

# 围封对内蒙古中东部草原植物群落和土壤线虫群落的影响

桑媛<sup>1,2</sup>, 贾尝<sup>2</sup>, 阮维斌<sup>2\*</sup>, 马成仓<sup>1</sup>, 高玉葆<sup>1,2</sup>

1. 天津师范大学生命科学学院, 天津 300387; 2. 南开大学生命科学学院, 天津 300071

**摘要:** 2007年8月在中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站的退化样地(对照)、围封5a样地和围封24a样地, 调查地上部植物群落、土壤性质和地下部土壤线虫群落。结果表明, 围封处理能显著提高土壤水分质量分数, 土壤深度和围封处理对土壤pH的交互作用显著。随着围封年限的增加, 地上植物的多度、生物量和单株生物量都显著增加, 而3个样地的多样性和均匀度均为围封24a样地>退化样地>围封5a年样地; 随着围封年限的增加, 大针茅(*Stipa grandis*)、苔草(*Carex duriuscula*)、羊草(*Leymus chinensis*)、锦鸡儿(*Cleistogenes squarrosa*)、双齿葱(*Allium bidentatum*)的生物量都呈现递增的趋势; 围封5a样地上冰草(*Agropyron cristatum*)和野韭(*Allium ramosum*)的生物量最大, 围封24a样地上苔草、羊草、双齿葱的生物量最大。

调查样地线虫的密度平均为9.79 g<sup>-1</sup>(以干土计), 分别隶属于线虫动物门的90个属。植物寄生类线虫和食细菌类线虫分别占到总数的35%和40%, 优势类群是丽突属(*Acrobeles*)和矮化属(*Tylenchorhynchus*), 二者共占总捕获个体数量的31.4%。围封24a样地的结构指数显著高于退化样地, 其它指标差异不显著。由此可知, 围封有助于改善土壤理化性质; 从围封角度来看, 植物群落比线虫群落的反应明显得多, 二者并未出现同步反应。

**关键词:** 线虫; 草原; 围封; 植物群落; 线虫群落

中图分类号: Q948

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906(2010)10-2332-07

近年来, 由于人类诸如过度放牧和刈割等行为, 使草原的沙化和退化日益严重。1987年内蒙古自治区退化草场面积为35.6%, 至1995年退化面积则高达60.1%<sup>[1]</sup>, 锡林河流域1999年退化草地面积已高达72%<sup>[2]</sup>。过度放牧使全球土壤侵蚀和盐渍化面积大大增加, 是土壤退化的主要驱动因素<sup>[3]</sup>, 严重影响着土壤的理化性状。已有许多学者就放牧对内蒙古草原的影响做过相关研究<sup>[4]</sup>。长期无节制管理的超载放牧必然造成系统物质输入和输出的不平衡, 最终导致草原生态系统退化<sup>[5]</sup>。

作为退化草地的恢复方式之一, 围封不仅在修复植物方面有效, 还在改良土壤营养物状态和减少腐蚀方面有效<sup>[6]</sup>。以往的学者多着眼于围封后植被恢复和土壤性状方面的研究<sup>[7]</sup>, 对地下部尤其是对土壤生物的生态功能给予的关注较少<sup>[8]</sup>, 而地下部分的土壤生物在土壤物质循环和植物演替中具有重要的作用<sup>[9]</sup>。线虫是重要的土壤动物, 按营养类型分为植物寄生线虫、食细菌线虫、食真菌线虫、杂食性线虫和捕食性线虫5个功能群<sup>[10]</sup>。线虫对生境变化反应灵敏<sup>[11]</sup>, 其群落多样性可以反映土壤环境条件的变化, 且易于取样, 世代时间短, 所以已被广泛应用于指示土壤环境状况<sup>[12-13]</sup>。不同环境条件及管理措施下土壤线虫群落变化已受到国内外

学者的广泛重视<sup>[14-17]</sup>。鉴于线虫群落的重要生态指示作用, 本文拟利用土壤线虫群落变化为标志来评价围封对退化草原的恢复效果。

“中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站”围封试验地经过长期围封, 地上部植物群落的改善已显而易见, 植物群落同时获得高的物种丰富度, 生产力和生态系统稳定<sup>[18-19]</sup>。而地下部的恢复情况尚未可知。本文重点研究了地下部线虫群落的变化, 通过地上部和地下部的关系, 来探讨围封对退化草原恢复的意义。

## 1 研究方法

### 1.1 样地选择与设置

研究地点位于43°38' N, 116°42' E, 属于温带大陆性季风气候。年平均降水量约350 mm, 集中在6—8月份, 占全年降水量的60%~75%, 且降水的年际变化显著。年蒸发量1600~2200 mm。平均温度为0.18 °C, 最冷月平均气温为-21.6 °C, 最热月平均气温为18.2 °C。该区域土壤为栗钙土, 植被为羊草(*Leymus chinensis*)+大针茅(*Stipa grandis*)典型草原群落, 放牧退化后演变为米氏冰草(*Agropyron michnoi*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、灰藜(*Chenopodium graucum*)和星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)等群落。

