

# 退化高寒草甸土壤微生物及酶活性特征

尹亚丽<sup>1,2,3</sup> 王玉琴<sup>1,2,3</sup> 鲍根生<sup>1,2,3</sup> 王宏生<sup>1,2,3</sup> 李世雄<sup>1,2,3\*</sup> 宋梅玲<sup>1,2,3</sup> 邵宝莲<sup>1</sup> 温玉存<sup>1</sup>

(<sup>1</sup>三江源生态与高原农牧业国家重点实验室, 西宁 810016; <sup>2</sup>青海大学畜牧兽医科学院, 西宁 810016; <sup>3</sup>青海省畜牧兽医科学院, 西宁 810016)

**摘要** 采用 Biolog 等方法, 分析不同退化程度(未退化 ND、轻度退化 LD、中度退化 MD、重度退化 SD 和黑土滩 ED)高寒草甸 0~10 和 10~20 cm 土层土壤微生物量碳氮、碳代谢指纹和酶活性。结果表明: 所有草甸土壤微生物量、多样性指数和蔗糖酶活性在 0~10 cm 土层均显著高于 10~20 cm 土层, 0~10 cm 土层脲酶活性则显著低于 10~20 cm 土层。土壤微生物量 C/N 随草地退化程度加重显著降低。0~10 cm 土层, ND 和 LD 微生物量碳、氮均显著高于其他草地, MD、SD 和 ED 微生物量碳无显著差异, MD 微生物量氮显著低于其他草地; 平均颜色变化率(AWCD)和 McIntosh 指数( $U$ )随草地退化程度加重曲线下降, ND 与 MD 间差异显著, 其他草地间无显著差异; Shannon 指数( $H$ )和 Simpson 指数( $D$ )在不同草地间均无显著差异; MD 和 SD 脲酶活性最高, ED 磷酸酶和蔗糖酶活性最低, 与其他草地相比均差异显著。10~20 cm 土层, ND 和 LD 微生物量碳显著高于其他草地, MD、SD 和 ED 间无显著差异, LD 和 ED 微生物量氮显著高于其他草地, ND 和 SD 间差异不显著; MD 碳代谢指数最低, 与 LD 和 SD 相比差异显著, ND 和 LD 的 AWCD 和  $U$  指数均显著高于 ED,  $H$  指数和  $D$  指数在 ND、LD、SD 和 ED 间差异不显著; ND 和 MD 脲酶活性显著高于其他草地, LD、SD 和 ED 间无显著差异; MD 磷酸酶活性最高, 与 LD、SD 和 ED 相比差异显著; MD 蔗糖酶活性显著低于其他草地, ND、LD、SD 和 ED 间差异不显著。不同退化程度高寒草甸的地下生物量均与微生物量、碳代谢指数和磷酸酶呈显著正相关; 脲酶与微生物量氮、 $H$  指数和  $D$  指数呈显著负相关。

**关键词** 高寒草甸; 退化; 土壤微生物量碳氮; 碳源代谢; 酶

**Characteristics of soil microbes and enzyme activities in different degraded alpine meadows.**

YIN Ya-li<sup>1,2,3</sup>, WANG Yu-qin<sup>1,2,3</sup>, BAO Gen-sheng<sup>1,2,3</sup>, WANG Hong-sheng<sup>1,2,3</sup>, LI Shi-xiong<sup>1,2,3\*</sup>, SONG Mei-ling<sup>1,2,3</sup>, SHAO Bao-lian<sup>1</sup>, WEN Yu-cun<sup>1</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Plateau Ecology and Agriculture, Xining 810016, China; <sup>2</sup>Academy of Animal and Veterinary Science, Qinghai University, Xining 810016, China; <sup>3</sup>Qinghai Academy of Animal and Veterinary Science, Xining 810016, China).

**Abstract:** Soil microbial biomass C and N, microbial diversities and enzyme activity in 0–10 cm and 10–20 cm soil layers of different degraded grasslands (non-degradation, ND; light degradation, LD; moderate degradation, MD; sever degradation, SD; and black soil beach, ED) were measured by Biolog and other methods. The results showed that: 1) There were significant differences between 0–10 cm and 10–20 cm soil layers in soil microbial biomass, diversities and invertase activities in all grasslands. 2) The ratio of soil microbial biomass C to N decreased significantly with the grassland degradation. In the 0–10 cm soil layer, microbial biomass C and N in ND and LD were significantly higher than that in MD, SD and ED. Among the latter three kinds of grasslands, there was no difference for microbial biomass C, but microbial biomass N was lower in MD than in the other grasslands. The average color change rate (AWCD) and McIntosh Index ( $U$ ) also decreased with grassland degradation, but only the reduction from ND to MD was significant. There

本文由国家自然科学基金项目(31560660)、青海省科技项目(2016-ZJ-729)和青海大学中青年科研基金项目(2015-QNY-5)资助 This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (31560660), the Science and Technology Project of Qinghai Province, China (2016-ZJ-729) and the Scientific Research Foundation for Young and Middle-aged of Qinghai University (2015-QNY-5).

2017-06-22 Received, 2017-09-30 Accepted.

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: shixionglee@hotmail.com

were no differences among all grasslands for Shannon index ( $H$ ) and Simpson Index ( $D$ ). The urease activity was highest in MD and SD, and the activity of phosphatase and invertase was lowest in ED. In the 10–20 cm soil layer, microbial biomass C in ND and LD were significantly higher than that in the other grasslands. Microbial biomass N in LD and ED were significantly higher than that in the other grasslands. Carbon metabolism index in MD was significantly lower than that in LD and SD. AWCD and  $U$  index in ND and LD were significantly higher than that in ED.  $H$  index and  $D$  index showed no difference among different grasslands. The urease activity in ND and MD was significantly higher than that in the other grasslands. The phosphatase activity was highest in MD, and the invertase activity was lowest in MD. 3) The belowground biomass was significantly positively correlated with microbial biomass, carbon metabolic index and phosphatase activity, and the urease activity was negatively correlated with microbial biomass N,  $H$  index and  $D$  index.

**Key words:** alpine meadow; degradation; soil microbial biomass C and N; carbon metabolic index; enzymes.

高寒草甸是在寒冷的环境下在高原和高山发育的一种草地类型,主要分布在青藏高原东北部和四川北部,其特殊的下垫面和大气过程使其成为全球环境变化的敏感和脆弱区之一.近 40 年来,随着全球性的气候变暖,加之人类不合理利用、采挖沙金和旅游区的开发,以及一些大型工程的建设等的破坏,导致高寒草甸生态系统出现不同程度的退化<sup>[1-4]</sup>.高寒草甸土壤微生物和酶活性高低代表着土壤中物质分解代谢的旺盛程度<sup>[5]</sup>,土壤微生物对地球化学过程起重要调节作用,微生物的组成直接影响生态系统过程,在草地土壤肥力演变和养分循环中具有重要意义,与草地生态系统的健康密切相关<sup>[6]</sup>.

