

# 四川盆地麻竹、巨桉人工林对土壤线虫群落结构的影响\*

朱婷婷<sup>1,2</sup> 李伟<sup>1</sup> 刘成刚<sup>1,2</sup> 潘开文<sup>1\*\*</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院成都生物研究所生态恢复重点实验室, 成都 610041; <sup>2</sup>中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要** 了解四川盆地退耕造林对土壤线虫群落结构的影响, 可为协调该区域退耕还林后土壤生态系统健康发展提供科学依据。本研究于2013年4月对四川成都周边山区造林11年的麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)人工林(DL)、巨桉(*Eucalyptus grandis*)人工林(EG)和邻近坡耕地(CK)3种样地土壤进行分层(0~10 cm、10~20 cm和20~40 cm)取样调查。共捕获线虫10103条, 分别隶属于2纲6目22科37属, 优势属为滑刃属和绕线属, 常见属为丽突属、鹿角唇属、小杆属等16个属, 其余为稀有属。结果显示, 不同样地间土壤线虫数量差异明显, 但在垂直分布上具有明显的表聚现象。土壤线虫多样性指数( $H'$ 、 $SR$ 、 $J'$ )表现为DL>CK>EG, 而优势度指数 $\lambda$ 则相反; 功能类群指数 $MI$ 表现为DL>EG>CK,  $PPI$ 和 $PPI/MI$ 指数为CK>DL>EG。土壤线虫区系划分显示DL受干扰程度较小, 食物网结构相对成熟, EG次之, 而CK处于退化状态。以上表明, 麻竹造林可丰富土壤线虫群落的种类组成和维持较高的多样性, 使土壤生态系统结构和功能处于相对稳定的状态。

**关键词** 土壤线虫; 营养类群; 退耕还林; 群落结构

中图分类号 Q958.15 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2014)4-1034-08

**Effect of *Dendrocalamus latiflorus* and *Eucalyptus grandis* plantations on soil nematode community in Sichuan Basin.** ZHU Ting-ting<sup>1,2</sup>, LI Wei<sup>1</sup>, LIU Cheng-gang<sup>1,2</sup>, PAN Kai-wen<sup>1\*\*</sup> (<sup>1</sup>ECORES Lab, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; <sup>2</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(4): 1034-1041.

**Abstract:** Soil nematode plays an important role in nutrient cycling and is often used as a good bioindicator of soil quality assessment. To understand the effect of implementing the Grain to Green Program on soil ecosystem health, we investigated the soil nematode communities from different soil depths (0-10, 10-20 and 20-40 cm) under three land-use types: 11-year-old *Dendrocalamus latiflorus* plantation (DL), 11-year-old *Eucalyptus grandis* plantation (EG), and the adjacent sloping cropland (CK) in a hilly area of the Chengdu plain, Sichuan Province, in April 2013. A total of 10103 nematodes were captured and fell into 2 classes, 6 orders, 22 families, and 37 genera. *Aphelenchoides* and *Plectus* were the dominant genera. *Acrobeles*, *Cervidellus*, *Rhabditis* were the common genera. There was a significant difference in the number of soil nematodes among different land-use types, and the vertical distribution of nematodes had an obvious surface aggregation phenomenon. The diversity index of soil nematodes, including Shannon index ( $H'$ ), Margalef index ( $SR$ ) and Pielou index ( $J'$ ), followed the order of DL>CK>EG, except Simpson index ( $\lambda$ ). Maturity index ( $MI$ ) followed the order of DL>EG>CK, and plant parasites index ( $PPI$ ) CK>DL>EG. Based on nematode faunal analysis, the structure of soil food web in DL was relatively mature and less-disturbed, compared with EG and CK. The results suggest that DL can enrich species composition of soil nematode community, achieve higher diversity and then maintain a steady-state structure and function of soil ecosystem.

**Key words:** soil nematode; trophic group; the Grain to Green Program; community structure.

\* 国家自然科学基金项目(31370632, 30901146, 31100350)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: pankw@cib.ac.cn

收稿日期: 2013-09-18 接受日期: 2013-12-11

线虫是全球最丰富的后生动物,广泛存在于各种生境(Bongers & Ferris, 1999)。作为生态系统的重要功能组分,线虫在食物网中占据重要的位置(陈小云等, 2007; Ferris, 2010),它在土壤有机质分解、养分循环、结构改善、植物演替等过程中发挥着重要的作用。土壤线虫的营养类群多样,通过对其形态学特征和捕食习性的分析可以获得许多有关周围环境变化的信息,研究土壤线虫不仅有助于揭示土壤生态系统的结构,而且可提供有关土壤生态过程的独特信息,因此它被广泛认为是土壤中的典型指示生物(Bongers & Ferris, 1999; Ritz & Trudgill, 1999; Zhao & Neher, 2013)。