基金项目: 国家重点基础研究发展计划项目(2007CB106802)

作者简介: 桑媛(1986年生), 女, 硕士研究生, 研究方向为线虫生态学方向。E-mail: sweet\_and\_tea@126.com

\*通信作者, E-mail: ruanweibin2004@hotmail.com

收稿日期: 2010-10-02

试验选取自由放牧、围封 5 a 和围封 24 a 的 3 块样地。具体情况如下:

(1) 围封 24 a 样地: 1983 年围封的退化群落恢复样地。至 2007 年取样时已恢复 24 a, 基本接近原生草原, 群落状态处于恢复之中。

(2) 围封 5 a 样地: 2002 年围封的退化群落恢复样地, 至 2007 年取样时已恢复 5 a。紧挨围封 24 a 的样地, 与之仅一栏之隔, 生境条件和群落状态与围封 24 a 样地基本相似。

(3) 自由放牧样地: 距围封围栏外 100 m 处未围封的退化样地, 采样时仍为严重退化草原群落。

### 1.2 样品采集与处理

2007 年 8 月 15 日于研究样地平缓典型区域取土壤和植物样品。

植物取样方法: 在每个样地分别设置 100 m 样线, 每隔 10 m 设置一个 1 m×1 m 样方, 共取 10 个样方。沿地面按种类逐一割取地上部植物, 记录每种植物的植株数, 并分别装入牛皮信封袋, 带回南开大学生态学实验室, 于 80 °C 下烘干 48 h 后并称干质量。根据每种植物的生物量计算植物群落的物种多样性。

土壤取样方法: 在上述剪完植物样的样方里用直径 4 cm 土钻分别采集深度 0~10 cm、10~20 cm 和 20~30 cm 的土壤样品, 每个样地每层土壤各得 10 份样品 (每个样品为 3 次重复取样的混合样), 即每个样地共得 30 份样品。每份土壤样品约 400 g, 分别装入封口袋内密封, 将整个试验采集的 90 个样品带回南开大学生态学实验室, 4 °C 储存。土壤样品中的一部分 (约 100 g) 用于土壤理化性状 (有机质、全氮、全碳及 pH 值) 的分析, 一部分 (约 50 g) 用于土壤水分质量分数的测定, 其余部分 (约 250 g) 用于线虫群落的分析。

线虫群落分析: 用淘洗-过筛-蔗糖梯度密度离心法分离线虫<sup>[20]</sup>。在显微镜下观察计数线虫的群体数量并进行到属水平的分类鉴定<sup>[21]</sup>, 计算每 100 g 干土中含有线虫的条数。

土壤理化性状测定方法: 土壤有机质、全氮、全碳采用重铬酸钾氧化法测定<sup>[22]</sup>; pH 值采用电位法测定, 使用仪器为 METTLER TOLEDO DELTA 320 pH 计 (水土比=1:2.5); 土壤水分质量分数采用烘干法测定。

### 1.3 群落分析

植物群落:

(1) Shannon-Weaver 多样性指数:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i$$

(2) Pielou 均匀度指数  $E=H'/H_{\max}$

(3) Simpson 多样性指数

$$H = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

式中,  $S$  为物种总数,  $n_i$  为第  $i$  个种的多度,  $N$  为群落中所有种的多度之和,  $P_i$  为第  $i$  种的多度占所有种的多度之和的比例,  $H_{\max}$  为最大的物种多样性指数,  $H_{\max} = \ln S$ 。

线虫群落: 各类群数量优势度的划分个体数占总捕获量 10% 以上者为优势类群, 个体数占总捕获量 1%~10% 为常见类群, 个体数占总捕获量 1% 以下为稀有类群<sup>[23]</sup>。结果以植物寄生线虫指数 (PPI)、自由生活线虫的成熟度指数 (MI)、通道指数 (CI)、结构指数 (SI)、通道指数 (CI) 等指数, 来指示各生境中土壤线虫群落功能结构特征<sup>[24-25]</sup>。

(1) Shannon Weaver 多样性指数:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i$$

