

# 北京低山区栓皮栎林和油松林土壤酶活性研究<sup>①</sup>

孔爱辉, 耿玉清\*, 余新晓

(北京林业大学水土保持学院, 北京 100083)

**摘要:**为探讨不同林分对土壤有机质分解过程的影响,以北京低山区栓皮栎林、油松林以及栓皮栎油松混交林土壤为研究对象,基于目前国际通用的土壤酶测试方法,对与土壤有机碳、氮和磷转化相关的酶活性及土壤pH、有机碳、有机氮等影响因素进行了研究。结果表明:在0~5 cm土层中,栓皮栎林土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -葡萄糖苷酶、 $\beta$ -葡萄糖苷酶、蛋白酶、脲酶的活性显著高于油松林,而油松林土壤过氧化物酶和磷酸酶的活性则显著高于混交林和栓皮栎林;在5~10 cm土层中,除土壤脲酶外,不同林分类型的土壤酶活性无显著差异。相关分析表明,土壤pH与过氧化物酶和磷酸酶的活性呈显著性负相关,而土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -葡萄糖苷酶、 $\beta$ -葡萄糖苷酶、酚氧化酶、几丁质酶、蛋白酶、脲酶的活性与土壤有机碳、溶解性有机碳、土壤全氮以及溶解性有机氮含量之间存在极显著或显著的正相关关系。研究认为,栓皮栎林与油松林的混交,有利于土壤酶活性以及有机物质分解过程的调节。

**关键词:** $\beta$ -葡萄糖苷酶; 酚氧化酶; 蛋白酶; 土壤有机碳; 溶解性有机氮

中图分类号:S154.1

土壤酶是催化土壤有机物质分解的蛋白质,直接或间接影响着生态系统的物质循环和功能的发挥<sup>[1-2]</sup>。从国际水平来看,随着土壤酶研究的深入,有关土壤酶的研究技术与方法不断完善<sup>[3-4]</sup>。尽管目前还难以确定规范的方法,但基于分光比色测定土壤酶活性的方法基本得到认可<sup>[5-6]</sup>。近十几年来,我国对土壤酶活性研究的论文以超百篇的速度增加,且研究深度和广度日益增加。但从所研究的土壤酶种类来看,主要涉及过氧化氢酶、脲酶、磷酸酶、酚氧化酶等<sup>[7]</sup>,且测定方法主要依据1986年文献<sup>[8]</sup>介绍的方法。追踪国际土壤酶学研究方法,是提高我国土壤酶学及相关领域研究水平的基础<sup>[9-10]</sup>。

北京低山区人工林植被在维护森林生态系统功能方面发挥着重要作用。针对主要造林树种栓皮栎(*Quercus variabilis*)和油松(*Pinus tabulaeformis*),已从土壤有机碳方面进行了研究<sup>[11]</sup>,但对土壤酶的研究鲜有报道。本研究以栓皮栎、油松和混交林为研究对象,对与土壤有机碳、氮、磷转化相关的酶活性进行了系统研究。土壤酶选择的依据为纤维二糖酶、 $\alpha$ -葡萄糖苷酶、 $\beta$ -葡萄糖苷酶参与纤维素的水解;酚氧化酶和过氧化物酶参与木质素的水解和酚类物质的氧化<sup>[12]</sup>;几丁质酶主要参与N-乙酰葡糖胺化学键的断裂,与有机碳和氮的转化有关;蛋白酶和脲酶直接参与土壤有

机氮化合物的矿质化过程;而磷酸酶可催化磷酸脂类或磷酸酐的水解,其活性的高低影响着土壤有机磷的矿化。本研究结果可进一步揭示不同林分类型对土壤有机质分解过程以及土壤生物学性质影响差异的机制,也可为华北土石山区水源涵养林经营过程中树种的配置提供理论依据。

## 1 研究区域概况

试验地位于北京市西北郊的鹫峰国家森林公园,其地理坐标为116°28' E, 39°54' N, 平均海拔300~400 m。该地区属于华北暖温带半湿润半干旱大陆性季风气候区,春季干旱多风,夏季炎热多雨,冬季干燥寒冷。年均气温12.2 ℃,降水量约为700 mm,且多集中在7—8月份,无霜期为190~200天。该区域内的地带性植被属暖温带落叶阔叶林,但目前生长的植被主要是20世纪50年代后通过人工造林方式发展起来的,主要乔木树种有油松、栓皮栎、刺槐(*Robinia pseudoacacia*)、元宝枫(*Acer truncatum*)、侧柏(*Platycladus orientalis*)等。植被依存的土壤土层浅薄且多石砾。