近年来,人们对土地的大量开发、滥用造成了水土流失和生态失衡,国家从有利于生态保护和水土保持等方面提出了退耕还林政策(彭立等, 2007)。退耕还林过程是土地利用方式的转变,会带来植被覆盖状况、凋落物、土壤理化性状的改变,不同退耕还林模式的树种配置、经营方式不同,势必会影响到土壤动物群落(李涛等, 2012)。目前,国外土壤生态学者加强了土地利用方式尤其是农业生产活动对土壤线虫群落动态的影响研究(Freckman & Ettema, 1993; Yeates & Bongers, 1999; Ferris *et al.* 2012)。国内则从20世纪90年代开始有相关报道(胡锋等, 1999; 李辉信等, 2002; 焦向丽等, 2008; 公丕民等, 2009; 王雪峰等, 2011),而有关四川盆地退耕还林对土壤动物的影响研究主要集中在大中型土壤动物(吴玉红等, 2009; 赵瑜等, 2010; 张丹桔等, 2013),其与土壤线虫群落关系方面的研究则尚未见报道。

本研究拟通过对成都平原周边山区退耕还林工程中的主要造林树种——麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)、巨桉(*Eucalyptus grandis*)人工林地和相邻坡耕地3种土地利用方式下土壤线虫群落特征分析,研究不同土地利用方式下土壤线虫群落的结构,揭示退耕还林后土壤健康恢复状况,旨在为这些人工林的可持续经营和管理以及退耕还林工程实施中的树种选择提供科学依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

研究地区位于四川省成都市双流县煎茶镇沿溪村(104°01' E, 30°21' N),该区属于亚热带湿润季风气候。海拔454~497 m,年平均气温为16.2℃,无霜期315 d,年均降雨量为985 mm,地貌以浅丘为

主,土壤类型以黄壤为主,零星有紫色土分布。根据当地生态环境的需要,实行了退耕还林。本研究中选取的麻竹人工林(DL)、巨桉人工林(EG)为当地退耕还林实施过程中的典型人工林,两树种为2002年在相邻坡地上人工种植,同时选择两人工林邻近的坡耕地(CK)作为对照。退耕还林后,两人工林进行常规管理,对照耕地按传统方式进行耕作。

其中,麻竹人工林的郁闭度达到0.7,平均树高10.5 m,胸径9 cm,凋落物层盖度94%,凋落物层厚度5 cm。巨桉人工林的郁闭度为0.55,平均树高13.5 m,胸径14 cm,凋落物层盖度89%,凋落物层厚度3 cm。

对照坡耕地实行油菜、红薯、玉米套种一年二熟制,春季4月套种红薯、玉米,玉米种植规格为大行4尺,小行2尺,株距7寸,在大行内提厢种植2行红薯,规格为行距1尺,退窝8寸。将所需的磷钾肥和优质腐熟农家肥混匀后一次性作底肥在种植前施入土壤耕作层中部。秋季8—9月份收获玉米、红薯,10月份种植冬油菜于次年4月收获。本研究取样期间,坡耕地完成红薯、玉米套种。

### 1.2 土样采集与线虫分离

土样采集时间为2013年4月中旬,在研究区布设10 m×10 m的DL、EG、CK样地各3个。各样地取样深度40 cm,沿土壤剖面划分为0~10 cm、10~20 cm和20~40 cm 3层,在每个样地内按照对角线法在四角处和中心处选取5个取样点,将各样地取样点的土壤按照对应层次混合均匀,装入自封袋,于当天带回实验室。

线虫分离采用Baermann湿漏斗法(陈鹏, 1983),分离得到的线虫进行60~70℃温和热杀死,然后加入等量的2倍TAF固定液并放入4℃环境低温冷藏。同时称取少量土壤于105℃烘干24 h,测土壤含水率,线虫数量用100 g干土所含线虫的数量来计量。在光学显微镜下根据线虫的形态结构特征进行鉴定并计数,分类方法参见《中国土壤动物检索图鉴》(尹文英等, 1998)。

### 1.3 数据处理

**1.3.1 多样性指数及功能类群指数计算** 根据线虫的取食习性和食道特征, Yeates等(1993)将其分为4个营养类群:食细菌类(bacterivores, Ba)、食真菌类(fungivores, Fu)、植食类(herbivores, H)和捕食-杂食类(omnivores-predators, O)线虫,研究采用的生态学指数如下:

