不同植被恢复措施下高寒沙化草地植被与土壤变化特征

李宇章[1,2]，王亚妮[2]，胡宜刚[3]，李以康[1]，张振华[1]

(1.中国科学院西北高原生物研究所适应与进化重点实验室，西宁 810008；
2.中国科学院大学，北京 100049；3.中国科学院西北生态环境资源研究院沙坡头沙漠研究试验站，兰州 730000；
4.中国科学院西北高原生物研究所青海海北高寒草地生态系统国家野外科学观测研究站，西宁 810008)

摘要：草地沙化是青藏高原草地生态环境恶化的显著问题之一，为研究不同恢复措施对高寒沙化草地植被与土壤的影响，以沙化草地(DG)、人工草本恢复草地(AG)、人工灌丛恢复草地(AS)以及天然草地(NG)为研究对象，基于植被群落和土壤特征的变化及两者的相互关系，评价了不同人工植被恢复措施对高寒沙化草地 22 年的恢复效果。结果表明：(1)AG 和 AS 分别使 DG 的地上生物量增加至 109.21，1 293.21 g/m^2，但 2 种恢复措施的草本地上生物量均显著低于 NG，而 AG 的植被群落物种丰富度比 AS 显著低 31.48%($p<0.05$)。(2)与 DG 的 0—10 cm 表层土壤相比，AG 的土壤孔隙度、含水量、总碳和总氮含量分别显著提高 7.94%，67.95%，22.09%和 257.14%，AS 的这些指标也分别显著提高 6.41%，43.00%，17.18%和 242.86%；但 2 种恢复措施的土壤碳氮养分含量均显著低于 NG($p<0.05$)。(3)AS 和 AG 的土壤有机碳矿化总累积量分别比 DG 显著提高 133.39%和 116.96%，但均显著低于 NG，2 种恢复措施间无显著差异($p>0.05$)。可见，人工植被恢复措施显著促进沙化草地植被以及土壤恢复，但灌丛恢复更有利于提高植被物种丰富度，而草本恢复更有利于增加沙化草地土壤水分。

关键词：高寒沙化草地；恢复措施；植被；土壤

中图分类号：Q148 **文献标识码**：A **文章编号**：1009-2242(2022)04-0211-08

DOI：10.13870/j.cnki.stbcxb.2022.04.027

Characteristics of Vegetation and Soil Under Different Restoration Measures in Alpine Desertification Grassland

LI Yuzhang[1,2], WANG Yani[2], HU Yigang[3], LI Yikang[1], ZHANG Zhenhua[1]

(1.*Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Science, Xining* 810008; 2.*University of Chinese Academy of Science, Beijing* 100049; 3.*Shapotou Desert Experimental Research Station, Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou* 730000; 4.*Qinghai Haibei National Field Research Station of Alpine Grassland Ecosystem, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining* 810008)

Abstract: Grassland desertification is one of the most serious ecological and environmental problems in Qinghai-Tibet Plateau. To investigate the characteristics of vegetation and soil under different restoration measures in alpine desertification grassland, desertification grassland (DG), artificial herbage grassland (AG), artificial shrub grassland (AS) and natural grassland (NG) were selected to study the changes of vegetation community and soil characteristics and their relationship, and to evaluate the restoration effect of different artificial vegetation restoration measures on alpine desertification grassland after 22-year restoration. The results showed that: (1) AG and AS increased the aboveground biomass of desertification grassland to 109.21 and 1 293.21 g/m^2, respectively. However, the aboveground biomass of herbs under AG and AS were significantly lower than that of NG, and the species richness of AG was significantly lower than that of AS by 31.48% ($p<0.05$). (2) Compared with the 0—10 cm surface soil of DG, the soil porosity, water content, total carbon and total nitrogen contents of AG significantly increased by 7.94%, 67.95%, 22.09% and 257.14%, respectively. And these indexes of AS significantly increased by 6.41%, 43.00%, 17.18% and

收稿日期：2021-12-27
资助项目：青海省重点研发与转化计划项目“海南州小流域的综合治理及示范”(2019-SF-152)
第一作者：李宇章(1997—)，男，青海西宁人，在读硕士生，主要从事退化高寒草地生态系统生态修复研究。E-mail：liyuzhang21@mails.ucas.ac.cn
通信作者：张振华(1982—)，女，山东菏泽人，研究员，博导，博士研究生，主要从事高寒草地对气候变化和人类活动的响应与适应研究。E-mail：zhenhua@nwipb.cas.cn

242.86%, respectively. However, the content of soil carbon and nitrogen in the two restoration measures were significantly lower than that of NG ($p<0.05$). (3) The total accumulation of soil organic carbon mineralization in AS and AG was significantly higher than that in DG by 133.39% and 116.96%, respectively, but both were significantly lower than that in NG, and there was no significant difference between the two restoration measures ($p>0.05$). Therefore, artificial vegetation restoration measures significantly promoted vegetation and soil restoration in desertification grassland, but shrub restoration was more conducive to improve the species richness of vegetation communities, while herb restoration was more conducive to increase soil moisture of desertification grasslands.