(2) PPI =  $-\sum_{i=1}^s c_i \times p_i$

(3) MI =  $-\sum_{i=1}^s c_i \times p_i$

(4) EI =  $\frac{e}{e+b} \times 100$

(5) SI =  $\frac{s}{s+b} \times 100$

(6) CI =  $\frac{k_e \text{Fu}_2}{k_e \text{Ba}_1 + k_e \text{Fu}_2} \times 100$

式中,  $N$  为线虫群落中线虫的总个体数;  $p_i$  为第  $i$  个属的个体所占的比例, 其中  $p_i = S_i/N$ ;  $c(i)$  为某个属线虫的 Colonizers-Persisters (c-p) 值, 范围为 1~5;  $S$  为指所鉴定属的总数;  $e = \sum k_e n_e$ ,  $s = \sum k_s n_s$ ,  $b = \sum k_b n_b$ 。  $b$  代表食物网中的基础成分, 主要指食细菌类线虫和食真菌类线虫中 cp=2 的类群;  $e$  代表食物网中的富集成分, 主要指食细菌类线虫中 cp=1 和食真菌类线虫中 cp=2 的类群;  $s$  代表食物网中的结构成分, 包括食细菌类线虫、食真菌类线虫和杂食类线虫中 cp=3~5 的类群以及捕食类线虫中 cp=2~5 的类群。  $b$ 、 $e$  和  $s$  值的计算方式分别为  $\sum k_e n_e$ 、 $\sum k_b n_b$  和  $\sum k_s n_s$ , 其中  $k_e$ 、 $k_b$  和  $k_s$  为各类群所对应的加权数 (其值在 0.8~5.0 之间),  $n_e$ 、 $n_b$  和  $n_s$  则为各类群的多度。富集指数 (EI) 表示线虫群落对可利用资源的响应; 通道指数 (CI) 表示有机物分解途径, 是以细菌为主还是以真菌为主; 结构指数 (SI) 反映了土壤食物网结构在被干扰或恢复过程中的变化。

### 1.4 统计分析

利用单因素方差分析对各处理植物群落相关

指数进行统计检验。利用双因素(处理和深度)方差分析对土壤理化性状和土壤线虫群落相关指标进行分析。其中线虫多度经  $\ln(x+1)$  转换后用再进行统计分析,但是文中以未转换数据呈现。利用 LSD 对各指标进行平均值比较,差异之间的显著性水平用  $F$  值右上方的\*表示,即显著性为  $P<0.05$ 。表中各数据呈现方式为:平均值±标准误。利用 SPSS 17.0 对数据进行分析。

## 2 结果

### 2.1 植物群落特征

地上植物的多度、生物量和单株生物量,都随着围封年份的增加而增加,且都呈现显著差异。围封 5 a 和围封 24 a 样地的生物量分别是退化样地的 3.3 和 5.2 倍,单株生物量分别是 2.9 和 3.6 倍,证明围封措施可以显著提高植物的生物量。3 个样地的多样性和均匀度均为围封 24 a 样地>退化样地>围封 5 a 样地,且差异显著。以上结果证明围封措施有利于显著提高围封样地内植物种类的多样性(表 1)。

表 1 不同处理下植物群落特征

指标	退化样地	围封 5 a	围封 24 a
生物量/(g·m <sup>-2</sup> )	28.41±3.16 c	93.91±5.25 b	147.29±6.56 a
多度	302.2±22.12 b	341.7±29.13 ab	439.9±30.73 a
单株生物量/(g·株 <sup>-1</sup> )	0.10±0.13 b	0.29±0.26 a	0.36±0.04 a
多样性指数 $H'$	1.34±0.09 b	1.15±0.08 b	1.95±0.12 a
多样性指数 $H$	0.67±0.04 b	0.54±0.04 c	0.80±0.03 a
均匀度指数 $J$	0.66±0.04 a	0.56±0.03 b	0.75±0.03 a

表中同一行中不同字母表示差异显著

本次研究采集到的植物有 28 种,包括:大针茅、隐子草、冰草、苔草(*Carex duriuscula*)、羊草、锦鸡儿(*Cleistogenes squarrosa*)、灰藜、鸢尾(*Iris tectorum*)、野韭(*Allium ramosum*)、双齿葱(*Allium bidentatum*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、扁蓄豆(*Melissitus ruthenius*)、变蒿(*Artemisia commutata*)、乳白花(*Cotoneaster lacteus*)、细叶葱(*Allium tenuissimum*)、洽草(*Koeleria*

*cristata*)、防风(*Saposhnikovia divaricata*)、木地芙(*Kochia prostrata*)、冷蒿、苳巴(*Cymbaria dahurica*)、花旗杆(*Dontostemon perennis*)、菊叶委陵菜(*Potentilla tanacetifolia*)、早熟禾(*Poa angustifolia*)、星毛委陵菜、轮叶棘豆(*Oxytropis myriophylla*)、唐松草(*Thalictrum squarrosom*)、绣线菊(*Spiraea salicifolia*)。其中前 10 种植物为 3 块样地的共有种,二裂委陵菜、猪毛菜和扁蓄豆为退化样地和围封 24 年样地物种,变蒿为围封 5 a 样地和围封 24 a 样地物种,乳白花仅出现在围封 5 a 样地。后 13 种植物则仅在围封 24 a 样地上出现。

随着围封年限的增加,大针茅、苔草、羊草、锦鸡儿、双齿葱的生物量均呈现递增的趋势。围封 5 a 样地上冰草、羊草和野韭生物量显著增加,围封 24 a 样地上苔草、羊草、双齿葱生物量显著增加;围封 5 a 样地上隐子草、灰藜的生物量不仅低于恢复良好的围封 24 a 样地,且低于退化样地(表 2)。

