢复年限的草地、封育天然草地、“黑土滩”型退化草地之间的 C_j 、 C_s 指数列为相似性矩阵表(表3、表4),可以发现不同恢复年限的草地与天然草地植物群落相似性系数 C_j 、 C_s 呈现波动性增加的趋势,与黑

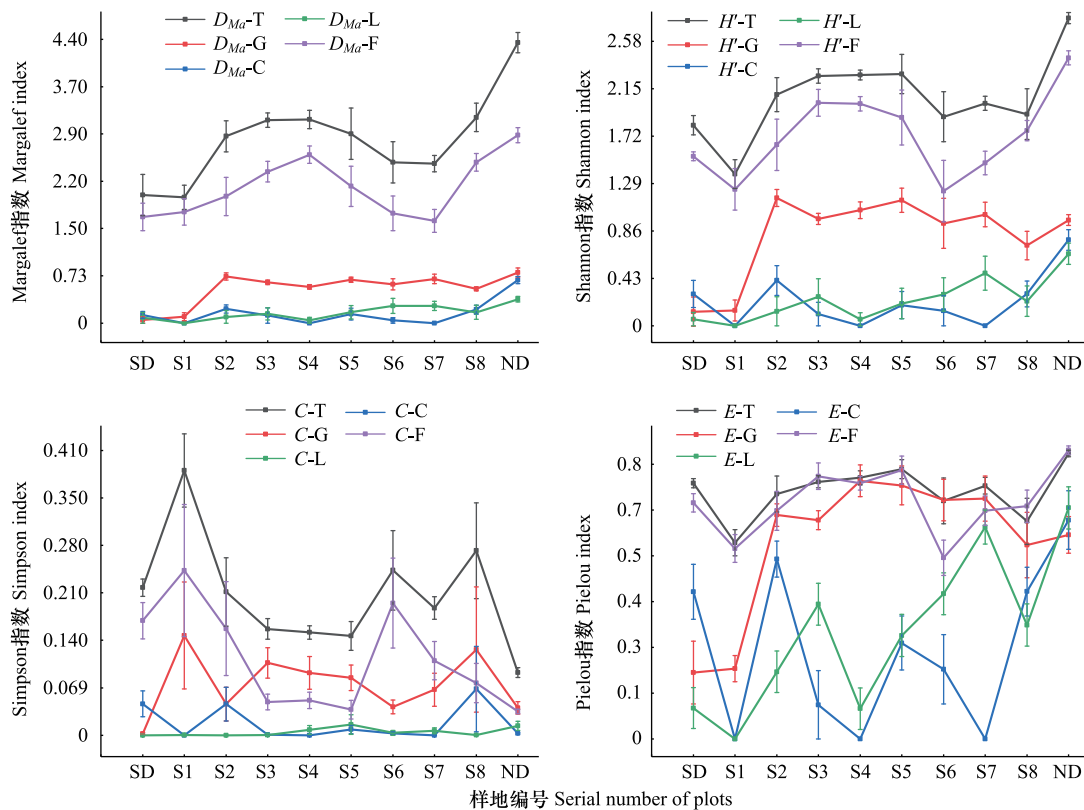


图3 不同建植年限人工草地植被多样性指数

Fig.3 The diversity indexes of artificial grassland in different planting periods