## 2 研究材料与方法

### 2.1 供试样品采集

在研究区域海拔390~410 m的阴坡和半阴坡

\* 基金项目:国家科技支撑计划课题(2011BAD38B05)和林业公益性行业科研专项(201104005)资助。

\* 通讯作者(gengyuqing@bjfu.edu.cn)

作者简介:孔爱辉(1986—),女,山东曲阜人,硕士研究生,主要从事土壤生态方面的研究。E-mail: kongaihui@163.com

地段,选取栓皮栎林、油松林以及栓皮栎和油松的混交林共3种林分类型,并在每林分的典型地段设置20 m×20 m的标准样地。调查样地内乔木树种的生长状况以及主要灌木种类、样地基本情况见表1。为减小土壤空间变异对研究结果的影响,土壤样本的采集按照5点混合法,采样深度为0~5 cm和5~10 cm,每块样地设3次重复。去掉土壤样本中肉眼可见植物根系和残体后,将土样分为两部分。一部分土壤风干后过2 mm和0.25 mm筛,供测试土壤有机碳和有机氮等化学性质指标,另一部分新鲜土样过2 mm筛后放置于冰箱中(3~4)低温保存,用于土壤酶活性的测定。

## 2.2 研究内容及分析方法

**2.2.1 土壤pH、有机碳和氮的测定** 土壤pH采用奥利龙868酸度计测定,浸提液土水比为1:2.5。土壤有机碳采用重铬酸钾-外加热容量法<sup>[13]</sup>;土壤全氮采用硫酸钾-硫酸铜-硒粉消煮<sup>[13]</sup>,北京通润源KDY-9830凯氏定氮仪自动分析法。土壤溶解性有机碳(DOC)和溶解性总氮(DTN)的测定,采用0.5 mol/L硫酸钾浸提(液体积与土质量比为10:1),在180次/min的速度下间歇振荡5 h,静置15 min。混合液经过滤后,在12 300 g条件下离心15 min,再用0.45 μm滤膜过滤,滤液用德国Multi N/C 3100分析仪直接测定。土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)按液土比为5:1采用0.5 mol/L硫酸钾溶液浸提,滤液用流动注射分析仪测定。

溶解性有机氮 DON=DTN-(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)<sup>[14]</sup>。

**2.2.2 土壤酶活性的测定** 土壤酶活性的测定通过向土壤添加基质方式进行,酶活性的高低依据土壤酶促反应中释放产物或消耗基质的质量确定<sup>[3]</sup>。本研究分析的土壤酶共涉及10种。其中纤维二糖酶、α-葡萄糖苷酶、β-葡萄糖苷酶、几丁质酶、酸性磷酸酶、碱性磷酸酶均采用对硝基苯酚(PNP)法<sup>[6,15]</sup>,酶活性以每小时每克土催化产生的对硝基苯酚的微克数(PNP μg/(g·h))来表示。主要过程为在2.5 ml用5 mmol/L醋酸缓冲液制成的土壤匀浆中,分别加入等量体积的基质溶液,经摇匀混合且在25℃下培养一段时间后过滤,吸取部分清液并加入1.0 mol/L NaOH溶液终止其反应,最后在410 nm处测定生成物的含量。测定酚氧化酶和过氧化物酶活性的过程为:在土壤匀浆中加入等体积的基质溶液,培养后的滤液用分光光度计在460 nm处测定。用每小时每克干土左旋多巴(DOPA)物质的量的变化(DOPA μmol/(g·h))表示酶活性的高低<sup>[6]</sup>。DOPA的吸光系数用酪氨酸酶进行校正<sup>[16]</sup>。脲酶活性采用苯酚钠-次氯酸钠显色法,以每小时每克土壤生成铵态氮的量表示(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N μg/(g·h))<sup>[5]</sup>。蛋白酶采用碱性试剂福林酚比色法,酶活性表示为每小时每克土产生络氨酸的量(络氨酸 μg/(g·h))<sup>[5]</sup>。不同酶活性所选择的基质种类、缓冲液以及培养温度和时间见表2。