表 2 不同处理下共有种生物量比较

Table 2 The comparison of biomass of plant species present in all treatments g·m<sup>-2</sup>

物种	退化样地	围封 5 a	围封 24 a
大针茅 <i>S. grandis</i>	12.51±3.25 a	15.99±4.95 a	30.59±9.33 a
隐子草 <i>C. squarrosa</i>	6.02±1.85 a	3.21±2.07 a	6.23±1.85 a
冰草 <i>A. cristatum</i>	4.00±0.60 b	52.74±7.21 a	9.30±2.45 b
苔草 <i>C. duriuscula</i>	2.18±0.59 b	6.79±1.29 b	19.53±4.70 a
羊草 <i>L. chinensis</i>	1.15±0.95 b	6.92±3.39 ab	18.28±5.81 a
锦鸡儿 <i>C. squarrosa</i>	1.05±0.84 a	3.07±1.85 a	4.50±2.61 a
灰藜 <i>C. graucum</i>	1.04±0.39 a	0.33±0.24 a	1.95±1.46 a
鸢尾 <i>I. tectorum</i>	0.15±0.09 a	0.86±0.52 a	0.06±0.04 a
野韭 <i>A. ramosum</i>	0.14±0.06 b	2.59±0.90 a	0.19±0.10 b
双齿葱 <i>A. bidentatum</i>	0.06±0.02 b	0.56±0.19 b	5.84±2.57 a

表中同一行中不同字母表示差异显著

### 2.2 土壤理化性状

土壤有机质、全氮和全碳质量分数都随土层深度的增加而降低,pH 随土层深度的增加而增加,差异均极显著。深层土壤水分质量分数最小,中间层最大(表 3)。

表 3 不同处理下土壤理化性状

Table 3 Soil characteristics under different treatments

		$w_1$ (土壤水分)/%	pH	$w_1$ (有机质)/(g·kg <sup>-1</sup> )	$w_1$ (全氮)/(g·kg <sup>-1</sup> )	$w_1$ (全碳)/(g·kg <sup>-1</sup> )
处理	退化样地	2.51±0.20 c	7.01±0.07 a	23.07±1.42 a	1.41±0.09 a	13.38±0.82 a
	围封 5 a	3.87±0.31 b	7.05±0.07 a	21.47±1.44 a	1.30±0.08 a	12.46±0.84 a
	围封 24 a	5.18±0.43 a	7.00±0.03 a	24.86±1.61 a	1.51±0.08 a	14.42±0.93 a
深度	0~10 cm	3.50±0.25 b	6.80±0.05 c	32.79±0.84 a	1.95±0.05 a	19.02±0.49 a
	10~20 cm	4.69±0.45 a	6.97±0.03 b	20.63±0.77 b	1.28±0.04 b	11.97±0.44 b
	20~30 cm	3.38±0.38 b	7.28±0.05 a	15.98±0.62 c	0.99±0.03 c	9.27±0.36 c
处理*深度的 F 值		6.12***	11.42***	0.08	0.37	0.08

表中同一行中不同字母表示差异显著,\*\*\*表示极显著相关,  $P<0.001$

土壤有机质、全氮和全碳均为围封 24 a 样地>退化样地>围封 5 a 样地(表 3)。

对土壤养分来说,处理和土壤深度的交互作用不显著。对于土壤水分质量分数和 pH 来说,处理和深度的交互作用极显著。0~10 cm 土壤 pH 变化趋势为退化<围封 5 a <围封 24 a,而 20~30 cm 土壤的 pH 变化趋势为围封 24 a <围封 5 a <退化 (表 3)。

### 2.3 土壤线虫群落组成

退化样地、围封 5 a 样地和围封 24 a 样地上,多度大于 1%的线虫属分别有 23、21、20 种,优势类群分别为丽突属和矮化属、丽突属和矮化属、丽突属。退化样地上的鹿角唇属、真滑刃属、默林属和孔咽属显著高于其它样地,垫咽属显著低于其它样地;围封 5 a 样地上的鹿角唇属和垫咽属显著高于其它样地,垫刃属、默林属、盘旋属和孔咽属显著低于其它样地;围封 24 a 样地上的垫刃属和盘旋

属显著高于其它样地,鹿角唇属和真滑刃属显著低于其它样地(表 4)。

本研究在退化样地上共捕获 41 925 条线虫,分别隶属于 79 个属,平均密度 954 条/100 g 干土。丽突属为优势类群,个体数占总捕获个体数量 18.7%。在围封 5 a 样地上共捕获 44 700 条线虫,分别隶属于 72 个属,平均密度 1 034 条/100 g 干土。丽突属和矮化属为优势类群,个体数共占总捕获个体数量 34.5%。在围封 24 a 样地上共捕获 40 794 条线虫,分别隶属于 78 个属,平均密度 950 条/100 g 干土。丽突属为优势类群,个体数占总捕获个体数量 21.7%。