## (1) 多样性指数计算

Shannon 多样性指数 ( $H'$ )

$$H' = - \sum P_i \times \ln P_i; P_i = n_i / N$$

Pielou 均匀度指数 ( $J'$ )

$$J' = H' / \ln S$$

Margalef 丰富度指数 ( $SR$ )

$$SR = (S-1) / \ln N$$

Simpson 优势度指数 ( $\lambda$ )

$$\lambda = \sum P_i^2$$

式中,  $N$  为鉴定的线虫个体数目;  $S$  为鉴定的分类单元的数目;  $P_i$  为第  $i$  个分类单元中个体所占的比例。

## (2) 功能类群指数计算

食真菌线虫与食细菌线虫比

$$f/b = N_F / N_B$$

线虫成熟度指数 (maturity index,  $MI$ )

$$MI = \sum v_i \times f_i$$

植食性线虫成熟度指数 (plant parasites index,  $PPI$ )

$$PPI = \sum v_i \times f'_i$$

线虫通路比值 (nematode channel ratio,  $NCR$ )

$$NCR = N_B / (N_B + N_F)$$

富集指数 (enrichment index,  $EI$ ) 与结构指数 (structure index,  $SI$ )

$$EI = 100 \times e / (e + b)$$

$$b = \sum k_b \times n_b; e = \sum k_e \times n_e$$

$$SI = 100 \times s / (s + b)$$

$$b = \sum k_b \times n_b; s = \sum k_s \times n_s$$

式中,  $f/b$  为用食真菌线虫数量与食细菌线虫数量之间的比率来反映土壤微生物群落的结构;  $v_i$  为在生态演替中属于  $k$ -选择和  $r$ -选择科属分别赋予的  $c-p$  值;  $f_i$  为自由生活的线虫在分类单元个体中所占的比例;  $f'_i$  为植食性线虫在分类单元个体中所占的比例;  $NCR$  指数用来反映土壤有机质的分解途径, 其值在 1 (分解过程完全由细菌控制) 和 0 (分解过程完全由真菌控制) 之间,  $N_B$  为食细菌线虫数量,  $N_F$  为食真菌线虫数量,  $N_H$  为植食性线虫数量。根据线虫不同的生活史策略, 将线虫划分为 5 个类群, 即不同 colonizer persister ( $c-p$ ) 类群:  $c-p$  1, 世代时间短, 繁殖快, 在食物富集的条件下能够快速生长, 代谢快, 耐环境压力;  $c-p$  2, 世代时间短, 繁殖较快, 较耐环境压力;  $c-p$  3, 世代时间较长, 对环境压力较为敏

感;  $c-p$  4, 世代时间长, 对环境压力敏感;  $c-p$  5, 世代时间很长, 繁殖慢, 对环境压力特别敏感 (Bongers, 1999)。 $b$  (basal) 为食物网中的基础成分, 主要指  $Ba_2$  和  $Fu_2$  这 2 个类群 (即食细菌线虫和食真菌线虫中  $c-p$  为 2 的类群);  $e$  (enrichment) 代表食物网中的富集成分, 主要指  $Ba_1$  和  $Fu_2$  这 2 个类群 (即食细菌线虫中  $c-p$  为 1 和食真菌线虫中  $c-p$  为 2 的类群);  $s$  (structure) 为食物网中的结构成分, 包括  $Ba_3$ - $Ba_5$ 、 $Fu_3$ - $Fu_5$ 、 $O_3$ - $O_5$  类群 (即食细菌线虫、食真菌线虫和捕食-杂食线虫中  $c-p$  为 3-5 的线虫)。 $k_b$ 、 $k_e$  和  $k_s$  为各类群所对应的加权数 (其值在 0.8 ~ 5.0),  $n_b$ 、 $n_e$  和  $n_s$  则为各类群的丰度。

**1.3.2 数据处理** 使用 Excel 2007 和 SPSS 17.0 进行数据处理及分析做图, 采用单因素方差分析, 其中多重比较采用 Duncan 法。

**2 结果与分析****2.1 线虫群落组成及数量特征**

**2.1.1 线虫群落组成** 研究共捕获 10103 条线虫, 隶属于 2 纲 6 目 22 科 37 属, 其  $c-p$  值及营养类型详见表 1。其中优势属为绕线属和滑刃属, 共捕获到绕线属线虫 3425 条, 数量占总数的 33.90%, 滑刃属线虫 1384 条, 数量占总数的 13.71%; 常见属包括丽突属、鹿角唇属、小杆属等 16 个属, 个体数量占总数的 44.97%, 稀有属为巴氏属、唇绕线属等 19 个属, 个体数量占总数的 7.41%。优势属和常见属个体数量多、分布广泛, 占到总个体数的 92.59%, 构成试验区土壤线虫群落的主体。

