

红壤旱地和水田土壤用量对线虫分离效果的影响^①

王楠¹, 陈小云^{1*}, 刘满强¹, 李大明², 王明伟¹, 李辉信¹, 胡锋¹

(1 南京农业大学资源与环境科学学院土壤生态实验室, 南京 210095; 2 江西省红壤研究所/国家红壤改良工程技术研究中心, 南昌 331717)

摘要: 植物群落研究中样方面积的大小直接影响群落组成和多样性调查的结果, 而对于地下部生态系统可能存在同样的问题。土壤动物的分离效率是研究土壤动物群落组成的基础。至今在土壤线虫分离研究方面仍缺乏关于土壤样品最佳用量范围的优化。本研究选择江西红壤地区旱地和水田两种典型农业利用方式下的土壤, 基于改进的贝尔曼漏斗法, 即浅盘分离法, 选择 10、30、50、100、150、200、300、500 g(对应 0.70~3.51 cm 的土壤厚度)的土壤用量梯度, 旨在探讨土壤线虫分离中土壤用量对于线虫群落特征分析结果的影响。结果表明, 在 10~200 g(0.70~1.51 cm)土壤用量之间单位土壤线虫数量无显著差异, 而大于 200 g 时显著下降($P < 0.05$)。线虫属数随着土壤用量的增加而增加。土壤线虫营养类群比例在 10~200 g(0.70~1.51 cm)之间几乎没有显著性差异。线虫群落的丰富度指数、成熟度指数、富集指数和结构指数等生态指数在 30~500 g(0.72~3.51 cm)之间基本无显著差异。土壤厚度在 10~150 g 之间无差异, 大于 150 g 各处理间均形成显著差异。总之, 基于土壤线虫群落特征的不同参数与样品用量关系的权衡, 建议在分离线虫时选择土壤样品量在 50~150 g 范围内或保证土壤厚度低于 1.00 cm 条件下增加土壤用量, 以获得对供试土壤线虫群落的全面了解。

关键词: 线虫群落; 分离方法; 土壤厚度; 旱地; 水田

中图分类号: S154.36

土壤线虫是数量和种类最为丰富的土壤后生动物, 对有机物的分解、养分转化和能量传递起到关键的作用, 在土壤生态系统功能发挥中具有重要地位^[1]。线虫食性复杂, 在土壤食物网的主要营养级上均有分布, 营养类群结构的变化与土壤生态系统过程联系紧密^[2]。由于对环境变化反应灵敏, 例如, 处于低营养级的线虫对土壤资源状况的变化反应敏感, 而处于高营养级的线虫对环境干扰变化敏感; 因此, 土壤线虫经常被用作评价土壤生态系统的健康水平^[3]。

土壤线虫的分离是其群落分析研究的最基本环节, 提高线虫分离效率, 准确反映土壤线虫群落特征如数量、结构和多样性等在土壤生态学研究起着重要作用。国内外对线虫分离方法的研究也较多, 如离心浮选法、贝尔曼漏斗法、卡勃过筛分离法和半自动淘洗法等^[4]。不同的分离方法可能会造成线虫类群、数量等的差异^[5]。基于方法的便利性, 有关线虫分离方法多集中于过筛分离法、蔗糖离心法和贝尔曼漏斗法。其中过筛分离法和蔗糖离心法分离效率较高且不

受温度影响^[6-7], 但从土壤中直接分离获得的线虫悬液含有较多的土壤矿质颗粒和有机物残体, 对后续的计数和鉴定会造成困难。而贝尔曼漏斗法属于非破坏性方法, 用材和耗时少, 分离的线虫具有活性高和易鉴定等优点, 在线虫群落结构的分析中贝尔曼漏斗法也一直在沿用^[8-11]。虽然浅盘法在贝尔曼漏斗法基础上进行了改进, 但是该方法同样存在某些限制性因素, 尤其是土壤用量的多少直接影响土壤在分离装置中的厚度, 进而影响分离过程中线虫的迁移距离和分离效率。尤为重要的是, 基于生态学植物群落研究中经典的种-面积曲线的预测, 土壤线虫群落研究中样品用量的多少不仅严重影响线虫数量的分离效果, 还影响对线虫群落多样性和群落结构的评估。迄今, 关于线虫分离方法的研究相对集中于方法本身的优化^[12]及比较^[5], 而对于某一方法中土壤样品用量对线虫分析结果的影响尚少见报道。

旱地和水田是我国红壤地区两种非常典型的农业利用方式, 二者的线虫群落差异较大; 特别是

基金项目: 国家自然科学基金项目(41371263)、中央高校基本科研业务费项目(KYZ201207)和江苏高校优势学科建设工程项目(PAPD)资助。

* 通讯作者(xychen@njau.edu.cn)