土壤线虫多度为围封 5 a 样地>退化样地>围封 24 a 样地。不同处理样地线虫的多样性和均匀度均无显著差异(表 5)。

### 2.4 土壤线虫群落功能类群特征

PPI、MI 和 PPI/MI 均未呈现显著差异,证明围封处理未对某种特定营养类型的线虫产生显著影响。

富集指数和通道指数均未显示显著差异,而结构指数的显著差异说明围封处理对土壤食物网的结构有一定的影响。

## 3 讨论

### 3.1 植物群落特征

围封 5 a 和 24 a 后,地上部植物群落的生物量和多度显著增加。这与 Su 等研究一致,围封 5 年和 10 年后,草地上植物群落的总生物量分别增加 78% 和 312%<sup>[26]</sup>。退化样地的单株生物量显著小于围封 5 a 和围封 24 a 样地,这与过度放牧,牲畜高频次啃食有关。多样性和均匀度指数为围封 24 a 样地>退化样地>围封 5 a 样地,表明长期围封能改善植物群落多样性和均匀度。

随着放牧率的增加,大针茅种群地上现存总生物量呈现明显的下降趋势<sup>[27]</sup>。随着围封年限的增加,大针茅、羊草等优势种的生物量逐渐增加。冷蒿和星毛委陵菜被认为是退化指示植物<sup>[28]</sup>。在本研究中,冷蒿和星毛委陵菜并非出现在退化样地和围封 5 a 样地上,而是出现在围封 24 a 样地上。这可能是因为围封时间过长,在长期无干扰的情况下,草原也容易出现一定程度的退化。过长的封育期不利于牧草的正常生长和发育,反而枯草会抑制植物的再生和幼苗的形成,不利于草地的繁殖更新<sup>[29]</sup>。可见,围封年限并非越长越好,对草原的适度干扰可能更有利于草原的持续利用。

### 3.2 土壤理化性状

土壤理化性状的变化能够准确反映地上部植物群落与土壤环境的相互作用。研究结果表明,土

表 4 不同处理下土壤线虫群落的多度 (只包含多度大于 1%的线虫属)

Table 4 The relative abundance (percentage) of nematode community in soils under different treatments (the genera with abundance > 1% were included) %

线虫属	营养类群	退化样地	围封 5 a	围封 24 a
丽突属 <i>Acrobeles</i>	Ba2	16.5±1.5 a	20.5±1.5 a	19.8±1.6 a
拟丽突属 <i>Acrobelloides</i>	Ba2	4.0±0.5 a	3.6±0.6 a	3.9±0.6 a
板唇属 <i>Chiloplacus</i>	Ba2	4.0±0.5 a	3.7±0.6 a	4.3±0.7 a
鹿角唇属 <i>Cervidellus</i>	Ba2	4.6±0.4 a	5.1±0.6 a	2.9±0.3 b
头叶属 <i>Cephalobus</i>	Ba2	4.6±0.5 a	5.3±0.8 a	3.5±0.7 a
真头叶属 <i>Eucephalobus</i>	Ba2	2.7±0.4 a	2.3±0.5 a	1.6±0.2 a
无咽属 <i>Alaimus</i>	Ba4	1.3±0.3 a	1.4±0.3 a	1.6±0.3 a
真滑刃属 <i>Aphelenchus</i>	Fu2	1.5±0.5 a	1.2±0.2 ab	0.5±0.2 b
垫咽属 <i>Tylencholaimus</i>	Fu4	0.9±0.3 c	1.8±0.3 a	0.9±0.2 b
丝尾垫刃属 <i>Filenchus</i>	H2	6.1±0.8 a	7.2±1.2 a	6.8±1.1 a
垫刃属 <i>Tylenchus</i>	H2	0.7±0.2 ab	0.3±0.1 b	1.1±0.3 a
剑尾垫刃属 <i>Malenchus</i>	H2	1.0±0.3 a	0.7±0.2 a	0.8±0.2 a
默林属 <i>Merlinius</i>	H2	1.0±0.2 a	0.2±0.1 c	0.3±0.1 b
矮化属 <i>Tylenchorhynchus</i>	H2	10.7±1.1 a	10.6±1.0 a	8.4±1.0 a
盘旋属 <i>Rotylenchus</i>	H3	2.1±0.6 ab	0.8±0.3 b	2.4±0.4 a
拟盘旋属 <i>Pararotylenchus</i>	H3	1.3±0.3 a	1.7±0.4 a	1.0±0.2 a
螺旋属 <i>Helicotylenchus</i>	H3	2.2±0.5 a	2.0±0.4 a	3.5±0.8 a
纽带属 <i>Hoplolaimus</i>	H3	4.7±0.8 a	4.2±1.0 a	5.8±1.3 a
小环属 <i>Criconemella</i>	H3	1.6±0.4 a	1.4±0.3 a	2.5±0.8 a
盘小环属 <i>Discocriconemella</i>	H3	0.8±0.2 a	0.4±0.2 a	1.2±0.4 a
环属 <i>Criconema</i>	H3	0.4±0.2 a	1.7±0.8 a	0.7±0.2 a
矛线属 <i>Dorylaimus</i>	Ca4	4.1±0.7 a	4.6±0.4 a	4.7±0.8 a
拱唇属 <i>Labronema</i>	Ca4	2.1±0.4 a	1.5±0.2 a	1.7±0.3 a
螫属 <i>Pungentus</i>	Ca4	2.0±0.2 a	1.7±0.3 a	1.7±0.3 a
孔咽属 <i>Aporcelaimus</i>	Ca5	1.8±0.3 a	0.7±0.1 b	1.2±0.3 ab
<i>Vanderlindia</i>	Ca5	1.3±0.4 a	1.0±0.2 a	0.9±0.2 a