DL 处理中共捕获线虫 3259 条, 隶属于 20 科 30 属, 优势属为滑刃属和绕线属, 数量分别占总数的 18.81% 和 19.18%。从土壤层次来看, 0 ~ 10 cm 土层共出现 27 属线虫, 10 ~ 20 cm 土层共出现 20 属线虫, 20 ~ 40 cm 土层共出现 8 属线虫, 线虫属数随土层深度的增加而减少。

EG 处理中共捕获线虫 1955 条, 隶属于 14 科 20 属, 优势属为绕线属和滑刃属, 数量分别占总数的 39.65% 和 13.03%。从土壤层次来看, 0 ~ 10 cm、10 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土层分别出现 14、13 和 13 个属的线虫, 各土层线虫属数差异较小。

CK 处理中共捕获线虫 4889 条, 隶属于 15 科 25 属, 优势属为绕线属和散香属, 数量分别占总数的 42.88% 和 11.09%。从土壤层次来看, 0 ~ 10 cm 土层共出现 20 属线虫, 10 ~ 20 cm 土层共出现 15



续表 1  
Table 1 Continued

科	属	食性	c- p 值	DL(0~10)		DL(10~20)		DL(20~40)		EG(0~10)		EG(10~20)		EG(20~40)		CK(0~10)		CK(10~20)		CK(20~40)	
				N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D
矛线科	前矛线属	0	4	22.5	++	20.2	++	12.5	++								6.6	++			
Dorylaimidae	<i>Prodorylaimus</i>																				
矛线科	螫属	0	5	18.0	++	11.8	++					4.9	++	5.1	+	9.3	++				
Dorylaimidae	<i>Pungentus</i>																				
丝尾科	丝尾属	0	5			5.9	++														
Oxydiridae	<i>Oxydirus</i>																				
伊龙科	伊龙属	0	5	15.8	++	5.9	++														
Ironidae	<i>Ironus</i>																				
矛线科	真矛线属	0	5	17.5	++	28.7	+++	11.6	++	30.7	++	4.9	++	12.2	++		11.2	++			
Dorylaimidae	<i>Eudorylaimus</i>																				
矛线科	中矛线属	0	5	11.5	++	5.0	++														
Dorylaimidae	<i>Mesodorylaimus</i>																				
个体数量合计				601.9		407.9		243		398.5		324.9		251.9		912.9		613.1		290	
科属数量合计				27		20		8		14		13		13		20		15		8	

N表示线虫个体数量,即每100g干土中线虫的个体数量;D表示优势度,其中,+++代表优势属,个体数占总捕获量的10%以上;++代表常见属,个体数占总捕获量的1%~10%;+代表稀有属,个体数占总捕获量的1%以下(张伟东等,2010)。

属线虫,20~40 cm土层共出现8属线虫,线虫属数同样随土层深度的增加而减少。

**2.1.2 线虫数量特征** 由图1可见,土壤线虫的平均密度是449条·100g<sup>-1</sup>干土,其中0~10 cm土层线虫的密度是637条·100g<sup>-1</sup>干土,10~20 cm土层是448条·100g<sup>-1</sup>干土,20~40 cm土层是261条·100g<sup>-1</sup>干土,0~10 cm土层线虫数量分别是10~20 cm、20~40 cm土层线虫的1.42倍和2.44倍。从相同样地不同土层土壤线虫垂直分布来看,线虫的数量均随土壤深度的增加而减少。从不同样地土壤线虫水平分布来看,0~10和10~20 cm土层中线虫数量均是CK>DL>EG;20~40 cm土层线虫数量相当。

## 2.2 线虫群落结构特征

**2.2.1 线虫营养类群** 实验共捕获食细菌线虫15个属,数量占总数的56.69%,食真菌线虫4个属,数量占总数的19.28%,植食性线虫9个属,数量占总数的14.75%,捕食-杂食性线虫9个属,数量占总数的9.2%。3种样地中各营养类型线虫所占比例见图2。DL的食真菌线虫和捕食-杂食性线虫所占比例高于CK和EG;EG和CK的食细菌线虫所占比例大于DL;CK的植食性线虫所占比例大于DL和EG。

总体来看,各营养类型线虫的数量随土层深度的增加而减少(图3)。DL中,0~10和20~40 cm土层中各营养类型线虫数量为食细菌线虫>食真菌线虫>捕食-杂食性线虫>植食性线虫,10~20 cm土层中,食真菌线虫数量与植食性线虫数量相当;EG