土壤微生物是生活在土壤中的细菌、真菌、放线菌、藻类的总称,其生命周期短,对生存的微环境十分敏感,能对土壤生态变化和环境胁迫做出快速反应<sup>[2,7-9]</sup>,是土壤质量和土壤恢复性能评价的一项重要指标<sup>[10]</sup>.土壤酶是土壤物质循环和能量流动的重要参与者,其活性能反映土壤中多种生物化学过程的相对强度.作为土壤质量指标,相比土壤特性,土壤酶可以提前 1~2 年对环境胁迫做出快速响应<sup>[11]</sup>.近年来,随着对退化高寒草甸生态系统的深入研究,越来越多的科学家认识到地下部分已成为退化草地生态系统结构、功能与过程研究中最不确定的因素<sup>[9,11]</sup>.现有文献报道多集中于放牧、围封、施肥及气候变化等人为和自然因素干扰对土壤养分、酶活性和微生物等方面的相关研究,鲜有针对不同退化程度高寒草甸土壤微生物碳源利用特征的研究,同时尚缺乏极重度退化——黑土滩土壤酶活性及微生物特征相关研究报道.鉴于此,本研究拟对不同退化程度高寒草甸开展土壤微生物碳源利用及酶活性特征研究,全面系统地探究土壤微生物生物量、土壤微生物碳源利用特征及酶活性在不同退化演替阶段的

变化规律,以期利用土壤微生物学指标指示草地退化,为进一步研究高寒草甸植被退化与土壤退化的互作关系提供科学依据,对科学全面地评价高寒草甸土壤生态系统健康状况具有重要参考价值.

1 研究区域与研究方法

1.1 试验地概况

试验地位于三江源自然保护区青海省果洛州玛沁县大武镇(34°27'56.9" N, 100°13'6.5" E,海拔 3740 m 左右).该区属典型高原大陆型气候,寒冷、干旱、多风,太阳辐射强,日照时间短,昼夜温差大.年均温-3.9℃,最冷月平均气温为-12.6℃,最热月平均气温为 9.7℃;年降水量 513.2~542.9 mm,多集中在 6—9 月,年蒸发量 2471.6 mm.牧草生长季约 156 d,全年无绝对无霜期.草地为不同退化程度的高寒矮嵩草(*Kobresia humili*)草甸,主要草本植物为莎草科、蓼科、菊科和蔷薇科等(表 1).土壤为高山草甸土,土壤 pH 6.4~8.3,全氮 3.7~12.3 g·kg<sup>-1</sup>,全磷 0.5~0.8 g·kg<sup>-1</sup>,全钾 15.7~22.1 g·kg<sup>-1</sup>,有机质 48~140 g·kg<sup>-1</sup>.

表 1 样地基本情况  
Table 1 Basic conditions of sampling sites

退化程度 Degradation degree	海拔 Altitude (m)	经度 Longitude	纬度 Latitude	主要植物类型 Main vegetation types
ND	3779	34°27'53.17" N	100°12'7.61" E	莎草科、禾本科
LD	3774	34°27'51.57" N	100°12'9.98" E	莎草科、禾本科、蓼科
MD	3774	34°27'38.22" N	100°12'36.14" E	莎草科、菊科、杂类草
SD	3738	34°27'51.85" N	100°12'49.63" E	莎草科、菊科、杂类草
ED	3742	34°28'2.15" N	100°12'37.29" E	菊科、蔷薇科、杂类草

ND: 未退化 Non-degradation; LD: 轻度退化 Light degradation; MD: 中度退化 Moderate degradation; SD: 重度退化 Sever degradation; ED: 黑土滩 Black soil beach.下同 The same below.

1.2 试验方法

依据草地植被盖度、可食牧草比例和草场质量等指标<sup>[12]</sup>,在地势平坦、植被及土壤状况基本一致的高寒草甸设未退化(ND)、轻度退化(LD)、中度退化(MD)、重度退化(SD)和极重度退化-黑土滩(ED)草地为处理,各重复4次.于2016年8月,调查50 cm×50 cm的样方植被群落特征,并测定样方内草地植物地上生物量和20 cm×20 cm地下生物量<sup>[13]</sup>.同时采用蛇形取样法,以直径3.5 cm的土钻,采集0~10、10~20 cm土样,每样地5~8点土壤混合为1个土样,共40份土样,捡除枯物、石粒及植物根系等,分成两份,一份室内风干后,用于土壤酶活性测定;一份冰盒取回低温保存用于土壤微生物特征测定.

土壤微生物生物量碳氮采用熏蒸提取法测定<sup>[14-16]</sup>,土壤微生物群落多样性采用Biolog-Eco法测定<sup>[17-19]</sup>.土壤脲酶采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定<sup>[14]</sup>,中性磷酸酶采用磷酸苯二钠比色法测定<sup>[14]</sup>,蔗糖酶采用3,5-二硝基水杨酸比色法测定<sup>[15]</sup>.

1.3 数据处理

1) 物种重要值是度量群落水平反应的综合数量指标:重要值=(相对高度+相对盖度+相对干物质量)/300.

2) 平均颜色变化率(AWCD)反映了土壤微生物群落碳源代谢能力的高低,是土壤微生物活性和多样性大小的一个重要指标<sup>[17-20]</sup>: $AWCD = \sum (C - R) / n$ .式中: $C$ 为31孔每孔的吸光值; $R$ 为对照孔吸光值; $n$ 为碳源种类数31.

3) McIntosh 指数( $U$ ),用来衡量群落均一性程度: $U = \sqrt{\sum n_i^2}$ .式中, $n_i$ 为31种碳源的平均值.

4) Shannon 物种多样性指数( $H$ ): $H = - \sum P_i \ln P_i$ .式中, $P_i$ 为每个孔吸光度/所有吸光度之和.

5) Simpson 优势度指数( $D$ ),反映了群落中最常见的物种,评估微生物群落优势度: $D = 1 - \sum P_i^2$ .式中, $P_i$ 为每个孔吸光度/所有吸光度之和.

采用Excel 2003和SAS 8.0.1软件对数据进行统计分析.采用单因素(one-way ANOVA)和Duncan法进行方差分析和多重比较( $\alpha = 0.05$ ).利用Excel 2003软件作图.图表中数据为平均值±标准差.