作者简介: 王楠(1989—), 女, 黑龙江哈尔滨人, 硕士研究生, 主要从事土壤生态方面的研究。E-mail: wn452xs@126.com

对于发育于第四纪红黏土的红壤来说,其质地较为黏重的特点将严重影响贝尔曼漏斗法的分离效果,因此本研究选择这两种土壤来评价土壤用量或土壤厚度对线虫分离效果的影响,旨在为农田生态系统土壤线虫群落分析过程中土壤用量的选择提供基础信息。

1 材料和方法

1.1 材料

供试土壤采自江西省红壤研究所(116°20'24"E、28°15'30"N),为低丘岗地地形,平均海拔 26 m。土

壤母质为第四纪红黏土,分类上属于老成土,质地为粉砂质黏壤土。处于亚热带季风气候区,多年平均气温为 17.7℃,年平均降雨量为 1 727 mm。供试的旱地和水田土壤样品均采自两个长期施肥定位实验田,分别是玉米和水稻一年两熟制,其中早玉米生育期为 4—7 月,晚玉米生育期为 7—10 月,而水田的耕作制为“稻—稻—冬闲”制,二者均为连续 30 年的施化肥处理。肥料分两季施用,每季施用量分别为:旱地 N 60 kg/hm², P₂O₅ 30 kg/hm², K₂O 60 kg/hm²;水田: N 90 kg/hm²; P₂O₅ 45 kg/hm²; K₂O 75 kg/hm²。土壤基本性质如表 1 所示。

表 1 供试土壤的基本理化性质
Table 1 Physicochemical properties of tested soils

样地	有机碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)	有效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)	黏粒(<0.002 mm) (g/kg)	pH
旱地	9.39	0.98	1.42	15.83	12.9	102	310.2	6.0
水田	16.30	1.49	0.48	10.39	5.27	80.52	291.0	6.9

土壤样品于 2013 年 11 月作物收获后采集。分别在旱地和水田的 3 个重复小区随机选取 10 个取样点,用土钻采集表层为 0~20 cm 的鲜土。将采回的样品沿物理断裂面小心掰碎,过 5 mm 筛,剔除大型土壤动物及根茬等残体并混匀,立即进行线虫分离。

1.2 方法

采用改良的贝尔曼漏斗法(modified Baermann funnel method),即浅盘法分离线虫。将 10 目的不锈钢筛盘(底部直径 15 cm,筛口直径 16.9 cm,高 5.4 cm)放入配套的浅盘中。在筛盘上放置一层线虫滤纸,两种土壤均分别称取 10、30、50、100、150、200、300、500 g 的鲜土,均匀铺在滤纸上,小心加水至浸没土壤,置于 20℃室温条件下分离。48 h 后,用两个嵌套在一起的 500 目筛网对浅盘中的水进行过筛,冲洗,将收集的线虫在解剖镜下计数。

1.3 线虫鉴定

对分离出的线虫全部挑取,分别在立体和生物显微镜下鉴定到属。线虫鉴定参考《中国土壤动物检索图鉴》^[13]及 Bongers^[14]方法。根据线虫的口针、食道及尾部形态等特征的不同,将线虫分为食细菌、食真菌、植食和捕食食线虫 4 个功能类群。

1.4 线虫生态指数的计算

分析土壤线虫群落运用的主要生态指数有生物多样性指数如丰富度指数(Margalef)等^[15],还有根据线虫营养类群的划分,以线虫群落特征评价土壤环境受干扰程度的指数如成熟度指数(MI),以及以线虫群

落评价土壤食物网和土壤生态系统能流途径的指数如富集指数(EI)和结构指数(SI)等^[2]。

各指数的计算方法如下:

$$\text{Margalef} = (G - 1) / \ln(n) \tag{1}$$

式中: G 为线虫群落的总属数, n 为线虫群落的总个体数。

$$\text{MI} = \sum(c - p_i)p_i \text{ (仅包括自由生活线虫)} \tag{2}$$

式中: $c - p_i$ 为赋予某一种类线虫的 $c - p$ (colonizer-persister) 值, $c - p$ 值是 Bongers^[14]根据线虫不同的生活史策略,将陆地和淡水生活的线虫划分为 r -对策者(世代时间短,产卵量大,耐环境压力, $c - p$ 值小)向 k -对策者(世代时间长,产卵量小,对环境压力敏感, $c - p$ 值大)过渡的 5 个类群,即不同的 $c - p$ 类群。

$$\text{EI} = 100 \times e / (e + b) \tag{3}$$

式中: e 为 $c - p$ 值为 1 的食细菌线虫和 $c - p$ 值为 2 的食真菌线虫的总和, b 为 $c - p$ 值为 2 的食细菌线虫和食真菌线虫总和。

$$\text{SI} = 100 \times s / (b + s) \tag{4}$$

式中: s 为 $c - p$ 值 3~5 的食细菌线虫、食真菌线虫和杂食性线虫以及 $c - p$ 值为 2~5 的捕食性线虫总和。

1.5 数据统计与分析

土壤线虫种群数量折算成每 100 g 干土含有线虫的条数。旱地和水田中样品用量对线虫分离的影响采用一元方差分析,不同土壤用量之间的多重比较采用最小显著极差法(LSD),并用不同字母表达显著性差异。

