

DOI: 10.5846/stxb201910102111

胡金娇, 周青平, 吕一河, 胡健, 陈有军, 苟小林. 青藏高原东缘半湿润沙地典型生态恢复模式的效果比较研究. 生态学报, 2020, 40(20): 7410-7418.
Hu J J, Zhou Q P, Lü Y H, Hu J, Chen Y J, Gou X L. Comparison study to the effectiveness of typical ecological restoration measures in semi-humid sandy land in eastern Qinghai-Tibetan Plateau, China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(20): 7410-7418.

青藏高原东缘半湿润沙地典型生态恢复模式的效果比较研究

胡金娇¹, 周青平¹, 吕一河^{2,3}, 胡 健^{1,*}, 陈有军¹, 苟小林¹

1 西南民族大学青藏高原研究院, 成都 610041

2 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

3 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 草地退化与沙化直接影响草地生态系统的功能与服务, 植被恢复是沙地恢复治理的重要方式之一, 但是探究沙化草地典型生态恢复模式的恢复效果及模式优化研究不足。以野外调查与室内分析相结合的方法, 以重度沙化草地为对照(CK), 比较研究了青藏高原东缘沙地三种典型生态恢复模式(围栏封育(Fencing enclosure, FE)、布设高山柳沙障(*Salix cupularis* sandy barrier, SCSB)、布设高山柳沙障+种草(*Salix cupularis* sandy barrier plus planting grasses, SCSBPPG))对草本植物群落和土壤理化性质的影响。结果显示:(1)与CK相比, FE的地上草本盖度、生物量、Margalef丰富度指数和Shannon-Weiner多样性指数分别显著提高了13.54倍、13倍、3.09倍和1.80倍, 且SCSBPPG的这些指标分别显著提高了11.24倍、10.50倍、1.05倍和0.83倍($P<0.05$), 而SCSB对以上指标影响均不显著。(2)三种典型生态恢复模式对沙地的土壤容重无显著影响, 而三种典型生态恢复模式0—10 cm、10—20 cm和20—30 cm土层土壤含水量变化规律一致(SCSBPPG>FE>SCSB), 且SCSBPPG和FE的0—10 cm土层土壤含水量的增加最明显, 分别为244.90%、176.92% ($P<0.05$), 而SCSB土壤含水量相较于CK无显著差异。(3)该研究区的pH在5.74—6.21之间, FE和SCSBPPG较CK显著降低了0—30 cm各土层土壤pH ($P<0.05$)。此外, 三种生态恢复模式0—30 cm各土层土壤有机质、全N、全P、全K含量递减变化规律为FE>SCSBPPG>SCSB, FE和SCSBPPG各土层土壤有机质、全N、全P均高于CK, 且都在土层10—20 cm增幅最大, FE的最大增幅分别为243.62%、93.94%、68.97%, SCSBPPG的最大增幅分别为118.46%、45.45%、41.38%, 而SCSB显著降低了各土层土壤有机质、全N和全P量 ($P<0.05$)。因此, 在青藏高原高寒轻度沙化草地围栏封育有利于其恢复, 而重度沙化草地的生态恢复需采用植灌和种草结合的模式。研究结果可为沙地的恢复治理和可持续管理提供依据。

关键词: 青藏高原; 土地退化; 沙地; 植被恢复; 评价

Comparison study to the effectiveness of typical ecological restoration measures in semi-humid sandy land in eastern Qinghai-Tibetan Plateau, China

HU Jinjiao¹, ZHOU Qingping¹, LÜ Yihe^{2,3}, HU Jian^{1,*}, CHEN Youjun¹, GOU Xiaolin¹

1 Institute of Qinghai-Tibetan Plateau, Southwest Minzu University, Chengdu 610041, China

2 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

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

Abstract: Grassland degradation and desertification directly affect the functions and services of the grassland ecosystem.

基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究资助(2019QZKK0307); 国家科技支撑计划项目(2015BAC05B01); 西南民族大学研究生创新型科研项目(CX2019SZ95)

收稿日期: 2019-10-10; 网络出版日期: 2020-08-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: Jianhu@swun.edu.cn

Vegetation restoration is one of the essential measures for the restoration and control of sandy land, but little research has been conducted to investigate the effectiveness and optimal modes of typical ecological restorations in sandy grassland. In this paper, we combined field investigation and laboratory analysis to compare the grass community, soil physical and chemical properties between the severe sandy grassland as a control (CK) and three typical ecological restoration measures, including fencing enclosure (FE), *Salix cupularis* sandy barrier (SCSB) and *Salix cupularis* sandy barrier plus planting grasses (SCSBPPG), in the eastern Qinghai-Tibetan Plateau, China. The results are as follows: (1) Compared with CK, the grass coverage, aboveground biomass, Margalef richness index and Shannon-Weiner diversity index significantly increased by 13.54, 13, 3.09 and 1.80 times with FE, respectively, and by 11.24, 10.50, 1.05 and 0.83 times with SCSBPPG, respectively ($P<0.05$); while SCSB had no significant influence on the four indexes. (2) The soil bulk density presented no significant differences among the three typical ecological restoration measures. Soil moisture distribution showed a similar pattern (SCSBPPG>FE>SCSB) in the soil layer of 0—10 cm, 10—20 cm and 20—30 cm. At the same time, soil moisture content in SCSBPPG and FE had the most significant increase in the soil layer of 0—10 cm, 244.90% and 176.92%, respectively ($P<0.05$) while there was no significant difference between CK and SCSB ($P>0.05$). (3) The value of pH in this study area ranged from 5.74 to 6.21. FE and SCSBPPG had significantly reduced the soil pH value of three soil layers from 0 to 30 cm compared to CK ($P<0.05$). Besides, the soil organic matter, total N, total P, and total K contents of three soil layers in the soil profile under the three ecological restoration measures had the same descending order (FE>SCSBPPG>SCSB). The soil organic matter, total N and total P of FE and SCSBPPG were significantly higher than that of CK in the three soil layers, and the maximum increase came at the 10—20 cm soil layer. The soil organic matter, total N and total P of FE had the maximum rate of increase of 243.62%, 93.94%, 68.97%, respectively while that of SCSBPPG had the maximum rate of increase of 118.46%, 45.45%, and 41.38%, respectively. SCSB significantly decreased the amount of soil organic matter, total N, and total P in the three soil layers ($P<0.05$). Therefore, fencing enclosure is more conducive to restore the light sandy grassland while the restoration of severe sandy grassland may need to combine shrub and grass planting measures in the Qinghai-Tibetan Plateau. Our results could provide evidences for the recovery and sustainable management of sandy land.

