

DOI: 10.11686/cyxb2024368

http://cyxb.magtech.com.cn

张琨, 乔建霞, 李金升, 等. 不同修复材料对退化高寒草地土壤理化性质及微生物群落的影响. 草业学报, 2025, 34(8): 132-148.

ZHANG Kun, QIAO Jian-xia, LI Jin-sheng, *et al.* Effects of different restoration materials on soil physicochemical properties and microbial communities in degraded alpine grassland. Acta Prataculturae Sinica, 2025, 34(8): 132-148.

不同修复材料对退化高寒草地土壤理化性质及微生物群落的影响

张琨¹, 乔建霞², 李金升³, 王育鹏^{3*}, 刘克思^{4*}

(1. 山西大同大学农学与生命科学学院, 山西大同 037009; 2. 乌兰察布市草原工作站, 内蒙古 乌兰察布 012000; 3. 安徽农业大学资源与环境学院, 安徽合肥 230000; 4. 中国农业大学草业科学与技术学院, 北京 100193)

摘要:为阐明不同修复材料作用下退化高寒草地土壤理化性质及微生物群落结构的变化规律,以不添加任何材料的退化高寒草地为对照(CK),设置氮肥(22 g·m⁻²)、生物炭(4 kg·m⁻²)和微生物菌剂(250 mL·m⁻²)共3个修复材料处理,探究修复材料对退化高寒草地土壤理化性质及微生物群落的影响。结果表明:修复材料对地上植被生物量有显著促进作用($P < 0.05$),其中生物炭和微生物菌剂的促进效果较好,总生物量较CK分别提高了151.06%和149.11%。与CK相比,修复材料作用下土壤含水量显著提高($P < 0.05$),电导率显著下降($P < 0.05$),土壤养分(碳、氮、磷)含量显著增加($P < 0.05$),其中土壤有机碳、全氮和有效磷含量在生物炭处理下达到最大。此外,修复材料的施用还引起了土壤微生物群落结构的变化,特别是在生物炭和微生物菌剂的作用下,土壤微生物总量、真菌和细菌含量显著增加($P < 0.05$),并有效提高了外生菌根真菌、甲烷氧化细菌和腐生真菌的相对含量。方差分解的结果显示,土壤pH、全氮、有机碳及有效磷是影响耕层(0~20 cm)土壤微生物群落结构的主要环境因子。与其他材料不同,生物炭显著促进了微生物与大多数土壤环境因子的互作关系,使土壤环境与微生物群落结构的变化显现出良好的协同性。综上所述,3种修复材料均能改善退化高寒草地的土壤状况,但生物炭对培肥土壤及改善微生物群落结构作用突出,综合修复效果更为显著,在退化高寒草地的修复中具有更大的应用潜力。

关键词:修复材料;高寒草地;土壤理化性质;微生物群落;退化草地修复

Effects of different restoration materials on soil physicochemical properties and microbial communities in degraded alpine grassland

ZHANG Kun¹, QIAO Jian-xia², LI Jin-sheng³, WANG Yu-peng^{3*}, LIU Ke-si^{4*}

1. College of Agriculture and Life Sciences, Shanxi Datong University, Datong 037009, China; 2. Ulanqab Grassland Workstation, Ulanqab 012000, China; 3. School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230000, China; 4. College of Grassland Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China

Abstract: The aim of this research was to determine the effects of different restoration materials on soil physicochemical properties and microbial community structure in degraded alpine grassland. Three restoration materials were tested: nitrogen fertilizer (22 g·m⁻²), biochar (4 kg·m⁻²), and a microbial inoculant (250 mL·m⁻²). Degraded alpine grassland without any added materials served as the control (CK). The effects of these restoration materials on soil physicochemical properties and microbial communities in degraded alpine grassland were

收稿日期:2024-09-23;改回日期:2024-11-25

基金项目:国家自然科学基金(32271764),安徽省高校基金(2023AH051011)和山西大同大学产学研项目(2022CXY22)资助。

作者简介:张琨(1988-),男,山西大同人,副教授,博士。E-mail: 876828320@qq.com

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: wangyupeng@ahau.edu.cn; kliu@cau.edu.cn

determined. The results show that the aboveground biomass was significantly affected by the restoration materials ($P < 0.05$), among which biochar and the microbial inoculant had better promoting effects, increasing the total biomass by 151.06% and 149.11%, respectively, compared with that in CK. The soil water content was significantly increased ($P < 0.05$), and the soil electrical conductivity was significantly decreased ($P < 0.05$) in all the restoration treatments, compared with their respective values in CK. All the restoration materials significantly increased ($P < 0.05$) the contents of soil nutrients (carbon, nitrogen, and phosphorus), with the highest concentrations of total organic carbon, total nitrogen, and available phosphorus in the biochar treatment. The addition of restoration materials also affected soil microbial community structure. In particular, the biochar and microbial inoculant treatments resulted in significant increases ($P < 0.05$) in microbial biomass, bacterial biomass, and fungal biomass, and in the relative contents of ectomycorrhizal fungi, methanotrophic bacteria, and saprotrophic fungi. The results of variation partitioning analysis indicated that soil pH, total nitrogen, total organic carbon, and available phosphorus were the main environmental variables affecting the microbial community structure in topsoil (0–20 cm). Unlike other materials, biochar promoted a significant interaction between microorganisms, resulting in good synergy between changes in the soil environment and microbial community structure. In summary, although all three restoration materials improved the soil condition in degraded alpine grassland, biochar showed the best effects to fertilize soil and improve microbial community structure. Thus, biochar has greater potential for use in the restoration of degraded alpine grassland.

Key words: restoration materials; alpine grassland; soil physicochemical properties; microbial communities; degraded grassland restoration

高寒草地是青藏高原比较典型的山地垂直地带性和高原地带性草地类型,是在长期较低温度环境下适应高原隆起而形成的一种特殊产物,其作为青藏高原生态系统的主体,约占青藏高原可使用草地面积的35%^[1–2]。高寒草地具有生产、生活和生态等服务功能,是我国重要的生态屏障及高原畜牧业的物质基础^[3],同时也是对人类扰动和气候变化最敏感的地区之一^[4]。由于全球气候变化和人类的不合理开发利用,高寒草地的生态问题愈加突出。高寒草地退化不仅严重影响牧民的生活、生产及畜牧业的平稳健康发展,而且也造成该区域水土流失加剧,物种多样性下降,沙化面积不断扩大^[5–6]。

土壤具有复杂的结构,是植物生长的物质基础。草地退化导致了土壤退化,而土壤退化又会加剧草地退化问题。以往关于高寒草地退化的研究发现,在草地退化过程中,土壤容重增大,紧实度降低,砂粒含量增加,黏粉粒含量减少^[7]。此外,土壤有机碳对退化的敏感性较高^[8],并且在草地退化过程中土壤有机碳含量显著降低^[9]。氮是植物生长发育必需的营养元素之一,随着高寒草地退化加剧,土壤全氮含量出现明显下降^[10]。土壤微生物是土壤中生态功能的媒介,其作为草地地下生态系统最大的资源库,推动着整个环境中物质的循环转化和能量的流动转移^[11–12]。微生物对生存的微环境极其敏感,可对土壤环境胁迫和生态变化做出快速反应。因此,土壤微生物群落结构的变化可作为衡量草地生态环境功能的指标^[13]。研究发现,随着草地退化的加重,土壤微生物的数量不仅大幅减少,其群落结构也产生显著变化^[14],最终导致土壤微生物活性显著降低^[15]。由此可见,草地退化的核心是土壤退化,而土壤退化的主要表现为土壤养分的减少以及土壤微生物的变化。

在农业生产中,氮肥和生物炭已被广泛用于退化土壤的修复。施用氮肥是补充土壤氮最直接、最快速的方法^[16],而生物炭的应用不仅能大量补充土壤有机碳库^[17],其所具有的比表面积大、表面官能团丰富、吸附能力强等特性还有助于改善土壤结构,提高土壤团聚体稳定性,从而减少土壤养分的流失^[18–19]。针对土壤微生物退化的现象,微生物菌剂特别是有效微生物菌剂得到了广泛应用。有效微生物菌剂是一种通过自然发酵产生、包含多种微生物(如光合细菌、乳酸菌、酵母菌等)的多功能复合菌剂^[20]。施用微生物菌剂后,有益菌群在土壤中大量繁殖,形成优势菌群,有效提高土壤微生物和酶的活性^[21]。这种增强的活性有助于土壤中有机质和难溶磷酸盐的分解,进

而在增加土壤养分含量和促进植被生长发育方面发挥重要作用^[20]。

目前,氮肥已在退化草地的修复中得到了一定的应用,但生物炭和微生物菌剂的研究多集中在大田和温室试验,关于不同修复材料影响下退化草地土壤理化性质、微生物群落结构等因子定量变化规律的研究相对匮乏。不同于物种相对单一的农业生态系统,草地生态系统即使在退化状态下也具有更高的物种多样性。这种差异可能会使得退化高寒草地在不同修复材料干预下土壤理化性质和微生物的活动不同于农业系统。因此,本研究以退化高寒草地为对象,选用氮肥、生物炭和微生物菌剂3种修复材料,探究土壤理化性质及微生物群落结构对不同修复材料的响应机制,以为高寒草地修复材料的深入研究及推广应用提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于青海省贵南县东北部的高寒草地(36°35'N,101°42'E,海拔3220 m),如图1所示。试验地属典型的高原大陆性气候,全年冷季长暖季短,年平均气温2.3℃,霜期长,年平均无霜期只有63 d;太阳辐射强,蒸发量大,年均日照时数和蒸发量分别为2738 h和1378.5 mm;降水少且集中出现在夏季,年均降水量403.8 mm,其中5—9月降水量为350.3 mm,占全年降水量的87%。试验草地主要优势种包括垂穗披碱草(*Elymus nutans*)、高山嵩草(*Kobresia pygmaea*)、贫花鹅观草(*Roegneria pauciflora*)、紫羊茅(*Festuca rubra*)、苔草(*Carex* spp.)、黄帚橐吾(*Ligularia virgaurea*)、多年生早熟禾(*Poa perennis*)、洽草(*Koeleria cristata*)、无芒羊茅(*Festuca mutica*)等。试验地初始覆盖度为40%~60%,植物物种数为10~15种,根据国家标准《天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标》(GB19377-2003)^[22],判定其属于中重度退化的高寒草地。