2 结果与分析

2.1 土壤厚度的变化趋势

线虫分离前土壤厚度随土壤样品量增加而增加的趋势在旱地和水田中相同(表 2)。在 10 ~ 100 g 随土壤样品量增加土壤厚度无显著变化 ;样品用量达到 150 g 后 , 土壤厚度显著增加($P<0.05$)。

2.2 土壤用量对线虫总数的影响

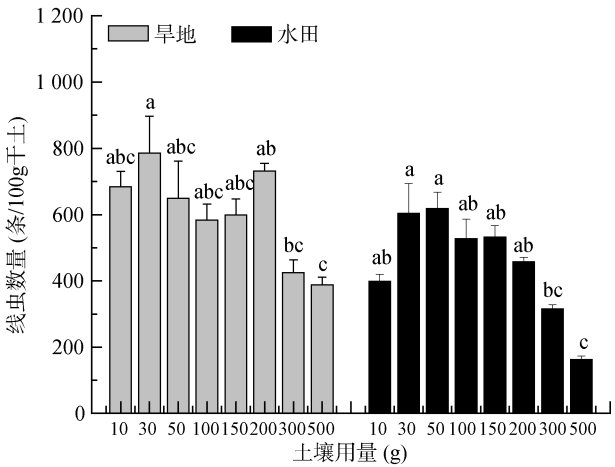
土壤用量对线虫总数的影响在旱地和水田中趋

势相同(图 1)。土壤用量 10 ~ 200 g(0.70 ~ 1.51 cm , 土壤厚度 , 下同)范围内 , 线虫总数没有显著性差异 ($P>0.05$) ; 当土壤用量达 300 g(约 2.15 cm)时 , 线虫分离的数量明显下降 ; 当土壤用量达到 500 g(约 3.51 cm)时线虫数量下降的幅度与 10 ~ 200 g(0.70 ~ 1.51 cm)相比达到显著水平($P<0.05$, 图 1) , 且水田土壤中线虫数量随土壤用量增加较旱地土壤中下降得更明显。

表 2 分离线虫前不同土壤用量旱地和水田土壤对应的土壤厚度(cm)

Table 2 Soil thickness (cm) of upland and paddy soil corresponding to different soil dosages before nematodes separated

样地	土壤用量(g)							
	10	30	50	100	150	200	300	500
旱地	0.70 ± 0.06	0.72 ± 0.06	0.75 ± 0.06	0.82 ± 0.11	1.09 ± 0.11	1.51 ± 0.12	2.17 ± 0.07	3.50 ± 0.03
水田	0.71 ± 0.04	0.72 ± 0.06	0.74 ± 0.04	0.83 ± 0.10	0.99 ± 0.06	1.50 ± 0.08	2.12 ± 0.05	3.51 ± 0.12



(图中不同小写字母表示同一类土壤中不同土壤用量间线虫数量差异显著($P<0.05$) , 下同)

图 1 不同土壤用量对旱地和水田土壤中线虫总数的影响
Fig. 1 Effects of soil sample dosages on nematode abundance in upland and paddy soils

2.3 土壤用量对线虫属数的影响

随着土壤用量的增加 , 线虫属数在旱地和水田土壤中均呈现增加的趋势(图 2)。旱地土壤中 , 绕线属(*Plectus*) 在样品量达到 50 g(0.75 cm)后开始出现 , 无咽属(*Alaimus*)、真滑刃属(*Aphelenchus*)、中矛线属(*Mesodorylaimus*) 在样品量达到 100 g(0.82 cm)后才能较稳定地出现 , 而拟矛线属(*Dorylaimoides*) 在样品量达到 150 g(1.09 cm)后稳定出现 ; 水田土壤中 , 连胃属(*Chronogaster*)、盆咽属(*Panagrolaimus*)、矮化属(*Tylenchorhynchus*) 在样品量达到 50 g(0.74 cm)后开始出现 , 而三孔属(*Tripyla*) 在样品量达到 300 g(2.12 cm)后才开始出现。总的来说 , 线虫属数在 10 g(约 0.71 cm)土壤用量条件下最少 , 和其他处理差异均达到显著性水平($P<0.05$)。在土壤用量 30 ~ 150 g (0.72 ~ 1.09 cm)

范围内 , 线虫属数增加明显 ; 在土壤用量达 150 g(约 1.04 cm) 时与 30 g(约 0.72 cm) 和 50 g(约 0.75 cm) 土壤用量时均有显著差异 , 而在土壤用量 150 ~ 500 g (0.99 ~ 3.51 cm) 线虫属数没有显著变化(图 2)。