Key Words: Qinghai-Tibetan Plateau; land degradation; desertification land; vegetation restoration; evaluation

青藏高原被誉为“世界屋脊”、“地球第三极”和“亚洲水塔”,青藏高原生态屏障是“两屏三带”生态安全战略格局中的重要组成部分^[1-2]。川西北高寒草地位于青藏高原东缘,是全国五大牧区之一,也是重要的水源涵养地^[3-4]。由于青藏高原草地生态系统的脆弱性和敏感性^[5],受自然因素(气候变化)、生物因素(鼠虫害)、人为因素(过度放牧、草地开垦)长期的综合影响^[6-7],该区域草地退化和沙化问题严重,导致生态环境恶化,畜牧业生产受到限制,这对中国乃至全球生态有着深远的影响^[3,8]。因此,探索青藏高原典型生态恢复模式的恢复效果及优化模式,对于区域生态安全屏障的构建至关重要。

近年来,有关青藏高原东缘沙化草地的研究从沙化成因^[9]、沙化治理^[10-11]、沙化特征^[12-13]、沙地恢复^[14-15]等方面做了大量工作,同时沙地生态恢复问题也引起了四川省和国家的高度重视,经一些科研试验和多项治沙示范工程(全国防沙治沙示范区建设工程、省级沙化治理试点工程以及沙化治理示范县自筹资金沙化治理工程等)的开展,主要形成了4种典型的生态恢复模式,包括封育模式、沙障模式、植灌模式、种草模式^[16]。有关青藏高原东缘川西北沙地生态恢复模式的效果评价研究多集中于单一生态恢复模式不同恢复年限对植物群落和土壤理化性质的影响^[17-18],对不同生态恢复模式的效果比较研究仅限于土壤单一养分、微生物生物量和酶活性的变化^[19-21],而将地上植物群落和土壤特征结合,评估典型生态恢复模式的恢复效果,以及生态恢复模式优化研究较少。

植被恢复是生态恢复最直接的效果体现,土壤养分的恢复是退化生态系统功能恢复的最重要的表现,因

此,植物群落特征和土壤理化性质评价是生态恢复效果评价的重要内容^[22],综合地上植物群落和地下土壤特征能更为有效地反映生态恢复效果。研究表明,生态恢复增加了地上植被盖度、生物量和群落多样性指数^[23-24],使土壤含水量、有机质、全 N、全 P 均呈不同程度的提高^[25-27]。本文以青藏高原东缘的川西北瓦切乡典型沙地治理试验区为研究区,以试验区外的重度沙化草地为对照(CK),研究试验区内围栏封育(Fencing enclosure, FE)、布设高山柳沙障(*Salix cupularis* sandy barrier, SCSB)、布设高山柳沙障+种草(*Salix cupularis* sandy barrier plus planting grasses, SCSBPPG)三种典型生态恢复模式对沙化草地植物群落和土壤理化性质的影响,以期揭示典型生态恢复模式对草地群落和土壤理化性质的恢复效果,为今后青藏高原高寒沙化草地的生态恢复治理模式选择及优化提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验样地位于四川省阿坝藏族羌族自治州红原县瓦切乡境内,地处青藏高原东缘,地理坐标为 33°10'N, 102°37'E,平均海拔约 3455 m。气候属大陆性高原寒温带季风气候,春秋短促,长冬无夏。年均降水量约 791 mm,降雨集中在 5—10 月,年均气温 1.1℃,最冷月平均气温-10.3℃,最热月平均气温 10.9℃。土壤类型主要为高山草甸土、亚高山草甸土,有部分沼泽土及沼泽化草甸土^[28],局部地区有沙化草甸、草地。植被以亚高山草甸为主,主要优势种有沙生苔草(*Carex praeclara*)、垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、赖草(*Leymus secalinus*)、淡黄香青(*Anaphalis flavescens*)等。研究区为瓦切乡沙化治理试验区,该试验区通过建立铁丝围栏进行封育,封育面积达 120 hm²,自 1982 年开始结合义务植树活动,特别是 2008 年以来在流动沙地上连续 10 年补栽补植、近 20 年连续管护,主要形成了以灌(高山柳(*Salix cupularis*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides* L.))、草(燕麦(*Avena sativa* L.)、垂穗披碱草)为主的生态恢复模式。围栏封育(FE)、布设高山柳沙障(SCSB)、布设高山柳沙障+种草(SCSBPPG)是该试验区长期实施的三种典型生态恢复模式。

1.2 样地设置

本研究于 2018 年 8 月在红原县瓦切乡沙化草地治理试验区设置样地。参照 GB19377—2003^[29],以试验区外的重度沙化草地为对照(CK),选择试验区内环境条件(地形、土壤、气候)基本一致并且恢复时间相当的围栏封育模式(FE)、布设高山柳沙障模式(SCSB)、布设高山柳沙障+种草模式(SCSBPPG)治理下的沙地为研究样地(图 1)。围栏封育模式是轻度沙化草地在围栏禁牧方式下治理,无人工补播;布设高山柳沙障模式是重度沙化草地在围栏禁牧方式下,带状扦插高山柳,无人工补播;布设高山柳沙障+种草模式是重度沙化草地在围栏禁牧方式下,带状扦插高山柳,人工混播多年生牧草垂穗披碱草、中华羊茅(*Festuca sinensis*)。在重度沙化草地(CK)和围栏封育模式(FE)治理下的沙地内随机选取 3 处代表性样方作为重复;布设高山柳沙障模式(SCSB)和布设高山柳沙障+种草模式(SCSBPPG)治理下的沙地内分别设置 5 m×5 m 的大样方,用于高山柳灌木调查,并在大样方内于灌木间随机设置 3 处具有代表性的草地群落样方作为重复。各样地内样方面积大小为 0.5 m×0.5 m,用于植物群落信息调查,对每一样方草本的名称、株数、高度和盖度进行统计,灌木则测量高度和冠幅,详细记录各样地环境概况和群落特征(表 1)。