2 结果与分析

2.1 退化高寒草甸植被特征

在不同退化程度高寒草甸中共发现草本植物48种(表2),随着草地退化程度的加重,植物物种由莎草科和禾本科植物向菊科和其他有毒有害草物种方向演替.物种重要值大于5的植物在未退化草地仅有线叶嵩草(*Kobresia capillifolia*),为20.84;轻度退化草地有线叶嵩草、珠芽蓼(*Polygonum viviparum*)、黄帚橐吾(*Ligularia virgaurea*)和异针茅(*Stipa aliena*),其物种重要值分别为14.92、13.80、8.77和7.81;中度退化草地有线叶嵩草、矮嵩草(*K. humilis*)、矮火绒草(*Leontopodium nanum*)和黄帚橐吾,其物种重要值分别为14.08、5.67、5.28和14.84;重度退化草地有线叶嵩草、矮嵩草和细叶亚菊(*Ajania tenuifolia*),其物种重要值分别为8.13、10.56和6.52;黑土滩有鹅绒委陵菜(*Potentilla anserine*)、细叶亚菊和黄帚橐吾,其物种重要值分别为7.75、15.09和10.50.随着草地退化程度的加重,线叶嵩草在群落中的优势呈下降趋势,杂类草和毒害草物种数则呈上升趋势,杂类草和毒害草的物种重要值不断增加.

0~20 cm土层地下生物量随着草地退化程度加剧而降低,其中未退化草地和黑土滩草地与其他草地差异显著(表3).各试验地0~10 cm地下生物量均极显著高于10~20 cm地下生物量,草地80%以上的根集中在0~10 cm土层.同一土层地下生物量随草地退化程度加重呈递减趋势,在0~10 cm土层,未退化草地显著高于其他草地,黑土滩草地显著低于其他草地,轻度退化、中度退化和重度退化草地间差异不显著;在10~20 cm土层,未退化和黑土滩草地间差异显著,其他草地间差异不显著.

2.2 土壤微生物生物量碳、氮

从表4可以看出,各试验地0~10 cm的土壤微生物生物量碳和氮均显著高于10~20 cm土层,草地生态系统中70%以上土壤微生物集中在表层土壤.随着草地退化程度的加重,土壤微生物生物量碳呈“V”形变化趋势,在0~10和10~20 cm土层内,未退化和生物轻度退化草地均显著高于其他草地,中度、重度和黑土滩之间无显著差异.

土壤微生物生物量氮随草地退化程度加重呈先急剧下降后缓慢上升趋势.同一草地不同土层土壤微生物生物量氮的变化趋势不同,即在0~10 cm土

层随草地退化程度加重呈“V”形变化,中度退化草地最低,与其他草地相比均表现出显著差异;在 10~20 cm 土层则呈“N”形变化,黑土滩最高,极显著高于未退化、中度退化和重度退化草地,中度退化草地显著低于其他退化草地.土壤微生物量 C/N 随草地退化程度加重显著降低.

表 2 不同退化程度高寒草甸植物种类及物种重要值  
Table 2 Vegetation composition and species importance value in different degradation alpine meadows

植物种类 Plant species		退化程度 Degradation degree				
		ND	LD	MD	SD	ED
莎草科	线叶嵩草 <i>Kobresia capillifolia</i>	20.84	14.92	14.08	8.13	0.38
Cyperaceae	矮嵩草 <i>Kobresia humilis</i>	1.41	2.17	5.67	10.56	4.03
	干生苔草 <i>Carex aridula</i>	4.65	0.92	4.07	0.64	1.10
	青藏苔草 <i>Carex moorcroftii</i>	—	—	—	1.32	—
禾本科	双叉细柄茅 <i>Ptilagrostis dichotoma</i>	3.88	4.55	1.22	—	—
Gramineae	垂穗披碱草 <i>Elymus nutans</i>	3.84	3.64	3.11	3.63	1.01
	异针茅 <i>Stipa aliena</i>	1.90	7.81	—	—	—
	高原早熟禾 <i>Poa alpigena</i>	—	—	—	1.56	0.79
	芒洽草 <i>Koeleria litvinowii</i>	—	1.28	2.32	—	—
菊科	美丽风毛菊 <i>Saussurea superba</i>	3.08	0.19	1.60	—	—
Compositae	矮火绒草 <i>Leontopodium nanum</i>	0.41	—	5.28	1.66	0.99
	蒲公英 <i>Taraxacum mongolicum</i>	0.61	1.13	1.34	—	0.08
	条叶垂头菊 <i>Cremanthodium lineare</i>	0.03	—	—	—	—
	重齿风毛菊 <i>Saussurea katochaete</i>	—	0.02	—	—	—
	细叶亚菊 <i>Ajania tenuifolia</i>	—	—	1.78	6.52	15.09
	重冠紫菀 <i>Aster diplostephioides</i>	1.14	2.22	1.02	—	—
	乳白香青 <i>Anaphalis lactea</i>	—	0.26	0.32	3.89	1.06
	珠芽蓼 <i>Polygonum viviparum</i>	2.68	13.80	0.87	—	—
Polygonaceae	圆穗蓼 <i>Polygonum macrophyllum</i>	2.44	1.91	—	—	—
其他	刺芒龙胆 <i>Gentiana aristata</i>	2.00	2.25	—	—	—
Others	假水生龙胆 <i>Gentiana pseudo-aquatica</i>	0.81	1.48	0.93	1.08	—
	湿生扁蕾 <i>Gentianopsis paludosa</i>	1.98	4.99	—	—	—
	獐牙菜 <i>Swertia</i> sp.	1.31	1.07	1.44	1.95	0.54
	秦艽 <i>Gentiana macrophylla</i>	—	0.01	0.03	0.09	0.03
	小金莲花 <i>Trollius pumilus</i>	4.30	0.43	—	—	—
	条裂叶银莲花 <i>Anemone trullifolia</i>	0.08	0.07	—	—	—
	高原毛茛 <i>Ranunculus tanguticus</i>	0.01	—	—	—	—
	密花翠雀 <i>Delphinium densiflorum</i>	—	—	—	0.04	—
	唐松草 <i>Thalictrum aquilegifolium</i>	0.01	0.02	—	—	—
	莓叶委陵菜 <i>Potentilla fragarioides</i>	3.98	3.95	2.38	0.29	—
	鹅绒委陵菜 <i>Potentilla anserina</i>	0.99	—	3.61	4.29	7.75
	棘豆 <i>Oxytropis</i> sp.	0.02	0.02	0.11	0.03	0.02
	多枝黄芪 <i>Astragalus polycladus</i>	0.01	—	0.02	0.02	0.01
	米口袋 <i>Gueldenstaedtia verna</i>	0.03	0.03	0.01	0.01	—
	独一味 <i>Lamiophlomis rotata</i>	0.01	—	—	—	—
	锡金岩黄耆 <i>Hedysarum sikkimense</i>	0.03	0.01	—	—	—
	高山韭 <i>Allium sikkimense</i>	0.03	0.02	—	—	—
	青藏大戟 <i>Euphorbia altotibetica</i>	2.11	0.61	0.28	—	—
	小米草 <i>Euphrasia pectinata</i>	—	0.19	2.86	—	—
	车前 <i>Plantago asiatica</i>	—	—	—	—	0.03
	田葛缕子 <i>Carum buriaticum</i>	—	—	0.02	—	0.03
	白苞筋骨草 <i>Ajuga lupulina</i>	—	—	—	0.02	0.00
毒害草	黄帚橐吾 <i>Ligularia virgaurea</i>	—	8.77	14.84	2.97	10.50
Poisonous and harmful plants	甘肃马先蒿 <i>Pedicularis kansuensis</i>	2.50	2.67	0.52	—	1.50
	青海刺参 <i>Morina kokonorica</i>	—	—	0.04	—	0.19
	臭蒿 <i>Artemisia hedinii</i>	—	—	—	0.04	0.06
	甘青乌头 <i>Aconitum tanguticum</i>	—	—	—	—	0.01
	狼毒大戟 <i>Euphorbia fischeriana</i>	—	—	—	—	0.02