Keywords: alpine desertification grassland; restoration measures; vegetation; soil

高寒草地在涵养水源、调节气候、土壤保护以及保障生态系统格局安全等方面发挥着重要作用[1],其退化沙化带来的水土流失以及草原生态系统失衡等问题,不仅对高寒草地生态系统安全与畜牧业发展产生不良影响,而且对区域经济和人类生存环境健康的可持续发展造成严重威胁[2]。青藏高原拥有丰富的草地资源与独特的高寒草地生态系统,其草地面积占全国总草地面积的 41.88%,约为 16.538×105 km^2[3]。然而,青藏高原在过去的 30 年间草地退化形势严峻,退化草地面积占高原总草地面积的 38.80%[4]。近年来,随着生态恢复工程的实施,青藏高原草地退化沙化的趋势有所改善,但沙化草地的恢复治理效果受沙化程度、地形地势、植被土壤特性以及恢复手段等诸多因素的影响,存在较强的地域性差别与治理难度[5-7]。

人工植被恢复是一种能有效治理沙化草地的生态恢复措施,指建立人工林地或草地来改善沙化草地的植被覆盖状况以及土壤环境,以促进植被恢复,达到治理沙化的目的[5]。目前,研究者[6,8]对人工植被恢复研究做的大量工作已在区域沙化草地植被群落恢复与土壤质地改善等方面取得了显著成效,但同时对不同恢复措施的恢复效果也提出了不同见解。不同植被恢复措施对沙化草地植被特征有不同影响,例如,刘任涛等[9]研究认为,在沙化草地种植柠条灌丛能够提高植被物种丰富度,进而促进沙化草地生态系统的恢复。另外,任康[10]研究发现,在青藏铁路沿线沙化地区不同比例豆禾混播措施对于沙化草地植被的盖度与生物量的提高有不同影响,而禾本科植物相较于豆科植物在促进植被群落恢复过程中发挥更大的作用。不同恢复措施对沙化草地土壤特征也有不同影响,何群等[11]对红原县沙化草地的恢复治理研究发现,灌丛人工恢复相较于单一播种草本或者灌木能更有效地提高沙化草地的土壤养分;而陈俊松等[12]研究发现,纯草本恢复措施在增加沙化土壤含水量方面优于灌木恢复措施;田丽惠等[13]在共和盆地沙地的研究也指出,作为浅根系的禾本科植物相比于深根系的灌木对表层土壤质地的改善作用更明显。此外,人工植被恢复措施对不同地域沙化草地生态系统土壤碳的固持与周转进程也有不同影响。而土壤有机碳矿化作为土壤碳循环的关键组成部分,是植被与土壤变化特征共同作用的结果,指示着沙化草地恢复过程中土壤养分的供给能力及功能变化[14-15]。李云飞等[14]在腾格里沙漠东南缘的研究发现,建植人工灌木和半灌木植被对土壤碳转化以及土壤有机碳矿化的促进作用显著,且有机碳含量与总氮含量是影响碳矿化的主要因素,这与辜翔等[16]的研究结果一致;但廖洪凯等[15]在喀斯特地区建植人工花椒林的研究指出,土壤质地结构才是影响有机碳矿化的主导因素。可见,目前对于人工恢复措施对沙化草地的影响主要集中于单一的评价对植被或者土壤的影响,缺乏对植被和土壤综合影响的研究。有关沙化草地和草本恢复、灌木恢复、自然恢复的对比分析研究也较少,尤其对生态系统脆弱且敏感易被破坏的高寒沙地生态系统在建植人工植被后土壤固碳及周转碳的变化规律认识不足。因此,本研究利用野外采样与室内培养的手段,以沙化草地和天然草地为对照,比较分析人工草本和人工灌丛恢复 2 种措施对高寒沙化草地植被与土壤变化特征的影响以及 4 种草地类型下土壤碳矿化特征的差异,以期为进一步认识高寒沙化草地植被恢复的规律以及优化当前的恢复措施提供一定的理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于青海省海南藏族自治州贵南县过马营镇(35°81′N,101°10′E)。该地区属于高原大陆性气候,具有气温低、日照时间长、辐射强、降水不足等特点,且干旱、暴雨、冰雹、沙尘暴等气象灾害频繁[8]。该地区年平均降水量 411.7 mm,年平均气温 2.6 ℃,年平均日照时间 2 907.8 h,年平均蒸发量 1 355.3 mm,草地植被群落优势种主要有垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、紫花针茅(*Stipa purpurea*)和矮生嵩草(*Kobresia humilis*)等,草地类型主要为高寒草甸[17]。土壤主要为黑钙土、栗钙土、草甸土和风沙土等,质地均为壤土,养分表现为缺磷、富钾、氮适中[8]。

1.2　试验设计

2020 年 7 月在研究区选择同一坡面的 4 种草地类型,以沙化草地(DG)和天然草地(NG)为对照,以人工草本恢复(冷地早熟禾(*Poa crymophila* Keng),AG)和人工灌丛恢复(冷地早熟禾+柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii* Kom.),AS)的沙化草地为研究对象。2 种植被恢复措施均于 1998 年开始实施。分别在不同的草地类型样地内设置 1 条长 100 m 的样线,沿着样线每间隔 10 m 设置 1 个 10 m×10 m 的大样方,共设置 5 个大样方,每个大样方在其对角线的两端及中点分别设置 1 m×1 m 的 3 个小样方。

1.3　样品采集与处理

植物样品采集:对小样方内的盖度进行估算后,齐地面分种刈割。采集柠条锦鸡儿时,先将 10 m×10 m 的大样方划分为 100 个的网格,计算生物量时按其垂直投影网格面积在整个大样方中的比例换算为 1 m×1 m 的生物量。所有植被样品回实验室后放置于 65 ℃烘箱内烘干至恒重并称重,并按功能群划分为禾本科、豆科、杂类草及莎草科。

土壤样品采集:在每个小样方内,先去除土壤表层的腐殖质及枯枝落叶,然后用土钻(直径 3 cm)钻取 3 钻 0—10 cm 土壤样品,混匀装入密封袋带回实验室后过 2 mm 筛风干备用。同时,用环刀(100 cm^3)取 0—10 cm 土样,带回实验室后放置于 105 ℃烘箱内烘干并称重,用于测定土壤容重。待测风干土样过 1 mm 筛测定电导率、速效钾,过 0.25 mm 筛测定总碳、总氮、易氧化碳,过 0.15 mm 筛测定全磷。