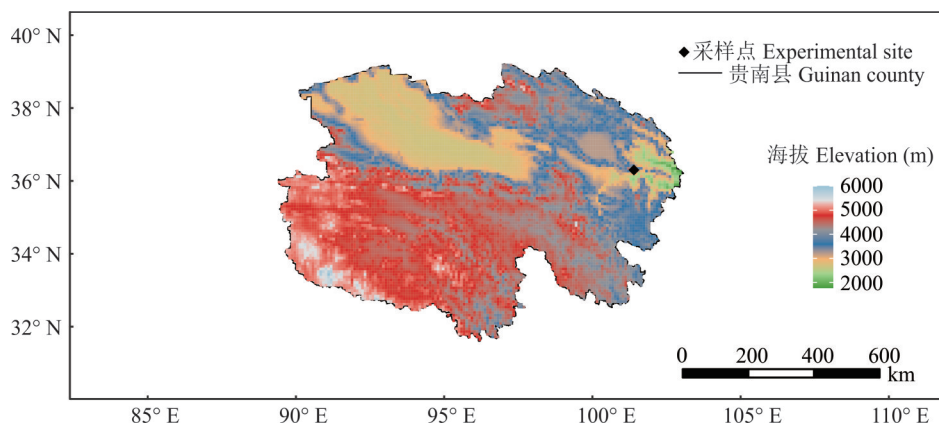


图1 研究区地图

Fig. 1 Map of the study area

基于自然资源部标准地图服务网站GS(2019)3266号标准地图制作,底图边界无修改。Based on the standard map of GS(2019)3266 of the standard map service network of the Ministry of Natural Resources, the boundary of the base map is not modified.

1.2 样地设置

试验采用完全随机区组设计,共设4个处理,3次重复,每个小区面积为4 m²(2 m×2 m)。以不做任何处理的试验小区为对照(CK),设置施用量分别为生物炭4 kg·m⁻²(C)、微生物菌剂250 mL·m⁻²(M)和氮肥22 g·m⁻²(N)3个处理组。其中,生物炭原料是利用农业废弃物玉米(*Zea mays*)秸秆在550℃热裂解制成;选用的微生物菌剂主要包括光合细菌、乳酸菌和酵母菌等细菌,含有效活菌数≥10×10⁸ cfu·mL⁻¹,并且施用前按菌水比1:4进行稀释;施用的氮肥为尿素,其施用量根据施瑶等^[23]的研究确定。施用修复材料时,为了减少对草地的破坏和加快修复材料向土壤中的运移,采用穴施和表施相结合的方法。穴施是在每个处理小区用直径为3.5 cm的土钻打出深为20 cm的钻孔,每个处理小区打孔16个(每孔间隔50 cm)。将微生物菌剂和氮肥总用量的1/2均匀地添加到每个小孔中,另1/2均匀地撒施在草地表面。生物炭则是先将所有小孔填满,剩余的均匀撒在草地表面。所有材料

撒施后,用适量原土薄薄地覆盖草地表面并轻踩防止修复材料被风吹失。整个试验样地在试验期间用围栏围封免于放牧干扰。小区的布置以及相关修复材料的添加均在2017年5月进行。

1.3 样品采集与测定

于2017—2019年连续3年,在每年的7月中旬(植物生长旺盛期)对试验地样品进行采集。首先在每个小区中随机选取3个0.25 m×0.25 m的样方,将齐地面刈割获得的样方内的植株放入牛皮纸袋,带回实验室后用烘箱在65℃下烘干至恒重并称量,统计样方中植物的地上生物量。然后,在每个处理小区内,随机选取3个点进行土壤取样。在每个取样点,用直径为3.5 cm的土钻按0~10 cm和10~20 cm分层取土。取出的同层土样,迅速混合均匀,分成3份:1份放入铝盒盖封好后采用烘干法^[24]测定土壤含水量,1份放入牛皮纸袋用于土壤其他理化指标的测定,1份装入自封袋放入0℃的储存箱迅速送回实验室,放进-20℃的冰箱保存,用于土壤磷脂脂肪酸(phospholipid fatty acids, PLFA)的测定。

1.3.1 土壤理化指标测定 采用电位法(土水比为1:2.5)、台式酸度计(SevenCompact S220, Mettler Toledo, 瑞士)测定土壤pH,使用电导率仪(SevenDirect SD30, Mettler Toledo, 瑞士)、土水比为1:5测定电导率,使用元素分析仪(Flash 2000, Thermo Fisher Scientific, 意大利)测定土壤有机碳和全氮含量,采用氯化钾浸提、流动分析仪(FIACompact, MLE, 德国)测定铵态氮和硝态氮含量,采用碳酸氢钠浸提、钼锑抗比色法测定有效磷含量^[24]。

1.3.2 土壤微生物测定 采用PLFA分析法测定土壤微生物的质量和群落结构^[25]。根据土壤含水量称取相当于8 g干土的鲜土置于50 mL离心管中,加入氯仿、甲醇和缓冲液的混合溶液23 mL(体积比为1:2:0.8),振荡2 h后,离心收集上层溶液,将提取物转移到硅胶固相萃取柱中,用氯仿(5 mL)、丙酮(10 mL)的顺序洗脱去除提取液中的中性脂质和糖脂。然后用5 mL甲醇洗脱收集磷脂并在氮吹仪(BYDCY-12A, 上海)中用氮气(纯度>99.00%)吹干。随后,用甲醇、甲苯混合溶液和氢氧化钾、甲醇混合溶液对磷脂进行甲基化。甲基化后的脂肪酸甲酯用正己烷提取并用氮气吹干。以19:0甲酯作为内标物,在气相色谱仪(Agilent 6890 Series, Agilent Technologies, 美国)上采用MIDI Sherlock微生物鉴定系统进行分析,测定PLFA各组分的含量。微生物总量、细菌生物量和真菌生物量的PLFA标志物表征和估算参照文献^[25—27]完成。对于革兰氏阳性菌、革兰氏阴性菌、放线菌、丛枝菌根真菌、外生菌根真菌、腐生真菌、厌氧细菌和甲烷氧化细菌的PLFA标志物表征详见文献^[28—29]。

1.4 统计分析

使用SPSS 26.0对数据进行多因素方差分析(multi-way ANOVA),探讨修复材料类型、施用年限、土层深度及其相互作用对土壤理化性质和微生物的影响。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和Tukey's post hoc检验,分析不同修复材料间植物地上生物量、土壤理化性质和微生物的差异。在R 4.0.2软件中,使用vegan包对土壤微生物群落结构进行主成分分析(principal component analysis, PCA),利用曼特尔检验(Mantel test)、普鲁克分析(Procrustes analysis)和冗余分析(redundancy analysis, RDA)解析不同微生物群落与土壤环境因子之间的关系,并使用rdacca.hp包^[30]进行方差分解分析(variation partitioning analysis, VPA),量化各环境因子对微生物群落结构变化的贡献。

2 结果与分析

2.1 不同修复材料作用下退化高寒草地地上生物量的变化

修复材料的添加对退化高寒草地地上生物量有显著的影响($P<0.001$),而施用年限、材料×年限均未对地上生物量产生显著影响(表1)。与CK相比,修复材料的施用显著促进了地上植被生物量的增加($P<0.05$),其中,C处理促进效果最为显著,地上生物量提高了65.81%~151.06%;M处理次之,地上生

表1 不同修复材料类型、施用年限及其相互作用对退化高寒草地地上生物量的影响

Table 1 Effects of restoration material type, application year, and their interactions on aboveground biomass of degraded alpine grassland

固定效应 Fixed effect	地上生物量 Aboveground biomass
材料 Material	38.31***
年限 Year	2.83
材料×年限 Material×year	1.02

*: $P<0.05$; **: $P<0.01$; ***: $P<0.001$; 表中数值为F值,下同
The values in the Table are the F-values, the same below.

物量提高了81.02%~149.11%;N处理促进效果最小,地上生物量提高了31.54%~85.00%(图2)。在各修复材料处理中,地上植被生物量随着施用年限的增加呈上升趋势,最大值均出现在试验的第3年,分别为:179.03(C处理),131.92(N处理),177.63 g·m⁻²(M处理)。

2.2 不同修复材料作用下退化高寒草地土壤理化性质的变化

修复材料类型、施用年限对退化高寒草地土壤理化指标具有显著影响($P<0.001$)。土层深度除对电导率影响未达显著水平外,对其余各项土壤理化指标也均具有显著影响(表2)。各因素相互作用中,只有材料×年限对土壤理化性质各项指标均有显著影响。

单因素方差分析结果显示,与CK相比,修复材料在一定程度上提升了pH(表3),尤其随着施用年限的增加,C和M处理作用下0~10 cm土壤pH显著高于CK($P<0.05$),而N处理对10~20 cm土壤pH有显著提升作用($P<0.05$)。M处理在施用的第1和第2年可显著降低0~20 cm土壤电导率($P<0.05$),但在施用的第3年与CK相比差异不显著;在N处理的第2和第3年,土壤电导率出现明显下降,并在第3年达到最小值。在0~20 cm土层中,修复材料处理显著增加了土壤含水量,特别是C处理在施用后的第2和第3年均显著高于CK($P<0.05$)。

表2 不同修复材料类型、施用年限、土层深度及其相互作用对退化高寒草地土壤理化性质的影响

Table 2 Effects of restoration material type, application year, soil layer, and their interactions on soil physicochemical properties of degraded alpine grassland

固定效应 Fixed effect	pH	电导率 Electric conductivity	含水量 Soil water content	有机碳 Total organic carbon	全氮 Total nitrogen	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	碳氮比 C/N	有效磷 Available phosphorus
材料Material (M)	24.61***	91.98***	38.00***	117.10***	17.61***	105.00***	41.02***	18.12***	37.54***
年限Year (Y)	75.19***	112.45***	43.04***	9.81***	27.82***	244.64***	50.64***	14.51***	12.80***
土层Soil layer (S)	9.49**	3.74	59.89***	247.13***	39.67***	334.25***	38.14***	7.44**	74.18***
材料×年限M×Y	5.50***	71.33***	12.81***	3.79**	3.37**	54.64***	15.33***	3.43**	3.05*
材料×土层M×S	1.32	0.77	3.45*	32.44***	0.80	22.43***	11.42***	6.20**	3.55*
年限×土层Y×S	0.62	1.17	3.04	15.89***	0.23	68.27***	18.73***	4.64*	1.66
材料×年限×土层M×Y×S	1.66	0.65	2.36*	2.00	0.67	5.68***	16.11***	0.57	2.21