$D_{Ma}-T$: 样地总群落植物的 Margalef 丰富度指数, Margalef richness index of total plot communities; $D_{Ma}-G$: 禾本科植物的 Margalef 丰富度指数, Margalef richness index of gramineous plants; $D_{Ma}-C$: 莎草科植物的 Margalef 丰富度指数, Margalef richness index of Cyperaceous plants; $D_{Ma}-L$: 豆科植物的 Margalef 丰富度指数, Margalef richness index of leguminous plants; $D_{Ma}-F$: 杂类草的 Margalef 丰富度指数, Margalef richness index of forbs; $H'-T$: 样地总群落植物的 Shannon 多样性指数, Shannon richness index of total plot communities; $H'-G$: 禾本科植物的 Shannon 多样性指数, Shannon diversity index of gramineous plants; $H'-C$: 莎草科植物的 Shannon 多样性指数, Shannon diversity index of Cyperaceous plants; $H'-L$: 豆科植物的 Shannon 多样性指数, Shannon diversity index of leguminous plants; $H'-F$: 杂类草的 Shannon 多样性指数, Shannon richness index of forbs; $C-T$: 样地总群落植物的 Simpson 优势度指数, Simpson dominance index of total plot communities; $C-G$: 禾本科植物的 Simpson 优势度指数, Simpson dominance index of gramineous plants; $C-C$: 莎草科植物的 Simpson 优势度指数, Simpson dominance index of Cyperaceous plants; $C-L$: 豆科植物的 Simpson 优势度指数, Simpson dominance index of leguminous plants; $C-F$: 杂类草的 Simpson 优势度指数, Simpson dominance index of forbs; $E-T$: 样地总群落植物的 Pielou 均匀度指数, Pielou evenness index of total plot communities; $E-G$: 禾本科植物的 Pielou 均匀度指数, Pielou evenness index of gramineous plants; $E-C$: 莎草科植物的 Pielou 均匀度指数, Pielou evenness index of Cyperaceous plants; $E-L$: 豆科植物的 Pielou 均匀度指数, Pielou evenness index of leguminous plants; $E-F$: 杂类草的 Pielou 均匀度指数, Pielou evenness index of forbs

土滩草地植物群落相似性系数呈现波动性减小的趋势;恢复年限相近的草地植物群落相似性系数值相对较大;新建草地的植物群落组成单一,物种组成与封育天然草地和“黑土滩”型退化草地相似度都很低;恢复 12 年后,草地植物群落组成与“黑土滩”型极度退化草地的相似度呈逐渐减小的趋势。随着恢复年限的增加,草地植物群落组成向天然草地演替,建植 18 年后的草地植物群落组成与封育天然草地的物种组成最接近, C_j 、 C_s 值分别为:0.596、0.747,但尚未完全恢复到未退化的状态。

2.5 不同恢复年限草地植物群落的物种更替变化

相异性指数的 β_c 指数矩阵分析结果(表 5)表明,“黑土滩”型退化草地与恢复 12 年的草地之间的 β_c 值最小,这可能与恢复 12 年的草地植物群落中黄帚橐吾、甘肃马先蒿等杂类草植物的增加有关(图 3),但整体上随着恢复年限的增加,草地植物群落组成与“黑土滩”型退化草地的差异呈增加趋势,与天然草地的差异呈

减小趋势,说明人工辅助恢复可以有效促进“黑土滩”型退化草地恢复,并使得植物群落组成逐渐向原生植物群落的方向发展。

表 3 不同恢复年限的草地群落与对照组的 Jaccard 指数 (C_j)

Table 3 Jaccard Index of grassland communities with different restoration years and control groups (C_j)

	SD	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
S1	0.359								
S2	0.455	0.295							
S3	0.500	0.319	0.659						
S4	0.568	0.348	0.490	0.592					
S5	0.465	0.366	0.558	0.714	0.565				
S6	0.439	0.368	0.575	0.659	0.581	0.722			
S7	0.409	0.410	0.500	0.543	0.543	0.585	0.649		
S8	0.422	0.326	0.581	0.622	0.587	0.675	0.703	0.650	
ND	0.365	0.280	0.500	0.569	0.538	0.574	0.591	0.490	0.596

表 4 不同建植期的人工草地群落与对照组 Sorensen 指数 (C_s)

Table 4 Sorensen Index of grassland communities with different restoration years and control groups (C_s)

	SD	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
S1	0.528								
S2	0.625	0.456							
S3	0.667	0.484	0.795						
S4	0.725	0.516	0.658	0.744					
S5	0.635	0.536	0.716	0.833	0.722				
S6	0.610	0.538	0.730	0.794	0.735	0.839			
S7	0.581	0.582	0.667	0.704	0.704	0.738	0.787		
S8	0.594	0.491	0.735	0.767	0.740	0.806	0.825	0.788	
ND	0.535	0.438	0.667	0.725	0.700	0.730	0.743	0.658	0.747

表 5 不同建植期的人工草地群落与对照组 Cody 指数 (β_C)