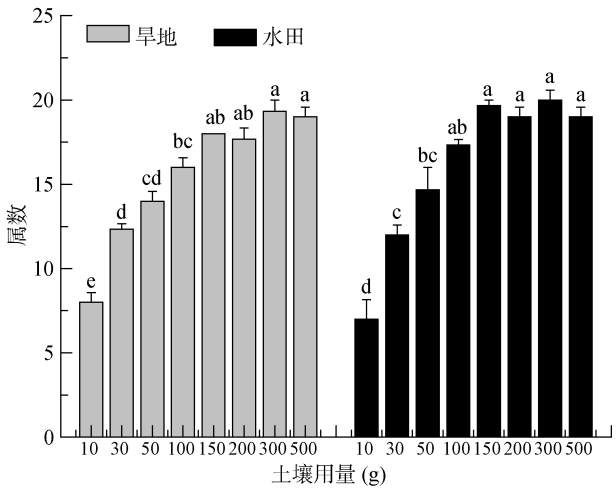


图 2 土壤用量对线虫属数的影响
Fig. 2 Effects of soil sample dosages on genera number of nematodes

2.4 土壤用量对线虫营养类群比例的影响

土壤用量对旱地和水田土壤线虫营养类群的比例有不同影响(图 3)。旱地土壤中 , 不同营养类群的比例对土壤用量的响应不明显($P>0.05$)。水田土壤中 , 食细菌线虫和食真菌线虫的比例在土壤用量 30 ~ 200 g(0.72 ~ 1.50 cm) 范围内没有显著性变化 , 但均高于土壤用量 10 g(0.71 cm)、300 g(2.12 cm) 和 500 g(3.51 cm) 时 ; 植食性和杂食捕食性线虫则呈现相反的趋势。总之 , 中等土壤用量 50 ~ 300 g(0.74 ~ 2.17 cm) 条件下 , 土壤线虫各营养类群比例差异不显著($P>0.05$)。