1.3 样品采集与测定方法

植物地上生物量采用收获法,在(0.5 m×0.5 m)样方内齐地剪下地上植物,带回实验室,用烘箱 105℃ 杀青 30 min,75℃ 烘干至恒重即为草本群落地上生物量。在调查完植物群落特征的植物样方内,去除土壤表层的枯枝落叶及腐殖质,随机选择三处取土,使用直径为 10 cm 的土钻分别采集 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层土壤样品,每层取 3 个重复,拣去石块、杂物及根系等,装入自封袋贴上标签;另外用体积为 100 cm³ 的环刀在对应样点同土层层次取 3 个重复,用于测定土壤物理性质。将土壤样品带回实验室,环刀内土样立即测定土壤容重、质量含水量,密封袋内土样风干后过 1 mm 筛,继续保存于密封袋内,用于土壤 pH、有机质、全 N、全 P、全 K 的测定。

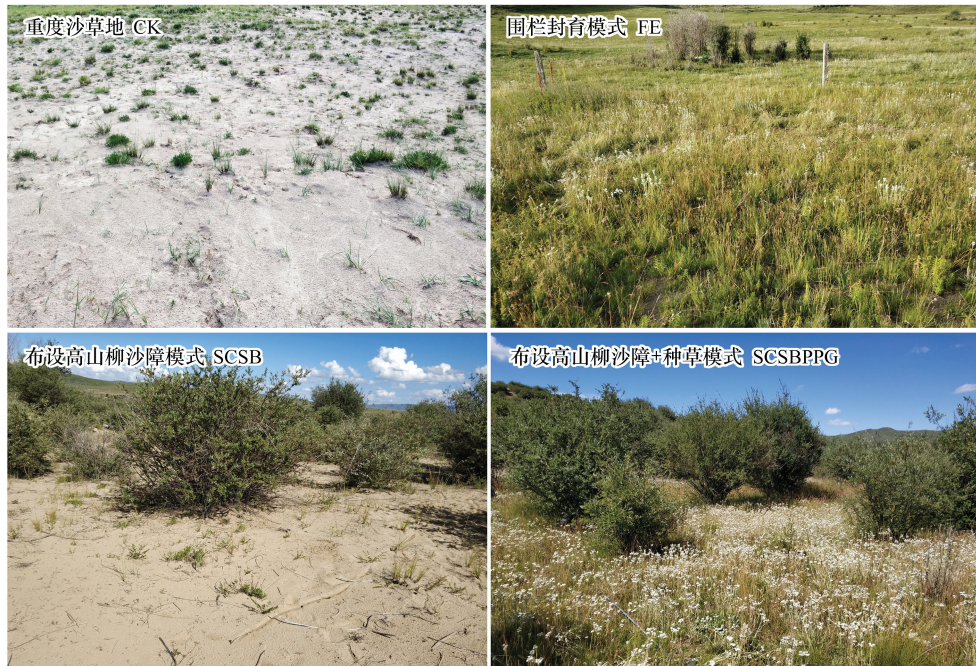


图 1 沙地不同生态恢复模式

Fig.1 Sandy land under different ecological restoration measures

CK: 重度沙化草地 Control; FE: 围栏封育模式 Fencing enclosure; SCSB: 布设高山柳沙障模式 *Salix cupularis* sandy barrier; SCSBPPG: 布设高山柳沙障+种草模式 *Salix cupularis* sandy barrier plus planting grasses

表 1 不同沙地生态恢复模式的环境概况与群落特征

Table 1 The environmental condition and community characteristics of sandy land under different ecological restoration measures

恢复模式 Restoration measures	环境概况 Environmental conditions	高山柳 <i>Salix cupularis</i>		物种数 Number of species	主要优势种 Major dominant species
		高度 Height/m	冠幅 Canopy/m		
CK	草本植被稀疏,凋落物少,有中大型动物啃食、踩踏。		无	5	赖草、嵩草 (<i>Kobresia pygmaea</i>)
FE	草本植被茂盛,凋落物密集,无中大型动物啃食、踩踏。		无	32	丝颖针茅 (<i>Stipa capillacea</i> K.)、柴胡 (<i>Bupleurum chinensis</i> DC.)
SCSB	草本植被稀疏,极少凋落物,无中大型动物啃食、践踏。	1.48	1.71	7	川甘亚菊 (<i>Ajaniapotaninii</i> P.)、嵩草、高山柳
SCSBPPG	草本植被茂密,凋落物较多,无中大型动物啃食、踩踏,补播草种基本消失	2.87	2.86	24	乳白香青 (<i>Anaphalis lactea</i> M.)、沙生苔草、高山柳

CK: 重度沙化草地 Control; FE: 围栏封育模式 Fencing enclosure; SCSB: 布设高山柳沙障模式 *Salix cupularis* sandy barrier; SCSBPPG: 布设高山柳沙障+种草模式 *Salix cupularis* sandy barrier plus planting grasses