不同修复材料作用下土壤养分含量差异显著(表4)。与CK相比,C和M处理显著增加了土壤有机碳含量($P<0.05$),其中C处理对提高有机碳含量作用最为明显;N处理对有机碳含量影响不大,仅在施用的第3年对10~20 cm土层有机碳含量有显著提升作用($P<0.05$),其余各处理与CK相比无显著差异。土壤全氮含量对施用不同修复材料的响应差异较大,C处理下土壤全氮含量最高,与CK相比差异显著($P<0.05$);M处理在施用的第1年对全氮含量有显著的促进作用($P<0.05$),而N处理则主要在第3年对土壤全氮产生积极作用($P<0.05$)。从施用的第2年开始,C和N处理下土壤铵态氮含量均显著高于CK($P<0.05$);而M处理则主要在施用的第1年对铵态氮含量有显著的促进作用($P<0.05$)。各修复材料对土壤硝态氮含量有不同程度的促进作用,对0~10 cm表层区域而言,修复材料在施用的第3年效果最佳,各处理硝态氮含量均显著高于CK($P<0.05$);而在10~20

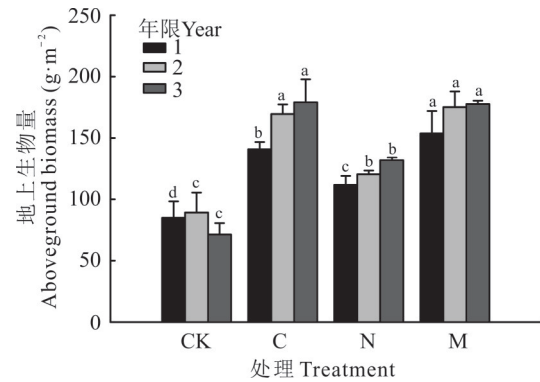


图2 不同修复材料对地上生物量的影响

Fig. 2 Effects of different restoration materials on aboveground biomass

不同小写字母表示同一年不同处理间差异显著($P<0.05$),下同。Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments in the same year ($P<0.05$), the same below.

表3 不同修复材料对土壤pH、电导率和含水量的影响

Table 3 Effects of different restoration materials on soil pH, electric conductivity, and soil water content

参数 Parameter	土层 Soil layer (cm)	年限 Year	处理 Treatment			
			CK	C	N	M
pH	0~10	1	7.12±0.05ab	7.36±0.12a	7.31±0.08a	6.99±0.08b
		2	7.55±0.03b	8.22±0.22a	8.00±0.49b	7.63±0.09b
		3	7.28±0.22b	7.78±0.05a	7.66±0.06ab	7.77±0.13a
	10~20	1	7.24±0.11a	7.31±0.08a	7.35±0.17a	7.28±0.12a
		2	7.48±0.09b	8.44±0.08a	8.25±0.23a	7.65±0.07b
		3	7.49±0.05b	7.81±0.11b	8.00±0.21a	7.78±0.01b
电导率 Electric conductivity ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	0~10	1	362.76±46.31b	502.00±20.85a	430.00±18.38ab	163.87±27.02c
		2	574.09±28.54a	302.58±31.56b	210.75±25.26c	186.53±16.66c
		3	209.80±21.20a	220.73±26.97a	129.79±41.39a	208.83±32.09a
	10~20	1	324.91±11.21b	419.00±16.06a	423.00±21.95a	161.80±28.45c
		2	605.27±99.51a	282.62±15.51b	107.65±7.77c	202.87±26.05c
		3	197.53±14.41a	198.33±23.10a	97.65±8.52b	171.83±25.92ab
含水量 Soil water content (%)	0~10	1	24.52±0.93a	24.35±0.83a	24.85±0.91a	26.97±1.90a
		2	18.82±0.38c	30.69±1.81a	30.87±2.67a	24.86±2.41b
		3	16.46±1.01b	27.01±2.66a	23.54±0.52a	24.18±0.77a
	10~20	1	21.14±0.71a	21.89±0.83a	22.68±1.91a	25.71±1.87a
		2	19.85±0.51b	27.31±0.75a	25.85±1.21a	21.43±1.65b
		3	16.08±0.81b	20.55±0.99a	19.01±1.74ab	16.86±0.94b

注：表中数值为平均值±标准误差，不同小写字母表示同一年不同处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: The values in the Table are means±standard error (SE), the lowercase letters indicate significant differences among different treatments in the same year ($P<0.05$). The same below.

cm 深层土区,各修复材料在施用的第2年,其硝态氮含量均显著高于CK($P<0.05$),第3年时与CK相比均无显著差异。修复材料对土壤碳氮比的影响相对较小,仅在0~10 cm 土层中,C处理显著增加了碳氮比($P<0.05$),而N处理在施用的后两年碳氮比显著降低($P<0.05$)。与CK相比,不同修复材料处理下土壤有效磷含量显著增加($P<0.05$),其中C处理下有效磷含量最高,M处理次之。

2.3 不同修复材料作用下退化高寒草地土壤微生物的变化

多因素方差分析结果(表5)表明,修复材料类型、土层深度对土壤微生物指标具有显著的影响。施用年限除对真菌生物量影响未达显著水平外,对其余各项土壤微生物指标也均具有显著的影响。各因素相互作用中,只有材料×年限对土壤微生物各项指标均产生显著的影响。而各因素及互作效应对微生物生物量均有显著影响。

与CK相比,修复材料的应用使得0~10 cm 土层的微生物总量整体呈增加的趋势(图3A)。其中,不同年份C处理的土壤微生物总量均显著高于CK($P<0.05$),N处理在施用的后两年对土壤微生物总量也有显著的促进作用($P<0.05$)。而在10~20 cm 深层土区,修复材料对土壤微生物总量的促进作用有限(图3B)。在施用的前两年,各修复材料对深层土壤微生物总量无显著影响,但随着处理年限的增加,C和M处理的土壤微生物总量显著高于CK($P<0.05$)。值得注意的是,在不同土壤区域微生物总量最大值均出现在第3年的M处理中,分别为14.79 (0~10 cm)和12.28 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10~20 cm)。与CK相比,施用修复材料显著增加了表层土壤(0~10 cm)的细菌含量($P<0.05$),且随着施用年限的增加细菌含量呈上升趋势(图3C)。在深层土壤(10~20 cm)中,M处理比C和N处理对土壤细菌的促进作用更强,在施用的3年间其细菌含量均显著高于CK($P<0.05$,图3D)。在添加

表4 不同修复材料对土壤养分含量的影响

Table 4 Effects of different restoration materials on soil nutrient content

参数 Parameter	土层 Soil layer (cm)	年限 Year	处理 Treatment			
			CK	C	N	M
有机碳 Total organic carbon ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0~10	1	33.14±1.63b	57.43±5.43a	37.73±0.33b	39.56±4.49b
		2	37.92±1.62c	63.54±2.55a	38.47±1.62c	40.44±1.05b
		3	34.26±1.04c	56.78±0.43a	37.14±1.25c	43.73±0.87b
	10~20	1	30.16±1.40b	36.60±0.87a	32.99±2.21ab	34.17±1.91ab
		2	30.45±0.68b	36.61±0.70a	35.09±3.32ab	32.95±0.55ab
		3	30.19±0.21c	43.35±4.12a	35.76±0.86b	37.49±1.10ab
全氮 Total nitrogen ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0~10	1	2.76±0.12b	3.67±0.12a	3.14±0.25ab	3.67±0.27a
		2	3.43±0.26b	4.84±0.17a	3.72±0.60b	3.64±0.02b
		3	3.17±0.24b	3.71±0.17a	3.85±0.46a	3.84±0.30a
	10~20	1	2.40±0.18b	2.89±0.15a	2.81±0.19a	2.78±0.19a
		2	3.03±0.20b	4.00±0.30a	3.58±0.31ab	3.51±0.71ab
		3	2.69±0.20b	3.17±0.12ab	3.28±0.11ab	3.33±0.27a
铵态氮 Ammonium nitrogen ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0~10	1	18.33±0.83b	11.74±0.09c	18.12±1.47b	23.13±2.22a
		2	35.05±3.67b	70.37±6.75a	78.83±7.78a	43.15±1.73b
		3	26.13±1.20c	48.35±2.37a	48.83±9.53a	28.39±2.31b
	10~20	1	16.71±1.50b	9.65±0.43c	11.38±1.45c	23.96±1.31a
		2	22.17±1.31b	34.56±2.70a	36.50±4.26a	16.42±2.04b
		3	14.64±2.11b	36.06±2.54a	34.24±1.44a	9.27±0.93b
硝态氮 Nitrate nitrogen ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0~10	1	7.57±1.56b	21.62±1.25a	18.50±1.59a	6.47±0.47b
		2	4.97±0.70b	5.77±1.08b	9.57±1.45a	7.51±0.33ab
		3	8.96±1.72c	31.70±5.22a	26.57±1.45a	18.25±4.49b
	10~20	1	7.18±1.08b	13.29±1.11a	4.72±0.46c	7.95±0.79b
		2	4.94±0.79c	8.01±1.31b	11.16±0.57a	9.09±0.56b
		3	11.09±2.99ab	13.79±1.11a	10.16±0.37ab	9.90±2.19b
碳氮比 Carbon nitrogen ratio	0~10	1	12.02±0.49b	15.63±1.35a	12.09±0.94ab	10.85±1.42b
		2	12.02±1.38b	13.13±0.58a	10.36±1.10c	11.11±0.31b
		3	10.85±0.57b	15.34±0.58a	9.29±1.01c	11.08±0.77b
	10~20	1	12.68±1.38a	12.73±0.89a	11.80±1.16a	12.33±0.68a
		2	10.08±0.47a	9.22±0.82a	9.81±0.81a	9.70±1.59a
		3	11.28±0.80ab	13.67±1.00a	10.03±0.68b	11.34±0.92ab
有效磷 Available phosphorus ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0~10	1	2.68±0.24b	4.10±0.41a	2.62±0.41b	2.91±0.36b
		2	3.02±0.24b	4.37±0.07a	3.10±0.21b	3.27±0.95b
		3	1.57±0.17b	3.31±0.10a	3.00±0.11a	3.16±0.10a
	10~20	1	1.79±0.13c	3.12±0.24a	2.24±0.19b	2.83±0.24a
		2	1.89±0.36b	2.72±0.12ab	2.04±0.05b	3.08±0.35a
		3	1.49±0.03b	2.37±0.23a	2.14±0.05a	2.24±0.19a