表 3 不同退化程度高寒草甸地下生物量的垂直分布特征  
Table 3 Vertical distribution characteristics of root biomass in different degradation alpine meadows

退化程度 Degradation degree	地下生物量 Root biomass ( kg · m <sup>-2</sup> )			0~10 cm 土层生物量占总生物量比值 Ratio of 0-10 cm soil biomass to total biomass ( % )
	0~10 cm	10~20 cm	0~20 cm	
ND	4.68±0.46a	0.87±0.09a	5.55±0.24a	84.3
LD	3.49±0.67ab	0.55±0.05ab	4.04±0.67b	86.4
MD	3.42±0.63ab	0.50±0.03ab	3.92±0.65b	87.2
SD	3.11±0.24b	0.50±0.23ab	3.61±0.47b	86.2
ED	1.70±0.50c	0.32±0.09b	2.02±0.57c	84.1

同列不同字母表示差异显著 ( $P<0.05$ ) Different letters in the same column meant significant difference at 0.05 level. 下同 The same below.

表 4 不同退化程度高寒草甸土壤微生物生物量碳、氮垂直分布特征  
Table 4 Vertical distribution characteristics of soil microbial biomass C and N in different degradation alpine meadows

退化程度 Degradation degree	微生物生物量碳 Soil microbial biomass C ( mg · kg <sup>-1</sup> )		微生物生物量氮 Soil microbial biomass N ( mg · kg <sup>-1</sup> )		C/N
	0~10 cm	10~20 cm	0~10 cm	10~20 cm	
ND	2139.50±197.65a	683.39±104.37a	385.89±35.83a	63.99±7.88b	4.77a
LD	1630.15±274.27b	485.02±98.98b	331.27±22.68b	88.41±5.67a	3.81b
MD	566.72±687.53c	183.93±46.20c	121.56±12.79d	44.98±6.86c	3.45b
SD	715.76±87.34c	261.88±45.20c	169.71±18.06c	61.71±5.76b	3.08bc
ED	687.30±46.57c	309.28±73.36 c	192.62±17.93c	89.81±8.26a	2.44c

2.2 土壤微生物碳源代谢分析

如图 1 所示,所有草地土壤微生物平均颜色变化率(AWCD)、 $U$ 、 $H$ 和 $D$ 指数均随培养时间的延长不断上升.培养第 7 天各试验地 0~10 cm 土层 4 个指标均显著高于 10~20 cm 土层.在 0~10 cm 土层内,随草地退化程度的加重,AWCD 值呈“V”形变化,未退化与中度退化草地间差异显著;在 10~20 cm 土层,随草地退化程度的加重,AWCD 值呈波浪变化趋势,未退化和轻度退化草地 AWCD 值显著高于中度退化草地和黑土滩,中度退化草地显著低于重度退化草地.

在 0~10 cm 土层内,随草地退化程度的加重, $U$ 呈“V”形变化,即中度退化草地  $U$  最低,显著低于未退化草地.在 10~20 cm 土层,随草地退化程度的加重, $U$ 呈曲线下降趋势,未退化和轻度退化草地  $U$  均显著高于中度和黑土滩;中度退化草地  $U$  显著低于重度退化草地.

土壤微生物  $H$  和  $D$ ,在 0~10 cm 土层,均以未退化草地最高,中度退化草地最低,不同退化程度草地间差异均不显著.在 10~20 cm 土层,轻度和重度退化草地显著高于中度退化草地.

2.3 土壤酶活性

表 5 数据显示,各试验地 0~10 cm 土层土壤脲酶活性均显著低于 10~20 cm 土层.在 0~10 cm 土层内,随草地退化程度加重,土壤脲酶活性呈波浪上升趋势,中度和重度退化草地土壤酶活性最高,二者均显著高于其他退化草地.在 10~20 cm 土层内,未退化和中度退化草地酶活性最高,与其他退化草地相比差异显著.

土壤磷酸酶活性在不同土层间因草地退化程度不同而出现不同的变化规律(表 5).未退化、轻度退化和重度退化草地土壤磷酸酶活性均呈上高下低变化趋势,且除重度退化草地外两土层间差异均达显著水平;中度和黑土滩则呈反向变化.在 0~10 cm 土

表 5 不同退化程度高寒草甸土壤脲酶、磷酸酶和蔗糖酶的活性  
Table 5 Soil urease, phosphatase and invertase activities in different degradation alpine meadows

退化程度 Degradation degree	脲酶活性 Urease activity ( mg · g <sup>-1</sup> · d <sup>-1</sup> )		中性磷酸酶活性 Neutral phosphatase activity ( mg · g <sup>-1</sup> · d <sup>-1</sup> )		蔗糖酶活性 Invertase activity ( mg · g <sup>-1</sup> · d <sup>-1</sup> )	
	0~10 cm	10~20 cm	0~10 cm	10~20 cm	0~10 cm	10~20 cm
ND	0.08±0.01bc	0.25±0.01a	0.41±0.02a	0.32±0.02ab	147.88±4.76a	55.58±2.14a
LD	0.05±0.01c	0.21±0.01b	0.36±0.03b	0.27±0.01c	154.40±3.36a	60.80±4.24a
MD	0.15±0.02a	0.25±0.00a	0.31±0.02c	0.35±0.01a	120.47±1.18b	30.88±6.62b
SD	0.15±0.02a	0.20±0.01b	0.34±0.03bc	0.31±0.31bc	150.89±3.95a	55.30±4.26a
ED	0.10±0.02b	0.20±0.01b	0.26±0.01d	0.30±0.01bc	96.84±12.84c	57.81±7.16a