灌木冠幅取灌木东西和南北方向的平均值, Margalef 丰富度指数、Shannon-Weiner 多样性指数、Pielou 均匀度指数等指标参照数量生态学的计算公式计算^[30]。土壤容重测定采用环刀法; 土壤含水量的测定采用烘干法; 土壤 pH 采用电位法; 半微量凯氏法测定土壤全 N 含量; 氢氧化钠熔融-钼锑抗比色法测定土壤全 P 量; 土壤全 K 量测定采用氢氧化钠熔融-火焰光度法^[31]。

1.4 统计与分析

首先用 Excel 2013 对数据进行初步整理, 然后采用 SPSS 24.0 软件对实验数据进行统计与分析。使用单因素方差分析检验不同典型生态恢复模式下各类群落特征指数的差异以及不同恢复模式下 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层土壤理化性质的变化差异, 并用 Duncan 法对不同典型生态恢复模式进行多重比较, 统

计图形在 Origin 9.0 中绘制,显著性水平设置为 0.05。

2 结果与分析

2.1 草地群落特征

不同生态恢复模式对沙化草地植物群落特征的影响如表 2 所示,典型生态恢复模式实施后,FE 的草本植物群落恢复最明显,其次是 SCSBPPG,而 SCSB 变化不显著。相较于 CK,FE 地上草本盖度、生物量、Margalef 丰富度指数、Shannon-Weiner 多样性指数分别显著提高了 90.33%、0.26 kg/m²、2.50、1.55 ($P<0.05$),SCSBPPG 的草本盖度、生物量、Margalef 丰富度指数、Shannon-Weiner 多样性指数显著增加了 75.00%、0.21 kg/m²、0.85、0.71 ($P<0.05$),SCSB 各植物群落指标与 CK 相比差异不显著 ($P>0.05$)。三种典型生态恢复模式对 Pielou 均匀度指数影响均不显著 ($P>0.05$)。

表 2 沙地不同生态恢复模式的草本植物群落特征

Table 2 Grass community characteristics of sandy land under different ecological restoration measures

恢复模式 Restoration measures	总盖度 Total plant coverage/%	地上生物量 Aboveground biomass/ (kg/m ²)	Margalef 丰富度指数 Margalef richness index	Shannon-Weiner 多样性指数 Shannon-Weiner diversity index	Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index
CK	6.67±1.67a	0.02±0.01a	0.81±0.19a	0.86±0.25a	0.67±0.06a
FE	97.00±1.00c	0.28±0.03b	3.31±0.23c	2.41±0.08c	0.83±0.03a
SCSB	7.00±1.53a	0.005±0.002a	1.01±0.22ab	0.91±0.08a	0.83±0.07a
SCSBPPG	81.67±8.37b	0.23±0.02b	1.66±0.21b	1.57±0.27b	0.63±0.11a

表内值为平均值±标准误,同列不同字母表示不同生态恢复模式间在 0.05 水平存在显著性差异 ($P<0.05$)

2.2 土壤物理性质

土壤容重是土壤的重要物理性质,受土壤孔隙度、土壤结构和持水率等多个土壤物理指标的影响^[17]。三种生态恢复模式下沙地土壤容重的变化见图 2,结果表明沙化草地各土层土壤容重在 1.25—1.77 g/cm³之间,与 CK 相比,三种生态恢复模式 0—30 cm 各土层土壤容重无显著差异 ($P>0.05$)。

土壤水分含量与植物的生长发育密切相关,土壤含水量的多少直接影响沙地的恢复效果。三种生态恢复模式各土层土壤含水量均呈现出 SCSBPPG>FE>SCSB 的变化规律,且 SCSBPPG 的 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层土壤含水量分别比 SCSB 显著高 14.60%、14.33%、0.90% ($P<0.05$) (图 3)。与 CK 相比,SCSBPPG 和 FE 均显著增加了 0—10 cm 土层土壤含水量 ($P<0.05$),增加量分别为 12.64%、9.13%,增幅达 244.90%、176.92%;而 10—20 cm、20—30 cm 土层土壤水分变化无显著差异 ($P>0.05$)。SCSB 的 0—30 cm 各土层土壤含水量相较于 CK 无显著变化 ($P>0.05$)。

2.3 土壤化学性质

土壤 pH 是影响植物生长的重要因素,也是评价土壤恢复效果的重要指标。研究区域土壤 pH 值在 5.74—6.21 之间,与 CK 相比,FE 和 SCSBPPG 均显著降低了 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土层土壤 pH ($P<0.05$),SCSB 对 0—30 cm 各土层土壤 pH 无显著影响 ($P>0.05$) (图 4)。

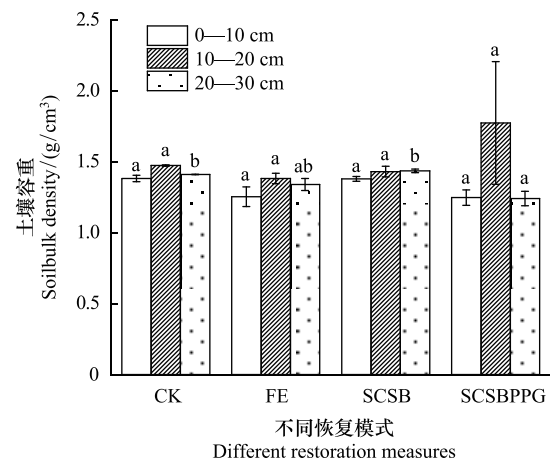


图 2 不同生态恢复模式对土壤容重的影响

Fig.2 Effect of different ecological restoration measures on soil bulk density

同一土层不同字母表示不同生态恢复模式间在 0.05 水平存在显著性差异 ($P<0.05$)