1.4　室内试验

土壤有机碳矿化用室内密闭恒温培养、气相色谱法[18]测定。本试验将 4 种草地类型同一大样方的风干土样混匀在一起,取风干土样作为培养试验初始样品。每份土样取 30 g,共计 20 份(4 种草地类型×5 个重复)置于 500 mL 培养瓶,在 25 ℃条件下进行恒温暗箱培养。

培养开始前,将培养瓶内土壤含水量调节至田间持水量(15%左右)的 60%,因此调节土壤含水量约为 9%。培养期间采用称量法每隔 3 天补充培养瓶内的水分,以保证土壤失水率小于 2%。正式培养前先用硅胶塞塞住瓶口(利用抽真空的方式确认密封性),在硅胶塞的中间设置小孔,插入玻璃管,管外再套一段硅胶软管,以合适的三通阀连接软管一端作为气体采样口,平时三通阀保持开启状态。每次测定时,先用 1 支 100 mL 注射器将瓶内空气与室内空气交换 3 次。再用 60 mL 小号注射器充分混匀瓶内气体后抽取 20 mL 气体,关闭培养瓶三通阀,记录抽气时间,最后将培养瓶放回培养箱。经过 2 h 后,再次抽取 20 mL 气体,抽气结束后打开培养瓶三通阀放回培养箱中。分别于培养的第 0,1,2,4,7,10,15,22,29,36,45,60 天进行气体取样,测定 CO_2 浓度。所采集气体样品使用气相色谱仪(GC-7890A)测定 CO_2 浓度,以计算 CO_2 排放速率及 CO_2 累积排放量。

1.5　指标测定

土壤理化指标采用常规分析方法测定。土壤 pH 采用水土比 2.5∶1 的酸度计法测定;土壤电导率采用水土比 2.5∶1 的电导法测定;土壤无机碳采用气量法利用碳酸测定仪(NEN-ISO-10693,Eijkelkamp 公司生产)测定;土壤易氧化碳采用 $KMnO_4$ 氧化法比色测定[19];土壤全碳和全氮均采用元素分析仪(Vario EL/micro cube,Elementar 公司生产)测定;土壤全磷采用酸溶—钼锑抗比色法测定[20];土壤有效磷采用 $NaHCO_3$ 一钼锑抗比色法测定[20];土壤速效钾采用乙酸铵溶液浸提—火焰光度法测定[20]。

1.6　数据计算与统计分析

土壤孔隙度计算[11]:

$$f=(1-\frac{P_b}{P_s})\times 100\% \tag{1}$$

式中:f 为土壤孔隙度(%);P_b 为土壤容重(g/cm^3);P_s 为土壤比重常数(g/cm^3),取 2.65 g/cm^3。

土壤有机碳含量=总碳含量−无机碳含量

土壤有机碳矿化速率计算[18]:

$$F=k\times\frac{V}{m}\times\frac{\Delta c}{\Delta t}\times\frac{273}{273+T}\times\alpha \tag{2}$$

式中:F 为有机碳矿化速率(mg/(kg·h));k 为气体转化为标准单位的系数 1.964(kg/m^3);V 为培养瓶内总气体体积(m^3);m 为土壤干质量(kg);$\Delta c/\Delta t$ 为单位时间内 CO_2 浓度的变化量(mg/(kg·h));T 为培养温度(℃);α 为 CO_2 气体转换为 C 的质量转化系数 0.27。

土壤有机碳累积矿化量计算[18]:

土壤有机碳矿化累积量(mg/kg)是从培养开始到某一时间点释放的 CO_2—C 之和。2 个时间段间的累积矿化量为 2 个时间段碳矿化的平均释放速率与 2 个时间段间隔天数的乘积。

1.7　统计分析

数据前期整理在 Excel 2016 进行;采用 SPSS 25.0软件中的单因素方差分析法(One-way ANOVA)分析不同类型草地植被及土壤变化特征的差异,用 Duncan 法进行多重比较($\alpha=0.05$),用 Pearson 简单相关性分析植被特征间的相关关系;采用 Sigma Plot 12.5 软件分析土壤有机碳矿化变化特征;采用R 4.1.2软件中 Vegan 程序包的冗余分析(RDA)和方差分解分析法(VPA)分析植被群落与土壤属性、土壤属性与碳矿化特征之间的关系;采用 R 4.1.2 软件中 piecewise SEM 程序包的

结构方程模型(SEM)模拟土壤物理性质、化学性质及植物群落间关系概念模型。

2 结果与分析

2.1 不同恢复措施对高寒沙化草地植被特征的影响

2.1.1 植被盖度与物种丰富度特征 沙化草地进行人工建植植被恢复后,地上植被群落盖度与物种丰富度显著增加(表 1),但 2 种人工植被恢复措施下植被群落盖度与天然草地相比无显著差异,同时人工灌丛恢复措施的物种丰富度与天然草地相比也无显著差异,而人工草本恢复措施下植被群落物种丰富度比天然草地显著降低 41.27%。

表 1 不同恢复措施下植被群落特征

恢复措施	盖度/%	物种丰富度	地上生物量/(g·m^{-2})	
			草本植物	灌木植物
沙化草地	0	0	0	0
草本草地	59.00±1.00a	7.40±0.75b	109.21±16.46b	0
灌丛草地	58.00±2.19a	10.80±0.37a	52.74±5.22c	1240.47±323.67
天然草地	61.67±3.65a	12.60±1.29a	173.39±18.55a	0

注:表中数值为平均值±标准误;不同小写字母表示不同草地类型间同一植被特征差异显著($p<0.05$)。

2.1.2 植物群落地上生物量特征 人工草本和人工灌丛恢复措施分别使沙化草地的草本植物群落地上生物量增加至 109.21,52.74 g/m^2(表 1),但分别比天然草地显著低 37.01%和 69.58%。2 种恢复措施相比,仅种植草本恢复其草本植物群落地上生物量比灌丛恢复显著提高 107.07%,但是人工灌丛恢复草地灌木和草本的总地上生物量分别是天然草地、人工草本恢复草地的 7.46,11.84 倍。