中,3个土层均是食细菌线虫数量最多,其中10~20和20~40 cm土层中植食性线虫含量相对0~10 cm土层较高;CK中,3个土层都是食细菌线虫数量最多,其中0~10和20~40 cm土层中都是植食性线虫多于食真菌线虫数量。

**2.2.2 线虫群落多样性及功能类群特征** 由表2可

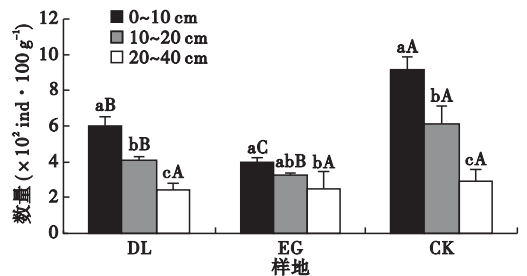


图1 不同样地线虫在土壤中的垂直分布

Fig.1 Vertical distribution of soil nematodes at different sample plots

不同小写字母表示同一样地不同土层间差异显著( $P < 0.05$ );不同大写字母表示同一土层不同样地间差异显著( $P < 0.05$ )。

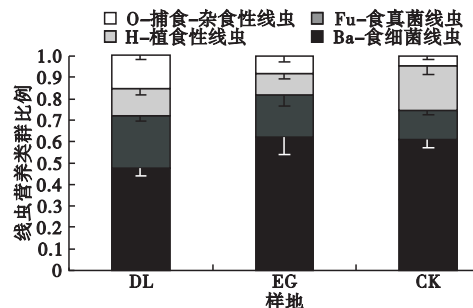


图2 不同样地土壤线虫营养类群所占比例

Fig.2 Percentage of nematode trophic groups at different sample plots

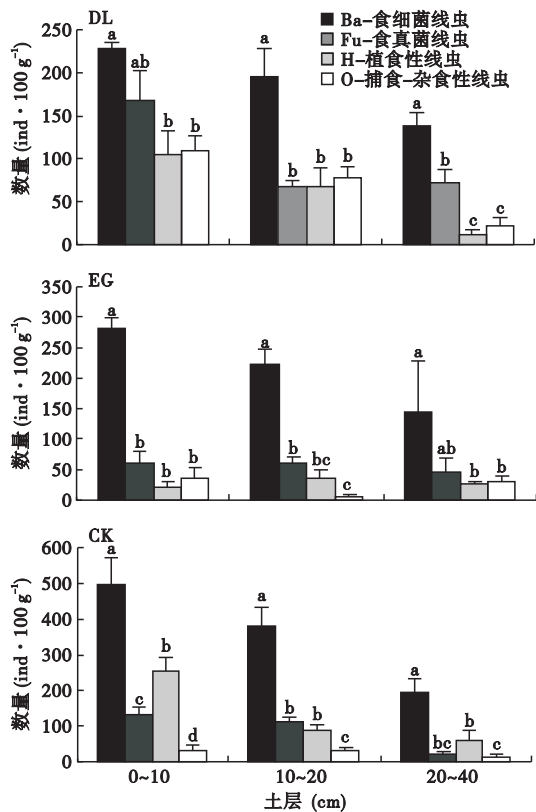


图3 不同样地土壤线虫营养类群数量

Fig. 3 Number of soil nematode trophic groups at different sample plots

不同小写字母表示相同土层不同营养类群数量差异显著 ( $P < 0.05$ )。

见, Shannon 指数 ( $H'$ )、丰富度指数 ( $SR$ ) 和均匀度指数 ( $J'$ ) 均为  $DL > CK > EG$ , 而优势度指数 ( $\lambda$ ) 则为  $EG > CK > DL$ 。3 种样地中土壤线虫的  $f/b$  均  $< 1$ ,  $NCR$  均  $> 0.5$ , 表明 3 种样地中以线虫参与为主的土壤有机质分解途径主要以细菌分解途径为主。 $MI$  指数用来反映生态系统的稳定性及受干扰的程度, 指数越低系统受干扰的程度越大,  $DL$  和  $EG$  的  $MI$  指数明显高于  $CK$ ,  $PPI$  指数与  $PPI/MI$  则是  $CK$  显著高于  $DL$  和  $EG$ 。

表2 不同样地土壤线虫多样性及功能类群指数

Table 2 Diversity and functional group indexes of soil nematode communities at different sample plots

