

藏北高寒草甸土壤线虫群落对围封及自由放牧的响应*

薛会英¹ 罗大庆^{2†} 王鸿源² 屈兴乐²

(1 西藏农牧学院资源与环境学院, 西藏林芝 860000)

(2 西藏农牧学院高原生态研究所, 西藏林芝 860000)

摘要 为了解放牧干扰对藏北高寒草甸的影响, 以及连续围封措施对草地的恢复作用, 2013—2015年连续3年对那曲县围封、自由放牧天然高寒草甸土壤线虫群落进行取样调查及数据分析。结果表明: 围封、放牧样地的线虫个体数量在年际间的变化均较明显, 植食性线虫是整个线虫群落个体数量变化的主要贡献者; 围封样地的线虫个体密度、多样性指数 H' 、丰富度指数SR, 以及优势度指数 λ 的年际变化幅度均大于放牧样地; 食细菌性线虫个体数量及线虫通路比值(NCR)表明放牧样地的有机质转化效率高于围封样地; 成熟度指数(MI)、植物寄生线虫指数(PPI)分析表明, 所研究区域经5年围封, 高寒草甸生态系统稳定性没有明显的提高, 相反, 现有放牧强度维持或者增加了线虫群落的物种多样性, 利于物种共存和草地生态系统稳定性的维持。

关键词 土壤线虫; 生物多样性; 高寒草甸; 西藏

中图分类号 S154.38 **文献标识码** A

藏北草原位于青藏高原腹地, 是我国极为重要的草地生态系统之一。近些年来, 藏北草原退化草地面积增加趋势明显, 据有关资料显示, 2013年该地区的轻度退化草地面积已占到了藏北总土地面积的62.0%^[1]。多数研究者将草地退化的主因归咎于放牧压力^[2-3], 而气候变化作为重要的影响因素, 也受到了学者们的广泛关注^[4-6]。在藏北草原退化最为严重的中部地区, 究竟是放牧干扰还是气候因子主导着高寒草甸的退化趋势, 研究者们对此的看法尚有争论。围封作为常用的退化草地恢复方式, 其对草地的恢复作用也存在着一定的争议。

本课题组前期关于藏北那曲县高寒草甸不同植物群落下土壤线虫群落的调查研究结果显示, 土壤线虫群落对高山嵩草高寒草甸的退化有明显的响应^[7-8]。在已有的研究基础上, 本研究以同区域

高寒草甸为对象, 2013—2015年连续3年对围封、自由放牧天然高寒草甸土壤线虫群落进行取样调查分析, 辅以土壤水、温数据, 试图通过对藏北高寒草甸围封样地和自由放牧样地土壤线虫群落的种类构成、个体数量, 以及生态指标等方面的比较以期达到了解放牧干扰对藏北高寒草甸的影响、以及连续围封措施对草地恢复作用的目的, 为藏北草地资源的合理利用以及当地畜牧业管理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究样地设置在西藏自治区那曲地区那曲县德吉乡切玛热巴村, 中国科学院地理科学与资源研究所西藏那曲站内。地理位置31°38'38.87"N,

* 国家自然科学基金项目(31260144, 31660155)和西藏特色农牧资源研发协同创新中心高原生态项目资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 31260144, 31660155) and the Plateau Ecological Project of Collaborative Innovation Center of Research and Development on Tibetan Characteristic Agricultural and Animal Husbandry Resources

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: dqluo0894@163.com

作者简介: 薛会英(1970—), 女, 山东宁津人, 博士, 教授, 主要从事土壤生态学研究 and 环境科学教学。E-mail: 472425717@qq.com

收稿日期: 2016-08-23; 收到修改稿日期: 2016-11-22; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2017-01-06



92°00'51.44"E, 海拔4 596 m。区域年均气温-2.2 °C, 1月均温-14.5 °C, 全年无绝对无霜期, 每年10月至次年5月为土壤冻结期, 7、8月为植被旺盛生长期。年均降水量406.2 mm, 多集中在6—9月, 属高原亚寒带季风半湿润气候。

此区域土壤为高山草甸土, 地被植物主要优势种及亚优势种有高山嵩草 (*Kobresia pygmaea*)、矮生嵩草 (*K. humilis*)、藏北嵩草 (*K. littledalei*)、二裂委陵菜 (*Potentilla bifurca*)、矮火绒草 (*Leontopodium nanum*)、乳白香青 (*Anaphallis lactea*)、钉柱委陵菜 (*P. saundersiana*)、垂穗披碱草 (*Elymus nutans*)、草地早熟禾 (*Poa pratensis*) 和紫羊茅 (*Festuca rubra*) 等。

1.2 样品采集与分析

本研究设置的自由放牧样地和围封样地地处那曲县。那曲县是一个典型的纯牧业县, 放牧强度较大, 导致该区域草地出现大量秃斑、裸地, 分布着较大面积的轻度退化高寒草甸。

在围栏内 (2010年围栏)、外草地分别设置平行样地3个, 面积均为20 m × 20 m, 样地间距约50 ~ 100 m。2013—2015年, 每年8月, 用内径7 cm土钻对围栏内、外样地进行取样, 每个样地按照随机布点方式选取3个采样点, 分别采集0 ~ 5、5 ~ 10、10 ~ 15、15 ~ 20、20 ~ 25 cm土层原状土样, 按土层组成混合土样。将土样装入聚乙烯袋中, 贴上标签后带回实验室进行后续测定。3年采集用于土壤线虫样品提取的土壤样品共90个。

土壤含水量的测定采用烘干法^[18]。土壤温度、降雨量均来自于为中国科学院地理资源所西藏那曲站自动气象站所监测的数据, 是围封样地每年8月1—31日所测数据的平均值。土壤温度指深度10 cm处的温度。

1.3 土壤线虫的分离与鉴定

称取土壤新鲜样品30.0 g, 浅盘法室温分离48 h^[9], 用孔径为0.045 mm的筛子收集线虫, 用5%甲醛溶液固定线虫。在解剖镜下进行计数, 制片。利用土壤含水量的测定结果, 将线虫个体数量转换成条 · 100 g⁻¹ 干土。