不同修复材料后,表层土壤(0~10 cm)中的真菌含量有不同程度的改变(图3E)。整体而言,修复材料的施用对土壤真菌含量具有明显的促进作用,尤其是M处理在各年份均显著提高了真菌含量($P<0.05$)。而对10~20 cm 深层土区,仅M处理在施用的第3年显著增加了真菌含量($P<0.05$),其他修复材料处理中的真菌含量与CK相比无显著变化(图3F)。

表 5 不同修复材料类型、施用年限、土层深度及其相互作用对退化高寒草地土壤微生物的影响

Table 5 Effects of restoration material type, application year, soil layers, and their interactions on soil microorganisms in degraded alpine grassland

固定效应 Fixed effect	生物量 Biomass			真菌/细菌 Fungi/bacteria	+/-
	微生物 Microbial	细菌 Bacterial	真菌 Fungal		
材料 Material	27.18***	67.39***	19.77***	9.19***	147.99***
年限 Year	32.00***	33.10***	2.50	7.31**	3.51*
土层 Soil layer	143.02***	297.89***	106.11***	10.82**	6.91*
材料×年限 M×Y	12.73***	6.72***	4.88***	3.07*	17.26***
材料×土层 M×S	6.73***	7.98***	0.84	0.21	9.72***
年限×土层 Y×S	4.28*	0.77	0.64	0.69	0.06
材料×年限×土层 M×Y×S	2.62*	3.15*	1.19	0.70	1.01

+/-: 革兰氏阳性菌/革兰氏阴性菌 Gram-positive bacteria/gram-negative bacteria; 下同 The same below.

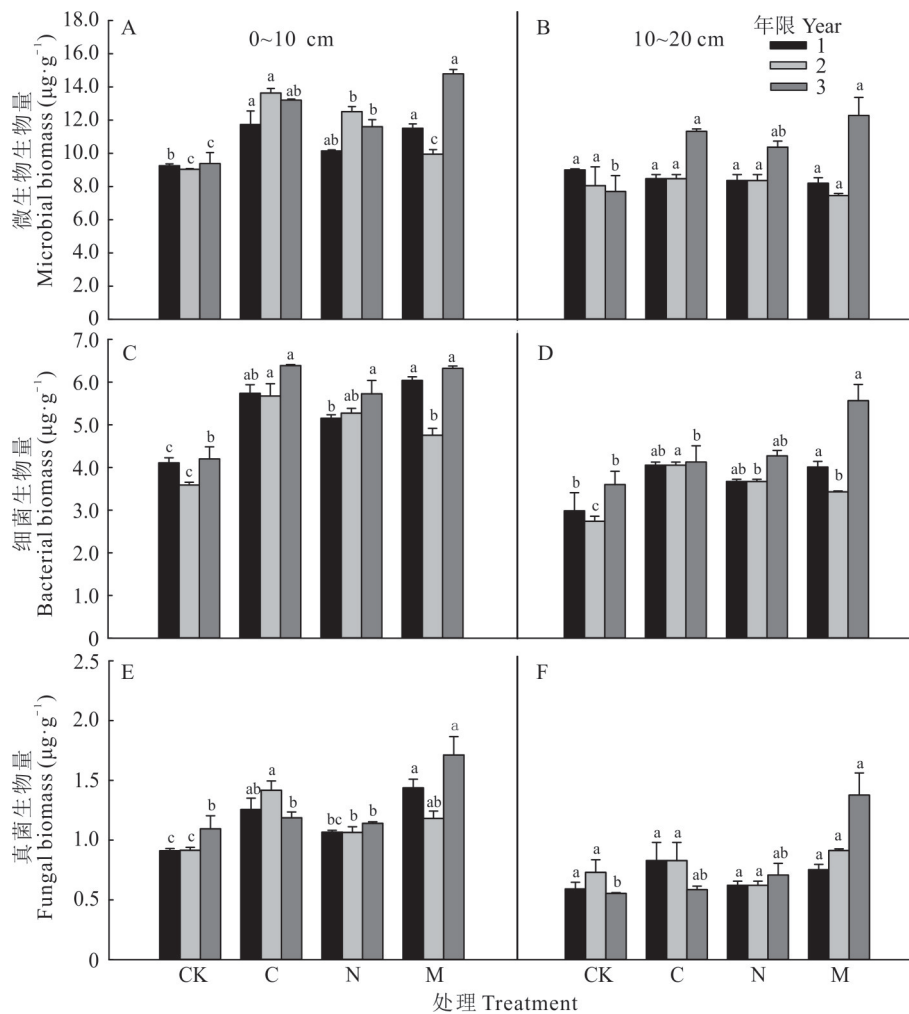


图 3 不同处理下 0~20 cm 土层微生物总量、细菌生物量和真菌生物量的变化

Fig. 3 Variations of microbial biomass, bacterial biomass and fungal biomass at different treatments of 0~20 cm soil layers

不同修复材料对土壤微生物群落结构的影响差别较大。在表层土壤(0~10 cm)中,C 和 M 处理显著提高了真菌/细菌(表 6),但在 C 处理作用下革兰氏阳性菌/革兰氏阴性菌却显著降低($P < 0.05$)。基于 Bray-Curtis 距离的微生物群落结构主成分分析表明,对于 0~10 cm 土层,主成分轴 PC1 和 PC2 共解释 82.78% 群落多样性差异

(图4A);对于10~20 cm土层,两轴则共解释86.35%的微生物变化(图4B)。随着处理时间的增加,微生物群落多样性的分散程度加剧,且在表层土壤中表现得更为明显。在0~10 cm土层,修复材料作用下外生菌根真菌、甲烷氧化细菌和腐生真菌的相对含量高于CK,而在CK处理中革兰氏阴性菌、放线菌和革兰氏阳性菌的相对含量较高。

表6 不同修复材料对土壤微生物特性的影响

Table 6 Effects of different restoration materials on soil microbial characteristics

参数 Parameter	土层 Soil layer (cm)	年限 Year	处理 Treatment			
			CK	C	N	M
真菌/细菌 Fungi/bacteria	0~10	1	0.18±0.02b	0.22±0.01a	0.21±0.01a	0.24±0.01a
		2	0.20±0.01b	0.25±0.01a	0.20±0.01b	0.25±0.03a
		3	0.17±0.01b	0.21±0.01a	0.19±0.01b	0.27±0.04a
	10~20	1	0.20±0.01a	0.21±0.06a	0.17±0.01a	0.19±0.02a
		2	0.22±0.04a	0.21±0.03ab	0.17±0.04b	0.27±0.01a
		3	0.16±0.02b	0.16±0.01b	0.16±0.03b	0.24±0.07a
+/-	0~10	1	1.44±0.06a	1.37±0.02b	1.36±0.05b	1.51±0.05a
		2	1.55±0.03a	1.41±0.08b	1.40±0.10b	1.47±0.04a
		3	1.29±0.04a	1.13±0.01b	1.28±0.02a	1.34±0.02a
	10~20	1	1.12±0.22b	1.24±0.05a	1.17±0.01b	1.24±0.19a
		2	1.22±0.04a	1.23±0.05a	1.20±0.01a	1.14±0.04b
		3	1.11±0.07a	1.12±0.04a	1.15±0.03a	1.12±0.14a

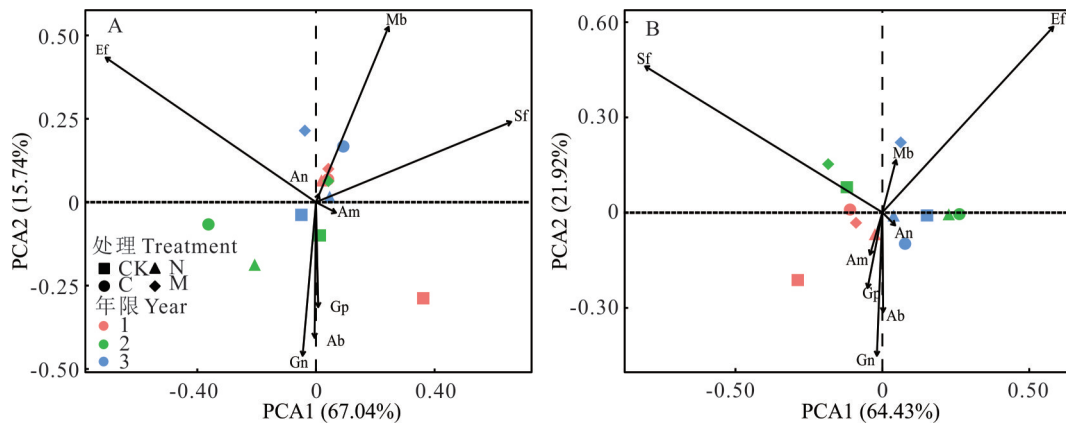


图4 不同处理下0~20 cm土层土壤微生物群落主成分分析

Fig. 4 Principal component analysis of microbial communities at 0–20 cm soil layers

A: 0~10 cm 土层 0–10 cm soil layer; B: 10~20 cm 土层 10–20 cm soil layer; Gn: 革兰氏阴性菌 Gram-negative bacteria; Ab: 放线菌 Actinobacteria; Gp: 革兰氏阳性菌 Gram-positive bacteria; Sf: 腐生真菌 Saprotrophic fungi; Ef: 外生菌根真菌 Ectomycorrhizal fungi; Mb: 甲烷氧化细菌 Methanotrophic bacteria; An: 厌氧细菌 Anaerobic bacteria; Am: 丛枝菌根真菌 Arbuscular mycorrhizal fungi; 下同 The same below.