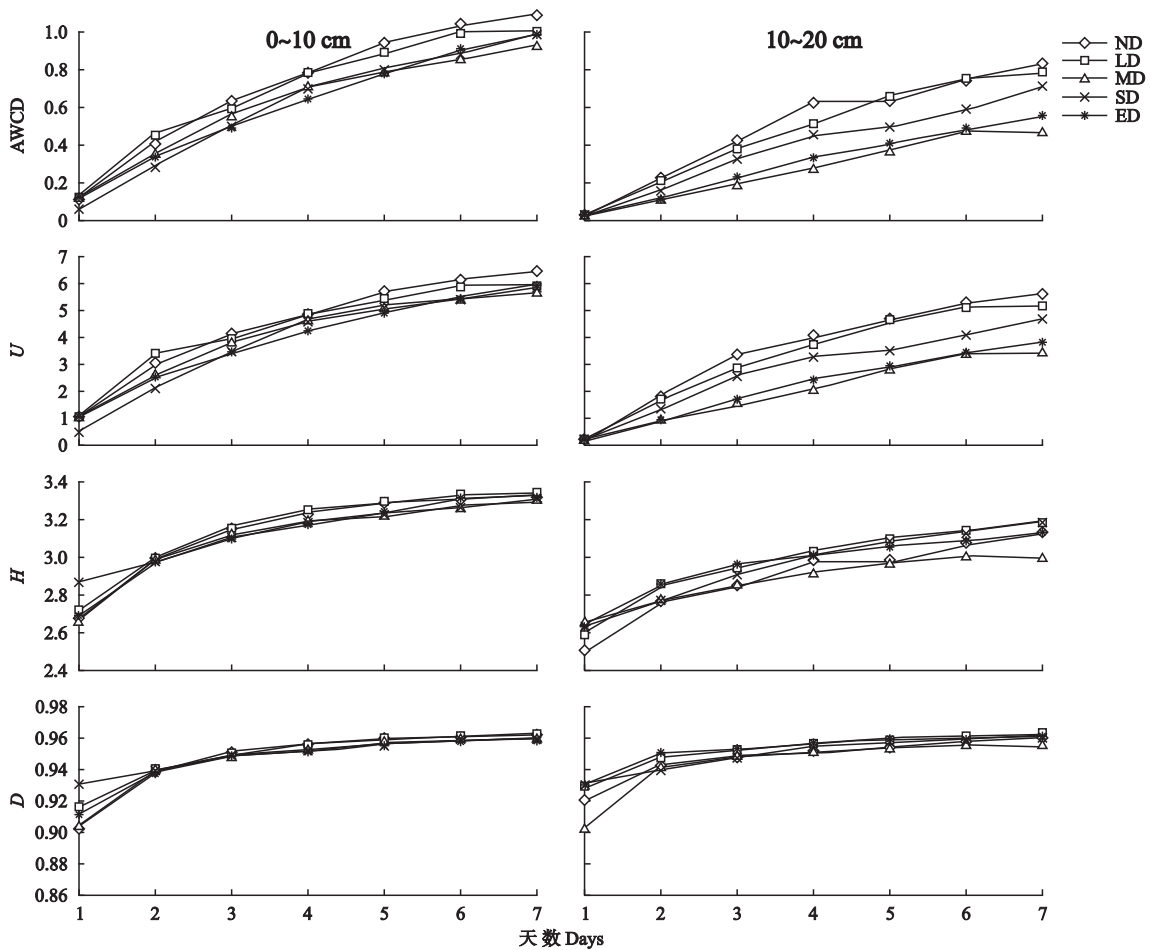


图1 不同退化程度草地土壤微生物平均颜色变化率(AWCD)、McIntosh指数(*U*)、Shannon指数(*H*)和Simpson指数(*D*)  
Fig.1 Soil microbial AWCD, McIntosh (*U*), Shannon (*H*) and Simpson (*D*) indices in different degraded alpine meadows.

层内,随草地退化程度的加重,土壤磷酸酶活性呈波浪形下降趋势,未退化草地显著高于其他退化草地;黑土滩显著低于其他退化草地.在10~20 cm土层内,中度退化草地土壤磷酸酶活性最高,显著高于轻度、重度退化草地和黑土滩;轻度退化草地土壤磷酸酶活性最低,显著低于未退化和中度退化草地.

不同土层土壤蔗糖酶活性在各试验地均表现为上高下低变化趋势,差值为39.03~95.59 mg·g<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>,差异均达显著水平.在0~10 cm土层内,随草地退化程度的加重,土壤蔗糖酶活性呈曲线下下降趋势,黑土滩土壤蔗糖酶活性最低,显著低于其他草地.在10~20 cm土层内,随草地退化程度的加重,土壤蔗糖酶活性呈“N”形变化趋势,中度退化草地土壤蔗糖酶活性显著低于其他退化草地.

2.4 土壤微生物碳氮、多样性、酶活性和地下生物量的相关性

表6数据显示,土壤微生物生物量碳氮与AWCD、*U*指数、蔗糖酶和地下生物量呈显著正相

关;脲酶与微生物生物量氮、*H*和*D*指数呈显著负相关;磷酸酶与微生物量碳、地下生物量呈显著正相关;蔗糖酶与微生物生物量碳氮、碳代谢指数和地下生物量呈显著正相关;地下生物量与其他指标均呈正相关关系,且与微生物生物量碳氮、AWCD、*U*指数和磷酸酶活性显著正相关.

3 讨论

3.1 高寒草甸退化对土壤微生物生物量碳氮的影响

土壤微生物生物量是活的土壤有机质部分,是土壤养分固定的重要载体,其对土壤环境的变化极为敏感,可充分反映土壤生态功能的变化,是草地生态系统变化的预警<sup>[14,21]</sup>.本研究结果表明,各试验地不同土层土壤微生物生物量碳氮均呈上高下低变化趋势,土壤微生物生物量碳、氮含量与草地地下生物量呈极显著正相关.杨成德等<sup>[22]</sup>、杨青<sup>[23]</sup>、牛得草等<sup>[24]</sup>和卢虎等<sup>[25]</sup>的研究结果为本试验结果提供了

表 6 土壤微生物生物量碳 (MBC)、氮 (MBN)、多样性指数、酶活性和地下生物量的相关性系数  
Table 6 Correlation coefficients between soil microbial biomass C and N, biodiversity index, enzyme activities and under-ground biomass

	MBC	MBN	AWCD	<i>U</i>	<i>H</i>	<i>D</i>	脲酶 Urease	磷酸酶 Phosphatase	蔗糖酶 Invertase
MBN	0.933 **								
AWCD	0.736 **	0.738 **							
<i>U</i>	0.769 **	0.745 **	0.991 **						
<i>H</i>	0.264	0.426	0.669 **	0.580 **					
<i>D</i>	0.345	0.496 *	0.742 **	0.661 **	0.981 **				
脲酶 Urease	-0.384	-0.620 **	-0.353	-0.277	-0.547 *	-0.533 *			
磷酸酶 Phosphatase	0.455 *	0.246	0.208	0.269	-0.170	-0.118	0.290		
蔗糖酶 Invertase	0.556 *	0.605 **	0.735 **	0.736 **	0.561 *	0.618 **	-0.351	0.321	
地下生物量 Root biomass	0.646 **	0.466 *	0.448 *	0.511 *	0.016	0.037	0.170	0.735 **	0.421

\*  $P<0.05$ ; \*\*  $P<0.01$ .