Table 5 Cody Index of grassland communities with different restoration years and control groups (β_C)

	SD	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
S1	12.5								
S2	12.0	15.5							
S3	11.5	16.0	7.5						
S4	9.5	15.0	12.5	10.0					
S5	11.5	13.0	9.5	6.0	10.0				
S6	11.5	12.0	8.5	7.0	9.0	5.0			
S7	13.0	11.5	11.0	10.5	10.5	8.5	6.5		
S8	13.0	14.5	9.0	8.5	9.5	6.5	5.5	7.0	
ND	16.5	18.0	12.5	11.0	12.0	10.0	9.0	12.5	9.5

3 讨论

本研究发现,不同恢复年限草地植物群落的种类组成存在着一定差异,随着恢复年限的增加,植物群落的物种数量不断增加,这与张耀生等人的研究结果具有一致性^[33]。同时,本研究还发现,随着恢复年限的增加,植物群落中小嵩草和矮嵩草等原生植物的数量不断增加,草地植物群落向结构和组成更加完整的方向演替。

恢复 16 年后,草地植物群落的平均高度、盖度下降,人工草地出现退化现象。这与可宗党等^[34]的研究发

现一致,即用多年生禾本科牧草建植的人工草地、未进入盛产期人工草地草层高度显著下降,人工草地出现退化现象。大量试验研究表明随着建植年限的增加,由于毒杂草入侵、缺水缺肥以及利用过度等,会造成退化高寒牧区人工草地在恢复过程中出现急剧退化的现象^[20,33-34]。

本研究发现,恢复 16—18 年的人工草地植物群落高度和盖度的下降趋势会出现明显逆转,证明建植 16 年的人工草地处于急速退化的过程,容易发生草地衰退使得草地建设功亏一篑。建议建植 16 年前后的人工草地可进行施肥、灌溉、除杂、补播等人工调控措施^[24,35],防止人工草地的衰退,帮助其向未退化草地的稳定状态演替的同时达到可持续利用的目的。

建植人工草地对草原植物群落多样性的影响,时间梯度上的植物群落物种多样性变化^[36],在一定程度上可以反映出植被的演替变化^[37]。在本研究中,极度退化的“黑土滩”草地采用建植人工草地方式的进行生态恢复后,群落多样性变化整体上是增加的,且变化趋势表现为:群落总丰富度指数物种丰富度指数、多样性指数、均匀度指数先减小再增加至一定时期再呈阶段式波动变化;群落优势度则先增大在减小至一定时期变化缓慢再呈波动变化。这种阶段式的波动特征可以一定程度上反映群落的演替过程,即可以解释为:演替过程中优势种的更替,原有优势物种及其伴生种群落的优势地位下降,新优势种及其伴生种群落逐渐占据优势地位,群落内各组成优势地位相当,群落又达到一种较高的均匀程度,下一个转变过程开始,相关的指标开始出现阶段性的波动,直至达到相对最稳定,演替结束^[38]。

本研究发现,恢复 8 年后,草地植被就开始逐渐达到第一个相对稳定的阶段了,即人工种植的垂穗披碱草及其伴生种的优势度超过原有优势种—黄帚橐吾到达一种稳定状态,证明建植人工草地措施,确实能在短时间里恢复极度退化的草地并达到一定的效果。随着恢复年限的增加,植物群落及各功能群的物种丰富度和群落多样性均呈现阶段式的波动变化。同时,研究结果显示,恢复 18 年的草地物种丰富度指数增加到最大值 3.176,群落多样性也正处于小幅度的波动阶段,各功能群之间的均匀度差异逐渐有变小趋势,说明植物群落组成已开始逐渐向另一个相对更稳定的状态转化,也就是说建植人工草地可以恢复“黑土滩”型退化草地。退化草地恢复到原生植被需要较长的时间,张耀生等在研究中提到高寒牧区中华羊茅人工草地向天然草地演替需要的时间远大于 6 年甚至更久^[35]。本研究结果显示,恢复 18 年的草地植物群落物种组成与天然草地最接近,但仍有差异,说明三江源区通过人工草地建设恢复“黑土滩”型退化草地时,恢复时间至少需要 18 年以上。