从不同功能群组成上(表 2)来看,天然草地中禾本科、豆科、杂类草、莎草科植物的地上生物量的占比分别为 58.15%,24.75%,9.84%,7.26%,在人工草本恢复草地下分别为 57.95%,32.59%,4.46%,5.00%,而在人工灌丛恢复草地下分别为 2.67%,96.53%,0.40%,0.40%。进一步分析发现,人工植被恢复措施下禾本科、杂类草、莎草科的地上生物量均显著低于天然草地,人工草本恢复草地的豆科地上生物量与天然草地无显著差异,但人工灌丛恢复草地的豆科地上生物量比天然草地显著高 29.08 倍。此外,2 种恢复措施中,人工草本恢复措施的禾本科地上生物量比人工灌丛恢复措施显著提高 83.24%,而 2 种恢复措施的杂类草与莎草科地上生物量无显著差异。另外,草本植物群落地上生物量与植被盖度、物种丰富度无显著相关关系($p>0.05$),但与禾本科物种丰富度呈显著正相关($p=0.017$,$R^2=0.37$)。

表 2 不同恢复措施下植物功能群生物量 单位:g/m^2

恢复措施	草本地上生物量				灌木地上生物量
	禾本科	豆科	杂类草	莎草科	
草本草地	63.29±5.78aB	35.59±10.81bA	4.87±1.26cB	5.46±1.70cB	0
灌丛草地	34.54±4.99aC	7.81±2.80bB	5.20±1.53bB	5.19±1.09bB	1240.47±323.67
天然草地	100.82±7.55aA	42.92±7.64bA	17.06±4.79cA	12.58±2.49cA	0

注:不同小写字母表示同一恢复措施下不同功能群间差异显著($p<0.05$);不同大写字母表示同一功能群在不同恢复措施间差异显著($p<0.05$)。

2.2 不同恢复措施对高寒沙化草地土壤特征的影响

2.2.1 土壤特征 从表 3 可以看出,与沙化草地相比,人工草本恢复后土壤孔隙度和质量含水量分别显著提高 7.94%和 67.95%,而土壤容重和 pH 分别显著降低 6.04%和 4.93%;人工灌丛恢复后土壤孔隙度和质量含水量分别显著提高 6.41%和 43.00%,而土壤容重显著降低 5.37%。2 种恢复措施的土壤容重均显著高于天然草地,但土壤孔隙度均显著低于天然草地,而人工草本恢复措施的土壤质量含水量和 pH 与天然草地无显著差异。2 种恢复措施相比,人工草本恢复措施的土壤质量含水量比人工灌丛恢复措施显著高 17.45%,而土壤容重、孔隙度以及 pH 与人工灌丛恢复措施相比无显著差异。

不同草地类型的土壤养分特征分析结果见表 3。与沙化草地相比,人工草本恢复后土壤总碳、总氮、有机碳和易氧化碳含量分别显著提高 22.09%,257.14%,163.27%和 83.43%,而土壤碳氮比显著降低 62.33%;人工灌丛恢复后土壤总碳、总氮和有机碳含量分别显著提高 17.18%,242.86%,172.45%,而土壤碳氮比显著降低 62.89%。2 种恢复措施的土壤总碳、总氮、有机碳和易氧化碳含量均显著低于天然草地,但土壤碳氮比均显著高于天然草地。进一步分析发现,人工草本恢复措施的土壤易氧化碳含量比人工灌丛恢复措施显著高 51.60%,但 2 种恢复措施的土壤总碳、总氮、有机碳含量和碳氮比无显著差异。

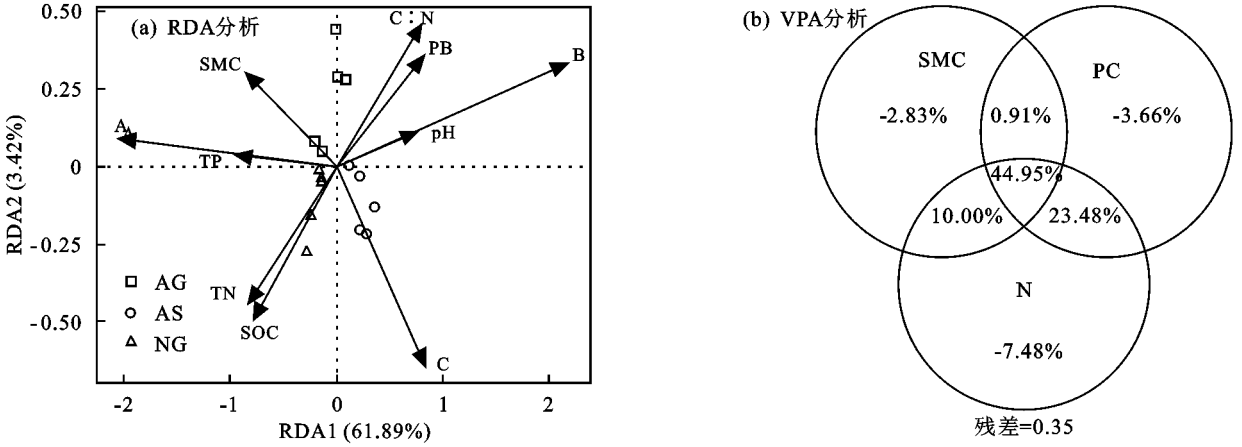
2.2.2 植被特征与土壤特征的关系 草本植物群落特征与土壤特征的关系见图 1a。以草本植被群落的地上生物量、盖度和物种丰富度为响应变量,以土壤理化因子作为解释变量探究两者之间的相关关系,RDA 的校正 $R^2=0.65$,轴 1 和轴 2 对植被特征的解释量分别达到 61.89%和 3.42%,两者共解释 65.31%的方差变化,表明轴 1 和轴 2 能较好地解释植被特征与土壤理化因子之间的相关关系。根据箭头连线的长度与箭头连线间的夹角大小可知,植被群落地上生物量、物种丰富度

