

松材线虫对马尾松林土壤微生物生物量及酶活性的影响^{*}

施翠娥^{1,2} 高扬² 王玉龙² 徐小牛³ 黄勃^{2**}

(¹ 淮南师范学院生命科学系, 安徽淮南 232001; ² 安徽农业大学微生物防治安徽省重点实验室, 合肥 230036; ³ 安徽农业大学林学与园林学院, 合肥 230036)

摘要 以感染松材线虫病的马尾松林土壤作为研究对象, 探索不同程度松材线虫病感染对马尾松林土壤理化性质、微生物生物量和土壤酶活性的影响。结果表明: 随松材线虫病危害程度的加重, 总碳、总磷、总钾、可溶性有机碳、铵态氮、硝态氮、有效磷和含水量呈现升高趋势, 而 pH、Ca、Mg、可溶性有机氮、微生物生物量碳(MBC)和微生物生物量氮(MBN)显著降低; 同时, 蔗糖酶、脲酶、纤维素酶和多酚氧化酶酶活性随着感染程度的加重而趋于下降, 而酸性磷酸酶和蛋白酶活性则显著升高。结果表明: 土壤脲酶、蔗糖酶、纤维素酶和多酚氧化酶 4 种酶活性与含水量、铵态氮、硝态氮、可溶性有机碳、总磷、总钾、有效磷、总碳等理化指标呈显著负相关, 而与可溶性有机氮、pH、Mg、Ca 含量呈显著正相关; 酸性磷酸酶和蛋白酶酶活性与含水量、铵态氮、硝态氮、可溶性有机碳、总钾呈显著正相关, 而与可溶性有机氮、pH、Mg 和 Ca 呈显著负相关; 另外, MBC 和 MBN 与酸性磷酸酶或蛋白酶呈显著负相关, 而 MBC 和 MBN 与蔗糖酶、纤维素酶或多酚氧化酶呈显著正相关; 因此, 松材线虫的侵染改变了松林土壤的理化性质, 引起土壤微生物群落结构、生物量和土壤酶活性的变化, 这些指标可用于指示和评价松材线虫侵染对土壤质量的影响。

关键词 松材线虫病; 马尾松林; 土壤理化性质; 土壤微生物生物量; 土壤酶活性

中图分类号 S714.5 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2015)4-1046-06

Soil microbial biomass and enzyme activities in *Pinus massoniana* forest infected by pine wood nematode. SHI Cui-e^{1,2}, GAO Yang², WANG Yu-long², XU Xiao-niu³, HUANG Bo^{2**}

(¹ School of Life Science, Huainan Normal University, Huainan 232001, Anhui, China; ² Anhui Provincial Key Laboratory of Microbial Pest Control, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China; ³ School of Forestry and Landscape Architecture, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(4): 1046–1051.

Abstract: *Bursaphelenchus xylophilus*-infected *Pinus massoniana* forest soils were employed to investigate the effects of different infection rates of *P. massoniana* by pine wood nematode on soil physicochemical properties, microbial biomass and enzyme activities. The results showed that the contents of total carbon (TC), total phosphorus (TP), total potassium (TK), dissolved organic carbon (DOC), ammonium nitrogen (AN), nitrate nitrogen (NN) and available phosphorus (AP), and soil water content (SWC) increased with the aggravation of *B. xylophilus* infection in the forest soils. However, pH values, the contents of calcium (Ca), magnesium (Mg) and dissolved organic nitrogen (DON), microbial biomass carbon (MBC) or microbial biomass nitrogen (MBN) significantly decreased. Meanwhile, soil sucrase (SA), urease (UA), cellulose (CEA), and phenol oxidase (POA) activities tended to decline, whereas soil acid phosphatase (APA) and protease (PRA) activities were significantly elevated with the deterioration of *B. xylophilus* infection in the soils. In addition, the UA, SA, CEA and POA activities were negatively correlated with the soil physicochemical indicator of SWC, AN, NN, DOC, TP, TK, AP or TC,

^{*} 国家自然科学基金项目(31070588)、国家公益性行业(林业)科研专项(201204506)、污染控制与资源化研究国家重点实验室研究项目(PCRRF12014)和院级重点项目(2014xk21zd)资助。