4 结论

建植人工草地的方式确实可以促进三江源地区“黑土滩”型极度退化的草地的生态恢复。在本研究中,人工草地在建植 8 年后可达到较好的恢复效果;随着恢复年限的增加,人工草地植物群落及各功能群的物种丰富度和群落多样性均呈现阶段式的波动变化;建植 18 年后的草地向更稳定的状态转化,并且植物群落组成最接近封育天然草地,说明人工草地恢复“黑土滩”型极度退化草地的时间至少需要 18 年以上。另外,人工草地在建植 16 年左右存在衰退的风险,综合考虑人工草地草场的质量及可持续利用,建议在建植 16 年前后,实施合理的人工调控措施(如适度放牧),促进其向接近于天然草地的稳定状态演替。

参考文献 (References):

- [1] 刘源. 2016 年全国草原监测报告. 中国畜牧业, 2017, (8): 18-35.
- [2] Lewandowski I, Scurlock J M O, Lindvall E, Christou M. The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy*, 2003, 25(4): 335-361.
- [3] 班洁. 加强青藏高原草原的生态保护和建设. 中国畜牧业, 2017, (4): 32-34.
- [4] 武高林, 杜国祯. 青藏高原退化高寒草地生态系统恢复和可持续发展探讨. *自然杂志*, 2007, 29(3): 159-164.
- [5] 王琰. 青藏高原生态系统中植物多样性及保护策略概述. *青海畜牧兽医杂志*, 2015, 45(3): 47-49.
- [6] 张惠远, 王金南, 饶胜. 青藏高原区域生态环境保护战略研究. 北京: 中国环境科学出版社, 2012: 20-21.