2.4 土壤微生物群落结构与环境因子的相关性分析

Mantel分析结果表明,与其他处理相比,C处理作用下不仅大多数土壤环境因子呈显著的正相关关系,还促进了真菌、放线菌和革兰氏阳性菌与大多数环境因子的显著互作关系,特别是真菌(图5)。相反,M处理则导致土壤环境因子的相关性变弱。通过Procrustes分析发现,M处理降低了土壤环境因子和微生物群落的相关性($M^2=0.91$),而C处理则促进了土壤环境因子与微生物群落结构的协同性($M^2=0.38$)(图6)。RDA结果表明,

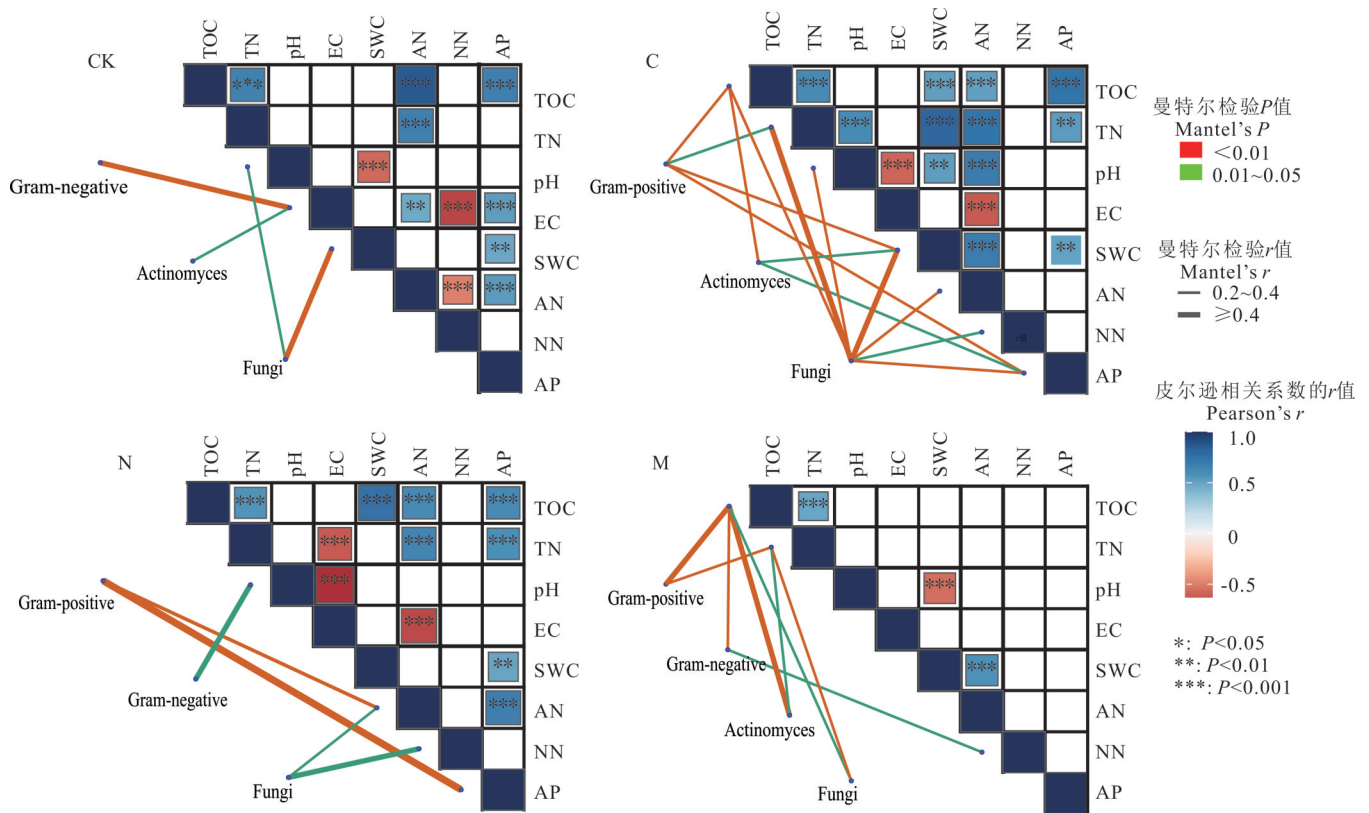


图 5 不同处理下土壤环境因子与微生物群落的曼特尔分析

Fig. 5 Mantel analysis of soil environmental variables and microbial communities in different treatments

TOC: 有机碳 Total organic carbon; TN: 全氮 Total nitrogen; EC: 电导率 Electric conductivity; SWC: 土壤含水量 Soil water content; AN: 铵态氮 Ammonium nitrogen; NN: 硝态氮 Nitrate nitrogen; AP: 有效磷 Available phosphorus; Gram-positive: 革兰氏阳性菌 Gram-positive bacteria; Gram-negative: 革兰氏阴性菌 Gram-negative bacteria; Actinomycetes: 放线菌; Fungi: 真菌; 下同 The same below.

土壤环境因子对土壤微生物群落解释量在 0~10 cm 土层达到 52.29% (图 7A)、10~20 cm 土层达到 50.04% (图 7B)。0~10 cm 土层中,土壤铵态氮、pH 值和全氮是与第一轴关系较密切的因素,土壤硝态氮是与第二轴关系最密切的因素,而在 10~20 cm 土层中,土壤有机碳、电导率和有效磷与第一轴关系较为密切,土壤含水量则与第二轴关系最密切。随着处理时间的延长,C 处理中微生物对环境因子的敏感度增加。方差分解结果表明,全氮、土壤 pH、有机碳和硝态氮分别解释了 0~10 cm 土层 23.56%、20.77%、15.43% 和 14.94% 的微生物群落结构的变化 (图 7C),而土壤 pH、有效磷、全氮和土壤含水量则分别解释了 10~20 cm 土层 30.11%、16.25%、12.53% 和 11.26% 的微生物群落结构的变化 (图 7D)。由此可见,全氮、土壤 pH、有机碳和硝态氮是影响表层土壤 (0~10 cm) 微生物群落结构的主要因素,而土壤 pH、有效磷、全氮和土壤含水量则对深层土壤 (10~20 cm) 的微生物群落结构影响较大。

3 讨论

3.1 退化高寒草地地上生物量对修复材料施用的响应

草地地上生物量是衡量草地生态系统稳定性的重要指标,不仅决定草地生产力,也反映草地的退化程度^[31]。本研究结果表明,添加不同修复材料对地上植被生物量有着不同程度的促进作用 (图 2)。谢开云等^[32]研究发现,氮肥是限制牧草生产的重要因素之一,氮肥的施用能够有效提高牧草的产量。本研究中施用氮肥可以提高退化草地生物量,这与田福平等^[33]的研究结果一致。但是,与氮肥相比,生物炭及微生物菌剂的施用对地上植被生物量的提升效果更为明显 (图 2)。这可能是由于生物炭和微生物菌剂更有效地促进了土壤有机质的合成,提高了土壤中可利用的速效养分含量 (表 4),这些积极的影响都有利于植物生长,从而导致草地地上生物量的显著增

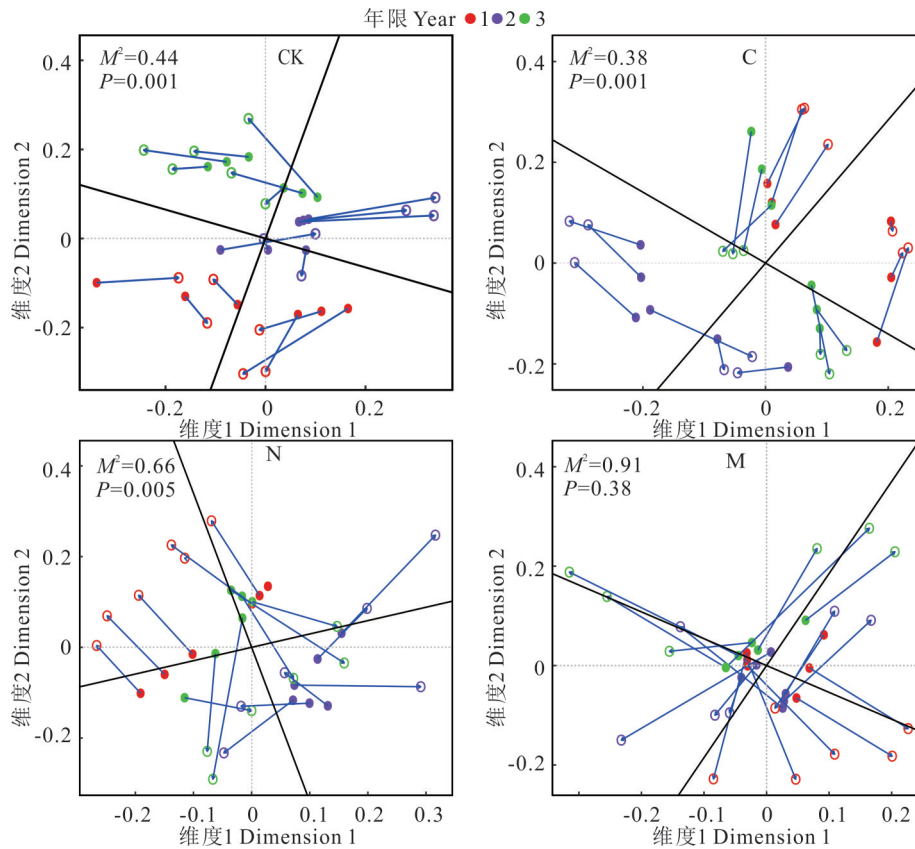


图6 不同处理下土壤环境因子与微生物群落的普鲁克分析

Fig. 6 Procrustes analysis of soil environmental variables and microbial communities in different treatments

M^2 : 偏差平方和 The sum of the squared deviations.