表中同一行中不同字母表示差异显著。H 为植物寄生类; Ba 为食细菌类; Fu 为食真菌类; Om-Ca 为杂食—捕食类; 功能团后数字代表 c-p 值

表5 不同处理下线虫群落特征  
Table 5 Nematode community characteristics under different treatments

指标	退化样地	围封 5 a	围封 24 a	F
多度/(条·100g <sup>-1</sup> )	954.2±122.86 a	1034.4±122.22 a	949.5±118.60 a	0.155
多样性指数(H')	2.81±0.03 a	2.69±0.04 ab	2.68±0.06 b	2.612
均匀度指数(J)	0.84±0.01 a	0.82±0.01 a	0.83±0.01 a	0.631
植物寄生线虫指数(PPI)	0.85±0.05 ab	0.79±0.06 b	0.98±0.08 a	2.378
自由生活线虫的成熟度指数(MI)	1.87±0.08 a	1.87±0.07 a	1.76±0.10 a	0.607
植物寄生线虫指数/自由生活线虫的成熟度指数(PPI/MI)	0.50±0.04 a	0.50±0.07 a	0.73±0.12 a	2.348
富集指数(EI)	35.91±7.63 a	41.12±7.21 a	40.76±7.87 a	0.148
通道指数(CI)	0.47±0.08 a	0.52±0.07 a	0.43±0.08 a	0.382
结构指数(SI)	96.45±1.08 b	97.78±0.34 ab	98.87±0.23 a	3.269*

表中同一行中不同字母表示差异显著。\*表示显著相关,  $P < 0.05$

壤有机质、全氮和全碳的值,都随土层深度的增加而递减,这与前人报道一致<sup>[30]</sup>。土壤有机质、全氮和全碳均为围封 24 a 样地>退化样地>围封 5 a 样地。关于围封能使土壤有机质、氮、碳等含量逐渐增加的文献屡见报道<sup>[26]</sup>,原因主要是围封使得地表植被逐渐恢复,增加了地表凋落物及根系周转向土壤的营养输入,这与前人的诸多研究一致<sup>[6]</sup>。

内蒙古草原生态系统定位站 22 a 气象资料(1982—2003年)表明,实验区生长季(5—9月)平均降雨量为 300 mm。2006、2007、2008 年生长季的平均降雨量分别为 212、158、292 mm。取样的 2007 年降雨量相对较少,土壤极度干旱,20~30 cm 的土壤仍然呈散沙状,土壤水分质量分数低达 3%,使取样难以进行。随着围封年份的增加,土壤水分质量分数极显著增加,表明围封措施可以显著改善土壤水分状况。对于土壤 pH 而言,围封和土壤深度存在交互作用。随着围封年限的持续增加,土壤表层与深层的差异越来越小,围封 24 a 土壤的 pH 与土壤的深度关系不大,即土壤表层和深层的 pH 趋同。这与前人的研究得出了类似的结论<sup>[31]</sup>。

### 3.3 土壤线虫群落特征

土壤线虫群落结构和组成的变化,能够在一定程度反映地上部生境特征的变化<sup>[32]</sup>。线虫占据多个营养级,对养分循环和土壤生态系统的稳定具有重要意义。本调查中,在土壤水分质量分数极低的情况下,仍分离到大量线虫,这些线虫群落在水分合适情况下,将可能迅速发挥相应的生态效应,对草原群落正常功能发挥起到积极作用。本研究中不同处理间地上部植物群落存在显著差异,线虫群落中仅结构指数呈现显著差异。较高的结构指数代表群落中存在大量的杂食和捕食类线虫,食物网中有更多的营养联系<sup>[33]</sup>,提供了更多调控和缓冲的作用<sup>[34]</sup>,可以被看作是土壤线虫群落产生一定反馈的象征。这在一定程度上与地上部植物群落的结果有一致趋势。

本研究仅取样于 2007 年的生长季,没有年份和季节的重复,可能不具备典型的代表性,但为进一步的研究工作奠定了基础。另外,线虫群落在种水平上可能出现更敏感的反应,这需要借助分子生物学的方法进行研究<sup>[35]</sup>。