表1 样地基本情况  
Table 1 General situation of experimental plots

林分类型	林下主要灌木种类	平均树高 (m)	平均胸径 (cm)	密度 (株/hm <sup>2</sup> )	郁闭度
栓皮栎林	孩儿拳头( <i>Grewia biloba</i> var. <i>parviflora</i> Hand. Mazz.),荆条( <i>Vitex negundo</i> var. <i>heterophylla</i> ),小叶鼠李( <i>Rhamnus parvifolia</i> Bunge)	12.81	15.00	1 335	0.82
油松林	山杏( <i>Armeniaca sibirica</i> Lam.),蚂蚱腿子( <i>Myripnois dioica</i> ),荆条,绣线菊( <i>Spiraea salicifolia</i> Linn. var. <i>salicifolia</i> )	8.69	12.91	1 625	0.84
栓皮栎×油松混交林	荆条,小叶鼠李,绣线菊	11.54	15.70	1 587	0.81

表2 酶活性检测所需基质和培养条件  
Table 2 Substrates and incubation conditions for soil enzyme assays

土壤酶	基质	基质浓度	缓冲液	时间(h)	温度(℃)
纤维二糖酶	对硝基苯酚吡喃纤维二糖糖苷	2 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	4	25
α-糖苷酶	对硝基苯-α-D-吡喃葡萄糖苷	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	4	25
β-糖苷酶	对硝基苯-β-D-吡喃葡萄糖苷	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	4	25
酚氧化酶	左旋多巴	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	1	25
过氧化物酶	左旋多巴、过氧化氢	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	1	25
几丁质酶	对硝基苯酚乙酰氨基葡萄糖苷	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	4	25
蛋白酶	干酪素	2%	Tris(0.05 mol/L, pH 8.1)	2	50
脲酶	尿素	10%	柠檬酸盐(0.05 mol/L, pH 6.7)	24	37
酸性磷酸酶	对硝基苯磷酸二钠盐	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 5.0)	2	25
碱性磷酸酶	对硝基苯磷酸二钠盐	5 mmol/L	醋酸(0.05 mol/L, pH 8.5)	2	25

### 2.3 数据处理方法

采用 SPSS13.0 统计软件对数据进行处理分析。其中,不同林分类型土壤 pH、有机碳、有机氮含量及土壤酶活性的差异显著性采用 One-way ANOVA 分析,相关因子与土壤酶活性的相关性采用 Pearson 法。

## 3 研究结果

### 3.1 不同林分土壤 pH 及有机碳和氮的差异

在 0~5 cm 土层中,土壤有机碳和全氮含量在栓皮栎林中最高,其显著高于混交林,二者又显著高于油松林( $P<0.05$ );油松林土壤 pH 和 DOC 含量显著低于栓皮栎林( $P<0.05$ ),但与混交林差异不显著。对于 DTN 和 DON 而言,则表现为栓皮栎林中的含量显著高于混交林和油松林( $P<0.05$ ),但它们在混交林和油松林的差异不显著。不同林分类型间土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 含量的差异不显著( $F=4.420, P=0.066; F=1.710, P=0.258$ ) (表 3)。

由表 3 可知,在 5~10 cm 土层中油松林土壤 pH

为 5.87,显著低于栓皮栎林土壤( $P<0.05$ ),但与混交林差异不显著。不同林分类型间土壤有机碳和全氮含量差异性显著( $P<0.05$ ),而土壤  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 含量的差异不显著( $F=2.610, P=0.153; F=0.523, P=0.618$ )。栓皮栎林土壤中 DOC、DTN 和 DON 的含量均为最高,且显著高于油松林和混交林( $P<0.05$ )。

### 3.2 不同林分土壤酶活性的变化

在 0~5 cm 土层中,栓皮栎林中土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶和脲酶的活性显著高于混交林和油松林( $P<0.05$ ),但混交林与油松林的差异不显著;而对于酚氧化酶和蛋白酶而言,其活性在栓皮栎林中最高,且显著高于油松林( $P<0.05$ ),但与混交林差异不显著。油松林土壤的酸性磷酸酶和碱性磷酸酶活性均显著高于栓皮栎林( $P<0.05$ ),但二者在栓皮栎与混交林的差异不显著;过氧化物酶活性在油松林中最高,其显著高于栓皮栎林和混交林( $P<0.05$ )。不同林分类型间土壤几丁质酶活性的差异不明显( $F=3.717, P=0.089$ ),其变化趋势与其他酶不同(表 4)。