加。微生物菌剂的添加一方面能够通过提高微生物的活性来促进土壤中难溶性营养物质加速溶解供植物吸收利用^[34]。另一方面施用微生物菌剂还可以改善土壤结构,促进植株根系生长,从而提高植株的生长能力^[35]。而施用生物炭也能够促进土壤中难溶性营养元素的活化,增加土壤中有效养分的含量^[36]。此外,有研究表明生物炭的施用有利于植物光合色素的合成,增强其物质转化和养分吸收能力,促进其根、茎、叶的生长及生物量的积累^[37]。本研究发现,增施生物炭和微生物菌剂还有效改善了退化草地土壤微生物的群落结构(图4和表6),有益微生物的增加更有利于植被的生长。

3.2 退化高寒草地土壤理化性质对修复材料施用的响应

在生物炭制备过程中,由于其本身含有的矿物元素所形成的碳酸盐,使得生物炭一般呈碱性^[38]。但在本研究中,随着生物炭在土壤中停留时间的增加,土壤pH呈先升高后下降的趋势(表3),这表明生物炭的施用并不会引起土壤pH的持续增加。本研究表明,微生物菌剂对土壤pH也具有一定的提升作用,其原因可能是微生物菌剂添加到土壤后引起的脱羧作用和有机碳矿化过程,所释放的 OH^- 以及消化 H^+ 的质子作用能够有效提升土壤pH^[39]。退化草地土壤含水量在各修复材料的作用下也得到了显著提高,原因可能是生物炭对土壤物理结构的改变会增强土壤的保水能力,而在微生物菌剂和氮肥的作用下,植被根系生物量积累得到促进,提高了植被对水分的固持能力,从而有效增加了土壤含水量,该结论与前人的研究结果一致^[40-41]。

土壤碳、氮、磷含量是衡量土壤肥力的重要指标,对促进植物生长发育和微生物代谢活动有着重要作用。本试验结果表明,3种修复材料都可以增加退化草地土壤有机碳和全氮含量,其中生物炭对土壤碳氮的提升效果最为明显,其次为微生物菌剂(表4)。生物炭在制备过程中其本身就含有大量的惰性有机碳和小部分易变有机碳以及丰富的氮素^[42-43]。因此,添加生物炭后其本身所携带的有机碳和氮素就会直接补充到土壤中,进而提高土壤碳氮含量。此外,生物炭还具有较高的阳离子交换能力和较大的比表面积等特性^[44],这使得生物炭对土壤有机分

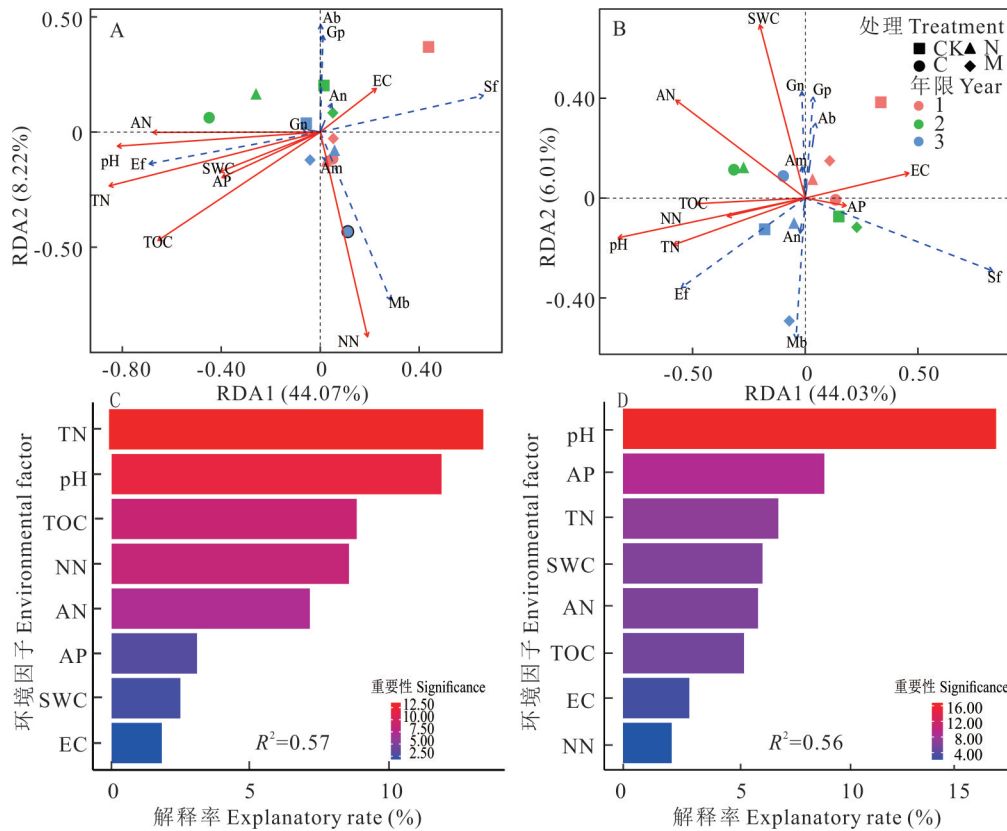


图 7 不同处理下土壤环境因子与微生物群落的冗余分析和方差分解分析

Fig. 7 Redundancy analysis and variation partitioning analysis of soil environmental variables and microbial communities in different treatments

A, C: 0~10 cm 土层 0–10 cm soil layer; B, D: 10~20 cm 土层 10–20 cm soil layer; A、B 中红色实线为环境因子, 蓝色虚线为指示微生物 The red solid line in A and B represents environmental variables, and the blue dashed line represents indicator microorganism.

子具有很强的吸附能力。通过对吸附在生物炭表面的有机小分子进行催化, 促进其聚合形成有机质, 进而有效增加土壤中的碳氮含量^[45]。微生物菌剂中的有益微生物不仅可以产生营养物质提升土壤肥力, 还可以改善土壤透气性和团粒结构, 增强土壤的物理性质并减少土壤颗粒的损失, 进而增加土壤碳氮含量^[46]。研究发现, 微生物菌剂施加到土壤后, 其中的有益微生物可以产生糖类物质, 这些糖类物质可以以矿物为胚体, 与植物黏液等结合在一起, 促进土壤团聚体的形成^[47]。此外, 微生物菌剂进入土壤后可以增加土壤酶的活性, 加速土壤中难溶物质的分解, 促进土壤中养分的积累^[48]。本研究发现氮肥的施用仅对试验第 3 年的土壤有机碳和全氮含量有显著影响, 说明氮肥对退化高寒草地土壤碳氮的影响有限。土壤碳氮比是衡量土壤有机质组成和质量的重要指标^[49], 其比值的变化可以影响土壤有机质矿化速率和微生物的活性^[50]。本研究发现, 相比于其他修复材料, 生物炭的施用显著增加了表层土壤的碳氮比(表 4), 但其土壤中的氮素并未亏缺, 反而使土壤有机碳得到了更为有效的补充, 从而促进了土壤微生物群落结构的改善(图 4 和表 6)。此外, 生物炭和微生物菌剂的施用更有助于土壤有效磷的积累(表 4), 这可能是因为生物炭对磷有较强的吸附作用进而导致土壤有效磷含量的增加^[51–52], 而微生物菌剂则是通过解磷作用促进土壤中难溶性或不溶性磷的溶解, 提高土壤中有效磷的含量^[53]。氮肥作为速效养分, 极易在短时间内被对氮素需求强烈的禾草植物吸收利用, 从而使其生物量增加^[54], 但是由于退化高寒草地土壤结构的破坏增加了氮肥淋失的风险^[55]。本研究的结果与其一致, 施用氮肥对土壤碳、氮、磷含量的提升效果有限, 对退化高寒草地土壤养分的改善作用较小。

在本研究中, 施用生物炭或微生物菌剂不仅增加了土壤有效氮(铵态氮和硝态氮)含量, 还改变了有效氮的组分, 使其呈截然不同的变化趋势(表 4)。Tan 等^[56]通过对生物炭可提取氮素分析发现, 生物炭本身有效氮素多以硝态氮形式存在, 所以当生物炭进入土壤后硝态氮可以在一定程度上得到快速补充。有研究表明, 较高的土壤含

水量会造成土壤缺氧现象,加之较高的土壤pH,这些都会抑制硝化作用,进而增加铵态氮的积累^[57]。因此,在试验的第2年,在较高的土壤pH和含水量双重作用下抑制了土壤硝化作用,导致铵态氮含量的增加,而在第3年,随着土壤pH和含水量的下降,硝化作用得到促进使得铵态氮含量下降。

3.3 退化高寒草地土壤微生物对修复材料施用的响应

微生物群落结构是影响土壤生产力及功能稳定性的关键因素^[58]。本研究中,各种修复材料对退化草地土壤微生物总量、细菌和真菌含量产生不同程度的促进效应(图3),其中生物炭和微生物菌剂的作用更为突出。随着处理时间的延长,修复材料对土壤微生物含量的影响也愈发显著。生物炭输入土壤后可以有效改善土壤容重、pH和含水量等理化性状,加之自身的多孔结构为微生物提供了适宜的生长和繁殖场所^[59]。此外,生物炭所吸附的营养物质还为微生物的生长代谢提供了丰富的营养基质^[60]。微生物菌剂进入土壤后不仅可以大量繁殖形成优势菌^[53],还可以通过所形成的优势菌促进土壤有机质的分解,为其他微生物的生长代谢提供营养^[61]。氮肥的施用会快速增加土壤中的氮素含量,进而促进微生物的生长活动^[62]。

本试验结果显示,相较于细菌,增施生物炭和微生物菌剂更有利于促进真菌的增加(表6)。研究认为,土壤真菌含量高,说明土壤稳定性较好,有利于土壤微生态平衡,从而缓解土壤退化带来的负面影响^[63-64]。此外,在生物炭和微生物菌剂的作用下还促进了退化高寒草地土壤中外生菌根真菌和腐生真菌的生长(图4)。外生菌根真菌主要生长在植物幼根表面,其菌丝对土壤颗粒的黏结作用可以改善植被根系对矿质元素的吸收情况,提高植物抗病性以及对恶劣环境的耐受性^[28]。腐生真菌的增加可以加快土壤中凋落物和死根的分解,促进生态系统正常的物质循环和养分平衡,并加速植物根系对营养物质的吸收^[65]。而放线菌则被认为在营养贫乏的土壤中代谢丰富^[66]。这表明生物炭和微生物菌剂有效改善了青藏高原退化草地土壤微生物的群落结构,有利于加速退化高寒草地的修复。在Procrustes分析中, M^2 的值越小说明土壤环境与微生物群落结构的变化协同性越好^[67]。在本试验中,生物炭处理的 M^2 最小(图6)。氮肥作为最直接的养分物质,当被输入土壤后可以直接为微生物生长提供养分^[62]。因此,对环境变化相对敏感的微生物会因氮肥的施用而得到快速繁殖^[68]。与氮肥类似,微生物菌剂可以促进土壤中优势菌的快速形成^[53],对微生物群落结构的改变更为迅速,这导致在微生物菌剂和氮肥作用下退化草地土壤理化性质与微生物群落结构发生不同步变化。与氮肥和微生物菌剂不同,生物炭独特的结构不仅可以吸附营养物质供微生物生长,同时也为微生物的生存繁衍提供了良好的栖息地^[69-70]。因此,在生物炭的作用下,土壤理化性质与微生物群落结构的变化表现出较强的协同性,这也使得生物炭对退化高寒草地生态系统具有更大的改善潜力。本研究重点探讨了单一修复材料的修复效果,未来将尝试多种修复材料的混合施用,以进一步提高材料的修复性能,为退化高寒草地修复提供更有价值的参考。