依据 *De Nematoden van Nederland*^[10]、《中国土壤动物检索图鉴》^[11]、《植物线虫分类学》^[12] 和《中国淡水和土壤线虫的研究》^[13], 在体视显微镜下观察, 将线虫鉴定到属。

各属优势度的划分: 个体数量占总捕获量10%以上者, 为优势属 (+++); 个体数量占总捕获量1% ~ 10%者, 为常见属 (++) ; 个体数量占总捕获量1%以下者, 为稀有属 (+)^[14-15]。

根据食性将线虫分为如下几个营养类群: 食细菌性线虫 (Bacterivores)、食真菌性线虫 (Fungivores)、植食性线虫 (Plant-parasites) 和杂食/捕食性线虫 (Omnivores /predators)^[16]。

土壤线虫群落结构分析采用以下指标:

Shannon-Weiner多样性指数: $H' = -\sum_{i=1}^s n_i / N \times \ln (n_i / N)$

Pielou均匀度指数: $J' = H' / \ln S$

Simpson优势度指数: $\lambda = \sum (n_i / N)^2$

Margalef丰富度指数: $SR = (S - 1) / \ln N$

成熟度指数 (Maturity Index, MI, 不包括植食性线虫)^[17]: $MI = \sum c(i) \times p_i$

植物寄生线虫指数 (Plant Parasite Index, PPI)^[17]: $PPI = \sum c(i) \times p_i$

线虫通路比值 (Nematode Channel Ratio, NCR): $NCR = Ba / (Ba + Fu)$

式中, n_i 为第 i 类群的个体数, N 为群落所有类群的个体总数; $c(i)$ 为非植物寄生性 (植物寄生性) 土壤线虫第 i 类群 colonizer-persister 值; S 为类群数; n 为非植物寄生性 (植物寄生性) 土壤线虫类群数; p_i 为土壤线虫群落非植物寄生性 (植物寄生性) 土壤线虫第 i 类群的个体数占群落总个体数的比例; Ba 、 Fu 分别代表食细菌性线虫、食真菌性线虫、植食性线虫的数量。

1.4 数据处理

采用SPSS19.0软件进行单、双因素ANOVA分析和线性相关分析, 以估测不同季节、不同深度土层以及两者交互作用对土壤线虫群落各参数的影响; 用Excel绘制图表及计算。

2 结果

2.1 围封及自由放牧样地土壤线虫群落的种类构成

2013—2015年, 从土壤样品中分离获得线虫共4 044条, 分属于2纲4目38科63属, 其中, 围封样地52属, 自由放牧样地59属, 具体情况见表1。

2013年, 围封样地土壤线虫群落的优势属为 *Tylencholaimus*、*Basiria*、*Cephalenchus* 和 *Tylenchorhynchus*, 分别占群落中线虫个体总数的12.77%、

表1 围封及自由放牧样地土壤线虫群落组成及营养类群c-p值

群落 Community	2013-08			2014-08			2015-08			c-p			
	E		G	E		G	E		G				
	个体数量 ^①	优势度 ^②	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量		优势度		
食真菌性线虫 Fungivores													
<i>Aphelenchus</i>			4	+	5	+	1	+	2	+	5	+	2
<i>Aphelenchoides</i>	6	++	3	+	11	++	22	++	16	++	14	++	2
<i>Ditylenchus</i>	4	+	19	++	27	++	37	++	45	+++	41	++	2
<i>Filenchus</i>	12	++	35	++	15	++	24	++	40	+++	60	++	2
<i>Leptonchus</i>			1	+	8	++	2	+			1	+	4
<i>Tylencholaimus</i>	70	+++	190	+++	101	+++	34	++	20	++	43	++	4
<i>Tylencholaimellus</i>			1	+	7	+							4
植食性线虫 Plant-parasites													
<i>Basiria</i>	96	+++	18	++					29	++	58	++	2
<i>Cephalenchus</i>	63	+++			24	++	6	++	1	+	3	+	2
<i>Ephyadophora</i>					3	+	1	+					2
<i>Helicotylenchus</i>	2	+	71	+++	60	++			1	+	23	++	3
<i>Hemicriconemoides</i>			3	+	1	+							3
<i>Hemicycliophora</i>											9	++	3
<i>Heterodera</i>							2	+					3
<i>Longidorella</i>							1	+	1	+	1	+	5
<i>Longidorus</i>	3	+											5
<i>Loofia</i>			1	+									3
<i>Malenchus</i>	8	++	9	++	60	++	18	++	1	+			2
<i>Merlinius</i>	29	++	21	++	24	++	15	++	7	++	32	++	2
<i>Miculenchus</i>			3	+	44	++	31	++	2	+	3	+	2
<i>Neothoda</i>									1	+			2
<i>Neotylenchus</i>					2	+	1	+			8	++	2

http://pedologica.issas.ac.cn

续表

群落 Community	2013-08			2014-08			2015-08			c-p	
	E		G	E		G	E		G		
	个体数量 ^①	优势度 ^②	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量		优势度
<i>Nothylenchus</i>			3	+							2
<i>Paratylenchus</i>			5	++							2
<i>Pratylenchus</i>			2	+							3
<i>Tichodorus</i>			5	+	5	+	1	+	1	+	3
<i>Tylenchorhynchus</i>	88	+++	48	++	48	++	80	+++	47	+++	2
<i>Tylenchus</i>	2	+	1	+	4	+	14	++	11	++	2
食细菌性线虫 Bacterivores											
<i>Acrobeles</i>	3	+	17	++	23	++	1	+	16	++	2
<i>Acroboloides</i>	1	+	4	+	5	+	4	+	10	++	2
<i>Achromadora</i>					3	+			1	+	3
<i>Alaimus</i>	5	+	17	++	23	++	3	+	64	++	4
<i>Anaplectus</i>	3	+	3	+	2	+	1	+	2	+	2
<i>Cephalobus</i>	30	++	55	++	56	++	21	++	30	++	2
<i>Cervidellus</i>	24	++	77	+++	22	++	34	++	48	+++	2
<i>Chiloplacus</i>	1	+							3	+	2
<i>Cylindrolaimus</i>	1	+			7	+	9	++			3
<i>Eucephalobus</i>							1	+	1	+	2
<i>Prismatolaimus</i>					1	+	1	+			3
<i>Plectus</i>					1	+			2	+	2
<i>Rhabdolaimus</i>	1	+	3	+	1	+	1	+	19	++	3
<i>Teratocephalus</i>					2	+			1	+	3
<i>Wilsonema</i>	19	++	1	+	3	+			3	+	2
杂食/捕食性线虫 Omnivores - predators											
<i>Aetholaimus</i>					9	++	12	++	1	+	5
<i>Aporcelaimellus</i>			2	+	25	++	18	++	6	++	5