与土壤总氮、总磷、有机碳呈正相关关系,而与土壤容重、pH 以及碳氮比间呈负相关关系。进一步分析发现,总磷、有机碳、pH 分别是地上生物量、物种丰富度、盖度的主要影响因素。VPA 分析结果发现,土壤质量含水量、土壤理化属性(pH、容重)和土壤养分(总磷、总氮、有机碳、碳氮比)对植被特征的解释率分别为 53.02%,65.68% 和 70.95%,三者结合共解释 65.37%的植被特征变化(图 1b)。

表 3　不同草地类型土壤理化性质

草地类型	容重/(g·cm^{-3})	孔隙度/%	含水量/%	pH	总碳/(g·kg^{-1})	总氮/(g·kg^{-1})	碳氮比	有机碳/(g·kg^{-1})	易氧化碳/(g·kg^{-1})
沙化草地	1.49±0.02a	43.85±0.63c	4.93±0.07c	8.32±0.05a	7.74±0.07c	0.07±0.01c	104.54±5.57a	0.98±0.07c	1.81±0.14c
草本草地	1.40±0.01b	47.33±0.32b	8.28±0.13a	7.91±0.12bc	9.45±0.29b	0.25±0.03b	39.38±3.69b	2.58±0.25b	3.32±0.30b
灌丛草地	1.41±0.01b	46.66±0.54b	7.05±0.12b	8.13±0.06ab	9.07±0.30b	0.24±0.02b	38.80±2.76b	2.67±0.24b	2.19±0.37c
天然草地	1.24±0.02c	53.19±0.69a	8.36±0.21a	7.81±0.05c	16.09±0.30a	0.86±0.03a	18.77±0.51c	9.50±0.31a	6.50±0.34a

注:不同小写字母表示同一恢复措施下不同土壤理化性质差异显著($p<0.05$)。



注:A 为植被地上生物量;B 为盖度;C 为物种丰富度;TP 为总磷;TN 为总氮;SOC 为有机碳;SMC 为质量含水量;PB 为容重;C∶N 为碳氮比;PC 为土壤理化属性;N 为土壤养分;SMC 为土壤水分。

图 1　植被特征与土壤水分、土壤物理和化学属性之间的 RDA 和 VPA 分析

2.3　不同恢复措施对高寒沙化草地土壤有机碳矿化特征的影响

2.3.1　*土壤有机碳矿化速率动态变化特征*　在 60 天的培养试验过程中,4 种草地类型的土壤有机碳矿化速率随着培养时间的延长呈现出逐渐降低的趋势,且表现出明显的阶段性特征(图 2a):0～2 天为释放速率迅速升高阶段(1.83～26.38 mg/(g·d)C),2～7 天为释放速率迅速下降阶段(3.36～26.38 mg/(g·d)C),10～60 天为缓慢释放阶段(2.00～11.90 mg/(g·d)C)。值得注意的是,在培养第 1 阶段(0～2 天),人工草本恢复草地的土壤有机碳矿化速率的升高比其他草地类型更加明显。

2.3.2　*土壤有机碳累积矿化量动态变化特征*　土壤有机碳累积矿化动态分析结果(图 2b)表明,除最初 4 天外,天然草地、人工草本与人工灌丛恢复草地的有机碳累积矿化量在整个培养过程均显著高于沙化草地。而在第 7 天之后的培养时间,人工灌丛恢复草地的有机碳累积矿化量均明显高于人工草本恢复草地。此外,2 种恢复措施的土壤有机碳累积矿化量在培养的第22～60 天内均显著低于天然草地。进一步分析表明,人工灌丛和人工草本恢复草地分别使沙化草地的土壤有机碳矿化总累积量显著提高 133.39%和 116.96%,但 2 种恢复措施间的土壤有机碳矿化总累积量并无显著差异,而人工灌丛和人工草本恢复草地的土壤有机碳累积矿化量分别比天然草地显著降低 38.18%和 28.45%。

2.3.3　*土壤有机碳矿化特征影响因素*　利用 RDA 分析(图 3a)发现,RDA 的校正 $R^2=0.58$,轴 1 和轴 2 分别解释土壤有机碳矿化特征变异的 53.22%和 4.92%,两者共解释 58.14%的方差变化,表明轴 1 和轴 2 能较好解释土壤理化因子对土壤有机碳矿化特征变化的影响。结果表明,根据箭头连线的长度与箭头连线间的夹角大小可知,土壤有机碳矿化累积量、矿化最小速率与总氮、有机碳、速效钾、速效磷呈正相关关系,而与碳氮比呈负相关关系。进一步分析发现,速效钾、速效磷分别是有机碳矿化累积量和最大速率、最小速率的主要影响因素。VPA 分析结果发现,土壤速效养分(速效磷、速效钾)和土壤总养分(总氮、碳氮比、有机碳)对土壤有机碳矿化特征的单独解释率分别为 15.06%和 0.97%,二者结合共解释58.96%的植被特征变化(图 3b)。