^{**} 通讯作者 E-mail: bhuang@ahau.edu.cn

收稿日期: 2014-08-10 接受日期: 2014-12-16

but were positively correlated with the soil pH, DON, Mg or Ca content, respectively. The APA and PRA activities were positively correlated with the indicator of SWC, AN, NN, DOC or TK, but negatively with the DON, pH, Mg or Ca content, respectively. The MBC and MBN were negatively correlated with the APA or PRA activity, but positively with the SA, CEA or POA activity, respectively. It was suggested that the *B. xylophilus* infection caused the changes of soil physicochemical properties as well as soil microbial community, microbial biomass and enzyme activities, which may be used to assess the soil quality in *B. xylophilus*-infected *P. massoniana* forest soils.

Key words: *Bursaphelenchus xylophilus*; *Pinus massoniana*; soil physicochemical properties; soil microbial biomass; soil enzyme activity.

土壤微生物是森林土壤中有机物分解和营养元素循环的主要分解者和调解者,参与森林生态系统的物质循环和能量流动,在维持森林生态系统的功能和持续性发展中起着重要作用(Wardle *et al.*, 2004)。土壤微生物循环和养分转化是通过酶反应过程完成的(Acosta-Martínez *et al.*, 2011)。因此,土壤微生物生物量不仅与微生物多样性和土壤酶活性密切相关,还与有毒污染物的降解、营养循环、土壤结构的改善、有机物质固定和植物病原菌的生物防治等土壤过程密不可分(Andrade, 2006; Patel *et al.*, 2010)。同时,也是土壤酶的潜在来源之一(Tripathi *et al.*, 2007)。由于土壤微生物生物量对环境因子反应极为敏感,常被作为监测土壤微生物群落规模和活性的重要指标(Lou *et al.*, 2011)。近年来,土壤微生物生物量和土壤酶活性已发展成为评价土壤环境质量的生态指标(Tu *et al.*, 2006; Han *et al.*, 2007; Tripathi *et al.*, 2007; 胡嵩等, 2013)。

松材线虫(*Bursaphelenchus xylophilus*)起源于北美,20世纪80年代初传入我国境内,是一种具有危害性的外来入侵物种。松树感染线虫病后出现萎蔫和死亡现象,能够给受害国森林资源带来严重破坏和经济损失(Rodrigues, 2008; Mota *et al.*, 2009; Xie *et al.*, 2009)。松材线虫侵染松林后很可能干扰土壤-植物系统之间的物质和能量循环,导致土壤微生物量和土壤酶活性的改变,进一步影响土壤的养分和肥力。本文以被松材线虫病不同程度侵染的马尾松林土壤作为研究对象,探讨松材线虫病不同感染程度对土壤理化特性、土壤微生物生物量和土壤酶活性的影响,并揭示这些因素之间的相关关系,为其生态修复提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 自然概况

本研究区域位于安徽省北部的“小黄山”

(31°42'N, 117°30'E), 海拔 63.74 m, 属亚热带北缘, 气候四季分明, 年平均降水量、气温和相对湿度分别为 969.5 mm、15.7 °C 和 75%。沙质土壤, 森林覆盖面积大约 2 hm², 全部为人工种植的纯马尾松林。2012 年 11 月发现该区域被松材线虫侵染。

1.2 研究方法

1.2.1 土壤样品的采集与处理 土样采集于 2013 年 3 月。根据松材线虫侵染程度的不同将马尾松林划分成 3 个等级: 以连续 15 棵完全没有染病的马尾松作为对照组(以 CK 表示); 以连续 15 棵染病, 树体接近或超过一半枯死的马尾松作为中等危害组(以 MX 表示); 以连续 15 棵染病, 树体完全死亡的马尾松作为严重危害组(以 SX 表示)。每个等级任选 3 个平行, 每个平行选取 6 个具有代表性的点, 分别用直径 5 cm 的土壤钻取 0~15 cm 表层土, 混合后作为一个平行土壤样品。剔除石砾、根系和枯枝落叶, 过 2 mm 土壤筛, 再分成两部分: 一部分风干后用于测定土壤理化性质和土壤酶活性; 另一部分暂存于 4 °C 冰箱, 1 周内测定土壤微生物生物量碳、氮。