http://pedologica.issas.ac.cn

续表

群落 Community	2013-08				2014-08				2015-08				c-p	
	E		G		E		G		E		G			
	个体数量 ^①	优势度 ^②	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量	优势度	个体数量	优势度		
<i>Aporcelaimus</i>	2	+			1	+							5	
<i>Axonchium</i>	1	+			2	+			1	+			5	
<i>Campydora</i>					1	+							4	
<i>Chrysonemoides</i>												3	5	
<i>Clarkus</i>					1	+							4	
<i>Discolaimus</i>	5	+	4	+	4	+			1	+		2	5	
<i>Dorylaimellus</i>	4	+	4	+	17	++			11	++		7	5	
<i>Ecumenicus</i>					6	+							4	
<i>Dorylaimoides</i>	5	+											5	
<i>Enchodelus</i>	3	+			23	++			10	++		13	4	
<i>Eudorylaimus</i>	10	++	18	++	1	+							4	
<i>Labronema</i>	30	++	40	++	9	++			1	+			4	
<i>Mesodorylaimus</i>					4	+			4	+		1	4	
<i>Microdorylaimus</i>					4	+						5	4	
<i>Myiodiscus</i>	2	+	5	+								3	5	
<i>Myilonchulidae</i>	3	+									2		4	
<i>Nygotlaimellus</i>					1	+							5	
<i>Nygotlaimus</i>	12	++	18	++	9	++			11	++		8	5	
个体数量 Number of individuals	548		707		707				476			385	0	737
Total Number of genus	33		34		42				42			31		39

注：E, 围封样地; G, 自由放牧样地。下同。+++：优势属；++：常见属；+：稀有类群；-：未出现 Note: E, Enclosed lot; G, Free grazing lot. The same below. +++: Dominant genu; ++: Common genus; +: Rare genus; -: No observed. ①Number of individuals ②Dominance

17.52%、11.50%和16.06%，共57.85%；*Cephalobus*等10属为常见属，共占群落中线虫个体总数的32.85%；*Discolaimus*等19属为稀有属，共占9.31%。自由放牧样地的优势属为*Tylencholaimus*、*Helicotylenchus*、*Cervidellus*，分别占群落中线虫个体总数的26.87%、10.04%、10.89%，共47.80%；*Cephalobus*等12属为常见属，共占群落中线虫个体总数的44.56%；*Tichodorus*等20属为稀有属，共占7.63%。

2014年，围封样地的优势属为*Tylencholaimus*，占群落中线虫个体总数的14.29%，*Helicotylenchus*等20属为常见属，共占群落中线虫个体总数的75.93%，*Tylencholaimellus*等21属为稀有属，仅占9.75%；自由放牧样地的优势属为*Tylenchorhynchus*，占个体总数的16.81%；*Ditylenchus*等18属为常见属，共占74.55%，*Acrobeloides*等23属为稀有属，仅占8.61%。

2015年，围封样地的优势属为*Ditylenchus*、*Filenchus*、*Tylenchorhynchus*、*Cervidellus*，分

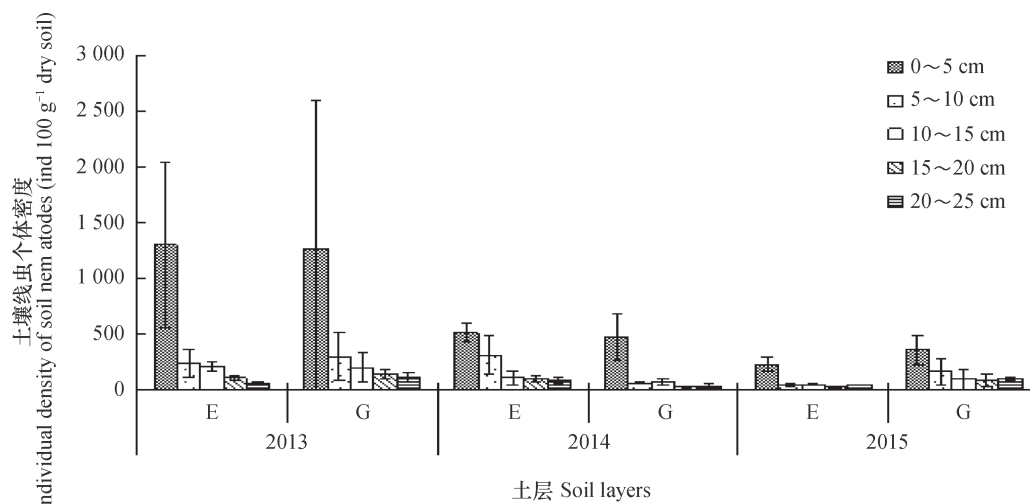
别占群落中线虫个体总数的11.69%、10.39%、12.21%、12.47%，共46.76%，*Cephalobus*等12属为常见属，共占48.07%，*Wilsonema*等15属为稀有属，仅占5.2%；自由放牧样地的优势属为*Cervidellus*，占群落中线虫个体总数的18.45%，*Acrobeles*等17属为常见属，共占71.62%，*Aporcelaimellus*等21属为稀有属，占9.93%。