4 结论

施用修复材料对退化高寒草地土壤理化性质和微生物群落结构具有明显的改善作用,不仅增加了退化草地植被生物量,提高了退化草地土壤含水量和养分含量,还显著增加了土壤微生物总量、真菌和细菌含量,有效改善了微生物群落结构。相比微生物菌剂和氮肥,生物炭在改善退化高寒草地土壤理化性质和微生物群落结构方面的作用更为突出。此外,生物炭还显著促进了微生物与大多数土壤环境因子的互作关系,增强了土壤环境与微生物群落结构变化的协同性。综上,生物炭在退化高寒草地土壤修复中具有更大的应用潜力,对维持青藏高原退化草地土壤生态系统稳定具有更为积极的作用。

参考文献 References:

- [1] Zhao Y H, Wei X H, Miao Y J, *et al.* Plant community and reproductive allocation of alpine meadow with different degradation degrees in northern Tibet. *Acta Agrestia Sinica*, 2012, 20(2): 221-228.
赵玉红, 魏学红, 苗彦军, 等. 藏北高寒草甸不同退化阶段植物群落特征及其繁殖分配研究. *草地学报*, 2012, 20(2): 221-228.
- [2] Zhao G H, Dan Z T Q, Wei X H. A review grassland desertification characteristics of Qinghai-Tibet Plateau. *Grassland and*

- Turf, 2012, 32(5): 83–89.
- 赵改红, 旦增塔庆, 魏学红. 青藏高原高寒草地沙化特征的研究进展. 草原与草坪, 2012, 32(5): 83–89.
- [3] Li Y K, Han F, Ran F, *et al.* Effect of typical alpine meadow degradation on soil enzyme and soil nutrient in source region of Three Rivers. *Chinese Journal of Grassland*, 2008, 4(1): 51–58.
- 李以康, 韩发, 冉飞, 等. 三江源区高寒草甸退化对土壤养分和土壤酶活性影响的研究. 中国草地学报, 2008, 4(1): 51–58.
- [4] Wang L, Yu H Y, Zhang Q, *et al.* Responses of aboveground biomass of alpine grasslands to climate changes on the Qinghai–Tibet Plateau. *Journal of Geographical Sciences*, 2018, 28(12): 1953–1964.
- [5] Yu H, Liu Q, Deng Y, *et al.* Effects of reseeding and fertilization on bacterial communities in rhizosphere soil of alpine degraded grassland. *Environmental Science*, 2024, 45(12): 7350–7357.
- 于皓, 刘琦, 邓晔, 等. 补播和施肥对高寒退化草地根际细菌群落的影响. 环境科学, 2024, 45(12): 7350–7357.
- [6] Li J L, Wang Y, Li X L, *et al.* Spatial distribution characteristics of alpine degraded grassland in source region of Yellow River. *Acta Agriculturae Boreali-Occidentalis Sinica*, 2024, 33(1): 108–120.
- 李积兰, 王苑, 李希来, 等. 黄河源区高寒退化草地空间分布特征. 西北农业学报, 2024, 33(1): 108–120.
- [7] Sun B Y, Ren F P, Shao Y W, *et al.* Effects of alpine grassland degradation on soil detachment in typical regions of the headwaters of Changjiang River. *Journal of Changjiang River Scientific Research Institute*, 2023, 40(4): 170–176.
- 孙宝洋, 任斐鹏, 邵逸文, 等. 长江源典型地区高寒草地退化对土壤分离的影响. 长江科学院院报, 2023, 40(4): 170–176.
- [8] Witzgall K, Vidal A, Schubert D I, *et al.* Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 4115.
- [9] Wang L Y, Du Y G, Xu Q M, *et al.* Effects of grazing on soil organic carbon contents in alpine meadow on Tibetan Plateau. *Grassland and Turf*, 2023, 43(3): 21–27.
- 王灵艳, 杜岩功, 许庆民, 等. 放牧对青藏高原高寒草地土壤有机碳含量的影响. 草原与草坪, 2023, 43(3): 21–27.
- [10] Dong S K, Shang Z H, Gao J X, *et al.* Enhancing sustainability of grassland ecosystems through ecological restoration and grazing management in an era of climate change on Qinghai–Tibetan Plateau. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2020, 287(1): 106684.
- [11] Wang Z Q, Zhang J X, Yang X L, *et al.* Characteristics of soil microbial diversity in different patches of alpine meadow. *Acta Agrestia Sinica*, 2021, 29(9): 1916–1926.
- 王占青, 张杰雪, 杨雪莲, 等. 高寒草甸不同斑块草地土壤微生物多样性特征研究. 草地学报, 2021, 29(9): 1916–1926.
- [12] Li H Y, Yao T, Zhang J G, *et al.* Spatial-temporal variation of soil microorganism quantity in different perturbed alpine meadows. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 32(4): 177–183.
- 李海云, 姚拓, 张建贵, 等. 不同扰动高寒草地土壤微生物数量时空变化特征. 水土保持学报, 2018, 32(4): 177–183.
- [13] Yang J, Wu X, Ruan H, *et al.* How does grassland degradation affect soil enzyme activity and microbial nutrient limitation in saline-alkaline meadow? *Land Degradation & Development*, 2023, 34(18): 5863–5875.
- [14] Wang M, Liu M X, Wang Q Y, *et al.* Soil-microbe characterization and interaction in alpine degraded grassland in Maqu county. *China Environmental Science*, 2023, 43(12): 6482–6489.
- 王敏, 刘旻霞, 王千月, 等. 甘南玛曲高寒退化草地土壤-微生物特征及相互作用. 中国环境科学, 2023, 43(12): 6482–6489.
- [15] Li S X, Yao T, Wang L D, *et al.* Changes of soil microbial biomass during the restoration of the degraded alpine grassland in eastern Qilian Mountains. *Acta Agrestia Sinica*, 2023, 31(12): 3668–3675.
- 李双雄, 姚拓, 王理德, 等. 祁连山东段退化高寒草地修复过程中土壤微生物生物量变化. 草地学报, 2023, 31(12): 3668–3675.
- [16] Wang J, Huang C Z. Research process of soil amelioration with the application of biochars. *Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2020, 31(3): 246–253.
- 王娟, 黄成真. 生物炭对土壤改良效果的研究进展. 水资源与水工程学报, 2020, 31(3): 246–253.
- [17] Zhang N H, Ye X, Liu G X, *et al.* Effects of biochar application on soil organic carbon content in farmland: a Meta-analysis. *Chinese Journal of Soil Science*, 2024, 55(2): 532–542.
- 张楠海, 叶旭, 刘高祥, 等. 施用生物炭对中国农田土壤有机碳含量的影响—基于Meta分析. 土壤通报, 2024, 55(2): 532–542.
- [18] Sheng Y Q, Zhu L Z. Biochar alters microbial community and carbon sequestration potential across different soil pH. *Science of*

- the Total Environment, 2018, 622/623(9): 1391–1399.
- [19] Van Zwieten L, Kimber S, Morris S, *et al.* Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 2010, 327(1/2): 235–246.
- [20] Abd El-Mageed T A, Rady M M, Taha R S, *et al.* Effects of integrated use of residual sulfur-enhanced biochar with effective microorganisms on soil properties, plant growth and short-term productivity of *Capsicum annuum* under salt stress. *Scientia Horticulturae*, 2020, 261(3): 108930.
- [21] Liang J P, Xue Z Q, Yang Z Y, *et al.* Effects of microbial organic fertilizers on *Astragalus membranaceus* growth and rhizosphere microbial community. *Annals of Microbiology*, 2021, 71(1): 11.
- [22] Su D X, Zhang Z H, Chen Z Z, *et al.* Parameters for degradation, sandification and salification of rangelands, GB19377-2003. Beijing: General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, 2004.
苏大学, 张自和, 陈佐忠, 等. 天然草地退化、沙化、盐渍化的分级指标, GB19377-2003. 北京: 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 2004.
- [23] Shi Y, Wang Z Q, Zhang X Y, *et al.* Effects of nitrogen and phosphorus addition on soil microbial community composition in temperate typical grassland in Inner Mongolia. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 4943–4949.
施瑶, 王忠强, 张心昱, 等. 氮磷添加对内蒙古温带典型草原土壤微生物群落结构的影响. *生态学报*, 2014, 34(17): 4943–4949.
- [24] Lu R K. *Methods of soil agrochemical analysis*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
鲁如坤. *土壤农化分析方法*. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [25] Djukic I, Zehetner F, Mentler A, *et al.* Microbial community composition and activity in different alpine vegetation zones. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42(2): 155–161.
- [26] Frostegård A, Tunlid A, Bååth E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology*, 1993, 59(11): 3605–3622.
- [27] Zelles L. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: A review. *Biology Fertility of Soils*, 1999, 29(1): 111–129.
- [28] Li J S, Shao X Q, Huang D, *et al.* The addition of organic carbon and nitrogen accelerates the restoration of soil system of degraded alpine grassland in Qinghai–Tibet Plateau. *Ecological Engineering*, 2020, 158(5/6): 106084.
- [29] Smith A P, Marin-Spiotta E, Balser T, *et al.* Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: a multiyear study. *Global Change Biology*, 2015, 21(9): 3532–3547.
- [30] Lai J S, Zou Y, Zhang J L, *et al.* Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analyses using the rdacca.hp R package. *Methods in Ecology and Evolution*, 2022, 13(4): 782–788.
- [31] Duan C W, Li X L, Ma P P, *et al.* Effect of artificial restoration measure on soil nutrients and enzyme activities of degraded alpine meadow. *Acta Agriculturae Boreali-Occidentalis Sinica*, 2022, 31(4): 431–440.
段成伟, 李希来, 马盼盼, 等. 人工修复措施对退化高寒草甸土壤养分及酶活性的影响. *西北农业学报*, 2022, 31(4): 431–440.
- [32] Xie K Y, Li X L, He F, *et al.* Response of alfalfa and smooth brome to nitrogen fertilizer in monoculture and mixed grasslands. *Acta Prataculturae Sinica*, 2014, 23(6): 148–156.
谢开云, 李向林, 何峰, 等. 单播与混播下紫花苜蓿与无芒雀麦生物量对氮肥的响应. *草业学报*, 2014, 23(6): 148–156.
- [33] Tian F P, Chen Z X, Shi L. Effects of fertilization on aboveground biomass in Maqu alpine desertification meadow. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2012, 28(2): 35–38.
田福平, 陈子莹, 石磊. 施肥对玛曲高寒沙化草地地上生物量的影响. *中国农学通报*, 2012, 28(2): 35–38.
- [34] Song X C, Liu M Q, Wu D, *et al.* Interaction matters: Synergy between vermicompost and PGPR agents improves soil quality, crop quality and crop yield in the field. *Applied Soil Ecology*, 2015, 89(5): 25–34.
- [35] Li Q P, Bai J H, Yao T, *et al.* Effects of the combined application of microbial inoculant and nitrogen fertilizer reduction on the growth, and soil physicochemical properties of alfalfa in Hexi area. *Acta Agrestia Sinica*, 2024, 32(1): 314–321.
李青璞, 白建海, 姚拓, 等. 微生物菌剂与氮肥配施对紫花苜蓿生长及土壤性质的影响. *草地学报*, 2024, 32(1): 314–321.
- [36] Chen H M, Ma J Y, Wei J X, *et al.* Biochar increases plant growth and alters microbial communities via regulating the moisture