1.2.2 土壤样品理化性质测定 土壤理化性质的测定参照鲍士旦等(2000)方法进行。采用烘干法测定土壤含水量; 应用便携式 pH 计测定土壤 pH 值; 应用钼锑抗比色法测定土壤全磷; 应用原子吸收光谱法测定 K、Ca 和 Mg; 应用多元素 N/C 分析仪(EA 3000 Series, Italy)测定总碳(TC)和总氮(TN); 应用流动注射分析仪(FIAStar 5000, FOSS)测定铵态氮 NH₄⁺-N(AN)和硝态氮 NO₃-N(NN); 应用 FIAStar 5000 流动注射分析仪测定速效 P(AP); 采用 TOC 分析仪(Multi C/N 3100, Jena)测定土壤可溶性碳(DOC)和可溶性氮(DON)(王蕾蕾等, 2012)。

1.2.3 土壤微生物量碳(MBC)和氮(MBN)的测定 采用氯仿熏蒸-K₂SO₄浸提法测定土壤 MBC 和 MBN(Wu *et al.*, 1990; 吴金水等, 2006)。应用 TOC 分析仪测定浸提液中有有机碳及全 N 含量(Multi C/N

3100, Jena)。MBC 和 MBN 的计算方法如下:
 $MBC = E_C / 0.45$, $MBN = E_N / 0.45$, E_C 、 E_N 分别为熏蒸和未熏蒸土样浸提液的有机碳或全氮的差值(Wu *et al.*, 1990; 刘纯等, 2014), 0.45 为氯仿熏蒸后提取生物量的比例系数(Iqbal *et al.*, 2010)。

1.2.4 土壤酶活性的测定 土壤脲酶(UA)活性采用苯酚钠-次氯酸钠比色法测定:以 1 g 土壤 37 ℃ 恒温培养 24 h 生成 1 μg NH₃-N 定义为 1 U (U = μg NH₃-N · g⁻¹ · 24 h⁻¹)。蛋白酶(PRA)活性采用茆三酮比色法测定,以 24 h 后 1 g 土生成 1 mg NH₂-N 定义为 1 U (U = mg NH₂-N · g⁻¹ · 24 h⁻¹)。纤维素酶(CEA)活性采用硝基水杨酸比色法测定,以 72 h 后 4 g 土壤生成 1 mg 葡萄糖定义为 1 U (U = mg glucose · 4 g⁻¹ · 24 h⁻¹)。多酚氧化酶(POA)活性采用紫色没食子素比色法测定,以 2 h 1 g 土壤中生成 1 mg 紫色没食子素定义为 1 U (U = mg PG · g⁻¹ · 2 h⁻¹)。蔗糖酶(SA)采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定,以 24 h 后 1 g 土壤生成 1 mg 葡萄糖定义为 1 U (U = mg glucose · g⁻¹ · 24 h⁻¹)。土壤酸性磷酸酶(APA)活性采用磷酸苯二钠法测定,以 100

g 土壤 37 ℃ 恒温培养 2 h 生成 1 mg P₂O₅ 定义为 1 U (U = mg P₂O₅ · 100 g⁻¹ · 2 h⁻¹) (关松荫, 1986)。

1.3 数据处理

应用 Excel 2003 进行数据处理,采用 SPSS 18.0 软件进行 Duncan 检验, (α = 0.05); 采用 Pearson 法进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 松材线虫病诱导马尾松林土壤理化性质的改变

由表 1 可知,随松材线虫病危害程度的加重, TP、TK、NH₄⁺-N 和 DOC 含量均显著升高 ($P < 0.05$), 其变化趋势均为 SX > MX > CK, 其中 SX 比 CK 分别提高了 35.8%、162.3%、104.2% 和 49.3%; SWC、NN、AP、和 TC 的变化趋势也是 SX > MX > CK, 但只在 SX 组出现显著性增长 ($P < 0.05$), 分别比 CK 组增加了 17.8%、156.8%、65.3% 和 44.2%。而 Mg、Ca、pH 和 DON 含量显著降低 ($P < 0.05$), 其变化趋势为 SX < MX < CK (表 1)。因此,松材线虫病诱导了马尾松林土壤理化性质的变化。