2.2 围封及自由放牧样地土壤线虫群落个体密度及营养结构

2.2.1 土壤线虫群落个体密度

2013年，围封样地和自由放牧样地间的土壤线虫群落个体密度差异不显著；2014年自由放牧样地显著低于围封样地（ $p < 0.05$, $n=45$ ），2015年自由放牧样地显著高于围封样地（ $p < 0.01$ ）。年际间变化明显，而围封样地的变化更为显著。

具体到不同的土层，0~5 cm层的土壤线虫群落个体密度在样地间的差异不显著。5~10 cm层无论是在样地间还是年际间均无明显差异。10~15 cm层的土壤线虫群落个体密度在样地间差异不显著。



注：均值 ± 标准偏差。下同 Note: Means ± SD. The same below

图1 土壤线虫个体密度的垂直分布及年际变化

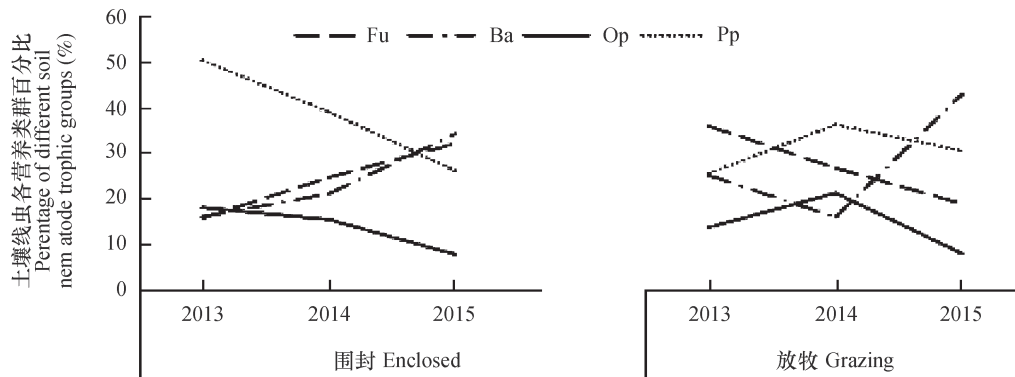
Fig. 1 Vertical distribution of soil nematode individuals density and its interannual variation

2.2.2 土壤线虫群落的营养结构

从调查结果可以看出，围封样地和自由放牧样地的各营养类群的相对数量在年际间均有不同程度的波动。围封样地植食性线虫在群落中的百分比率总体而言从2013年至2015年其年际变化呈下降趋势，食真菌性线虫则表现为略有上升，这两种营养类群在自由放牧样地的变

化情况刚好相反；两个样地的食细菌性线虫和杂食/捕食性线虫随年际变化的趋势相同（图2）。

统计分析结果表明，植食性线虫和食真菌性线虫的个体数量在两样地间无显著差异；自由放牧样地的植食性线虫和食真菌性线虫个体数量年际间变化均不明显。由图3可见，自由放牧样地的食细



注: Fu, 食真菌性线虫; Ba, 食细菌性线虫; Op, 杂食/捕食性线虫; Pp, 植食性线虫 Note: Fu, Fungivores; Ba, Bacterivores; Op, Omnivores /predators; Pp, Plant-parasites

图2 土壤线虫群落不同营养类群百分比率的年际变化

Fig. 2 Interannual variation of relative abundances of soil nematode trophic groups

菌性线虫个体数量显著高于围封样地 ($p < 0.05$, $n=45$), 围封样地食细菌性线虫个体数量年际间无明显变化, 而自由放牧样地2015年显著高于前2年 ($p_{2013} < 0.05$, $p_{2014} < 0.01$, $n=15$)。杂食/捕食性线虫个体数量在样地间无显著差异, 两样地年际间均无明显变化。

2.3 围封及自由放牧样地土壤线虫群落生态指数

2.3.1 多样性指数 采用多样性指数 H' 、均匀度指数 J' 、优势度指数 λ 及丰富度指数SR来表征围封样地和自由放牧样地土壤线虫群落的生物多样性(表2)。

根据LSD和Duncan检验结果, 围封样地多样性指数 H' 在2014年显著高于2013年和2015年 ($p_{2013} < 0.01$, $p_{2015} < 0.01$), 而2013年和2015年之间无显著差异; 自由放牧样地多样性指数 H' 年际间变化不显著。

丰富度指数SR与多样性指数 H' 的变化情况一致, 围封样地2014年的数值显著高于2013年和2015年 ($p_{2013} < 0.01$, $p_{2015} < 0.01$, $n=15$), 2013年和2015年间无显著差异; 自由放牧样地多样性指数 H' 年际间变化不显著。

均匀度指数 J' , 围封样地年际间变化不显著; 自由放牧样地2014年的数值显著高于2013年和2015年 ($p_{2013} < 0.01$, $p_{2015} < 0.05$, $n=15$), 2013年和2015年间无显著差异。

优势度指数 λ , 围封样地2014年的数值显著低于2013年和2015年 ($p_{2013} < 0.05$, $p_{2015} < 0.01$, $n=15$), 2013年和2015年间无显著差异; 自由放牧样地年际间变化不显著。

2.3.2 功能性指数 采用成熟度指数MI、植物寄生线虫指数PPI, 以及线虫通道指数NCR, 说明围封样地和自由放牧样地土壤线虫群落功能结构特征(表3)。

根据LSD和Duncan检验结果, 围封样地的MI值随围封时间增加呈逐渐降低的趋势, 2013年和2015年间差异极显著 ($p < 0.01$, $n=15$); 而在自由放牧样地, 2015年的MI值明显低于前2年 ($p_{2013} < 0.01$, $p_{2014} < 0.01$, $n=15$), 2013年与2014年之间差异不显著, 与围封样地变化趋势相同。