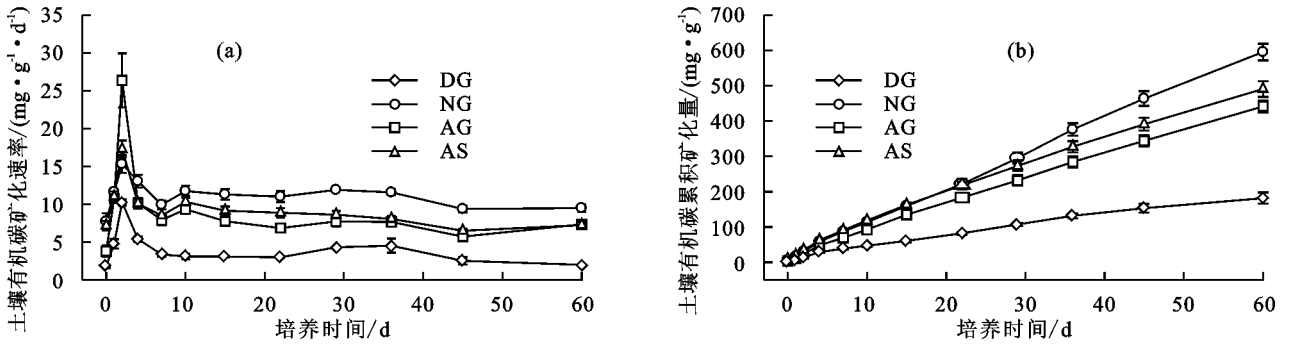
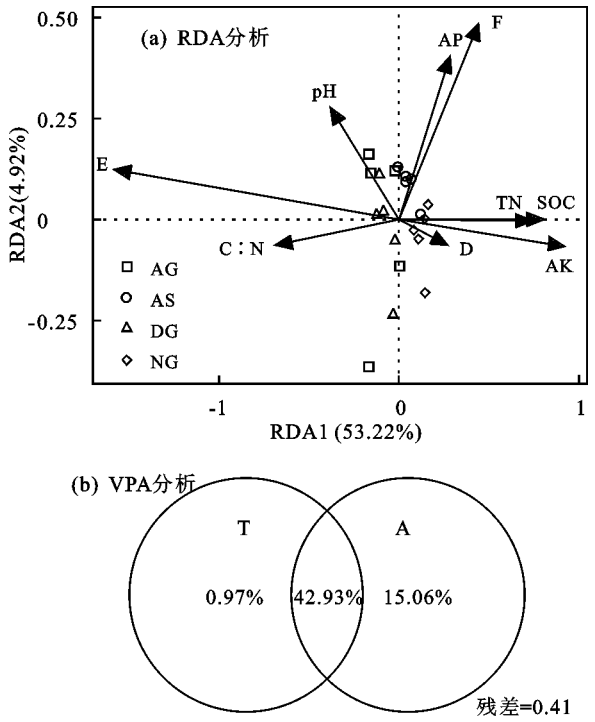


图 2 不同培养时间、不同草地类型 0—10 cm 土壤有机碳矿化特征



注:D 为有机碳累积矿化量;E 为有机碳矿化最大速率;F 为有机碳矿化最小速率;AP 为速效磷;AK 为速效钾;TN 为总氮;C∶N 为碳氮比;SOC 为有机碳;T 为土壤总养分;A 为土壤速效养分。

图 3 植被特征与土壤物理和化学属性之间的 RDA 和 VPA 分析

3 讨 论

3.1 不同恢复措施下植被变化特征

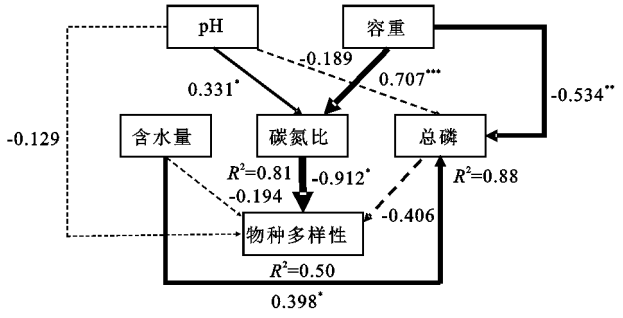
沙化草地进行人工植被恢复后地上植被的变化特征是恢复效果最直接的体现[6]。本研究发现,人工灌丛恢复措施的物种丰富度显著高于人工草本恢复措施,可能是因为人工种植的柠条锦鸡儿有增加表层土壤粗糙度、降低地表风速、提高土壤防风固沙等功能,进而能提高整个植被群落抗风沙的能力,更有利于草本物种的定居,且灌木形成的“肥岛效应”有利于加速建成植物群落,提高植被物种多样性[9,21]。而人工灌丛恢复草地的植被物种丰富度与天然草地无显著养异也表明,人工建植灌丛较人工建植草本更有利于沙化草地植被群落结构的恢复。此外,禾本科与豆科地上生物量在 3 种草地类型中占比最高,而禾本科占比显著高于豆科,且禾本科物种丰富度与草本地上生物量呈显著正相关,这表明禾本科与豆科植物在沙化草地植被群落的演替进程中发挥重要作用。主要是因为恢复前期,豆科植物可以通过生物固氮作用促进禾本科植物生长,但在恢复后期,两者都要从土壤中竞争养分,导致禾本科抑制豆科植物的生长[22-23]。值得注意的是,杂类草的物种丰富度占比在 3 种草地类型中最高,表明沙化草地的植被恢复过程中杂类草物种多样性不断提高,可能是因为研究区高寒、干旱的特点对植物的生长产生胁迫,加上土壤养分供给不足,使得抗环境胁迫能力较强、资源利用多样性的杂类草在群落演替进程中逐渐占有比其他功能群更宽的生态位,进而比其他功能群有更强的竞争能力[24]。