表 1 松材线虫病诱导马尾松林土壤理化性质的变化
Table 1 Changes of soil physicochemical properties in *Bursaphelenchus xylophilus*-infected *Pinus massoniana* forest soils

处理	Mg (g · kg ⁻¹)	Ca (g · kg ⁻¹)	TP (mg · kg ⁻¹)	TC (mg · g ⁻¹)	TN (mg · g ⁻¹)	TK (g · kg ⁻¹)	SWC (%)	pH	NH ₄ ⁺ -N (mg · kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg · g ⁻¹)	AP (mg · g ⁻¹)	DOC (mg · kg ⁻¹)	DON (mg · kg ⁻¹)
CK	47.27±1.02 c	1.64±0.10 b	197.13±10.45 a	21.92±1.59 a	1.16±0.10 a	61.79±2.16 a	15.38±0.78 a	5.24±0.28 b	5.44±0.49 a	7.03±0.12 a	1.70±0.09 a	49.21±1.05 a	25.28±1.17 c
MX	27.73±1.76 b	0.83±0.12 a	218.30±11.15 b	22.14±0.98 a	1.07±0.14 a	87.94±2.11 b	16.68±0.16 ab	4.79±0.05 a	8.61±0.29 b	8.81±0.86 a	1.87±0.12 a	61.99±2.78 b	18.05±0.76 a
SX	19.57±0.61 a	0.70±0.02 a	267.75±6.95 c	31.61±1.22 b	0.98±0.15 a	162.07±3.30 c	18.11±1.03 b	4.59±0.05 a	11.11±1.02 c	18.05±4.19 b	2.81±0.24 b	73.48±2.23 c	13.26±1.05 b

CK: 对照组; MX: 中度感染组; SX: 重度感染组; SWC: 含水量; TP: 总磷; TC: 总碳; TN: 总氮; TK: 全钾; AP: 有效磷; DOC: 可溶性有机碳; DON: 可溶性有机氮; 数值代表平均值±标准差, n=3, 不同小写字母表示同一列差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

2.2 松材线虫病诱导马尾松林土壤微生物量的改变

由表 2 可见,随松材线虫病危害程度的加重, 松材线虫病诱导了马尾松林土壤微生物量碳、氮及其比值的变化

Table 2 Changes in microbial biomass carbon and nitrogen and their ratio in *Bursaphelenchus xylophilus*-infected *Pinus massoniana* forest soils

处理	MBC (mg · kg ⁻¹)	MBN (mg · kg ⁻¹)	MBC/ MBN
CK	799.67±21.98 c	51.17±2.43 b	15.65±0.66 b
MX	635.68±29.73 b	41.13±2.40 a	15.47±0.72 ab
SX	560.68±7.81 a	39.23±1.59 a	14.30±0.50 a

MBC: 微生物量碳; MBN: 微生物量氮; MBC/MBN: 土壤微生物量碳氮比。下同。

MBC、MBN 和 MBC/MBN 比值均呈现下降趋势, 其中 SX 比 CK 分别减少了 29.9%、23.3% 和 8.6%。MBC 和 MBN 在松材线虫病不同危害组均出现显著下降, 而 MBC/MBN 比值仅在 SX 条件下才显著降低 ($P < 0.05$)。因此,松材线虫病诱导了马尾松林土壤微生物生物量的变化。

2.3 松材线虫病诱导马尾松林土壤酶活性的变化

随松材线虫病危害程度的加重,蔗糖酶、脲酶、纤维素酶和多酚氧化酶活性均呈现下降趋势, 其中 SX 比 CK 分别减少了 42.2%、30.8%、64.4% 和 13.6%, 仅在 SX 组显著降低 (表 3)。酸性磷酸酶和 PRA 酶活性则随着松材线虫病感染程度的加重而

表 3 松材线虫病诱导了马尾松林土壤酶活性的变化
Table 3 Changes in soil enzymatic activities in *Bursaphelenchus xylophilus*-infected *Pinus massoniana* forest