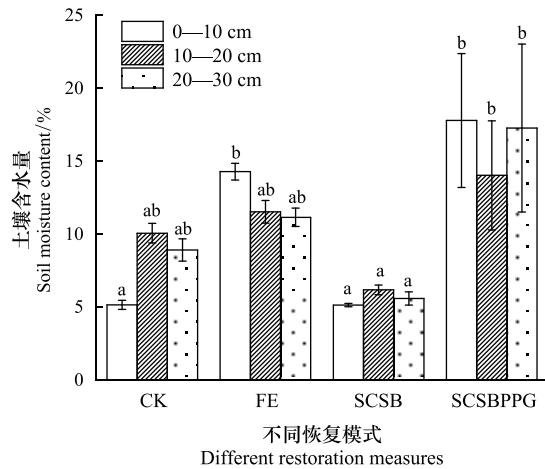


图3 不同生态恢复模式对土壤含水量的影响

Fig.3 Effect of different ecological restoration measures on soil moisture content

同一土层不同字母表示不同生态恢复模式间在 0.05 水平存在显著性差异 ($P < 0.05$)

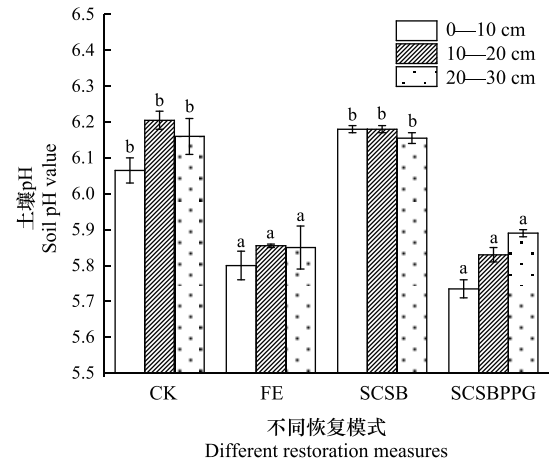


图4 不同生态恢复模式对土壤 pH 的影响

Fig. 4 Effect of different ecological restoration measures on soil pH

同一土层不同字母表示不同生态恢复模式间在 0.05 水平存在显著性差异 ($P < 0.05$)

土壤有机质关系土壤肥力的高低,是植物营养的主要来源之一,对促进植物的生长发育具有重要意义。结果显示三种生态恢复模式 0—30 cm 各土层土壤有机质含量从大到小顺序为 FE、SCSBPPG、SCSB,且 FE 和 SCSBPPG 同层土壤有机质含量均显著高于 SCSB ($P < 0.05$) (表 3)。与 CK 相比,0—10 cm 土层中,FE、SCSBPPG 土壤有机质含量显著增加了 186.38%、27.23%,SCSB 显著降低了 41.91% ($P < 0.05$);FE、SCSBPPG 的 10—20 cm 土层土壤有机质分别显著提高了 243.62%、118.46%,SCSB 显著减少了 30.87% ($P < 0.05$);20—30 cm 土层中,FE、SCSBPPG 土壤有机质含量显著增加了 193.73%、43.87%,SCSB 显著降低了 47.41% ($P < 0.05$)。土壤全 N 的 95% 以及全 P 的 40%—60% 来源于有机质^[32]。因此,有机质的积累有助于土壤 N、P 含量的增加。三种生态恢复模式下沙化草地 0—30 cm 各土层土壤全 N、全 P 含量与有机质变化规律一致(表 3)。相较于 CK,FE 的 0—10 cm 土层土壤全 N、全 P 量分别显著提高了 85.37%、26.83%,SCSBPPG 增加了 4.88%、4.88% ($P > 0.05$),SCSB 显著降低了 36.59%、36.59%。10—20 cm 土层中,FE 土壤全 N、全 P 量较 CK 显著增加了 93.94%、68.97%,SCSBPPG 显著提高了 45.45%、41.38%,SCSB 显著降低了 30.30%、31.03% ($P < 0.05$)。FE 的 20—30 cm 土层土壤全 N、全 P 量较 CK 显著增加了 88.89%、10.53%,SCSBPPG 的 20—30 cm 土层土壤全 N 较 CK 显著增加了 13.89% ($P < 0.05$),全 P 量提高了 2.63% ($P > 0.05$)。SCSB 的 20—30 cm 土层土壤较 CK 显著降低了 41.67%、52.63% ($P < 0.05$)。三种生态恢复模式下土壤全 K 在 0—30 cm 各土层含量呈现出 FE>SCSBPPG>SCSB 的变化规律(表 3)。FE 表层土壤(0—10 cm)全 K 量较 CK 高 3.91%,SCSB、SCSBPPG 较 CK 显著降低了 19.29%、8.41% ($P < 0.05$);FE 显著增加了 10—20 cm 土层土壤全 K 量,增幅达 27.59%,SCSBPPG、SCSB 对 10—20 cm 土层土壤全 K 量影响均不显著,20—30 cm 土层中,FE 比 CK 显著增加了 8.72%,SCSBPPG 较 CK 无显著变化,SCSB 显著降低了 8.87% ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 生态恢复模式对植物群落的影响

地上植被的变化能直接反映沙地的生态恢复效果。本研究表明,围栏封育和布设高山柳沙障+种草模式均显著提高了沙化草地的群落盖度、地上生物量、Margalef 丰富度指数和 Shannon-Weiner 多样性指数。此结果与其他青藏高原地区的研究结果一致^[24,33],这可能是由于围栏封育减轻了牛、羊等大型动物的啃食和踩

踏,促进了地上植物的正常生长,改善了土壤环境。此外,围栏对雨水的截流作用有利于地上植物群落的建成与恢复^[34]。植被恢复使得植被盖度和地上生物量增加,进而提高群落的丰富度指数和多样性指数^[35]。而布设高山柳沙障+种草模式中高山柳沙障能够增加地表粗糙度,降低近地面风速,有助于固定风沙,减少风沙对地上植被的损害,且高山柳灌木的“肥岛”效应,加快了地上植物群落的建成,有助于提高植被覆盖度、地上生物量和物种多样性^[36-37]。另一方面,人工种草使地上植物种类增加,地表凋落物增多,进一步促进了沙地植物群落的重建,提高了群落多样性指数,有利于地上生物量的积累^[38]。布设高山柳沙障虽然减少了外源风沙的危害,但由于没有人工种植新的草种,地上植物群落难以建成,因而未能明显改善沙地地上植物群落覆盖状况。