项目	DL	EG	CK
$H'$	1.9294 a	1.5542 a	1.7145 a
$SR$	1.5766 a	1.0790 b	1.2234 b
$J'$	0.8722 a	0.7940 b	0.8107 ab
$\lambda$	0.2024 a	0.2987 a	0.2665 a
$f/b$	0.5419 a	0.2229 b	0.2363 b
$MI$	2.1328 a	2.1244 a	1.7047 b
$PPI$	0.3653 ab	0.2345 b	0.5325 a
$PPI/MI$	0.1762 b	0.1142 b	0.3632 a
$NCR$	0.6611 a	0.7322 a	0.8151 a

不同小写字母表示不同样地间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

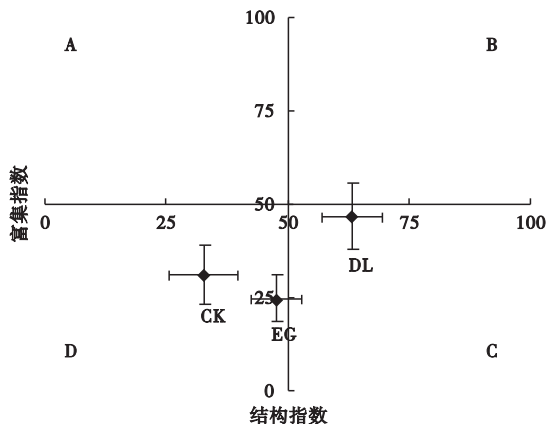


图4 不同样地土壤线虫结构指数与富集指数

Fig. 4 Structure index and enrichment index at different sample plots

2.2.3 线虫区系划分 富集指数 ( $EI$ )、结构指数 ( $SI$ ) 用于表示食物网的结构,  $EI$  常用于评估食物网对可利用资源的响应,  $SI$  可以指示在干扰或恢复过程中土壤食物网结构的变化。 $EI$  和  $SI$  的值在 0 ~ 100 之间变化, 二者结合将线虫进行区系划分, 以 (50, 50) 为原点,  $SI$  与  $EI$  分布在 4 个象限内, 可以较好地指示干扰程度和食物网的变化。当  $EI$  和  $SI$  都  $< 50$  时 (D 象限), 干扰程度最高, 已对环境造成胁迫, 食物网退化;  $EI > 50$ ,  $SI < 50$  (C 象限), 干扰程度较高, 食物网受到一定程度的干扰;  $EI$  和  $SI$  都  $> 50$  (B 象限), 干扰程度一般, 食物网稳定成熟;  $EI < 50$ ,  $SI > 50$  (A 象限), 无干扰, 食物网正在形成中 (李玉娟等, 2005)。图 4 表明,  $DL$  处于 C 象限,  $EG$  可能处于 D 或 C 象限,  $CK$  处于 D 象限。说明麻竹人工林土壤食物网在受到干扰后恢复程度高, 食物网处于结构化状态, 巨桉人工林次之, 坡耕地土壤线虫受到扰动较大, 对环境造成胁迫, 食物网结构处于退化状态。

### 3 讨论

不同人工林地与坡耕地之间植被覆盖状况、土壤状况、人为干扰存在较大差异, 进而对土壤线虫群落造成影响。本研究表明,  $DL$ 、 $CK$ 、 $EG$  的土壤线虫群落的分布格局存在差异。这些差异可能与不同线虫具有不同生活史, 不同生态系统中可获得食物资源的数量和质量的差异有关 (张伟东等, 2010)。调查发现, 不同样地中线虫优势属存在差异, 其中  $DL$  和  $EG$  优势属均为食真菌线虫-滑刃属和食细菌线虫-绕线属,  $CK$  的优势属为绕线属和植食性线虫-散

香属。CK中散香属线虫在土壤剖面中的分布可能与植物根系的分布有关,其原因可能是人为收获坡耕地上农作物,对根系则只清理主根,造成土壤中根系积累,这对植食性线虫的生长有利(Verschoor *et al.*, 2001)。

不同人工林及坡耕地对土壤线虫群落个体数量和属数量均具有一定的影响。一般情况下,土体中土壤动物类群数量具有表聚性(Hou *et al.*, 2010),这主要是因为土壤的营养状况和理化性质会影响土壤动物的垂直分布,0~10 cm土层植物根系分布多,土壤相对疏松,通气性好,营养丰富,土壤动物相对较多。本研究结果也体现了这一规律,土壤线虫个体数量及属数量垂直分布均随土层深度的增加而呈下降趋势。李辉信等(2002)认为,不同植被下有机物残体归还土壤的数量和质量差异及其对土壤线虫微生境的影响,是线虫数量分异的主要原因。本研究中土壤线虫数量分布表现为CK>DL>EG,CK中线虫数量最多是由于人为施用有机肥、化肥等农业耕作措施,增加了土壤中有效养分和有机质含量,线虫的食物来源丰富,有利于其大量繁殖,因此线虫数量较高(李玉娟等,2005;刘贝贝等,2012)。本研究中,线虫个体数量与属数量不呈正相关,科属数量表现为DL>CK>EG,张伟东等(2010)在大连石门山对不同森林土壤线虫群落的研究也得出了类似结论。