处理	蔗糖酶活性 (mg glucose · g ⁻¹ · 24 h ⁻¹)	脲酶活性 (μg NH ₃ -N · g ⁻¹ · 24 h ⁻¹)	酸性磷酸酶活性 (mg P ₂ O ₅ · 100 g ⁻¹ · 2 h ⁻¹)	蛋白酶活性 (mg NH ₂ -N · g ⁻¹ · 24h ⁻¹)	纤维素酶活性 (mg glucose · 4 g ⁻¹ · 24 h ⁻¹)	多酚氧化酶活性 (mg PG · g ⁻¹ · 2 h ⁻¹)
CK	14.19±0.90 b	41.28±1.12 b	25.89±3.10 a	0.38±0.03 a	0.73±0.13 b	1.32±0.02 b
MX	12.40±1.08 b	35.11±5.86 ab	38.06±2.98 b	0.49±0.03 b	0.60±0.07 b	1.22±0.03 a
SX	8.20±1.35 a	28.55±5.92 a	39.96±2.89 b	0.51±0.01 b	0.26±0.04 a	1.14±0.08 a

显著升高($P<0.05$)(表 3)。因此,松材线虫病感染诱导了马尾松林土壤酶活性的变化。

2.4 土壤理化性质的变化与土壤酶活性的相关性

本研究选取与碳循环相关的蔗糖酶和纤维素酶,与氮循环相关的脲酶和蛋白酶,与磷循环相关的酸性磷酸酶,与有机物降解相关的多酚氧化酶来探讨与受松材线虫不同程度侵染的马尾松林土壤理化性质之间的相关性。结果表明,脲酶、蔗糖酶、纤维素酶和多酚氧化酶 4 种酶活性与 SWC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、DOC、TK、TP、AP、TC 等土壤理化指标之间显著负相关($P<0.05$),而与 DON、pH、Mg、Ca 含量之间显著性正相关($P<0.05$)(表 4)。酸性磷酸酶和 PRA 酶活性与 SWC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、DOC、TK 等土壤理化指标之间显著正相关($P<0.05$),而与 TP、AP 和 TC 之间虽呈正相关但不显著。同时还发现,酸性磷酸酶和 PRA 酶活性与 DON、pH、Mg 和 Ca 之间显著负相关($P<0.05$)。因此,土壤理化性质与土壤酶活性中间存在不同程度的相关性。

2.5 土壤微生物量与土壤酶活性变化的相关性

相关性分析结果表明,MBC 与酸性磷酸酶或蛋白酶之间($P<0.01$),以及MBN与酸性磷酸酶或蛋

白酶之间均显著负相关($P<0.01$),而 MBC 和 MBN 与蔗糖酶、纤维素酶或多酚氧化酶之间显著正相关($P<0.05$)。同时,MBC 和 MBN 与脲酶或蔗糖酶之间也呈现不同程度的正相关性,而 MBC/MBN 与 6 种土壤酶活性之间的相关性均不显著(表 5)。因此,土壤微生物量与不同酶活性之间也存在不同程度的相关性。

表 5 土壤微生物量碳氮与土壤酶活性之间的相关性
Table 5 Correlations among soil microbial biomass carbon (MBC), nitrogen (MBN) and soil enzyme activities

	脲酶	蔗糖酶	酸性磷酸酶	PRA	纤维素酶	多酚氧化酶
MBC	0.707 *	0.852 **	-0.936 **	-0.897 **	0.872 **	0.848 **
MBN	0.658	0.780 *	-0.927 **	-0.863 **	0.801 **	0.772 *
MBC/MBN	0.468	0.629	-0.494	-0.539	0.643	0.621