表 3 不同生态恢复模式对土壤化学性质的影响

Table 3 Effect of different ecological restoration measures on soil chemical properties

土层深度 Soil depth /cm	恢复模式 Restoration measures	有机质 Soil organic matter/(g/kg)	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)	全磷 Total phosphorus/ (g/kg)	全钾 Total potassium/ (g/kg)
0—10	CK	4.70±0.11b	0.41±0.01b	0.41±0.01b	11.77±0.28c
	FE	13.46±0.15d	0.76±0.01c	0.52±0.00c	12.23±0.23c
	SCSB	2.73±0.08a	0.26±0.01a	0.26±0.01a	9.50±0.12a
	SCSBPPG	5.98±0.05c	0.43±0.01b	0.43±0.01b	10.78±0.15b
10—20	CK	2.98±0.01b	0.33±0.01b	0.29±0.01b	10.33±0.23a
	FE	10.24±0.05d	0.64±0.01d	0.49±0.01d	13.18±0.29b
	SCSB	2.06±0.03a	0.23±0.01a	0.20±0.01a	9.78±0.27a
	SCSBPPG	6.51±0.11c	0.48±0.01c	0.41±0.01c	10.73±0.28a
20—30	CK	3.67±0.04b	0.36±0.01b	0.38±0.01b	13.53±0.18b
	FE	10.78±0.15d	0.68±0.01d	0.42±0.01c	14.71±0.17c
	SCSB	1.93±0.05a	0.21±0.01a	0.18±0.01a	12.33±0.25a
	SCSBPPG	5.28±0.06c	0.41±0.01c	0.39±0.01b	12.78±0.28ab

表内值为平均值±标准误,各土层同列不同字母表示不同生态恢复模式间在 0.05 水平存在显著性差异($P<0.05$)

3.2 生态恢复模式对土壤物理性质的影响

土壤容重和土壤含水量的变化是土壤质地和地上植被的综合反映。本实验结果显示,三种生态恢复模式同土层土壤容重相较于对照无显著差异,这与其他研究结果不同^[17,39],布设高山柳沙障+种草模式 0—30 cm 各土层土壤含水量最高,其次是围栏封育模式,布设高山柳沙障模式土壤含水量最低。土壤容重变化不明显的原因可能是三种生态恢复模式下的植被恢复未能使土壤机械组成发生较大变化,且砂质土壤持水率低,保水、蓄水能力差,因而生态恢复未能明显改变沙地土壤的容重,这与地上植被能加大土壤孔隙度,提高土壤含水量并不矛盾。布设高山柳沙障+种草模式和围栏封育模式的实施提高了土壤的保水能力,一定程度上削弱了土壤水分的蒸发,这一点与史长光等^[17]的研究相符。此外,由于高山柳灌丛冠幅大,具有良好的遮阳效果且对雨水具有截留作用,与植被盖度高但无灌丛的围栏封育模式相比,可以更为有效的减少水分的损失。有研究表明灌丛“肥岛”效应能在水平方向上使土壤水分发生变化,导致土壤水分在灌丛内聚集,而灌丛外部水分降低^[40],这也就是布设高山柳沙障恢复沙地灌丛间的土壤水分反而比重度沙地草地低的原因。另外,由于布设高山柳沙障恢复沙地的植物群落尚未建成,地表裸露,水分容易蒸发和流失。

3.3 生态恢复模式对土壤化学性质的影响

土壤理化性质决定着地上植物的生长与分布,地上植物群落又反作用于土壤,有利于土壤质量的改善^[24,41]。土壤 pH 和土壤养分是评价土壤肥力的重要指标,土壤 pH 的高低和土壤养分含量的多少与地上植物的生长密切相关。本研究表明,与对照相比,围栏封育和布设高山柳沙障+种草均显著降低了 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 土壤 pH,增加了土壤有机质和全 N、全 P 含量,这与其他研究结果相同^[25-26]。三种生

态恢复模式 0—30 cm 各土层土壤有机质、全 N、全 P 含量变化规律一致,均表现为围栏封育模式>布设高山柳沙障+种草模式>布设高山柳沙障模式,与对照相比,围栏封育和布设高山柳沙障+种草均提高了土壤有机质和全 N、全 P 量,而布设高山柳沙障降低了以上指标含量。围栏封育模式和布设高山柳沙障+种草模式土壤 pH 降低的原因可能是沙地地上生物量的增加,提高了凋落物的积累,从而改变了表层土壤酸碱性^[41]。在无外源肥料添加的情况下,土壤有机质和全量养分均取决于植物有机物的投入,由于围栏封育和布设高山柳沙障+种草模式使地表植被覆盖度增加,地上生物量提高,凋落物积累加大,有利于土壤有机质的形成^[41-42]。而土壤有机质和全 N、全 P 显著相关,且有机质的增加提高了土壤微生物活性,因而也促进了全 N、全 P 量的积累^[17]。另一方面,围栏封育模式减少了 CO₂ 和 N₂O 的排放,有利于土壤 C、N 的储存^[43]。由于布设高山柳沙障+种草模式下沙地的植被盖度低于围栏封育模式,且高山柳灌木对有机质和全量养分的吸收利用,改变了土壤养分的水平变化^[40],导致灌丛间土壤有机质含量和全 N、全 P 含量均低于围栏封育模式。而布设高山柳沙障模式因植物群落尚未建成,地表凋落物稀疏,加之高山柳灌木的迅速生长吸收了大量养分,因而较对照降低了灌丛间土壤有机质和 N、P 量,导致土壤有机质和全 N、全 P 含量均低于其他两种生态恢复模式,这与 Deng 等^[44]造林会降低土壤全 P 含量的研究结果一致,何佳等^[45]的研究也发现 20—60 cm 沙地高山柳土壤全 P 含量随恢复年限增加而降低的现象。三种恢复模式的土壤全 K 量与其他养分变化规律一致,依然表现出围栏封育模式最大,其次是布设高山柳沙障+种草,布设高山柳沙障最小。与对照相比,仅围栏封育模式显著增加了 10—20 cm、20—30 cm 土壤全 K 量,而其他两种恢复模式无明显变化。这可能是因为土壤全 K 来自于土壤母岩中的含钾矿物,分布相对均匀,但围栏封育模式治理下的沙地无高山柳灌木吸收利用钾,导致该模式下的土壤全 K 含量高于其他两种恢复模式。综上所述,围栏封育模式和布设高山柳沙障+种草有利于土壤养分的改善,但两者生态恢复模式长期的效果比较研究有待进一步探讨,此外,围栏封育年限并非越长越好^[24,39],布设高山柳沙障与种草相结合治沙模式的影响机制还需长期定位观测来进一步解释。