3.2 不同恢复措施下土壤变化特征

土壤理化性质作为土壤的本质特征,对土壤质地结构和养分供给起决定性作用,植被的恢复演替可改善土壤的理化性质[10]。沙化草地实施 2 种植被恢复措施后,由于地上植被凋落物的输入和地下根系的增加,土壤含水量增加,土壤容重以及 pH 降低[9]。另外,由于人工草本恢复草地的浅根系草本植物能够直接接收并储蓄天然降水到土壤上层剖面部分[25],进而导致沙化草地表层土壤水分明显高于人工灌丛恢复草地,而人工建植草本恢复的土壤表层含水量与天然草地接近更加表明草本恢复对沙化草地土壤水分的储蓄优于灌丛恢复。土壤养分含量作为土壤肥力的主要评价指标之一,其含量的变化也与植被的生长关系密切[6]。2 种人工植被恢复措施均显著增加沙化草地 0—10 cm 的土壤养分含量,提高土壤有机碳活性,降低土壤碳氮比,可能是因为沙化草地经重建植被群落后,植被根系量、枯枝落叶及其分泌的物质不断增加使得养分输入增加,导致土壤有机质积累,进一步提高了微生物的活性以及土壤有机质分解速率,最终使土壤养分得以积累[11]。值得注意的是,人工草本恢复草地的易氧化碳含量显著高于人工灌丛恢复草地,说明草本植被可能更有利于沙化草地土壤有机碳的活化转化,王亚妮等[7]研究也指出,人工草本恢复的土壤真菌群落结构与天然草地的相似度高

于人工灌丛恢复,而土壤真菌群落的结构和多样性与土壤碳库的周转密切相关[26],符合本文研究观点。

分析发现,草本植被物种丰富度、地上生物量与土壤含水量、质地结构和化学性质密切相关,这表明沙化草地经建植人工植被群落后,植被生长可能通过固定土壤颗粒、输入凋落物、截留水分等作用改良土壤质地结构和理化性质,而土壤性质的改善又进一步促进植被群落结构和功能多样性的恢复[10,16]。本研究发现,沙化草地恢复进程中土壤养分对植被特征的解释率高于土壤理化属性与土壤质量含水量,说明土壤养分水平较土壤水分、土壤质地结构在更大程度上影响植被的恢复。这一研究结果同样体现在模拟土壤物理性质、化学性质及植物群落间关系的结构方程模型中(图 4),分析发现,pH 和土壤容重的减小直接显著降低土壤碳氮比,而土壤碳氮比的降低显著提高植被物种多样性,表明 pH 和土壤容重的变化通过直接影响土壤养分水平的高低间接影响植被物种多样性的恢复。土壤 pH 反映土壤酸碱性、形成的过程和物质组成质地的基本特性,土壤容重代表土壤通气、保水、保肥的能力,土壤碳氮比体现土壤有机质的分解强弱与供氮能力[27]。有关沙化草地恢复过程中植被与土壤的冗余分析(RDA)、方差分解(VPA)和结构方程模型(SEM)结果共同表明,土壤容重、pH 和碳氮比与影响植被恢复的各因素密切相关,且综合反映植被恢复过程中沙化草地土壤理化性质的改善及其对植被多样性和地上生产力的影响。



注:物种多样性用物种丰富度来表征;含水量指土壤质量含水量;箭头表示指标对被指向指标有影响;箭头粗细表示影响程度(箭头越粗,影响越大);实线箭头表示正相关;虚线箭头表示负相关;箭头旁系数为 λ 值,通径系数;* 表示指标间 $p<0.05$;* * 表示指标间 $p<0.01$;* * * 表示指标间 $p<0.001$.

图 4　模拟人工植被恢复措施下 0—10 cm 土壤物理性质、化学性质及植物群落间关系概念模型

3.3　不同恢复措施下土壤有机碳矿化特征

土壤有机碳矿化调控土壤碳库在时间与空间上的分布格局,影响土壤碳的输入与输出,反映植物养分的供给情况[14]。本研究发现,4 种草地类型的土壤有机碳矿化速率均在培养前期高而不稳定,而在培养后期低且趋于稳定,而土壤有机碳矿化累积量在培养前期增长迅速,但后期增长缓慢。这主要是因为培养前期土壤中凋落物中的易分解碳组分迅速分解,释放大量的养分,提高微生物的活性,进而导致碳矿化速率迅速升高,而随着时间的延长,易分解组分越来越少,微生物的分解活动也开始转向难分解组分,因此碳矿化速率相应下降[16,28]。培养前期有机碳矿化速率较高的人工草本恢复草地在培养结束时的有机碳总累积矿化量与人工灌丛恢复草地并无显著差异,可能是因为人工草本恢复草地的易氧化碳含量显著高于人工灌丛恢复草地,导致培养前期有机碳矿化的激发效应显著高于人工灌丛恢复草地,但培养前期的激发效应消耗了大量的碳,可能造成培养后期碳底物供应不足[28],最终导致 2 种人工恢复草地的有机碳总累积矿化量无明显差异,这也可能表明草本恢复对沙化草地表层土碳的固存能力不及灌丛恢复。

土壤有机碳矿化的影响因素多而复杂,主要包括土壤质地结构、化学性质、微生物群落特征等[14,18]。本研究发现,土壤有机碳矿化速率、累积矿化量与土壤物理属性和化学属性密切相关,这表明沙化草地恢复过程中土壤养分含量不但直接影响植被的生长,而且通过影响微生物的活性进一步影响土壤养分的循环过程。2 种人工恢复草地的土壤有机碳矿化速率与总累积量均显著高于沙化草地,表明植被群落建植促进沙化草地碳循环过程,有利于群落的正向演替[14]。而天然草地较 2 种人工恢复草地更有利于土壤有机碳矿化,可能因为天然草地在长期自然演替中形成较人工植被恢复更为复杂的群落结构、土壤表层及丰富的枯落物,土壤养分含量更高,进而拥有更高的微生物活性[7]。这同时也反映人工植被恢复措施治理高寒草地沙化困难,高寒草地的保护工作极为重要,而采取合适的管理措施提高高寒沙化草地恢复过程中草地生态系统的固碳、维持生物多样性及水土保持等方面的能力也极为重要。进一步分析发现,沙化草地恢复过程中土壤速效养分对土壤有机碳矿化变化特征的解释率高于土壤总养分,说明土壤速效养分较土壤总养分在更大程度上影响沙化草地碳固持与转化能力的恢复。