不同人工林及坡耕地中土壤线虫营养类群结构存在差异,说明不同植物会对线虫营养类型结构产生影响(Cesarz *et al.*, 2013)。吴建波等(2008)研究发现,不同植物对线虫群落中植物寄生类线虫和捕食-杂食类线虫的多度有显著的影响,而对食细菌类线虫和食真菌类线虫的多度没有显著影响。本研究中,DL的捕食-杂食性线虫比例最高,而Ferris等(2001)认为,捕食-杂食性线虫是很好的指示性生物,一般只会出现在没有干扰的环境中,这意味着DL中土壤线虫食物网拥有较多的营养层次,土壤环境相对稳定。Goralczyk(1998)发现,在林下调落物厚且凋落物层含水量高的生境中线虫食真菌属个体密度高,本实验DL土体中食真菌线虫密度较高可能与其林下调落物覆盖率和厚度都较高有关。

有研究报道,巨桉叶片浸提液对线虫的卵和幼龄线虫具有一定的杀害作用(Salgado *et al.*, 2003; Batish *et al.*, 2008),巨桉叶分泌某些化感物质,会对线虫尤其是植食性线虫造成抑制作用(Batish *et*

*al.*, 2008; Faria *et al.*, 2013)。本研究中EG的线虫数量、多样性、丰富度和均匀度都较DL和CK低,而优势度却高于DL和CK,有可能是由巨桉叶凋落物产生抑制线虫的化感物质而造成的。

MI指数和PPI指数最早由Bongers提出,用来反映生态系统的稳定性及受干扰的程度,后来Bongers于1997年又提出了PPI/MI指数,他认为耕作和施肥会使土壤线虫群落PPI/MI值升高,未受扰动的环境中土壤线虫群落PPI/MI值要低于耕作土壤(Bongers *et al.*, 1997)。对线虫区系划分也表明,麻竹人工林受到扰动较小且对外界干扰恢复程度高,土壤生态系统最稳定,巨桉人工林土壤线虫的多样性、丰富度等虽然低于坡耕地,但经过一定年限的无干扰恢复期,线虫的成熟度已高于坡耕地,所形成的食物网结构也较坡耕地稳定,而坡耕地受到人为扰动大,土壤线虫受环境胁迫,食物网在退化。以上说明,麻竹造林可改变线虫群落的种类组成和维持较高的多样性,使土壤生态系统结构和功能处于稳定状态。

**致谢** 邓铭瑞博士在标本鉴定上给予了大量帮助,在此致谢!

#### 参考文献

- 陈鹏. 1983. 土壤动物的采集和调查方法. 生态学杂志, 2(3): 46-51.
- 陈小云, 刘满强, 胡锋, 等. 2007. 根际微型土壤动物——原生动物和线虫的生态功能. 生态学报, 27(8): 3132-3143.
- 公丕民, 潘开文, 王进闯, 等. 2009.  $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N肥对大棚黄瓜根际土壤线虫群落组成及其多样性影响. 生态学报, 29(2): 1009-1016.
- 胡锋, 李辉信, 谢涟琪, 等. 1999. 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, 19(6): 914-920.
- 焦向丽, 朱教君, 张金鑫, 等. 2008. 干扰对东北次生林生态系统土壤线虫群落的影响. 生态学杂志, 27(12): 2129-2135.
- 李辉信, 刘满强, 胡锋, 等. 2002. 不同植被恢复方式下红壤线虫数量特征. 生态学报, 22(11): 1882-1889.
- 李涛, 刘苑秋, 郭圣茂, 等. 2012. 瑞昌石灰岩红壤区退耕还林土壤动物群落特征. 应用生态学报, 23(4): 910-916.
- 李玉娟, 吴纪华, 陈慧丽, 等. 2005. 线虫作为土壤健康指示生物的方法及应用. 应用生态学报, 16(8): 1541-1546.
- 刘贝贝, 叶成龙, 虞丽, 等. 2012. 不同植被类型的滩涂湿地土壤线虫群落特征. 应用生态学报, 23(11): 3057

-3064.