进一步的支持.高寒草甸植物根系主要集中于表层土壤.该土层土质松软且含有丰富的有机质,为微生物的生长繁殖提供了良好的物质和能量基础.

随着草地退化程度加重,同一土层土壤微生物生物量碳氮均以中度退化草地为最低.周翰舒等<sup>[26]</sup>研究指出,土壤微生物生物量碳氮均以中度退化草地最低,其次为重度退化草地,未退化草地最高,与本研究结果一致.认为是草地从未退化到极重度退化过程中,因地上植被组成的变化导致微生物所利用的物质基础发生改变,原有微生物区系消失,新的微生物区系组成,由此导致中度退化阶段出现转折低谷.但不同学者也有不同的观点<sup>[26-31]</sup>.Lin 等<sup>[31]</sup>研究结果显示,重度放牧和连续放牧草地土壤微生物生物量碳显著高于未放牧草地;Rui 等<sup>[29]</sup>则认为,放牧降低了土壤微生物生物量碳,增加了微生物生物量氮;还有研究指出,土壤微生物生物量随草地退化程度的加重而降低<sup>[25]</sup>;重牧导致土壤微生物生物量降低<sup>[32]</sup>.而牛得草等<sup>[24]</sup>研究结果显示,土壤微生物生物量碳在围封与放牧草地间无显著差异;Li 等<sup>[33]</sup>研究也指出,重度与适度放牧对土壤微生物量无显著影响.土壤微生物作为土壤生态环境的主要组分,其与地上植被类型、土壤理化性质、地形地貌、水热条件和气候因子紧密联系、相互依存,在土壤环境和气候因子发生变化时,不同地域土壤微生物群落结构的变化不同,导致微生物生物量碳氮出现不同的变化趋势.此外,目前的草地退化程度评价标准主要依据直观的地上植被进行界定,关于植被退化与土壤退化的一致性尚需进一步探究.

3.2 高寒草甸退化对土壤微生物碳代谢指纹的影响

土壤微生物系统是一个动态变化的自组织系统,通过遗传来维持其组成和结构的相对稳定,通过

变异而适应外界干扰,共同构成土壤微生物系统的抵抗力和恢复力.而微生物多样性则是维持这一生态系统稳定性及生态服务功能的关键因子.

本研究中,同一退化程度高寒草甸 0~10 cm 土壤微生物活性较强,具有更加丰富的功能和结构多样性,此结果与前人的研究结果一致<sup>[34]</sup>.不同退化程度高寒草甸土壤微生物 AWCD 值、*U*、*H* 和 *D* 指数在上下两层土壤中均以中度退化草地最低,与土壤微生物生物量碳氮变化结果一致;微生物 AWCD 值和 *U* 指数与微生物生物量碳氮和地下生物量均表现为极显著正相关.即在高寒草甸从未退化和轻度退化向重度退化和黑土滩退化演替过程中,其土壤微生物活性和群落结构、组成等在中度退化阶段有一个大的演替过程.胡雷等<sup>[10]</sup>研究指出,在高寒草甸不同退化阶段,群落的多样性、均匀度和物种丰富度在中度退化演替阶段最高;在不同退化演替过程中,中度退化阶段土壤微生物的结构更加复杂,与本试验结果存在分歧.李凤霞等<sup>[20]</sup>对宁夏不同类型盐渍化土壤微生物区系及多样性研究显示,随着土壤盐化和碱化土壤程度的加强,微生物群落利用碳源的能力及微生物多样性、均匀性指数均呈降低趋势,与本研究结果不尽一致.可能是草地植被物种组成、群落结构变化、地下生物量减少及有害动物破坏等因素综合作用所致.在高寒草甸从未退化到极重度退化过程中,地上植被由莎草科和禾本科向菊科和其他科毒害植物转变,同时,由于受动物活动干扰,如土壤中鼠兔类排泄物的增加,土壤微环境发生巨大变化,由此导致土壤微生物区系发生相应变化,向恶劣的土壤生态系统逆行演替,形成新的微生物群落结构并逐渐趋于稳定.Li 等<sup>[34]</sup>研究指出,与未退化和中度退化草地相比,重度退化草地土壤细菌组成发生明显改变,其细菌多样性显著提高;重度退化

提高了土壤中病原菌的相对丰富度;草地退化明显改变了真菌的物种组成,增加了真菌的多样性.此结论为本研究结果提供了进一步支持.

### 3.3 高寒草甸退化对土壤酶活性的影响

土壤酶主要来源于土壤中动物、植物根系和微生物的细胞分泌物,以及残体的分解物,既是生物体又是生命活动过程的产物<sup>[35]</sup>.土壤酶活性是一个恰当且综合的评价土壤质量变化、检测土壤中微生物群落变化的简单指标<sup>[36-37]</sup>,包括已积累于土壤中的酶活性,也包括正在增殖的微生物向土壤释放的酶活性.

本研究中,各试验地土壤脲酶活性均呈上低下高的变化趋势,其与微生物生物量氮、*H* 和 *D* 显著负相关,与前人研究结果不同<sup>[10,38-40]</sup>.土壤脲酶是一种分解含氮有机物的水解酶,其活性强度用以表征土壤的氮素状况<sup>[14]</sup>.草地植物 80% 的根系集中于 0~10 cm 土壤,吸收土壤中较多的氮素,导致 0~10 cm 土壤氮素缺乏,进而影响到脲酶活性,出现上低下高的变化趋势.本试验 0~10 cm 土壤中,随草地退化程度加重脲酶活性呈波浪式上升趋势;而在 10~20 cm 土壤中则呈波浪式下降趋势.有关草地不同退化演替阶段土壤脲酶活性的变化规律,不同学者持有的观点不同<sup>[40-42]</sup>.胡雷等<sup>[10]</sup>研究认为,脲酶与蔗糖酶活性在高寒草甸不同退化演替阶段无显著差异.李以康等<sup>[40]</sup>研究指出,草地退化导致土壤脲酶的活性先升高后降低,为本研究结果提供了进一步支持.而谈嫣蓉等<sup>[43]</sup>、孙浩智等<sup>[39]</sup>、Lin 等<sup>[31]</sup>研究结果显示,脲酶活性随放牧强度的增加而增强,认为是家畜粪便增加了土壤有机氮所致.本试验土样采集于地上植被旺盛生长季,未退化和轻度退化草地植被自土壤中吸收利用了较多的氮素,导致土壤可利用氮含量下降,土壤脲酶活性降低;而在黑土滩,由于草原鼠兔、鼯鼠等有害动物排泄物的影响,土壤中有机氮含量增加,导致其脲酶活性升高.