* $P<0.05$, ** $P<0.01$ 。

3 讨 论

马尾松林从感染松材线虫病到逐渐枯死的过程中,其物质代谢和能量代谢都发生了一系列改变。一方面,林木蒸腾减弱和呼吸作用增强且吸收固滞减少而导致土壤含水量逐渐增大,从而引起林木周围形成较多的藻类、地衣和苔藓复合体,其中苔藓类物质能够分泌酸性物质。另一方面,林木枯死后,林内光照增强,温度升高,在一定程度上促进了地表凋落物的分解,改变了土壤氮素的转化性质,提高了土壤氮素的矿化速度,使土壤释放有效氮(王蕾蕾等, 2012)。这些因素可能与本试验土壤的 pH 和可溶性有机氮的降低,以及含水量、总钾、总碳、可溶性有机碳、铵态氮和硝态氮等有机物含量的显著升高有关(表 1)。有研究报道,土壤中硝态氮含量升高能够促进硝化作用,加剧土壤的酸化(Zhou *et al.*, 2002;Zhu *et al.*, 2005)和盐类离子的淋失,这也是松材线虫侵染越严重的马尾松林土壤中 Ca、Mg 含量越低的重要原因之一(葛萍等,2011)。本研究也证明,随着松材线虫侵染程度的加重,硝态氮和铵态氮趋于升高,而 Ca 和 Mg 含量则趋于下降。另外,较

表 4 土壤理化性质与土壤酶活性之间的相关性
Table 4 Correlations between soil physicochemical properties and enzyme activities

	脲酶	蔗糖酶	纤维素酶	多酚氧化酶	酸性磷酸酶	蛋白酶
SWC	-0.80 *	-0.73 *	-0.85 **	-0.75 *	0.75 *	0.74 *
AN	-0.79 *	-0.84 **	-0.87 **	-0.85 **	0.83 **	0.85 **
NN	-0.75 *	-0.87 **	-0.87 **	-0.67 *	0.69 *	0.67 *
DOC	-0.82 **	-0.93 **	-0.92 **	-0.82 **	0.90 **	0.85 **
TK	-0.79 *	-0.93 **	-0.92 **	-0.82 **	0.72 *	0.72 *
TP	-0.78 *	-0.91 **	-0.92 **	-0.81 **	0.66	0.65
AP	-0.80 *	-0.83 **	-0.85 **	-0.71 *	0.61	0.66
TC	-0.74 *	-0.83 **	-0.86 **	-0.69 *	0.56	0.55
DON	0.75 *	0.90 **	0.90 **	0.89 **	-0.89 **	-0.87 **
pH	0.70 *	0.82 **	0.87 **	0.72 *	-0.92 **	-0.88 **
Mg	0.78 *	0.86 **	0.83 **	0.85 **	-0.93 **	-0.92 **
Ca	0.68 *	0.75 *	0.73 *	0.82 **	-0.92 **	-0.92 **

* $P<0.05$, ** $P<0.01$ 。

高的 NO_3^- -N 在缺乏植物有效利用和地表径流增强的共同作用下,极易通过淋溶、反硝化、渗漏等方式引起土壤总氮含量的减少 (Hannam *et al.*, 2003)。因此,松材线虫侵染松林后能够进一步诱导土壤的酸化、土壤理化性质的改变以及 Ca、Mg 和 N 元素的流失。

土壤微生物参与土壤 C、N 等元素的循环,调控着土壤碳的截获能力、矿化过程以及土壤生态系统的生产力 (Han *et al.*, 2007)。土壤微生物量能够反映参与调控土壤能量和养分循环以及有机物质转化的微生物数量。由于其周转快、灵敏度高,能够反映土壤微小的变化 (胡嵩等, 2013)。本研究表明,随着松材线虫侵染程度的加重, MBC、MBN 和 MBC/MBN 值显著降低 (表 2)。有研究报道,随着马尾松林染病程度的加重,林木枯死日趋严重,其根系活力下降,导致土壤微生物活性的降低和微生物量的减少 (Xu *et al.*, 2004; 王利民等, 2012)。因此,松材线虫的侵染能够降低土壤微生物生物量碳和氮,导致土壤肥力的下降。