4　结 论

(1)与人工灌丛恢复措施相比,人工草本恢复措施可能更有利于提高沙化草地草本地上生物量、表层土壤水分含量以及有机碳的活性,但提高沙化草地植被物种丰富度和表层土壤有机碳的固持能力可能不及人工灌丛恢复措施。

(2)土壤化学属性对植被群落的恢复相对具有更重要的影响,而土壤速效养分对土壤碳固存以及周转能力的恢复相对具有更重要的影响。

(3)沙化草地经过 2 种人工植被恢复措施 22 年的治理,植被群落已接近天然草地的水平,且灌丛恢复草地的地上生物量是天然草地的 7.46 倍,但 2 种恢复措施的土壤质地与养分恢复均远未达到天然草地的水平,反映出土壤恢复可能比植被恢复需要更长的时间。

(4)高寒草地适应性管理过程中,应更多地关注对土壤的保护,且在退化沙化高寒草地恢复过程中应多关注草地涵养水源、维持生物多样性、碳汇等生态功能的恢复,并及时采取适宜的管理措施,如添加氮、速效磷等相关养分来加速植被恢复,以更好地实现高寒沙化草地恢复的可持续性。

参考文献:

[1] 孙鸿烈,郑度,姚檀栋,等.青藏高原国家生态安全屏障保护与建设[J].地理学报,2012,67(1):3-12.

[2] 韩光中,屈建军,俎瑞平.安多县沙漠化过程中土壤理化性质的演变特征[J].土壤通报,2014, 45(5):1032-1037.

[3] 张利,周广胜,汲玉河,等.中国草地碳储量时空动态模拟研究[J].中国科学:地球科学,2016, 46(10):1392-1405.

[4] Wang Z Q, Zhang Y Z, Yang Y, et al. Quantitative assess the driving forces on the grassland degradation in the Qinghai-Tibet Plateau, in China[J].Ecological Informatics,2016,33:32-44.

[5] 赵燕兰,周青平,曾鹏,等.沙化草地植被恢复治理技术研究综述[J].草原与草业,2017,29(3):7-11.

[6] 胡金娇,周青平,吕一河,等.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[J].生态学报,2020,40(20):7410-7418.

[7] 王亚妮,胡宜刚,王增如,等.人工植被重建对沙化高寒草地土壤真菌群落特征的影响[J/OL].土壤学报:1-13[2021-12-27]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20211208.1558.002.html.

[8] 刘建军.青海省贵南县荒漠化和沙化土地现状分析与治理对策研究[J].林业资源管理,2017(2):12-15,117.

[9] 刘任涛,朱凡.人工与自然恢复方式对流动沙地土壤与植被特征的影响[J].水土保持通报,2015,35(6):1-7.

[10] 任康.青藏铁路沿线严重沙害区植被恢复措施及恢复效果研究[D].北京:北京林业大学,2019.

[11] 何群,席欢,万婷.不同植被恢复模式对红原沙化草地土壤理化性质的影响[J].四川环境,2017,36(1):35-40.

[12] 陈俊松,文毅,储小院.不同封禁保护措施对沙化土地含水率、粒径的影响研究[J].林业调查规划,2018,43(5):36-39,44.

[13] 田丽慧,张登山,彭继平,等.高寒沙地人工植被恢复区地表沉积物粒度特征[J].中国沙漠,2015,35(1):32-39.

[14] 李云飞,谢婷,石万里,等.腾格里沙漠东南缘植被恢复对土壤有机碳矿化的影响[J].兰州大学学报(自然科学版),2021,57(1):14-23.

[15] 廖洪凯,龙健,李娟,等.花椒种植对喀斯特山区土壤水稳性团聚体分布及有机碳周转的影响[J].生态学杂志,2015,34(1):106-113.

[16] 辜翔,张仕吉,刘兆丹,等.湖南东部植被恢复对土壤有机碳矿化的影响[J].植物生态学报,2018,42(12):1211-1224.

[17] 贾志锋,马祥,徐成体,等.短期封育对贵南县轻度退化高寒草甸植被特征的影响[J].草业科学,2019,36(11):2766-2774.

[18] 张振华,刘振杰,陈白洁,等.枯落物添加对三江源区退化高寒草甸土壤碳矿化的影响[J].草地学报,2021,29(增刊 1):156-164.

[19] Blair G J, Lefroy R D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural system[J]. Australian Journal of Agricultural Research,1995,46(7):393-406.

[20] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2005:34-110.

[21] Moses F, Dong S K, Li Y, et al. The relationships between plant diversity, plant cover, plant biomass and soil fertility vary with grassland type on Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment,2019,286(C):e106659.

[22] 苏旭,栾策,吴奇,等.生物炭对玉米/大豆、玉米/花生间作系统土壤水肥热及产量的影响[J].生态学杂志,2021,40(1):115-122.

[23] 姜林,胡骥,杨振安,等.植物功能群去除对高寒草甸群落结构、多样性及生产力的影响[J].生态学报,2021,41(4):1402-1411.

[24] 戚登臣,陈文业,刘振恒,等.黄河首曲—玛曲县高寒草甸沙化演替进程中群落结构及种群生态位特征[J].西北植物学报,2011,31(12):2522-2531.

[25] 万昊,刘卫国,魏杰.黄土高原植被演替对土壤碳库及 $\delta^{13}C$ 的影响[J].生态学杂志,2015,34(1):100-105.

[26] 王艳红,于镇华,李彦生,等.植物—土壤—微生物间碳流对大气 CO_2 浓度升高的响应[J].土壤与作物,2018,7(1):22-30.

[27] 任玉连,曹乾斌,李聪,等.南滚河自然保护区森林群落特征与土壤性质之间关联分析[J].西北林学院学报,2019,34(3):50-59.

[28] 陈晓芬,刘明,江春玉,等.红壤性水稻土不同粒级团聚体有机碳矿化及其温度敏感性[J].土壤学报,2019,56(5):1118-1127.