磷酸酶能酶促有机磷化合物的水解,其活性可以表征土壤的磷素状况<sup>[14]</sup>.不同退化程度草地 0~10 和 10~20 cm 土壤中中性磷酸酶活性变化趋势不同,未退化、轻度和重度退化草地呈上高下低的变化趋势,其他退化草地则相反,且在 0~10 cm 土壤中随草地退化程度加重,中性磷酸酶活性呈波浪式下降趋势.磷酸酶是促进有机磷化合物分解的酶类,土壤碱性磷酸酶活性随着高寒草甸退化演替的进行而显著降低<sup>[44]</sup>,与本试验结果基本一致.

蔗糖酶能酶促蔗糖分子的裂解,其活性可以表

征土壤的熟化程度和肥力水平<sup>[14]</sup>.各试验地 0~10 cm 土壤蔗糖酶活性显著高于 10~20 cm 土壤蔗糖酶活性,此结果与前人研究结果一致<sup>[10,38]</sup>.随草地退化程度加重蔗糖酶活性曲线下降,其与微生物生物量碳氮和多样指数均呈显著正相关.李以康等<sup>[40]</sup>研究认为,土壤蔗糖酶的活性随草地退化程度加重先降低后升高;胡雷等<sup>[10]</sup>研究显示,蔗糖酶活性在不同退化演替阶段无显著差异;与本研究结果不尽一致.以往研究主要以轻度、中度和重度退化草地为处理开展试验,鲜有黑土滩的酶活性测定.本试验设计中增加了黑土滩处理,对蔗糖酶在高寒草甸退化演替中的变化趋势进行了更加全面系统的探究.

### 参考文献

- [1] Tan H-Y (谭红妍), Chen B-R (陈宝瑞), Yan R-R (闫瑞瑞), *et al.* Advances on soil microbiological characteristics of grassland ecosystems and its response to human disturbances. *Acta Agrestia Sinica* (草地学报), 2014, **22**(6): 1163-1170 (in Chinese)
- [2] Chu H-Y (褚海燕). Microbial communities in high latitudes and high altitudes ecosystems. *Microbiology China* (微生物学通报), 2013, **40**(1): 123-136 (in Chinese)
- [3] Niu Y-J (牛钰杰), Yang S-W (杨思维), Wang G-Z (王贵珍), *et al.* Evaluation and selection of species diversity index under grazing disturbance in alpine meadow. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2017, **28**(6): 1824-1832 (in Chinese)
- [4] Wei M-H (魏茂宏), Lin H-L (林慧龙). Soil particle size distribution and its fractal dimension among degradation sequences of the alpine meadow in the source region of the Yangtze and Yellow River, Qinghai-Tibetan Plateau, China. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2014, **25**(3): 679-686 (in Chinese)
- [5] Ma X-X (马晓霞), Wang L-L (王莲莲), Li Q-H (黎青慧), *et al.* Effects of longterm fertilization on soil microbial biomass carbon and nitrogen and enzyme activities during maize growing season. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2012, **32**(17): 5502-5511 (in Chinese)
- [6] Qiao P-Y (乔鹏云). Impact of Stocking Rate on Soil Microorganism of Semi-Arid Grassland at Eastern Gansu Province. Master Thesis. Lanzhou: Lanzhou University, 2008 (in Chinese)
- [7] McGuire KL, Zak DR, Edwards IP, *et al.* Slowed decomposition is biotically mediated in an ectomycorrhizal, tropical rain forest. *Oecologia*, 2010, **164**: 785-795
- [8] Su S-L (苏淑兰), Li Y (李洋), Li Y (立亚), *et al.* Effect of fencing on plant biomass and functional group structure of different types of degraded grassland in Qinghai-Tibet Plateau. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica* (西北植物学报), 2014, **34**(8): 1652-1657 (in Chinese)