土壤酶主要来自土壤微生物和植物根系,有些来自土壤动物和进入土壤的动植物残体 (弋良朋等, 2011), 是催化土壤生化反应的主要蛋白质。松材线虫侵染后土壤酶活性会受到影响而发生改变,这主要与松材线虫病引起土壤理化性质发生变化,进而导致土壤微生物群落结构、多样性和数量发生改变有关 (Lauber *et al.*, 2009)。有研究报道,松材线虫诱导林木枯死越严重,根系分泌物就越少,土壤微生物群落的数量和种类就越少,多种酶活性也相应降低 (李俊华等, 2011)。本研究也表明,随着马尾松林染病程度的加重,土壤脲酶、蔗糖酶、纤维素酶和多酚氧化酶活性趋于下降,而土壤酸性磷酸酶和蛋白酶活性随着染病程度的加重而显著升高 (表 3),佐证了松材线虫病诱导了土壤微生物群落结构的改变。在松材线虫侵染严重的松林中,分解磷和降解蛋白质的微生物可能跃升为优势种群,加速了土壤有机磷的脱磷速度,从而增加了土壤有效磷的含量 (表 1)。蛋白酶是催化有机氮分解为无机氮的酶类。蛋白酶活性的升高诱导了土壤可溶性有机氮的降低和可利用态氮 (硝态氮和铵态氮) 的升高 (表 1),有利于降解蛋白质的微生物群落增殖与生长。

相关分析结果表明,土壤理化性质与土壤酶活性之间存在不同程度的相关性 (表 4)。其中脲酶、蔗糖酶、纤维素酶和多酚氧化酶四酶活性与土壤可

溶性有机氮、pH、Mg、Ca 含量之间显著性正相关 (表 4); 酸性磷酸酶和蛋白酶活性与含水量、铵态氮、硝态氮、可溶性有机碳、总钾等理化指标之间显著性正相关。同时还发现,土壤微生物量与不同土壤酶活性之间也存在不同程度的相关性。其中 MBC 和 MBN 与蔗糖酶、纤维素酶或多酚氧化酶之间显著性正相关 (表 5)。有研究报道,土壤微生物量与土壤理化性质参与土壤碳、氮等元素的循环,在土壤养分的转化和供应中发挥重要作用 (杨凯等, 2009),而且二者之间密切相关 (Tang *et al.*, 2012)。据此推测,随着松材线虫病危害程度的加重,松林土壤的理化性质发生了相应的改变,从而引起土壤微生物群落结构与功能的变化: 某些微生物消失,另一些微生物则大量繁殖。由于不同微生物对碳、氮的需求不同,进而引起土壤微生物量和土壤酶活性的变化。土壤微生物量、土壤酶活性等土壤生物化学指标是植物与土壤之间联系的重要载体,能够反映土壤质量的变化 (Sinsabaugh, 2010; Yang *et al.*, 2010)。今后还可将土壤微生物生物量碳、氮以及纤维素酶、多酚氧化酶、脲酶、蔗糖酶、土壤蛋白酶和酸性磷酸酶等指标用于松材线虫侵染马尾松林后土壤环境质量与健康状况评价。

参考文献

- 鲍士旦. 2000. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社.
- 葛萍, 尹维彬, 王雷, 等. 2011. 合肥蜀山森林公园马尾松林松材线虫病危害后土壤溶解性有机碳氮与养分的变化. 安徽农业大学学报, **38**(4): 511-516.
- 关松荫. 1986. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社.
- 胡嵩, 张颖, 史荣久, 等. 2013. 长白山原始红松林次生演替过程中土壤微生物生物量和酶活性变化. 应用生态学报, **24**(3): 366-372.
- 李俊华, 沈其荣, 褚贵新, 等. 2011. 氨基酸有机肥对棉花根际和非根际土壤酶活性和养分有效性的影响. 土壤, **43**(2): 277-284.
- 刘纯, 刘延坤, 金光泽. 2014. 小兴安岭 6 种森林类型土壤微生物量的季节变化特征. 生态学报, **34**(2): 1-2.
- 王蕾蕾, 尹维彬, 岳妍, 等. 2012. 松材线虫危害后马尾松林土壤氮素的矿化特性. 东北林业大学学报, **40**(7): 116-120.
- 王利民, 邱珊莲, 林新坚, 等. 2012. 不同培肥茶园土壤微生物量碳氮及相关参数的变化与敏感性分析. 生态学报, **32**(18): 5930-5936.
- 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 2006. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社.
- 杨凯, 朱教君, 张金鑫, 等. 2009. 不同林龄落叶松人工林土壤微生物生物量碳氮的季节变化. 生态学报, **29**(10): 5500-5507.