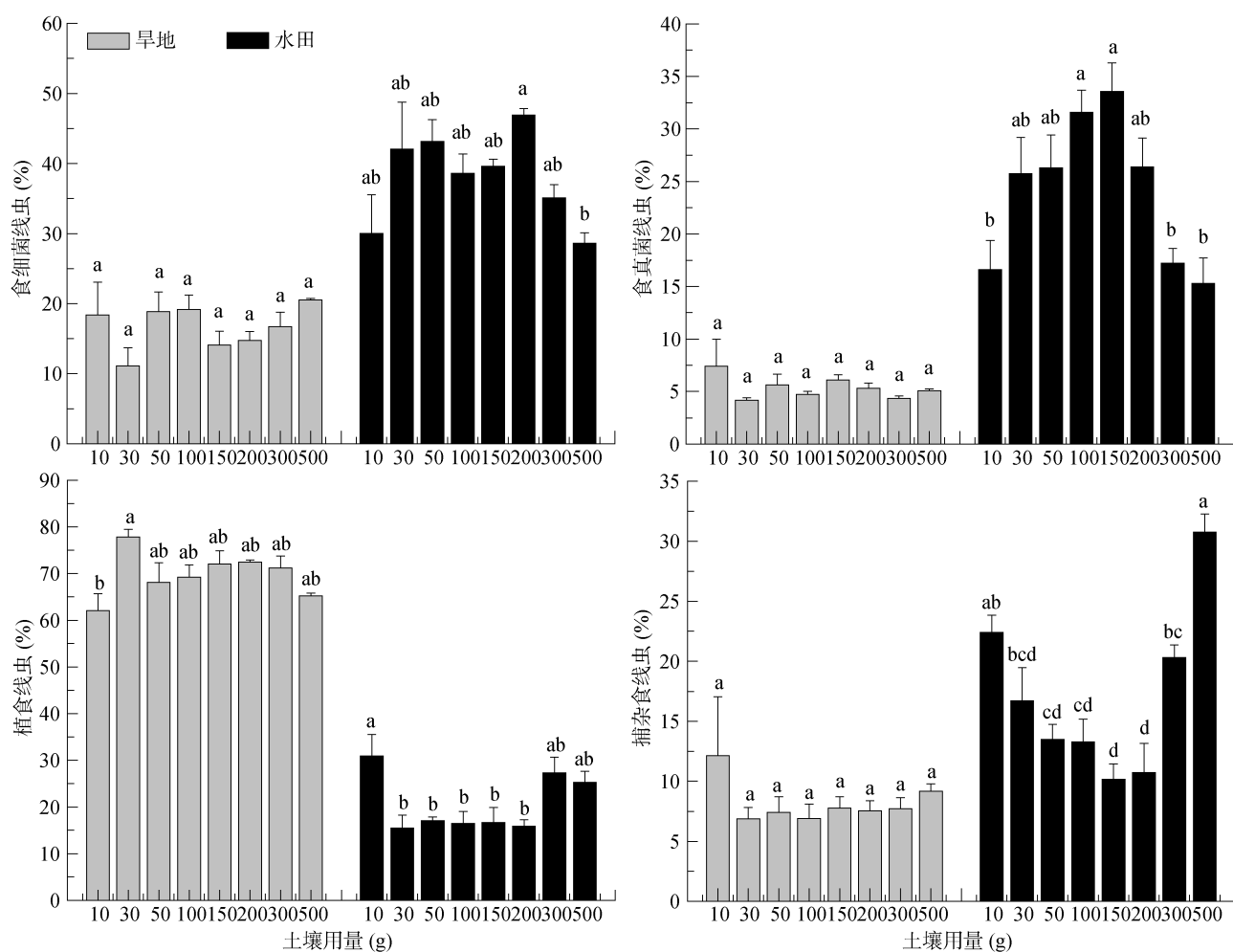


图 3 土壤用量对线虫分离营养类群比例的影响

Fig. 3 Effects of soil sample dosages on proportion of nematode trophic groups

2.5 土壤用量对线虫生态指数的影响

土壤用量对旱地和水田土壤线虫丰富度指数的影响较明显,对成熟度指数、富集指数和结构指数均没有显著性影响($P>0.05$)。丰富度指数在旱地和水田土壤用量为 10~150 g(0.70~1.09 cm)时,随着土壤用量的增加有增加的趋势;在土壤用量 150 g(约 1.04 cm)之后逐渐趋于稳定。结构指数随着土壤用量的增加有下降的趋势。

2.6 土壤用量与线虫群落指标的关系

表 3 显示了线虫分离中土壤用量、厚度与线虫群落指标的相关关系,旱地和水田土壤表现出一致的趋势。土壤用量、厚度均与线虫总数、属数和丰富度指数呈显著相关($P<0.05$)或极显著相关($P<0.01$),而与其他生态指数的相关性均不显著。土壤用量、厚度与线虫总数量呈显著负相关,而与属数和丰富度指数呈显著正相关。

3 讨论

提高土壤线虫的分离效率是利用线虫群落指示

土壤生态系统结构和功能变化的基础。与旱地土壤相比,水田土壤在样品量达到 300 g(2.12 cm)后分离出的线虫总数下降得更为显著,这可能与土壤孔隙度有关。土壤线虫生活于水膜中,能够在土壤团聚体间进行移动^[16]。与旱地土壤相比,水田土壤含有更丰富的有机质,尽管有机质的黏结力促进土壤中团粒的形成^[17],然而,水田土壤长期处于淹水环境,会使土壤结构破坏并产生粘闭,导致土壤孔隙减少^[18]。而旱地土壤透气性高,粗孔数量较多,因此较旱地土壤而言,水田土壤在样品量过高时分离出的线虫总数降低得更为显著。

本实验中某些较为稀有的线虫属随样品量的增加开始出现,是因为稀有种属在样品量低的情况下出现的几率较小,随着样品量的增加,稀有种属出现的几率增大,直至属数趋于平衡。从营养类群的比例来看,水田土壤用量在 300 g(2.12 cm)后食细菌和食真菌线虫总数显著降低,而植食和捕食线虫总数显著升高,主要是由于基于贝尔曼漏斗法原理的浅盘法是