### 参考文献:

- [1] 李博. 中国北方草地退化及其防治对策[J]. 中国农业科学, 1997, 30(6): 1-9.  
LI Bo. The degradation and countermeasure of grassland in North China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 1997, 30(6): 1-9.
- [2] TONG C, WU J, YONG S P, et al. A landscape-scale assessment of steppe degradation in the Xilin River Basin, Inner Mongolia, China[J]. Journal of arid environments, 2004, 59(1): 133-149.
- [3] LUSIGI W J, GLASER G. Desertification and nomadism: a pilot approach in eastern Africa[J]. Nature and Resources, 1984, 20(1): 21-31.
- [4] CHEN S P, BAI Y F, LIN G H, et al. Effects of grazing on photosynthetic characteristics of major steppe species in the Xilin River Basin, Inner Mongolia, China[J]. Photosynthetica, 2005, 43(4): 559-565.
- [5] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响[J]. 生态学报, 2004, 24(4): 790-797.  
GAO Yingzhi, HAN Xingguo, WANG Shiping. The effects of grazing on grassland soils[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(4): 790-797.
- [6] MEKURIA W, VELDKAMP E, HAILE M, et al. Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray, Ethiopia[J]. Journal of Arid Environments, 2009, 69(2): 270-284.
- [7] ALTESOR A, OESTERHELD M, LEONI E, et al. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland[J]. Plant Ecology, 2005, 179(1): 83-91.
- [8] WARDLE D A, BARDGETT R D, KLIRONOMOS J N, et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota[J]. Science, 2004, 304(5677): 1629-1633.
- [9] DEYN G B, RAAIJMAKERS C E, ZOOMER H R, et al. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity[J]. Nature, 2003, 422: 711-713.
- [10] YEATES G W, BONGERS T, GOEDE R D, et al. Feeding habits in soil nematodes families and genera - an outline for soil ecologists[J]. Journal of Nematology, 1993, 25(3): 315-331.

- [11] RITZ K, TRUDGILL D L. Utility of nematode community analysis as an integrated measure of functional state of soils: perspectives and challenges[J]. *Plant and Soil*, 1999, 212(1): 1-11.
- [12] YEATES G W, WARDLE D A, WATSON R N. Responses of soil nematode populations, community structure, diversity and temporal variability to agricultural intensification over a seven-year period[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(12): 1721-1733.
- [13] VERSCHOOR B C, GOEDE R D, BRUSSAARD L. Do plant parasitic nematodes have differential effects on the productivity of a fast- and a slow-growing grass species[J]. *Plant and Soil*, 2002, 243(1): 81-90.
- [14] FU S, COLEMAN D C, HENDRIX P F, et al. Responses of trophic groups of soil nematodes to residue application under conventional tillage and no-till regimes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1731-1741.
- [15] FERRIS H, VENETTE R C, SCOW K M. Soil management to enhance bacterivore and fungivore nematode populations and their nitrogen mineralisation function[J]. *Applied Soil Ecology*, 2004, 25(1): 19-35.
- [16] WASILEWSKA L. Changes in the structure of the soil nematode community over long-term secondary grassland succession in drained fen peat[J]. *Applied Soil Ecology*, 2006, 32(2): 165-179.
- [17] WU J H, FU C Z, LU F, et al. Changes in free-living nematode community structure in relation to progressive land reclamation at an intertidal marsh[J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 29(1): 47-58.
- [18] BAI Y F, WU J G, PAN Q M, et al. Positive linear relationship between productivity and diversity: evidence from the Eurasian Steppe[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2007, 44: 1023-1034.
- [19] BAI Y F, HAN X G, WU J G, et al. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland[J]. *Nature*, 2004, 431: 181-184.
- [20] LIANG W J, LI Q, JIANG Y, et al. Nematode faunal analysis in an aquatic brown soil fertilized with slow-release urea, Northeast China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 29: 185-192.
- [21] 殷秀琴, 王海霖, 周道玮. 松嫩草原区不同农业生态系统土壤动物群落特征[J]. *生态学报*, 2003, 23(6): 1071-1078.  
YIN Xiuqin, WANG Haixia, ZHOU Daowei. 2003. Characteristics soil animals communities in different agricultural ecosystem in the Songnen Grassland of China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(6): 1071-1078.
- [22] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 1-163.  
LU Rukun. *Soil and Agricultural Chemistry Analysis*[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999: 1-163.
- [23] 梁文举, 张万民, 李维光, 等. 施用化肥对黑土地区线虫群落组成及多样性产生的影响[J]. *生物多样性*, 2001, 9(3): 237-240.  
LIANG Wenju, ZHANG Wanmin, LI Weiguang, et al. Effect of chemical fertilizer on nematode community composition and diversity in the Black Soil Region[J]. *Biodiversity Science*, 2001, 9(3): 237-240.
- [24] BONGERS T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition[J]. *Oecologia*, 1990, 83: 14-19.
- [25] BONGERS T, BONGERS M. Functional diversity of nematodes[J]. *Applied Soil Ecology*, 1998, 10(3): 239-251.
- [26] SU Y Z, LI Y L, CUI J Y, et al. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China[J]. *Catena*, 2005, 59(3): 267-278.
- [27] 安渊, 李博, 杨持, 等. 不同放牧率对大针茅种群结构的影响[J]. *植物生态学报*, 2002, 26(2): 163-169.  
AN Yuan, LI Bo, YANG Chi, et al. Influence of grazing rate on population structure of *Stipa Grandis*[J]. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2002, 26(2): 163-169.
- [28] ZHAO A F, ZHOU H Y. A preliminary study on grazing tolerance of *Artemisia frigida* population[J]. *Chinese Journal of Desert Research*, 1999, 19: 65-68.
- [29] 程积民, 邹厚远. 封育刈割放牧对草地植被的影响[J]. *水土保持研究*, 1998, 5(1): 36-54.  
CHENG Jimin, ZOU Houyuan. Effects of protective growing cutting and grazing on the vegetation of grassland[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 1998, 5(1): 36-54.
- [30] 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[J]. *生态学报*, 2008, 28(1): 1-12.  
WU Donghui, YIN Wenying, BU Zhaoyi. Changes among soil nematode community characteristics in relation to different vegetation restoration practices in the moderate degraded grasslands of Songnen[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(1): 1-12.
- [31] JIANG D M, LI Q, LIU F M, et al. Vertical distribution of soil nematodes in an age sequence of Caragana microphylla plantations in the Horqin Sandy Land, Northeast China[J]. *Ecology Research*, 2007, 22: 49-56.
- [32] 华建峰, 姜勇, 梁文举. 植被覆盖对土壤线虫营养类群空间分布的影响[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(2): 295-299.  
HUA Jianfeng, JIANG Yong, LIANG Wenju. Effects of vegetation coverage on spatial distribution of soil nematode trophic groups[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(2): 295-299.
- [33] FERRIS H, BONGERS T, GOEDE R D. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept[J]. *Applied Soil Ecology*, 2001, 18(1): 13-29.
- [34] BERKELMANS R, FERRIS H, TENUTA M, et al. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders disappear after 1 year of disruptive soil management[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 23: 223-235.
- [35] JONES K L, TODD T C, WALL-BEAM J L, et al. Molecular approach for assessing responses of microbial-feeding nematodes to burning and chronic nitrogen enrichment in a native grassland[J]. *Molecular Ecology*, 2006, 15(9): 2601-2609.