- [7] 曹广民, 龙瑞军. 三江源区“黑土滩”型退化草地自然恢复的瓶颈及解决途径. 草地学报, 2009, 17(1): 4-9.
- [8] 张卫忠. 青海省草原生态畜牧业发展现状及建议. 养殖与饲料, 2017, (8): 101-102.
- [9] 尚占环, 董全民, 施建军, 周华坤, 董世魁, 邵新庆, 李世雄, 王彦龙, 马玉寿, 丁路明, 曹广民, 龙瑞军. 青藏高原“黑土滩”退化草地及其生态恢复近 10 年研究进展——兼论三江源生态恢复问题. 草地学报, 2018, 26(1): 1-21.
- [10] Wang X X, Dong S K, Yang B, Li Y Y, Su X K. The effects of grassland degradation on plant diversity, primary productivity, and soil fertility in the alpine region of Asia's headwaters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186(10): 6903-6917.
- [11] 辛玉春. 青海省草地退化遥感调查方法. 青海草业, 2013, 22(3/4): 46-50.
- [12] 杨力军, 李希来, 石德军, 孙海群, 杨元武. 青藏高原“黑土滩”退化草地植被演替规律的研究. 青海草业, 2005, 14(1): 2-5, 15-15.
- [13] 马玉寿, 周华坤, 邵新庆, 赵之重, 赵亮, 董世魁, 王晓丽. 三江源区退化高寒生态系统恢复技术与示范. 生态学报, 2016, 36(22): 7078-7082.
- [14] 徐新良, 王靓, 李静, 蔡红艳. 三江源生态工程实施以来草地恢复态势及现状分析. 地球信息科学学报, 2017, 19(1): 50-58.
- [15] 尚占环, 董世魁, 周华坤, 董全民, 龙瑞军. 退化草地生态恢复研究案例综合分析: 年限、效果和方法. 生态学报, 2017, 37(24): 8148-8160.
- [16] 马玉寿. 三江源区“黑土型”退化草地形成机理与恢复模式研究[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2006.
- [17] Whalley W. Grassland regeneration and reconstruction; the role of grazing animals. *Ecological Management & Restoration*, 2005, 6(1): 3-4.
- [18] Yurkonis K A, Wilsey B J, Moloney K A, Drobney P, Larson D L. Seeding method influences warm-season grass abundance and distribution but not local diversity in grassland restoration. *Restoration Ecology*, 2010, 18(S2): 344-353.
- [19] Yurkonis K A, Mckenna T P. Aggregating species at seeding may increase initial diversity during grassland reconstruction. *Ecological Restoration*, 2014, 32(3): 275-281.
- [20] Seahra S E, Yurkonis K A, Newman J A. Species patch size at seeding affects diversity and productivity responses in establishing grasslands. *Journal of Ecology*, 2016, 104(2): 479-486.
- [21] 史惠兰, 王启基, 景增春, 王长庭, 王杰, 王柳英. 江河源区人工草地群落特征、多样性及其稳定性分析. 草业学报, 2005, 14(3): 23-30.
- [22] Dong S K, Li J P, Li X Y, Wen L, Zhu L, Li Y Y, Ma Y S, Shi J J, Dong Q M, Wang Y L. Application of design theory for restoring the “black beach” degraded rangeland at the headwater areas of the Qinghai-Tibetan Plateau. *African Journal of Agricultural Research*, 2010, 5(25): 3542-2552.
- [23] 马玉寿, 施建军, 董全民, 王彦龙, 盛丽. 人工调控措施对“黑土型”退化草地垂穗披碱草人工植被的影响. 青海畜牧兽医杂志, 2006, 36(2): 1-3.
- [24] 王守顺, 于健龙. 围栏封育、人工补播措施对“黑土滩”退化草地生物量的影响. 湖北畜牧兽医, 2017, 38(11): 5-6.
- [25] 龙瑞军, 董世魁, 胡自治. 西部草地退化的原因分析与生态恢复措施探讨. 草原与草坪, 2005, (6): 3-7.
- [26] 张蕊, 王媛, 马丽娜, 桑潮, 王力, 郭瑞英, 汪海波, 尚占环. 三江源区退化人工草地、“黑土滩”和天然草地植物群落物种多样性. 草地学报, 2014, 22(6): 1171-1178.
- [27] 李媛媛, 董世魁, 李小艳, 温璐. 围栏封育对黄河源区退化高寒草地植被组成及生物量的影响. 草地学报, 2012, 20(2): 275-279, 286-286.
- [28] 郭军乐, 郑建宗, 李春宁. 不同退化状态高寒草甸人工恢复与自然恢复比较. 陕西林业科技, 2008, (4): 1-5, 68-68.
- [29] 王长庭, 龙瑞军, 王启兰, 刘伟, 景增春, 张莉. 三江源区不同建群年代人工草地群落演替与土壤养分变化. 应用与环境生物学报, 2009, 15(6): 737-744.
- [30] Su X K, Wu Y, Dong S K, Wen L, Li Y Y, Wang X X. Effects of grassland degradation and re-vegetation on carbon and nitrogen storage in the soils of the headwater area nature reserve on the Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Journal of Mountain Science*, 2015, 12(3): 582-591.
- [31] 王学霞, 董世魁, 李媛媛, 李小艳, 温璐, 吴娱. 三江源区草地退化与人工恢复对土壤理化性状的影响. 水土保持学报, 2012, 26(4): 113-117, 122-122.
- [32] 李里, 刘伟. 退化草地植物功能群和物种丰富度与群落生产力关系的研究. 草地学报, 2011, 19(6): 917-921, 999-999.
- [33] 张耀生, 赵新全, 黄德清. 青藏高原高寒牧区多年生人工草地持续利用的研究. 草业学报, 2003, 12(3): 22-27.
- [34] 可宗党, 黄燕. 人工草地利用及综合复壮措施的影响. 青海草业, 2003, 12(4): 17-18.
- [35] 张耀生, 赵新全. 高寒牧区中华羊茅人工草地退化演替的数量特征研究. 应用生态学报, 2002, 13(3): 285-289.
- [36] 左万庆, 王玉辉, 王凤玉, 师广旭. 围栏封育措施对退化羊草草原植物群落特征影响研究. 草业学报, 2009, 18(3): 12-19.
- [37] 徐彩琳, 李自珍. 干旱荒漠区人工植物群落演替模式及其生态学机制研究. 应用生态学报, 2003, 14(9): 1451-1456.
- [38] 刘凤婵. 内蒙古正镶白旗退化典型草原封育效应[D]. 泰安: 山东农业大学, 2013.