- and temperature of green roof substrates. *Science of the Total Environment*, 2018, 635(19): 333–342.
- [37] Ma L, Guo X L, Qi H Z, *et al.* Effects of biochar addition on photosynthetic characteristics and photoresponse of continuous-cropping strawberry. *Journal of Northwest Forestry University*, 2020, 35(2): 72–78.
马丽, 郭学良, 齐红志, 等. 生物炭对连作草莓光合特性及光响应的影响. *西北林学院学报*, 2020, 35(2): 72–78.
- [38] He X J, Xie H, Gao D M, *et al.* Biochar and intercropping with potato-onion enhanced the growth and yield advantages of tomato by regulating the soil properties, nutrient uptake, and soil microbial community. *Frontiers in Microbiology*, 2021, 12(1): 695447.
- [39] Laurent C, Bravin M N, Crouzet O, *et al.* Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. *Science of the Total Environment*, 2020, 709(12): 135927.
- [40] Paymaneh Z, Gryndler M, Konvalinková T, *et al.* Soil matrix determines the outcome of interaction between mycorrhizal symbiosis and biochar for growth and nutrition. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9(1): 2862.
- [41] Assainar S K, Abbott L K, Mickan B S, *et al.* Response of wheat to a multiple species microbial inoculant compared to fertilizer application. *Frontiers in Plant Science*, 2018, 9(1): 1601.
- [42] Wang X B, Zhou W, Liang G Q, *et al.* Characteristics of maize biochar with different pyrolysis temperatures and its effects on organic carbon, nitrogen and enzymatic activities after addition to fluvo-aquic soil. *Science of the Total Environment*, 2015, 538(27): 137–144.
- [43] Pan S Y, Dong C D, Su J F, *et al.* The role of biochar in regulating the carbon, phosphorus, and nitrogen cycles exemplified by soil systems. *Sustainability*, 2021, 13(10): 5612.
- [44] Li J S, Zhao Y Q, Shao X Q, *et al.* The mixed addition of biochar and nitrogen improves soil properties and microbial structure of moderate-severe degraded alpine grassland in Qinghai–Tibet Plateau. *Frontiers in Plant Science*, 2021, 12(1): 765041.
- [45] Jien S H, Kuo Y L, Liao C S, *et al.* Effects of field scale *in situ* biochar incorporation on soil environment in a tropical highly weathered soil. *Environmental Pollution*, 2021, 272(6): 116009.
- [46] Yang W L, Gong T, Wang J W, *et al.* Effects of compound microbial fertilizer on soil characteristics and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 20(4): 2740–2748.
- [47] Xiang J L, Jin J, Liu Q, *et al.* Alkalinity gradients in grasslands alter soil bacterial community composition and function. *Soil Science Society of America Journal*, 2021, 85(2): 286–298.
- [48] Ren H, Qin X H, Huang B L, *et al.* Responses of soil enzyme activities and plant growth in a *Eucalyptus* seedling plantation amended with bacterial fertilizers. *Archives of Microbiology*, 2020, 202(6): 1381–1396.
- [49] Fang Z, Li D D, Jiao F, *et al.* The latitudinal patterns of leaf and soil C:N:P stoichiometry in the Loess Plateau of China. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10(1): 85.
- [50] Sun J, Gao P, Li C, *et al.* Ecological stoichiometry characteristics of the leaf–litter–soil continuum of *Quercus acutissima* Carr. and *Pinus densiflora* Sieb. in Northern China. *Environmental Earth Sciences*, 2019, 78(1): 1–13.
- [51] Reed E Y, Chadwick D R, Hill P W, *et al.* Critical comparison of the impact of biochar and wood ash on soil organic matter cycling and grassland productivity. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 110(1): 134–142.
- [52] Han F P, Ren L L, Zhang X C, *et al.* Effect of biochar on the soil nutrients about different grasslands in the Loess Plateau. *Catena*, 2016, 137(2): 554–562.
- [53] Mise K, Koyama Y, Matsumoto A, *et al.* Pectin drives microbial phosphorus solubilization in soil: Evidence from isolation-based and community-scale approaches. *European Journal of Soil Biology*, 2020, 97(2): 103169.
- [54] Zong N, Shi P L, Niu B, *et al.* Effects of nitrogen and phosphorous fertilization on community structure and productivity of degraded alpine meadows in northern Tibet, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(12): 3458–3468.
宗宁, 石培礼, 牛犇, 等. 氮磷施肥对藏北退化高寒草甸群落结构和生产力的影响. *应用生态学报*, 2014, 25(12): 3458–3468.
- [55] Wei C Z, Yu Q, Bai E, *et al.* Nitrogen deposition weakens plant-microbe interactions in grassland ecosystems. *Global Change Biology*, 2013, 19(12): 3688–3697.
- [56] Tan Z X, Ye Z X, Zhang L M, *et al.* Application of the ¹⁵N tracer method to study the effect of pyrolysis temperature and atmosphere on the distribution of biochar nitrogen in the biomass-biochar-plant system. *Science of the Total Environment*, 2018, 622/623(9): 79–87.
- [57] Ye Z X, Liu L Y, Tan Z X, *et al.* Effects of pyrolysis conditions on migration and distribution of biochar nitrogen in the soil-

- plant-atmosphere system. *Science of the Total Environment*, 2020, 723(26): 138006.
- [58] Yan B, Lu Q, Xia S, *et al.* An overview of advances in soil microbial diversity of urban environment. *Biodiversity Science*, 2022, 30(8): 187–200.
闫冰, 陆晴, 夏嵩, 等. 城市土壤微生物多样性研究进展. *生物多样性*, 2022, 30(8): 187–200.
- [59] Chen Y X, Song T T, Fang M, *et al.* The effect of four biochar on the structure of microbial communities in alluvial soil. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(2): 394–404.
陈义轩, 宋婷婷, 方明, 等. 四种生物炭对潮土土壤微生物群落结构的影响. *农业环境科学学报*, 2019, 38(2): 394–404.
- [60] Liu J L, Zhang Y R, Wang Y G, *et al.* Research progress on the effects of biochar on soil microorganisms. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2023, 39(26): 60–66.
刘金灵, 张亚茹, 王宇光, 等. 生物炭对土壤微生物影响的研究进展. *中国农学通报*, 2023, 39(26): 60–66.
- [61] Jiménez-Gómez A, García-Estévez I, García-Fraile P, *et al.* Increase in phenolic compounds of *Coriandrum sativum* L. after the application of a *Bacillus halotolerans* biofertilizer. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2020, 100(6): 2742–2749.
- [62] Gao R M, Yan J, Zou S, *et al.* Effects of nitrogen fertilizer on microbial community and metabolism in rhizosphere soil of soybean. *Soils and Crops*, 2023, 12(4): 373–384.
高瑞敏, 严君, 邹狮, 等. 氮肥对大豆根际土壤微生物群落和代谢的影响. *土壤与作物*, 2023, 12(4): 373–384.
- [63] Lazarovits G. Management of soil-borne plant pathogens with organic soil amendments: a disease control strategy salvaged from the past. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 2001, 23(1): 1–7.
- [64] Manici L M, Caputo F. Soil fungal communities as indicators for replanting new peach orchards in intensively cultivated areas. *European Journal of Agronomy*, 2010, 33(3): 188–196.
- [65] Moyano J, Chiuffo M C, Policelli N, *et al.* The interplay between propagule pressure, seed predation and ectomycorrhizal fungi in plant invasion. *NeoBiota*, 2019, 42(22): 45–58.
- [66] Li J W, Li M Y, Dong L B, *et al.* Plant productivity and microbial composition drive soil carbon and nitrogen sequestrations following cropland abandonment. *Science of the Total Environment*, 2020, 744(47): 140802.
- [67] Zhao R X, Feng J, Liu J, *et al.* Deciphering of microbial community and antibiotic resistance genes in activated sludge reactors under high selective pressure of different antibiotics. *Water Research*, 2019, 151(1): 388–402.
- [68] Qin W X, Si G C, Lei T Z, *et al.* Influences of nitrogen fertilizer addition on soil microbial biomass and enzyme activities. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2021, 49(1): 170–175.
秦玮玺, 斯贵才, 雷天柱, 等. 氮肥添加对土壤微生物生物量及酶活性的影响. *江苏农业科学*, 2021, 49(1): 170–175.
- [69] Jiang S, Zhang Z S, Li M, *et al.* Effect of short-term biochar addition on soil microbial community structure in degraded saline-alkali wetland. *Soils and Crops*, 2023, 12(2): 225–233.
姜珊, 张仲胜, 李敏, 等. 短期生物炭添加对退化盐碱湿地土壤微生物群落结构特征影响. *土壤与作物*, 2023, 12(2): 225–233.
- [70] Zhu L X, Xiao Q, Shen Y F, *et al.* Microbial functional diversity responses to 2 years since biochar application in silt-loam soils on the Loess Plateau. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 144(1): 578–584.