围封样地PPI年际间变化不显著; 自由放牧样地, 2013年明显高于2014及2015年 ($p_{2014} < 0.01$, $p_{2015} < 0.01$, $n=15$), 2014及2015年间差异显著 ($p < 0.05$, $n=15$)。

围封样地2013年的通道指数(NCR)明显低于2014年 ($p < 0.01$, $n=15$), 与2015年之间差异不显著; 自由放牧样地, 2015年明显高于前2年 ($p_{2013} < 0.05$, $p_{2014} < 0.01$, $n=15$), 2013年与2014年之间差异不显著。

2.4 土壤温湿度对土壤线虫群落的影响

土壤含水量在年际间变化较大。围封样地2015年的土壤含水量与前两年相比均达极显著差异水平 ($p_{2013} < 0.01$, $p_{2014} < 0.01$, $n=15$), 2013年与2014年之间也存在明显差异 ($p < 0.05$)。自由放牧样地有相似的变化趋势, 3年间均达极显著差异水平 ($p < 0.01$, $n=15$)。样地间, 2013年差异明显 ($p < 0.05$), 2014及2015年均无明显差异(表4)。

相关性分析结果显示, 土壤线虫群落的个体数量与土壤含水量之间存在着显著的正相关关系。土

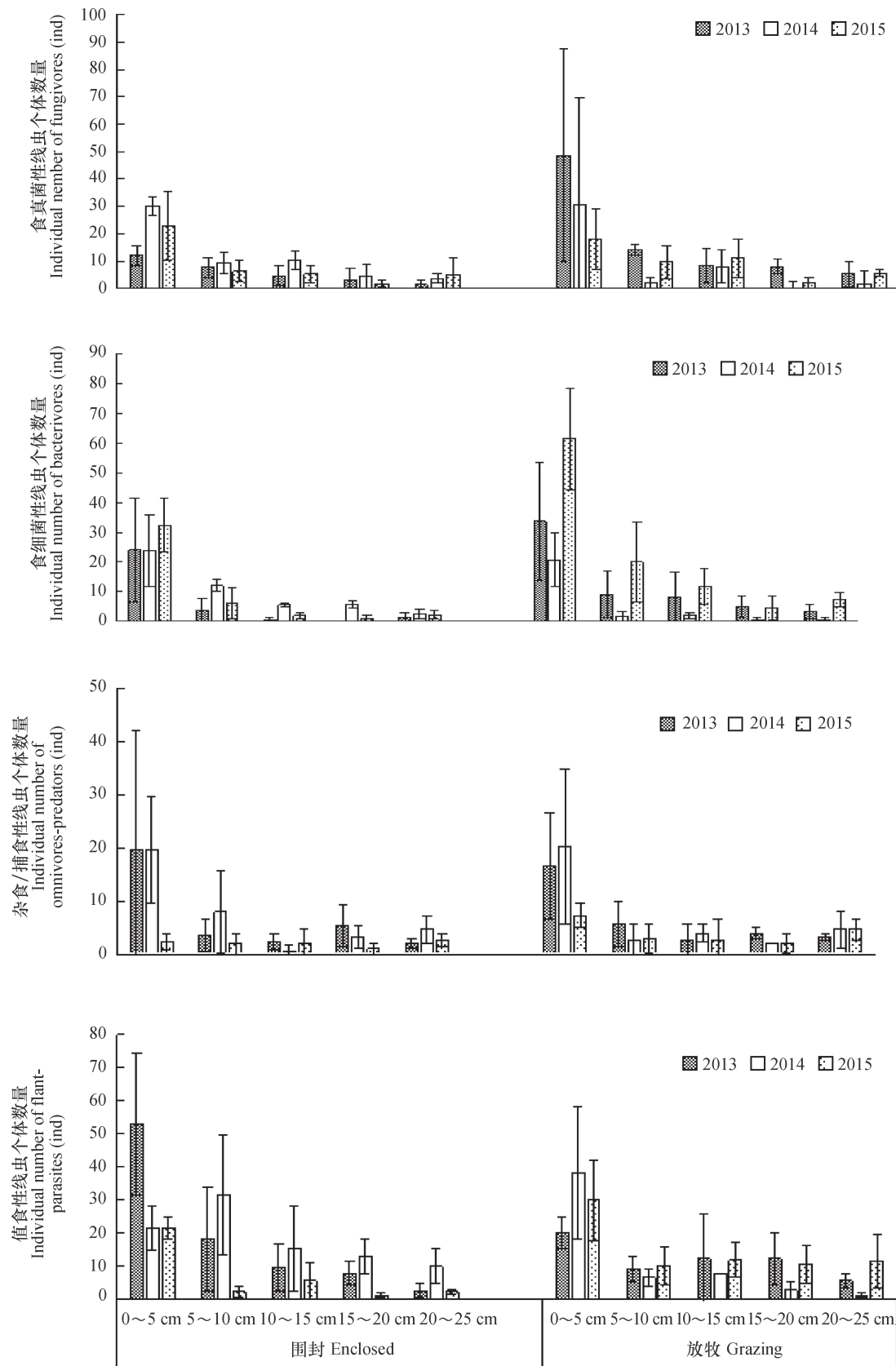


图3 土壤线虫群落不同营养类群个体数量的时空分布

Fig. 3 Spatio-temporal variation of individual density, relative to soil nematode trophic groups

表2 土壤线虫群落多样性指数

Table 2 Diversity index of the soil nematode communities

指数 Index	年份 Year	围封 Enclosed	放牧 Grazing
H'	2013	2.00 ± 0.38a	1.76 ± 0.33a
	2014	2.27 ± 0.41b*	1.87 ± 0.58a
	2015	1.71 ± 0.47a**	2.20 ± 0.30a
J'	2013	0.86 ± 0.08a	0.86 ± 0.11a
	2014	0.88 ± 0.06a*	0.93 ± 0.04b
	2015	0.88 ± 0.09a	0.87 ± 0.06a
λ	2013	0.18 ± 0.07a	0.22 ± 0.09a
	2014	0.14 ± 0.07b	0.18 ± 0.07a
	2015	0.24 ± 0.10a*	0.15 ± 0.06a
SR	2013	2.83 ± 0.87a	2.41 ± 0.56a
	2014	3.52 ± 1.06b**	2.65 ± 0.91a
	2015	2.39 ± 0.87a**	3.29 ± 0.63a