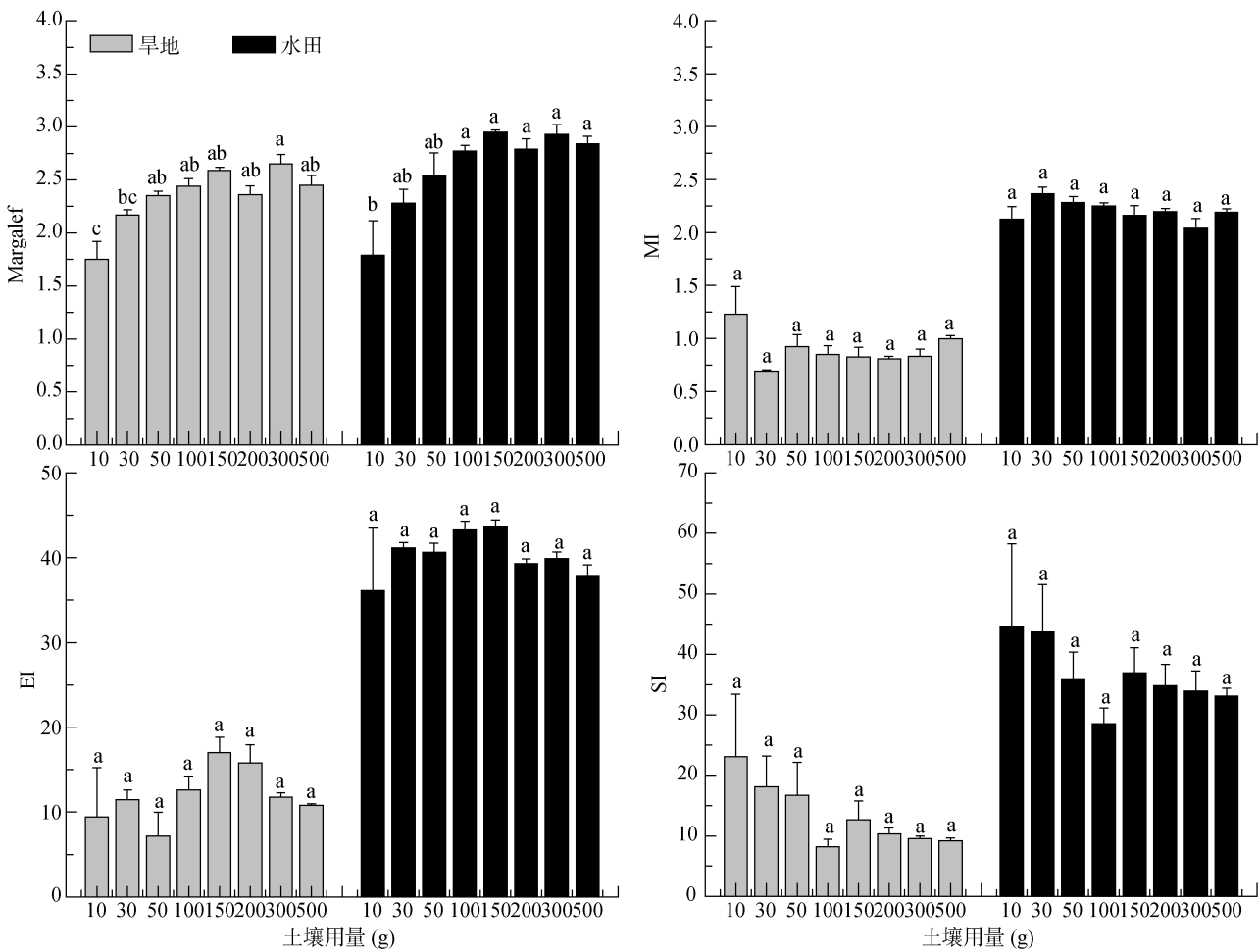


图 4 土壤样品量对线虫群落生态指数的影响
Fig. 4 Effects of soil sample dosages on ecological indices of soil nematode community

表 3 旱地和水田土壤用量、厚度与线虫群落指标的关系

Table 3 Correlation among soil dosage and thickness as well as nematode community indices in upland and paddy soils

样地		线虫总数	属数	丰富度指数	成熟度指数	富集指数	结构指数
旱地	土壤质量	-0.669**	0.749**	0.507**	-0.005	0.104	-0.250
	土壤厚度	-0.646**	0.649**	0.405*	-0.051	0.024	-0.198
水田	土壤质量	-0.778**	0.655**	0.540**	-0.280	-0.115	-0.030
	土壤厚度	-0.825**	0.526**	0.426*	-0.275	-0.180	-0.011

注：*，**分别表示在 $P<0.05$ ， $P<0.01$ 水平显著相关。

利用线虫的趋水性和线虫自身的重量来进行分离的，对个体较大的线虫具有更好的分离效率^[19]。本实验水田土壤中，个体较大的植食线虫潜根属是优势属，随土层厚度增加，潜根属及捕杂食线虫由于自身移动能力较个体小的食细菌和食真菌线虫更容易分离出来，而在土壤用量 50 ~ 200 g(0.72 ~ 1.50 cm)捕杂食类群比例显著降低是因为土层厚度较小，其自身移动能力并没有形成明显优势，且在这个样品量范围内，线虫总数较多，个体小的线虫也更容易进入水体。旱地土壤中各类群的比例并未表现出明显的差异，这可能与土壤的黏度及孔隙度相关。研究表明，基于贝尔

曼漏斗法原理的浅盘分离过程中，黏度较低的土壤中分离出的线虫数量较多^[20]。此外，本实验所用旱地土壤和水田土壤均为化肥连施，长期施用化肥土壤微生物含量少，团聚体的稳定性较低^[21-22]，且会减少土壤的通气孔隙^[23]，使水稻土粘闭过程加强，颗粒排列紧密^[24]，同时水田土壤的主要特点是在一年内有季节性的淹水和落干，会在灌溉区出现土壤板结现象^[25]，因此在水田和旱地土壤分离线虫时土壤厚度无显著差异的情况下(表 2)，旱地土壤中各营养类群比例并无显著差异，而水田土壤中植食类和捕杂食类线虫显著增加。

线虫的丰富度指数作为线虫丰度及群落组成的功能函数,用以描述线虫的群落结构^[26]。本实验中,样品量为 10~200 g(0.70~1.51 cm)时,线虫数量无显著差异。样品量为 300 g(约 2.15 cm)和 500 g(约 3.51 cm)时线虫数量较低样品用量时显著下降。线虫属数随样品量的增加呈现先逐步增加后趋于稳定的趋势,因此在低样品用量时丰富度指数有上升趋势,随样品量持续增加,丰富度指数也趋于稳定。随土壤样品量的增加,c-p 值不同的各类群线虫总数仅在个别处理间有差异,虽然部分处理中出现稀有种属,但稀有类群属的总数并没有随之增加,导致本实验中成熟度指数、富集指数和结构指数无差异。此外,线虫的各生态指数在本实验各处理间均无显著差异也可能是由于迄今线虫生活史的信息还不十分准确,导致基于线虫生活史 c-p 值计算的指数并不能完全反映田间线虫群落的实际情况^[27-28]。