- [9] Zeng Z-K (曾智科). The Seasonal Dynamics of Alpine Meadow Soil Microorganisms and the Response from Grassland and Degradation in the Area of Three River Source. Master Thesis. Xining: Qinghai Normal University, 2009 (in Chinese)
- [10] Hu L (胡 雷), Wang C-T (王长庭), Wang G-X (王根绪), *et al.* Changes in the activities of soil enzymes and microbial community structure at different degradation successional stages of alpine meadows in the headwater region of three rivers, China. *Acta Prataculturae Sinica* (草业学报), 2014, **23**(3): 8-19 (in Chinese)
- [11] Ayten K, Sema CC, Oguz CT, *et al.* Soil enzymes as indication of soil quality. *Soil Enzymology*, 2010, **22**: 119-148
- [12] Ma Y-S (马玉寿), Lang B-N (郎百宁), Li Q-Y (李青云), *et al.* Study on rehabilitating and rebuilding technologies for degenerated alpine meadow in the Changjiang and Yellow River source region. *Acta Prataculturae Sinica* (草业科学), 2002, **19**(9): 1-4 (in Chinese)
- [13] Ren J-Z (任继周). Research Methods of Pratacultural Science. Beijing: China Agriculture Press, 1998 (in Chinese)
- [14] Lin X-G (林先贵). Principles and Methods of Soil Microbial Research. Beijing: Higher Education Press, 2010 (in Chinese)
- [15] Guang S-Y (关松荫). Soil Enzymes and Their Research Methods. Beijing: China Agriculture Press, 1986 (in Chinese)
- [16] Wu J-S (吴金水), Lin Q-M (林启美), Huang Q-Y (黄巧云), *et al.* Soil Microbial Biomass Measurement and Its Application. Beijing: China Meteorological Press, 2006 (in Chinese)
- [17] Dang W (党 雯), Gao C-H (郜春花), Zhang Q (张强), *et al.* Screening of preprocessing methods of biologi for soil microbial community functional diversity. *Chinese Agricultural Science Bulletin* (中国农学通报), 2015, **31**(2): 153-158 (in Chinese)
- [18] Zhen L-P (郑丽萍), Long T (龙 涛), Lin Y-S (林玉锁), *et al.* Biolog-Eco analysis of microbial community functional diversity in organochlorine contaminated soil. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology* (应用与环境生物学报), 2013, **19**(5): 759-765 (in Chinese)
- [19] Gao X-Q (高晓奇), Xiao N-W (肖能文), Ye Y (叶瑶), *et al.* Analysis of microbial community functional diversity in the Changqing Oilfield based on Biolog-Eco method. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology* (应用与环境生物学报), 2014, **20**(5): 913-918 (in Chinese)
- [20] Li F-X (李凤霞), Wang X-Q (王学琴), Guo Y-Z (郭永忠), *et al.* Microbial flora and diversity in different types of saline-alkali soil in Ningxia. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), 2011, **25**(5): 107-111 (in Chinese)
- [21] Jiang Y-M (蒋永梅), Yao T (姚 拓), Li J-H (李建宏), *et al.* Effects of different management measures on soil microbial biomass in an alpine meadow. *Acta Prataculturae Sinica* (草业学报), 2016, **25**(12): 35-43 (in Chinese)
- [22] Yang C-D (杨成德), Long R-J (龙瑞军), Xue L (薛莉), *et al.* Seasonal dynamics of soil microbial biomass and enzymatic activities in alpine grasslands of the Eastern Qilian Mountains. *Chinese Journal of Grassland* (中国草地学报), 2014, **36**(2): 78-84 (in Chinese)
- [23] Yang Q (杨 青). The Response of Physic-Chemical Property and Soil Microbial to Grazing and Fertilization on Alpine Meadow. Master Thesis. Lanzhou: Lanzhou University, 2013 (in Chinese)
- [24] Niu D-C (牛得草), Jiang S-G (江世高), Qin Y (秦燕), *et al.* Effects of grazing and fencing on soil microorganisms and enzymes activities. *Pratacultural Science* (草业科学), 2013, **30**(4): 528-534 (in Chinese)
- [25] Lu H (卢 虎), Yao T (姚 拓), Li J-H (李建宏), *et al.* Vegetation and soil microorganism characteristics of degraded grasslands. *Acta Prataculturae Sinica* (草业学报), 2015, **24**(5): 34-43 (in Chinese)
- [26] Zhou H-S (周翰舒), Yang G-W (杨高文), Liu N (刘 楠), *et al.* Plant community and soil microbial characteristics in typical grasslands of different degradation degrees. *Pratacultural Science* (草业科学), 2014, **31**(1): 30-38 (in Chinese)
- [27] Amira F, Mosbah M, Mohamed M. Impact of grazing on soil microbial communities along a chronosequence of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* in arid soils in Tunisia. *European Journal of Soil Biology*, 2012, **50**: 56-63
- [28] Olivera NL, Prieto L, Carrera AL, *et al.* Do soil enzymes respond to long-term grazing in an arid ecosystem? *Plant and Soil*, 2014, **378**: 35-48
- [29] Rui YC, Wang SP, Xu ZH, *et al.* Warming and grazing affect soil labile carbon and nitrogen pools differently in an alpine meadow of the Qinghai-Tibet Plateau in China. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, **11**: 903-914
- [30] Prieto LH, Bertiller MB, Carrera AL, *et al.* Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina. *Geoderma*, 2011, **162**: 281-287
- [31] Lin B, Zhao X, Zheng Y, *et al.* Effect of grazing intensity on protozoan community, microbial biomass, and enzyme activity in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, **17**: 1-11
- [32] Qi S, Zheng H, Lin Q, *et al.* Effects of livestock grazing intensity on soil biota in a semiarid steppe of Inner Mongolia. *Plant and Soil*, 2011, **340**: 117-126
- [33] Li Q, Mayzlish E, Shamir I, *et al.* Impact of grazing on soil biota in Mediterranean grassland. *Land Degradation & Development*, 2005, **16**: 581-592
- [34] Li YM, Wang SP, Jiang LL, *et al.* Changes of soil microbial community under different degraded gradients of alpine meadow. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2016, **222**: 213-222
- [35] Huang S-W (黄世伟). Soil enzyme activity and soil fertility. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报),

1981, **8**(4): 37–39 (in Chinese)

[36] Raiesi F, Beheshti A. Soil C turnover, microbial biomass and respiration, and enzymatic activities following rangeland conversion to wheat-alfalfa cropping in a semi-arid climate. *Environmental Earth Science*, 2014, **72**: 5073–5088

[37] Zhao Y-L (赵亚丽), Guo H-B (郭海斌), Xue Z-W (薛志伟), *et al.* Effects of tillage and straw returning on microorganism quantity, enzyme activities in soils and grain yield. China. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2015, **26**(6): 1785–1792 (in Chinese)

[38] Wang Q-L (王启兰), Wang X (王 溪), Wang C-T (王长庭), *et al.* The relationships between soil enzyme activities in *Kobresia humilis* alpine meadow and soil properties. *Chinese Journal of Grassland* (中国草地学报), 2010, **32**(3): 51–56 (in Chinese)

[39] Sun H-Z (孙浩智). Studies on the Effects of Fertilization and Grazing on Soil Enzyme Activity in Eastern Qinghai-Tibet Plateau. Master Thesis. Lanzhou: Lanzhou University, 2014 (in Chinese)

[40] Li Y-K (李以康), Han F (韩 发), Ran F (冉 飞), *et al.* Effect of typical alpine meadow degradation on soil enzyme and soil nutrient in source region of three rivers. *Chinese Journal of Grassland* (中国草地学报), 2008, **30**(4): 51–58 (in Chinese)

[41] Liu F, Wang S, Liu X, *et al.* Changes of soil enzyme activities in the process of karst forest degradation in Southwest China. International Symposium of Molecular Environmental Soil Science at the Interfaces in the Earth’s Critical Zone, Hangzhou, 2009: 323–324

[42] Kotze E, Sandhage HA, Amelung W, *et al.* Soil microbial communities in different rangeland management systems of a sandy savanna and clayey grassland ecosystem, South Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2017, **107**: 227–245

[43] Tan Y-R (谈嫣蓉), Du G-Z (杜国祯), Chen D-D (陈懂懂), *et al.* Impact of grazing on the activities of soil enzymes and soil nutrient factors in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Lanzhou University* (兰州大学学报), 2012, **48**(1): 86–91 (in Chinese)

[44] He J-Z (贺纪正), Li J (李 晶), Zheng Y-M (郑袁明). Thoughts on the microbial diversity-stability relationship in soil ecosystems. *Biodiversity Science* (生物多样性), 2013, **21**(4): 411–420 (in Chinese)

---

**作者简介** 尹亚丽,女,1977年生,博士研究生. 主要从事草地保护及利用等研究. E-mail: yyL0909@163.com

**责任编辑** 肖 红

---