- 彭立, 苏春江, 徐云, 等. 2007. 岷江上游生态环境现状与可持续发展对策. *资源开发与市场*, **23**(6): 546-548.
- 王雪峰, 苏永中, 刘文杰, 等. 2011. 不同生境桉柳灌丛土壤线虫群落特征. *干旱区研究*, **28**(6): 1057-1063.
- 吴建波, 阮维斌, 谢凤行, 等. 2008. 毛乌素沙地三种植物根际土壤线虫群落和多样性分析. *生物多样性*, **16**(6): 547-554.
- 吴玉红, 蔡青年, 林超文, 等. 2009. 四川紫色土丘陵区不同土地利用方式下大型土壤动物群落结构. *中国生态农业学报*, **17**(1): 34-40.
- 尹文英, 胡圣豪, 沈韞芬, 等. 1998. 中国土壤动物检索图鉴. 北京: 科学出版社.
- 张丹桔, 张健, 杨万勤, 等. 2013. 一个年龄序列巨桉人工林植物和土壤生物多样性. *生态学报*, **33**(13): 3947-3962.
- 张伟东, 尚艳芳, 王雪峰. 2010. 土壤线虫群落对大连石门山森林植被恢复的响应. *生态学报*, **30**(4): 878-886.
- 赵瑜, 钟宇, 张健, 等. 2010. 不同坡位下巨桉人工林土壤动物群落特征. *应用生态学报*, **21**(9): 2367-2374.
- Batish DR, Singh HP, Kohli RK, et al. 2008. Eucalyptus essential oil as a natural pesticide. *Forest Ecology and Management*, **256**: 2166-2174.
- Bongers T. 1999. The maturity index, the evolution of nematode life history traits, adaptive radiation and cp-scaling. *Plant and Soil*, **212**: 13-22.
- Bongers T, Ferris H. 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology and Evolution*, **14**: 224-228.
- Bongers T, van der Meulen H, Korthals G. 1997. Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. *Applied Soil Ecology*, **6**: 195-199.
- Cesarz S, Ruess L, Jacob M, et al. 2013. Tree species diversity versus tree species identity: Driving forces in structuring forest food webs as indicated by soil nematodes. *Soil Biology and Biochemistry*, **62**: 36-45.
- Faria J, Barbosa P, Bennett RN, et al. 2013. Bioactivity against *Bursaphelenchus xylophilus*: Nematotoxics from essential oils, essential oils fractions and decoction waters. *Phytochemistry*, **94**: 220-228.
- Ferris H. 2010. Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. *European Journal of Soil Biology*, **46**: 97-104.
- Ferris H, Bongers T, De Goede RGM. 2001. A framework for soil food web diagnostics; Extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology*, **18**: 13-29.
- Ferris H, Sanchez-Moreno S, Brennan E. 2012. Structure, functions and interguild relationships of the soil nematode assemblage in organic vegetable production. *Applied Soil Ecology*, **61**: 16-25.
- Freckman DW, Ettema CH. 1993. Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **45**: 239-261.
- Goralczyk K. 1998. Nematodes in a coastal dune succession: Indicators of soil properties? *Applied Soil Ecology*, **9**: 465-469.
- Hou XK, Hu N, Zhang XK, et al. 2010. Vertical distribution of soil nematode communities under different tillage systems in lower reaches of Liaohe River. *Chinese Geographical Science*, **20**: 106-111.
- Ritz K, Trudgill DL. 1999. Utility of nematode community analysis as an integrated measure of the functional state of soils: Perspectives and challenges. *Plant and Soil*, **212**: 1-11.
- Salgado SLM, Campos VP, Cardos MDG, et al. 2003. Hatching and mortality of second-stage juveniles of *Meloidogyne exigua* in essential plant oils. *Nematologia Brasileira*, **27**: 17-22.
- Verschoor BC, de Goede RG, de Hoop JW. 2001. Seasonal dynamics and vertical distribution of plant-feeding nematode communities in grasslands. *Pedobiologia*, **45**: 213-233.
- Yeates GW, Bongers T. 1999. Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74**: 113-135.
- Yeates GW, Bongers T, De Goede RGM, et al. 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera: An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, **25**: 315-331.
- Zhao J, Neher DA. 2013. Soil nematode genera that predict specific types of disturbance. *Applied Soil Ecology*, **64**: 135-141.

---

作者简介 朱婷婷,女,1988年生,硕士研究生,主要从事土壤动物生态学研究。E-mail: zhuttwo@foxmail.com  
责任编辑 张敏

---