注：平均值 ± 标准偏差。*：围封样地与自由放牧样地之间的差异达显著水平 ($p < 0.05$)；**：围封样地与自由放牧样地之间的差异达极显著水平 ($p < 0.01$)。均由Duncan法检验。下同 Note: Means ± SD. *: Significant difference between enclosed lot and free grazing lot ($p < 0.05$)；**：Extremely significant difference between enclosed lot and free grazing lot ($p < 0.01$)。By Duncan to test. The same below

表3 土壤线虫群落功能性指数

Table 3 Functional index of the soil nematode communities

指数 Index	年份 Year	围封 Enclosed	放牧 Grazing
MI	2013	3.72 ± 0.51a	3.36 ± 0.25a
	2014	3.30 ± 0.51a	3.66 ± 0.69a
	2015	2.88 ± 0.72b	2.75 ± 0.51b
PPI	2013	2.19 ± 0.44a	2.43 ± 0.33a
	2014	2.24 ± 0.30a*	2.01 ± 0.02b
	2015	2.10 ± 0.39a	2.16 ± 0.17c
NCR	2013	0.26 ± 0.32a	0.46 ± 0.29a
	2014	0.51 ± 0.21b	0.33 ± 0.28a
	2015	0.44 ± 0.20a	0.64 ± 0.23b*

表4 不同样地土壤含水量及温度

Table 4 Soil moisture and temperature in the enclosed lot and free grazing lot

年份 Year	土壤含水量		降水量 Precipitation (mm)	土壤温度 Soil temperature (°C)
	Soil moisture content (%)			
	围封 Enclosed	放牧 Grazing		
2013	16.42 ± 9.69*	12.66 ± 5.28	85.4	12.1
2014	22.01 ± 9.37	18.99 ± 8.17	91.8	12.2
2015	2.84 ± 0.92	3.23 ± 1.74	72.6	13.1

表5 土壤线虫群落不同营养类群与土壤温湿度的相关系数 r

Table 5 Correlation coefficients of soil moisture and temperature with nematodes relative to trophic group

营养类群 Trophic group	土壤含水量 Soil moisture content (%)		土壤温度 Soil temperature (°C)
	围封 Enclosed	放牧 Grazing	
Fu	0.394**	0.389**	-0.438
Ba	0.338*	-0.007	-0.121
Op	0.579**	0.553**	-0.310
Pp	0.621**	0.303*	-0.713*
总数 Number (ind. 30g fresh soil ⁻¹)	0.625**	0.313*	-0.750*

注：*：在0.05（双侧）水平显著相关；**：在0.01（双侧）水平显著相关。Note：*：Significant correlation at the 0.05 level (2-tailed)；**：Significant correlation at the 0.01 level (2-tailed)

壤线虫不同营养类群与土壤含水量之间的关系有一定差异，食真菌性线虫、杂食/捕食性线虫及植食性线虫与土壤含水量均有显著的相关性，食细菌性线虫与水含量的相关性相对较弱。围封样地的相关性大于自由放牧样地。土壤线虫群落的个体数量与土壤温度之间为显著负相关。四种营养类群中的植食性线虫与土壤温度显著负相关，其他类群则无明显相关性。

3 讨论

2013—2015年连续3年的调查结果显示，围封、放牧样地土壤线虫群落的种类构成存在一定的差异。围封样地3年取样共获得52属，而自由放牧样地达59属，经过3~5 a围封，物种多样性在年际间有一定的波动，但总体呈下降趋势。食真菌性线虫 *Tylencholaimus* 在2013年的围封、放牧样地中均为优势属，但在2014及2015年，其优势性逐渐下降，在围封样地中，同为食真菌性线虫的 *Tylenchorhynchus* 成为优势属，而在放牧样地中，则是食细菌性的 *Cervidellus* 逐渐成为优势属。围封、放牧样地土壤线虫群落的种类构成结果表明，在研究区域的高寒草甸样地，现有的放牧强度维持或者增加了线虫群落的物种多样性，利于物种共存和草地生态系统稳定性的维持，这种情况在2015年降雨量减少，土壤含水量出现大幅度降低时表现得尤为明显。土壤线虫群落优势属的变化，使土壤食物网的营养结构也相应发生了变化。

围封、放牧样地的线虫个体密度在年际间的

变化均较明显，这种变化主要发生在0~5 cm层和10~15 cm层，在土壤的垂直方向上表现出非连续性的特征。围封样地的变化幅度较放牧样地大。本研究通过相关性分析发现，植食性线虫作为群落中比重较大的一个营养类群，其对水热条件非常敏感，因此成为整个线虫群落个体数量变化的主要贡献者，并且，围封样地土壤线虫群落的种类构成和个体数量相对自由放牧样地更易受到环境水、热条件的影响，对降雨量及土壤温度变化所做出的响应也更为明显，因此，线虫个体密度在年际间的变化幅度大于自由放牧样地。

研究结果表明，自由放牧样地的食细菌性线虫个体数量明显高于围封样地。同时，放牧样地植食性线虫百分比率随年际变化有增加的趋势，食真菌性线虫则呈下降趋势，这两种营养类群在围封样地的变化情况刚好相反。以上情况与申飞等^[19]的实验结果有相似之处：放牧样地由于牲畜粪尿直接进入草地，土壤有效养分含较高，引起植物群落以及土壤微生物群落的生物量增加，由于食物来源更加丰富，导致植食性线虫、食细菌性线虫数量增加，尤其是食细菌性线虫，其个体数量明显高于围封样地。此外，相关研究发现，食细菌性线虫对细菌的捕食会造成细菌的正反馈响应，使细菌的生物量和活性均得到提高^[20-23]，此研究结果与Carpenter等提出的营养动态假说一致，即一个营养级在受到上一营养级适度捕食压力下，生物量将达到最大，这也会导致自由放牧样地的食细菌性线虫个体数量高于围封样地。因而，自由放牧样地在土壤养分矿化效率等方面要高于围封样地，这与NCR值所反映的