通过对土壤样品量、厚度与线虫群落指标进行相关性分析,可以看出,分离线虫时的土壤用量及土壤在筛盘上的厚度会显著影响线虫的总数、属数和丰富度指数等一些多样性指标,对其他用以指示土壤受干扰程度及能流途径的指数影响不大,而正是因为线虫营养类群的丰富多样,才能较为全面地反映土壤食物网的结构和功能的综合性状^[29]。本实验中土壤样品用量过高时,分离出的线虫总数反而显著降低,这可能与分离时的土壤厚度直接相关,样品量达到 500 g(约 3.51 cm)时,土壤厚度约为 10~100 g(0.70~0.83 cm)样品量的 4 倍,使线虫进入水体的迁移距离显著增加。同时有研究表明,通常筛子上每平方厘米的土壤用量大于 0.3 g 时,分离出来的线虫总数明显减少^[20]。本实验样品量 10~50 g(0.70~0.75 cm)时,筛子上每平方厘米的样品量均低于 0.3 g,样品量达到 100 g(约 0.83 cm)时,筛子上每平方厘米的样品量已超过 0.3 g,样品量大于 100 g(约 0.83 cm),分离出的线虫总数与 10~50 g(0.70~0.75 cm)相比基本呈下降趋势,与报道一致。此外,在线虫分离过程中,当土壤样品量大于 300 g(约 2.15 cm)后,旱地土壤的厚度增加有大于水田土壤的趋势(图 1),但增加程度并不显著。因此,用基于贝尔曼漏斗的浅盘法分离线虫时,筛盘上的土壤厚度及样品量都是影响线虫分离及群落分析的重要因素。

4 结论

本研究表明:土壤用量 10~50 g(0.70~0.75 cm)时,线虫分离的总数和多样性相对较低;土壤用量 50~200 g(0.75~1.51 cm)时,土壤用量对分离线虫总

数、属数的影响差异不大,但总体呈增加趋势,同时在这个用量范围内,各营养类群比例和生态指数无显著差异;土壤厚度在土壤用量为 150 g 后与低样品用量差异显著。因此,综合考虑土壤样品用量、土壤厚度和由此带来的工作量,针对本研究中质地较为黏重的土壤,建议采用 50~150 g 且厚度小于 1.00 cm 的土壤用量来分离线虫;而对质地偏砂性的土壤,分离线虫所用的样品量可以进一步降低。

参考文献:

- [1] Huang JH, Liu MQ, Chen FJ, Griffiths BS, Chen XY, Johnson SN, Hu F. Crop resistance traits modify the effects of an aboveground herbivore, brown planthopper, on soil microbial biomass and nematode community via changes to plant performance[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 49: 157-166
- [2] 李玉娟, 吴纪华, 陈慧丽, 陈家宽. 线虫作为土壤健康指示生物的方法及应用[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(8): 1541-1546
- [3] Liang WJ, Li Q, Chen LJ, Huang GH, Zhu JG. Effects of elevated atmospheric CO₂ on nematode trophic groups in a Chinese paddy-field ecosystem[J]. *The journal of applied ecology*, 2002, 13(10): 1269-1272
- [4] Viglierchio D, Schmitt RV. On the methodology of nematode extraction from field samples: Baermann funnel modifications[J]. *Journal of Nematology*, 1983, 15(3): 438
- [5] 毛小芳, 李辉信, 陈小云, 胡锋. 土壤线虫三种分离方法效率比较[J]. *生态学杂志*, 2004, 23(3): 149-151
- [6] Neher DA, Peck SL, Rawlings JO, Campbell CL. Measures of nematode community structure and sources of variability among and within agricultural fields[J]. *Plant and Soil*, 1995, 170(1): 167-181
- [7] 陈慧丽. 互花米草入侵对长江口盐沼湿地线虫群落的影响及其机制[D]. 上海: 复旦大学, 2008
- [8] Bhusal DR, Kallimanis AS, Tsiafouli MA, Sgardelis SP. Higher taxa vs. functional guilds vs. trophic groups as indicators of soil nematode diversity and community structure[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 41(0): 25-29
- [9] 杨志国, 赵建宁, 李刚, 修伟明, 章秋艳, 常泓, 杨殿林. 耐草甘膦转基因大豆对土壤线虫多样性的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(11): 2 199-2 205
- [10] Carrascosa M, Sánchez-Moreno S, Alonso-Prados J. Relationships between nematode diversity, plant biomass, nutrient cycling and soil suppressiveness in fumigated soils[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 62: 49-59
- [11] Lee JD, Chung LY, Wang LC, Lin RJ, Wang JJ, Tu HP, Wu ZD, Yen CM. Sequence analysis in partial genes of five isolates of *Angiostrongylus cantonensis* from Taiwan and biological comparison in infectivity and pathogenicity between two strains[J]. *Acta Tropica*, 2014, 133: 26-34
- [12] 陈立杰, 王旭, 段玉玺, 孙晓铭. 蔗糖离心法分离土壤线虫的最佳条件筛选[J]. *沈阳农业大学学报*, 2007, 38(6): 849-851