## Effect of fencing on plant and nematode communities in the grassland in mid- and eastern Inner Mongolia, China

SANG Yuan<sup>1,2</sup>, JIA Chang<sup>2</sup>, RUAN Weibin<sup>2,\*</sup>, MA Chengcang<sup>1</sup>, GAO Yubao<sup>1,2</sup>

1. College of Life Sciences, Tianjin Normal University, Tianjin 300387, China; 2. College of Life Sciences, Nankai University, Tianjin 300071, China

**Abstract:** The objective of the present study was to evaluate the effect of fencing on plant community, soil characters and soil nematode community in grassland. The investigation was performed in the Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station (IMGERS) in August 2007. The experiment consisted of three treatments: the degraded plots (control), plots with fencing for 5 years, and plots with fencing for 24 years. The results showed that soil moisture content increased in the treatment of fencing as compared to the control plots. The interactive effect of fencing treatment and soil depth on soil pH was significant. The abundance of plants, total plant biomass and biomass per plant increased with increasing length of time for fencing. The patterns of diversity and evenness were similar with the following order: fencing for 24 years > degraded plots > fencing for 5 years. The biomass of *Stipa grandis*, *Carex duriuscula*, *Leymus chinensis*, *Cleistogenes squarrosa*, and *Allium bidentatum* appeared to be increased by fencing. The largest biomass of *Agropyron cristatum* and *Allium ramosum* presented in the plots with fencing for 5 years, whereas the largest biomass of *Stipa grandis*, *Carex duriuscula* and *Leymus chinensis* presented in the plots with fencing for 24 years.

The average abundance of nematodes in all tested samples was 979 individuals per 100 g dry soil. Among all of the nematodes belonging to 90 genera found at the site, the plant-parasitic nematodes and bacterivorous nematodes were dominant, accounting for 35% and 40% of total nematodes, respectively. *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus* were the most dominant genera of bacterivorous and plant-parasitic nematodes, respectively. The structural index, but not other indexes, of nematode community was higher in plots with 24-years fencing than degraded plots. Our study suggests that fencing improved soil properties. The plant community had greater response to fencing than did the nematode community, and the two communities did not show a synchronous response.

**Key words:** nematode; grassland; fencing; plant communities; nematode community