结果一致,即放牧样地的有机质转化效率高于围封样地。这或许也是围封样地物种多样性降低的原因之一。食真菌性线虫的下降趋势与Villenave等^[24]的在草地添加有机肥的实验结果一致。

杂食/捕食性线虫决定着土壤食物网的复杂程度^[25],是对环境压力及干扰最敏感的营养类群。杂食/捕食性线虫个体数量在样地间无显著差异,两样地年间也无明显变化,此调查结果说明,无论是自由放牧还是围封措施,对土壤食物网的结构均没有产生明显的影响。

2013年的调查结果显示,围封措施使土壤线虫个体密度下降,但物种多样性和丰富度却升高,并使土壤线虫群落中的植食性线虫所占比重下降,这些数据均表现出围封措施有利于高寒草甸生态系统的正向演替。但对3年所获得的MI值、PPI值进行统计分析的结果表明,围封措施在生态系统稳定性方面不但没有明显的提高作用,反而出现了下降趋势,并且,围封样地的多样性指数 H' 、丰富度指数SR,以及优势度指数 λ 在年际间的变化幅度均大于自由放牧样地,也说明了围封样地土壤线虫群落相对自由放牧样地更易受到环境水、热条件的影响,稳定性下降。

4 结 论

藏北高寒草甸经过5年的短期围封措施,生态系统稳定性并没有明显的提高,现有放牧强度也没有使高寒草甸生态系统产生明显的退化趋势,因此,可以认为在研究区域内,现有自由放牧强度尚在合理范围内,没有对草地造成退化压力,相反,适当强度的放牧干扰有利于生态系统稳定性的维持;3年围封措施对高寒草甸的保护及恢复有一定的正向作用,但随着围封时间的增加,反而会导致高寒草甸生态系统的稳定性下降。

参 考 文 献

- [1] Wang J S, Zhang X Z, Chen B X, et al. Causes and restoration of degraded alpine grassland in Northern Tibet. *Journal of Resources and Ecology*, 2013, 4 (1): 43—49
- [2] 张建国, 刘淑珍, 李辉霞, 等. 西藏那曲地区草地退化驱动力分析. *资源调查与环境*, 2004, 25 (2): 116—122
Zhang J G, Liu S Z, Li H X, et al. Analysis on the retrogression of the pasture in Naqu Prefecture, Tibetan Autonomous Region (In Chinese). *Resources Survey & Environment*, 2004, 25 (2): 116—122
- [3] 王亚军, 魏兴琥, 杨萍. 超载放牧对那曲地区高山高草草甸植被退化的影响. *兰州大学学报(自然科学版)*, 2005, 41 (1): 32—38
Wang Y J, Wei X H, Yang P. Effects of over-grazing on vegetation degradation of *Kobresia pygmaea* meadow in Nagqu, Tibet (In Chinese). *Journal of Lanzhou University (Natural Sciences)*, 2005, 41 (1): 32—38
- [4] 徐满厚, 刘敏, 翟大彤, 等. 青藏高原高寒草甸生物量动态变化及与环境因子的关系基于模拟增温实验. *生态学报*, 2016, 36 (18): 5759—5767
Xu M H, Liu M, Zhai D T, et al. Dynamic changes in biomass and its relationship with environmental factors in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau, based on simulated warming experiments (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36 (18): 5759—5767
- [5] 沈振西, 孙维, 李少伟, 等. 藏北高原不同海拔高度高寒草甸植被指数与环境温湿度的关系. *生态环境学报*, 2015, 24 (10): 1591—1598
Shen Z X, Sun W, Li S W, et al. Relationships between vegetation indices and environmental temperature and moisture in an alpine meadow along an elevation gradient in the Northern Tibet (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24 (10): 1591—1598
- [6] 刘正佳, 邵全琴. 三江源地区植被覆盖度变化及其与气候因子的关系. *水土保持研究*, 2014, 21 (6): 334—339
Liu Z J, Shao Q Q. Vegetation coverage change and its response to climate change in three-river headwaters region (In Chinese). *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, 21 (6): 334—339
- [7] 薛会英, 胡锋, 罗大庆. 藏北高寒草甸植物群落对土壤线虫群落的影响. *土壤学报*, 2013, 50 (3): 507—516
Xue H Y, Hu F, Luo D Q. Effect of plant community on soil nematode community in alpine meadows in North Tibet (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (3): 507—516
- [8] 薛会英, 胡锋, 罗大庆. 藏北高寒草甸植物群落对土壤线虫群落功能结构的影响. *生态学报*, 2013, 33 (5): 1482—1494
Xue H Y, Hu F, Luo D Q. Effects of alpine meadow plant communities on soil nematode functional structure in Northern Tibet, China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (5): 1482—1494