表 3 不同林分类型土壤 pH 及有机碳、氮含量的差异  
Table 3 Soil pH, C and N contents under different forest stands

土层 (cm)	林分	pH	有机碳 (g/kg)	DOC (mg/kg)	全氮 (g/kg)	DTN (mg/kg)	DON (mg/kg)	$\text{NH}_4^+$ -N (mg/kg)	$\text{NO}_3^-$ -N (mg/kg)
0~5	栓皮栎	$6.30 \pm 0.04$ a	$18.35 \pm 0.24$ a	$57.56 \pm 9.88$ a	$1.51 \pm 0.05$ a	$17.06 \pm 0.73$ a	$9.49 \pm 0.27$ a	$3.47 \pm 0.34$ a	$4.10 \pm 0.89$ a
	油松	$5.73 \pm 0.07$ b	$13.66 \pm 0.28$ c	$21.46 \pm 2.64$ b	$0.98 \pm 0.05$ c	$9.00 \pm 0.90$ b	$3.08 \pm 0.59$ b	$2.95 \pm 0.07$ a	$2.96 \pm 0.39$ a
	混交林	$6.01 \pm 0.11$ ab	$16.00 \pm 0.50$ b	$41.82 \pm 3.32$ ab	$1.26 \pm 0.03$ b	$9.96 \pm 0.46$ b	$3.40 \pm 0.18$ b	$3.86 \pm 0.14$ a	$2.71 \pm 0.19$ a
5~10	栓皮栎	$6.57 \pm 0.10$ A	$16.76 \pm 0.71$ A	$47.39 \pm 7.99$ A	$1.24 \pm 0.04$ A	$13.19 \pm 0.40$ A	$8.70 \pm 0.20$ A	$2.56 \pm 0.29$ A	$1.92 \pm 0.64$ A
	油松	$5.87 \pm 0.12$ B	$10.54 \pm 0.32$ C	$16.36 \pm 3.07$ B	$0.87 \pm 0.02$ C	$6.49 \pm 0.16$ B	$1.92 \pm 0.05$ B	$2.85 \pm 0.09$ A	$1.39 \pm 0.07$ A
	混交林	$6.38 \pm 0.21$ AB	$13.43 \pm 0.37$ B	$17.06 \pm 2.43$ B	$1.07 \pm 0.04$ B	$7.69 \pm 0.34$ B	$2.58 \pm 0.16$ B	$3.20 \pm 0.16$ A	$1.91 \pm 0.35$ A

注:表中数值为平均值±标准误,  $n=3$ ; 同列同一土层不同字母表示不同林分类型之间的差异在  $P<0.05$  水平显著。

表 4 不同林分类型的土壤酶活性  
Table 4 Soil enzyme activities under different forest stands

酶	0~5 cm			5~10 cm		
	栓皮栎	油松	混交林	栓皮栎	油松	混交林
纤维二糖酶 <sup>#</sup>	$51.38 \pm 3.09$ a	$30.00 \pm 3.10$ b	$32.46 \pm 2.37$ b	$20.59 \pm 3.75$ A	$22.77 \pm 1.97$ A	$21.61 \pm 3.02$ A
$\alpha$ -糖苷酶 <sup>#</sup>	$5.47 \pm 0.05$ a	$2.23 \pm 0.08$ b	$3.66 \pm 0.64$ b	$2.18 \pm 0.19$ A	$0.83 \pm 0.21$ B	$1.58 \pm 0.38$ AB
$\beta$ -糖苷酶 <sup>#</sup>	$207.88 \pm 5.06$ a	$92.51 \pm 13.54$ b	$116.90 \pm 7.07$ b	$71.60 \pm 15.70$ A	$58.47 \pm 8.73$ A	$63.11 \pm 7.12$ A
酚氧化酶 <sup>*</sup>	$39.26 \pm 1.01$ a	$24.06 \pm 2.74$ b	$30.77 \pm 3.95$ ab	$33.19 \pm 1.45$ A	$22.65 \pm 0.56$ A	$27.71 \pm 4.11$ A
过氧化物酶 <sup>*</sup>	$9.98 \pm 0.55$ b	$17.99 \pm 1.01$ a	$12.16 \pm 0.87$ b	$7.36 \pm 0.98$ A	$13.09 \pm 2.00$ A	$9.50 \pm 1.19$ A
几丁质酶 <sup>#</sup>	$14.33 \pm 2.13$ a	$6.03 \pm 0.78$ a	$12.84 \pm 3.27$ a	$7.33 \pm 1.29$ A	$5.56 \pm 0.85$ A	$8.44 \pm 1.14$ A
蛋白酶 <sup>ξ</sup>	$161.54 \pm 5.95$ a	$72.89 \pm 12.34$ b	$118.98 \pm 13.51$ ab	$62.36 \pm 10.68$ AB	$43.75 \pm 7.00$ B	$89.38 \pm 10.40$ A
脲酶 <sup>δ</sup>	$391.08 \pm 5.79$ a	$57.24 \pm 5.10$ b	$90.92 \pm 10.68$ b	$143.44 \pm 5.87$ A	$29.51 \pm 4.87$ C	$62.11 \pm 5.61$ B
酸性磷酸酶 <sup>#</sup>	$171.01 \pm 27.94$ b	$284.02 \pm 8.72$ a	$227.30 \pm 19.16$ ab	$132.57 \pm 25.24$ B	$269.13 \pm 14.98$ A	$180.24 \pm 1.79$ B
碱性磷酸酶 <sup>#</sup>	$246.26 \pm 3.50$ b	$426.46 \pm 68.87$ a	$211.26 \pm 22.45$ b	$180.75 \pm 28.34$ A	$275.34 \pm 72.28$ A	$171.89 \pm 4.51$ A