- [13] 尹文英. 中国土壤动物检索图鉴[M]. 北京: 科学出版社, 1998
- [14] Bongers T. The Nematodes of Netherlands[M]. Utrecht: Foundation Publisher of Royal Dutch Natural History Society, 1994
- [15] Yeates G. Variation in soil nematode diversity under pasture with soil and year[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1984, 16(2): 95–102
- [16] Bongers T, Ferris H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1999, 14(6): 224–228
- [17] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [18] Bhushan L, Sharma PK. Long-term effects of lantana (*Lantana* spp. L.) residue additions on soil physical properties under rice–wheat cropping: I. Soil consistency, surface cracking and clod formation[J]. Soil and Tillage Research, 2002, 65(2): 157–167
- [19] McSorley R, Frederick JJ. Effect of extraction method on perceived composition of the soil nematode community[J]. Applied Soil Ecology, 2004, 27(1): 55–63
- [20] 密特利茨基. 分离土壤线虫的动力法[A]//隋延文译. 植物线虫研究[M]. 1978
- [21] 郭菊花, 陈小云, 刘满强, 胡锋, 李辉信. 不同施肥处理对红壤性水稻土团聚体的分布及有机碳氮含量的影响[J]. 土壤, 2007, 39(5): 787–793
- [22] 黄欠如, 胡锋, 袁颖红, 刘满强, 李辉信. 长期施肥对红壤性水稻土团聚体特征的影响[J]. 土壤, 2007, 39(4): 608–613
- [23] 邓超, 毕利东, 秦江涛, 张桃林, 余喜初. 长期施肥下土壤性质变化及其对微生物生物量的影响[J]. 土壤, 2013, 45(5): 888–893
- [24] 赖庆旺, 李茶苟, 黄庆海. 红壤性水稻土无机肥连施与土壤结构特性的研究[J]. 土壤学报, 1992, 29(2): 168–174
- [25] 刘艳丽. 长期施肥下水稻土土壤性质变化及其与生产力的关系研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2007
- [26] Sánchez-Moreno S, Navas A. Nematode diversity and food web condition in heavy metal polluted soils in a river basin in southern Spain[J]. European Journal of Soil Biology, 2007, 43(3): 166–179
- [27] Liu MQ, Chen XY, Qin JT, Wang D, Griffiths B, Hu F. A sequential extraction procedure reveals that water management affects soil nematode communities in paddy fields[J]. Applied Soil Ecology, 2008, 40(2): 250–259
- [28] 刘雨迪, 陈小云, 刘满强, 秦江涛, 李辉信, 胡锋. 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[J]. 生物多样性, 2013, 21(3): 334–342
- [29] Bongers T, Bongers M. Functional diversity of nematodes[J]. Applied Soil Ecology, 1998, 10(3): 239–251

Effects of Soil Dosage on Nematode Separation Efficiency from Upland and Paddy Red Soil

WANG Nan¹, CHEN Xiao-yun^{1*}, LIU Man-qiang¹, LI Da-ming²,
WANG Ming-wei¹, LI Hui-xin¹, HU Feng¹

(1 Soil Ecology Lab, College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 National Engineering and Technology Research Center for Red Soil Improvement/Jiangxi Institute of Red Soil, Nanchang 331717, China)

Abstract: In the plant community investigation, the size of plot area can affect the results of the community composition and biodiversity. Likewise, this problem might also exist in underground ecosystem. So far, little information is available in the comparison and exploration of the effects of soil sample dosages on the results of soil nematode community characteristics. Here, upland and paddy soil were selected, which are two typical cultivated soils in the red soil regions, to determine the gradients of soil amounts (10, 30, 50, 100, 150, 200, 300 and 500 g) on the nematode community based on the modified Baermann funnel method, with each level of soil dosage corresponding to different soil thickness from 0.70 cm to 3.51 cm. Results showed that no significant difference for nematode abundance per unit soil was observed among the soil dosage ranging from 10 g to 200 g (0.70 cm to 1.51 cm), however, soil exceeded 200 g (1.51 cm) significantly increased soil thickness and decreased nematode abundance per unit soil ($P < 0.05$). The genera number of nematode increased with increasing soil dosage. There was no significant difference for the proportion of nematode trophic groups when soil dosage was between 10 g and 200 g (0.70 cm to 1.51 cm). Nematode ecological indices such as richness, maturity, enrichment and structure indices were similar when soil dosage was from 30 g to 500 g (0.72 cm to 3.51 cm). Soil thickness significantly increased when soil exceeded 150 g. Together, it suggested that the optimal soil sample dosage for nematode separation in nematode community analysis should be from 50 g to 150 g or increase soil dosage under the condition of keeping soil thickness less than 1.00 cm.

Key words: Nematode community; Separation method; Soil thickness; Upland soil; Paddy soil