- [9] 毛小芳, 李辉信, 陈小云, 等. 土壤线虫三种分离方法效率比较. 生态学杂志, 2004, 23 (3) : 149—151
Mao X F, Li H X, Chen X Y, et al. Extraction efficiency of soil nematodes by different methods (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 2004, 23 (3) : 149—151
- [10] Bongers T. De Nematoden van Nederland. Utrecht: Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 1988
- [11] 尹文英. 中国土壤动物检索图鉴. 北京: 科学出版社, 1998
Yin W Y. Pictorial keys to soil animals of China (In Chinese). Beijing: Science Press, 1998
- [12] 谢辉. 植物线虫分类学. 第2版. 北京: 高等教育出版社, 2005
Xie H. Taxonomy of plant nematodes (In Chinese). 2nd ed. Beijing: Higher Education Press, 2005
- [13] 吴纪华. 中国淡水和土壤线虫的研究. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 1999
Wu J H. Studies on freshwater and soil nematodes of China (In Chinese). Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 1999
- [14] Liang W J, Zhang W M, Li W G, et al. Effect of chemical fertilizer on nematode community composition and diversity in the black soil region. Chinese Biodiversity, 2001, 9 (3) : 237—240
- [15] 吴东辉, 尹文英, 卜照义. 松嫩草原中度退化草地不同植被恢复方式下土壤线虫的群落特征. 生态学报, 2008, 28 (1) : 1—12
Wu D H, Yin W Y, Bu Z Y. Changes among soil nematode community characteristics in relation to different vegetation restoration practices in the moderate degraded grasslands of Songnen (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2008, 28 (1) : 1—12
- [16] Yeates G W, Bonges T, de Goede R G M, et al. Feeding habits in soil nematode families and genera—An outline for soil ecologists. Journal of Nematology, 1993, 25: 315—331
- [17] Bongers T. The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia, 1990, 83: 14—19
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999
Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999
- [19] 申飞, 郭瑞, 朱同彬, 等. 蚓粪和益生菌配施对设施番茄地土壤线虫群落的影响. 土壤学报, 2016, 53 (4) : 207—218
Shen F, Guo R, Zhu T B, et al. Effect of combined application of vermicompost and probiotics on soil nematode communities in greenhouse tomato field (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2016, 53 (4) : 207—218
- [20] 陈小云, 李辉信, 胡锋, 等. 食细菌线虫对土壤微生物量和微生物群落结构的影响. 生态学报, 2004, 24 (12) : 2825—2831
Chen X Y, Li H X, Hu F, et al. Effect of bacterivorous nematode on soil microbial biomass and microbiocoenosis (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2004, 24 (12) : 2825—2831
- [21] 刘雨迪, 陈小云, 刘满强, 等. 不同稻作年限下土壤微生物学性质和线虫群落特征的变化. 生物多样性, 2013, 21 (3) : 334—342
Liu Y D, Chen X Y, Liu M Q, et al. Changes in soil microbial properties and nematode assemblage over time during rice cultivation (In Chinese). Biodiversity Science, 2013, 21 (3) : 334—342
- [22] Fu S L, Ferris H, Brown D, et al. Does the positive feedback effect of nematodes on the biomass and activity of their bacteria prey vary with nematode species and population size? Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37 (11) : 1979—1987
- [23] 胡锋, 李辉信, 谢涟琪, 等. 土壤食细菌线虫与细菌的相互作用及其对N、P矿化—生物固定的影响及机理. 生态学报, 1999, 19 (6) : 914—920
Hu F, Li H X, Xie L Q, et al. Interactions of bacterivorous nematode and bacteria and their effects on mineralization-immobilization of nitrogen and phosphorus (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 1999, 19 (6) : 914—920
- [24] Villenave C, Saj S, Pablo A L, et al. Influence of long-term organic and mineral fertilization on soil nematofauna when growing *Sorghum bicolor* in Burkina Faso. Biology and Fertility of Soils, 2010, 46 (7) : 59—670
- [25] Polis G A, Strong D R. Food web complexity and community dynamics. American Naturalist, 1996, 147: 813—846

Effects of Free Grazing or Enclosure on Soil Nematodes in Alpine Meadows in North Tibet, China

XUE Huiying¹ LUO Daqing^{2†} WANG Hongyuan² QU Xingle²

(¹ College of Resources and Environment, Tibet College of Agriculture and Animal Husbandry, Linzhi, Tibet 860000, China)

(² Institute of Plateau Ecology, Tibet College of Agriculture and Animal Husbandry, Linzhi, Tibet 860000, China)

Abstract 【Objective】 The North Tibet Prairie lies in the inland of the Qinghai-Tibet Plateau and is one of the most important grassland ecosystems in China. Recent years have witnessed an apparent rising trend of the expansion of severely degraded grassland in area. According to relevant data available, in 2013, the area of slightly degraded grassland expanded to cover 62.0% of the total of the prairie. 【Method】 During the initial period of this research project, an investigation was carried out of soil nematode communities under different plant communities in the alpine meadow of Nagqu County of North Tibet. It was found that soil nematode communities responded significantly to degradation of grassland. On such a basis, the research went on with collecting soil samples from two tracts of natural grassland in the same area, one enclosed and the other exposed to free grazing for 3 years in a row (2013—2015), for analysis of changes in soil nematode communities along the soil profile (0~25 cm), with soil moisture and temperature taken into account, in an attempt to explore effects of grazing on alpine meadow, and effects of enclosure on degraded alpine meadow. Soil nematodes in the soil samples were collected using the shallow basin method and analyzed for composition, number of individuals, and diversity of the nematode communities, and their relationships with soil temperature and water content. 【Result】 Results show that the two tracts of grasslands differed sharply in all the indices of soil nematode community. The nematode community in the enclosed tract were higher than that in the grazing tract in nematodes individual density, diversity index (H'), species richness (SR), and dominance index (λ). The number of nematode individuals varied greatly from year to year in both tracts. Phytophagous nematodes are the major contributor to the changes in nematode population of the community. The number of bacterivores and nematode channel ratio (NCR) value shows that the grazing tract was higher than the enclosed tract in organic matter conversion efficiency. In the studied area under the same grazing intensity as it has, maintaining or increasing species diversity of the nematode community is conducive to species coexistence and ecosystem stability of the grassland. Maturity index (MI) and plant parasite index (PPI) values demonstrate that the five years of enclosure did not have any obvious positive effect on stability of the ecosystem. 【Conclusion】 Composition, individual density, diversity index and other indexes of soil nematode communities may reflect to a certain extent conditions of the environment they live in. All the findings in this study indicate that in the studied region, the current grazing practices are still within the reasonable extent do not have any pressure forcing the grassland to degrade. So free grazing controlled within a certain intensity may contribute to maintenance of the stability of the grassland ecosystem.

Key words Nematode; Biodiversity; Alpine grassland ecosystem; Tibet

(责任编辑: 卢萍)