4 结论

本研究表明,(1)围栏封育模式的地上草本盖度、生物量、Margalef 丰富度指数和 Shannon-Weiner 多样性指数分别显著提高了 13.54 倍、13 倍、3.09 倍和 1.80 倍,且布设高山柳沙障+种草模式的这些指标分别显著提高了 11.24 倍、10.50 倍、1.05 倍和 0.83 倍,促进了沙地地上植物群落的恢复。(2)三种生态恢复模式对沙地土壤容重的影响不显著,布设高山柳沙障+种草恢复模式最有利于提高土壤的保水能力,其次是围栏封育恢复模式,而布设高山柳沙障模式因高山柳的“肥岛”效应改变了土壤水分的空间分布,降低了灌丛间的土壤含水量。(3)围栏封育和布设高山柳沙障+种草恢复模式均增加了土壤有机质和全 N、全 P 量,且在土层 10—20 cm 增幅最大,围栏封育模式的最大增幅分别为 243.62%、93.94%、68.97%,布设高山柳沙障+种草恢复模式的最大增幅分别 118.46%、45.45%、41.38%,围栏封育的增加效果最好,布设高山柳沙障一定程度上降低了土壤有机质和全量养分含量。因此,围栏封育模式是治理青藏高原东缘轻度沙化草地的有效手段,而中度和重度沙化草地的生态恢复通过布设植物沙障与种草相结合的方式更有利于青藏高原沙化草地的恢复,可为沙地的恢复治理和可持续管理提供依据。

参考文献 (References):

- [1] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
- [2] 孙鸿烈, 郑度, 姚檀栋, 张德铤. 青藏高原国家生态安全屏障保护与建设. 地理学报, 2012, 67(1): 3-12.
- [3] Xiang S A, Guo R Q, Wu N, Sun S C. Current status and future prospects of Zoige Marsh in Eastern Qinghai-Tibet Plateau. Ecological Engineering, 2009, 35(4): 553-562.
- [4] Li J C, Wang W L, Hu G Y, Wei Z H. Changes in ecosystem service values in Zoige Plateau, China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 766-770.
- [5] 郭兵, 孔维华, 姜琳, 范业稳. 青藏高原高寒生态区生态系统脆弱性时空变化及驱动机制分析. 生态科学, 2018, 37(3): 96-106.
- [6] Li Y, Li J J, Are K S, Huang Z G, Yu H Q, Zhang Q W. Livestock grazing significantly accelerates soil erosion more than climate change in Qinghai-Tibet Plateau: Evidenced from ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex measurements. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2019, 285: 106643.
- [7] 李守剑, 贾程. 川西北高寒草地退化成因及恢复对策. 四川林业科技, 2013, 34(6): 89-92.