- 弋良朋, 张 辉. 2011. 滨海 4 种盐生植物根际土壤酶活性特征与主要养分的关系. *生态环境学报*, **20**(2): 270–275.
- Acosta-Martínez V, Lascano R, Calderón F, *et al.* 2011. Dryland cropping systems influence the microbial biomass and enzyme activities in a semiarid sandy soil. *Biology and Fertility of Soils*, **47**: 655–667.
- Andrade G. 2006. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **115**: 237–247.
- Han W, Kemmitt SJ, Brookes PC. 2007. Soil microbial biomass and activity in Chinese tea gardens of varying stand age and productivity. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**: 1468–1478.
- Hannam KD, Prescott CE. 2003. Soluble organic nitrogen in forests and adjacent clearcuts in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, **33**: 1709–1718.
- Iqbal J, Hu RG, Feng ML, *et al.* 2010. Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **137**: 294–307.
- Lauber CL, Hamady M, Knight R, *et al.* 2009. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology*, **75**: 5111–5120.
- Lou Y, Liang W, Xu M, *et al.* 2011. Straw coverage alleviates seasonal variability of the topsoil microbial biomass and activity. *Catena*, **86**: 117–120.
- Mota MM, Futai K, Vieira P. 2009. Pine wilt disease and the pinewood nematode, *Bursaphelenchus Xylophilus*// Ciancio A, Mukerji KG, eds. Integrated Management of Fruit Crops Nematodes. Netherlands: Springer: 253–274.
- Patel K, Nirmal Kumar JIN, Kumar R, *et al.* 2010. Seasonal and temporal variation in soil microbial biomass C, N and P in different types land uses of dry deciduous forest ecosystem of Udaipur, Rajasthan, Western India. *Applied Ecology and Environmental Research*, **8**: 377–390.
- Rodrigues J. 2008. National eradication programme for the pine-wood nematode// Mota M, Vieira P, eds. Pine Wilt Disease: A Worldwide Threat to Forest Ecosystems. Netherlands: Springer: 5–14.
- Sinsabaugh RL. 2010. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**: 391–404.
- Tang J, Ding X, Wang L, *et al.* 2012. Effects of wetland degradation on bacterial community in the Zoige Wetland of Qinghai-Tibetan Plateau (China). *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, **28**: 649–657.
- Tripathi S, Chakraborty A, Chakrabarti K, *et al.* 2007. Enzyme activities and microbial biomass in coastal soils of India. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**: 2840–2848.
- Tu C, Ristaino JB, Hu SJ. 2006. Soil microbial biomass and activity in organic tomato farming systems: Effects of organic inputs and straw mulching. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**: 247–255.
- Wardle D, Bardgett R, Klironomos J, *et al.* 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, **304**: 1629–1633.
- Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, *et al.* 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: An automated procedure. *Soil Biology & Biochemistry*, **22**: 1167–1169.
- Xie B, Cheng X, Shi J, *et al.* 2009. Mechanisms of invasive population establishment and spread of pinewood nematodes in China. *Science in China Series C: Life Sciences*, **52**: 587–594.
- Xu X, Hirata E, Shibata H. 2004. Effect of typhoon disturbance on fine litterfall and related nutrient input in a subtropical forest on Okinawa Island, Japan. *Basic and Applied Ecology*, **5**: 271–282.
- Yang K, Zhu J, Zhang M, *et al.* 2010. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: A comparison between natural secondary forest and larch plantation. *Journal of Plant Ecology*, **3**: 175–182.
- Zhou J, Li S, Chen Z. 2002. Soil microbial biomass nitrogen and its relationship to uptake of nitrogen by plants. *Pedosphere*, **12**: 251–256.
- Zhu WX, Dillard N, Grimm N. 2005. Urban nitrogen biogeochemistry: Status and processes in green retention basins. *Biogeochemistry*, **71**: 177–196.

作者简介 施翠娥,女,1974年生,博士,副教授,主要从事微生物生态方向研究。E-mail: shicuae1025@126.com
责任编辑 魏中青