- [8] Liu S B, Zamanian K, Schleuss P M, Zarebanadkouki M, Kuzyakov Y. Degradation of Tibetan grasslands; Consequences for carbon and nutrient cycles. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 252: 93-104.
- [9] 王艳, 杨剑虹, 潘洁, 李哲. 川西北高寒草原退化沙化成因分析——以红原县为例. *草原与草坪*, 2009, (1): 20-26.
- [10] 刘翔, 张军, 蔡凡隆, 朱子政. 川西北高原沙区沙化治理区划与治理对策研究. *四川林业科技*, 2017, 38(6): 64-68, 75-75.
- [11] 刘翔, 蔡凡隆, 杨建勇, 李长生, 杨开选. 川西北沙化治理现状及治理区划. *林业调查规划*, 2011, 36(3): 122-126.
- [12] 杨秉珣, 刘泉, 董廷旭. 川西北不同沙化程度草地土壤细菌群落特征. *水土保持研究*, 2018, 25(6): 45-52.
- [13] 舒向阳, 胡玉福, 蒋双龙, 马畅, 李一丁, 蒲琴, 王倩. 川西北沙化草地植被群落、土壤有机碳及微生物特征. *草业学报*, 2016, 25(4): 45-54.
- [14] 蒲琴. 不同生态修复模式下川西北沙化土地有机碳、氮及酶活性的变化研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2017.
- [15] 彭佳佳. 川西北沙化草地不同生态恢复年限植被和土壤有机碳、氮变化研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2016.
- [16] 鄢武先, 邓东周, 余凌帆, 张伟, 武碧先, 郭祥兴, 刘屈原. 川西北地区沙化土地治理有关技术问题探讨——以川西北防沙治沙试点示范工程为例. *四川林业科技*, 2015, 36(3): 62-68.
- [17] 史长光, 泽柏, 杨满业, 肖冰雪. 川西北沙化草地植被恢复后土壤理化性质的变化. *草业与畜牧*, 2010, (4): 1-4, 32-32.
- [18] 江仁涛, 李富程, 沈淦涛. 不同年限红柳恢复川西北高寒沙地对土壤团聚体和有机碳的影响. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 197-203.
- [19] 蒲琴, 胡玉福, 蒋双龙, 何剑锋, 舒向阳, 杨泽鹏. 不同生态治理措施下高寒沙化草地土壤氮素变化特征. *草业学报*, 2016, 25(7): 24-33.
- [20] 蒲玉琳, 叶春, 张世熔, 龙高飞, 杨丽蓉, 贾永霞, 徐小逊, 李云. 若尔盖沙化草地不同生态恢复模式土壤活性有机碳及碳库管理指数变化. *生态学报*, 2017, 37(2): 367-377.
- [21] 蒲琴, 胡玉福, 何剑锋, 齐鹏程, 舒向阳, 杨泽鹏. 植被恢复模式对川西北沙化草地土壤微生物量及酶活性研究. *水土保持学报*, 2016, 30(4): 323-328.
- [22] 吴丹丹, 蔡运龙. 中国生态恢复效果评价研究综述. *地理科学进展*, 2009, 28(4): 622-628.
- [23] Hu Y F, Peng J J, Yuan S, Shu X Y, Jiang S L, Pu Q, Ma K Y, Yuan C M, Chen G D, Xiao H H. Influence of ecological restoration on vegetation and soil microbiological properties in Alpine-cold semi-humid desertified land. *Ecological Engineering*, 2016, 94: 88-94.
- [24] Yao X X, Wu J P, Gong X Y, Lang X, Wang C L, Song S Z, Ahmad A A. Effects of long term fencing on biomass, coverage, density, biodiversity and nutritional values of vegetation community in an alpine meadow of the Qinghai-Tibet Plateau. *Ecological Engineering*, 2019, 130: 80-93.
- [25] Gou X L, Hu J, Chen Y J, Wei X X, Du Z, Zhou Q P. The effect of artificial vegetation recovery on the soil nutrients and enzyme activities in subhumid desert land on the southeast Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Ecological Engineering*, 2019, 139: 105528.
- [26] Zhang N N, Sun G, Zhong B, Wang E T, Zhao C Z, Wang Y J, Cheng W, Wu N. Impacts of wise grazing on physicochemical and biological features of soil in a sandy grassland on the Tibetan Plateau. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(7): 719-729.
- [27] Li Q X, Jia Z Q, Liu T, Feng L L, He L X Z. Effects of different plantation types on soil properties after vegetation restoration in an alpine sandy land on the Tibetan Plateau, China. *Journal of Arid Land*, 2017, 9(2): 200-209.
- [28] 王信建, 林琼, 戴晟懋. 四川西北部土地沙化情况考察. *林业资源管理*, 2007, (6): 16-20, 28-28.
- [29] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. GB 19377—2003 天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标. 北京: 中国标准出版社, 2004.
- [30] 张金屯. 数量生态学. 北京: 科学出版社, 2004: 94-104.
- [31] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2005: 12-292.
- [32] 张学权, 刘永碧, 张旭东. 植被恢复与重建的生态功能特征研究概述. *西昌学院学报: 自然科学版*, 2007, 21(4): 9-13.
- [33] Yu L F, Chen Y, Sun W J, Huang Y. Effects of grazing exclusion on soil carbon dynamics in alpine grasslands of the Tibetan Plateau. *Geoderma*, 2019, 353: 133-143.
- [34] Li X R, Kong D S, Tan H J, Wang X P. Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 2007, 300: 221-231.
- [35] Fayiah M, Dong S K, Li Y, Xu Y D, Gao X X, Li S, Shen H, Xiao J N, Yang Y F, Wessell K. The relationships between plant diversity, plant cover, plant biomass and soil fertility vary with grassland type on Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 286: 106659.
- [36] Liao C R, Liu B C, Xu Y N, Li Y K, Li H D. Effect of topography and protecting barriers on revegetation of sandy land, Southern Tibetan Plateau. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 6501.
- [37] 胡玉福, 彭佳佳, 邓良基, 肖海华, 蒋双龙, 马可雅. 围栏种植红柳对川西北高寒沙地土壤颗粒组成和矿质养分的影响. *土壤通报*, 2015, 46(1): 54-61.
- [38] Semmartin M, Garibaldi L A, Chaneton E J. Grazing history effects on above- and below-ground litter decomposition and nutrient cycling in two co-occurring grasses. *Plant and Soil*, 2008, 303(1-2): 177-189.
- [39] 刘建, 张克斌, 程中秋, 苏鹏飞, 王黎黎. 围栏封育对沙化草地植被及土壤特性的影响. *水土保持通报*, 2011, 31(4): 180-184.
- [40] 舒向阳, 胡玉福, 何佳, 王琴, 贾安都, 余淑凤, 王倩. 川西北高寒沙地不同大小高山柳对土壤氮素的影响. *草业学报*, 2017, 26(7): 55-61.
- [41] Liu L, Zeng K, Wu N, Zhang X Q, Sun F D, Chen D M, Gao W C, Zhou J Q, Zhao J X, You C M, Sun G. Variation in physicochemical and biochemical soil properties among different plant species treatments early in the restoration of a desertified alpine meadow. *Land Degradation & Development*, 2019, 30(16): 1889-1903.
- [42] Guo N, Degen A A, Deng B, Shi F Y, Bai Y F, Zhang T, Long R J, Shang Z H. Changes in vegetation parameters and soil nutrients along degradation and recovery successions on alpine grasslands of the Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 284: 106593.
- [43] Wei D, Xu-Ri, Wang Y H, Wang Y S, Liu Y W, Yao T D. Responses of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes to livestock enclosure in an alpine steppe on the Tibetan Plateau, China. *Plant and Soil*, 2012, 359(1-2): 45-55.
- [44] Deng Q, McMahon D E, Xiang Y Z, Yu C L, Jackson R B, Hui D F. A global meta-analysis of soil phosphorus dynamics after afforestation. *New Phytologist*, 2017, 213(1): 181-192.
- [45] 何佳, 胡玉福, 舒向阳, 王琴, 贾安都, 严星. 川西北高寒沙地不同年限高山柳土壤生态化学计量及储量变化特征. *草业学报*, 2018, 27(4): 27-33.