注:表中数值为平均值±标准误,  $n=3$ ; 同行同一土层不同字母表示不同林分类型之间的差异在  $P<0.05$  水平显著; #酶活性单位是 PNP  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ , \*酶活性单位是 DOPA  $\mu\text{mol}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ,  $\xi$  酶活性单位是 络氨酸  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ,  $\delta$  酶活性单位是  $\text{NH}_4^+$ -N  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 。

在5~10 cm土层中, 土壤酶活性在不同林分类型之间的变化表现出不同的规律。其中土壤纤维二糖酶、 $\beta$ -糖苷酶、酚氧化酶、过氧化物酶、几丁质酶和碱性磷酸酶的活性在不同林分类型间的差异均不显著( $F = 0.132$ ,  $P = 0.879$ ;  $F = 0.356$ ,  $P = 0.714$ ;  $F = 4.313$ ,  $P = 0.069$ ;  $F = 3.939$ ,  $P = 0.081$ ;  $F = 1.716$ ,  $P = 0.257$ ;  $F = 1.631$ ,  $P = 0.272$ ;  $F = 5.099$ ,  $P = 0.051$ )。而脲酶活性在栓皮栎林中最高, 其显著地高于混交林, 二者又显著地高于油松林( $P < 0.05$ )。栓皮栎林土壤 $\alpha$ -糖苷酶活性显著高于油松林, 但与混交林差异不显著; 油松林土壤酸性磷酸酶活性显著高于栓皮栎林和混交林; 混交林土壤蛋白酶的活性显著高于油松林, 但与栓皮栎林的差异不明显(表4)。

## 4 讨论

### 4.1 影响土壤酶活性高低的因素

**4.1.1 土壤 pH 对酶活性的影响** 土壤微生物是土壤酶的主要来源, 而土壤 pH 控制微生物群落组成的多样性, 且通过影响氨基酸官能团的变化而影响土壤酶的活性。Dick 等<sup>[17]</sup>研究发现, 土壤 pH 与碱性磷酸酶活性呈显著性正相关, 而与酸性磷酸酶活性呈显著性负相关。一些研究也指出土壤 pH 与酸性磷酸酶活性呈显著性负相关<sup>[18~19]</sup>。但也有研究表明土壤 pH 与酸性磷酸酶活性存在正相关性<sup>[20~21]</sup>。Sinsabaugh 等<sup>[22]</sup>在研究森林和草地土壤酶活性时发现土壤 pH 与酚氧化酶和过氧化物酶的活性呈显著性正相关, 而 Iyyemperumal 等<sup>[18]</sup>则发现土壤 pH 与过氧化物酶呈显著性负相关。这说明在不同地区土壤 pH 对不同种类酶活性的影响程度不同。本研究表明土壤 pH 与土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、几丁质酶、蛋白酶和脲酶的相关性不显著, 但与酚氧化酶活性表现出正相关性, 与过氧化物酶、酸性磷酸酶、碱性磷酸酶的活性均呈显著性负相关( $P < 0.05$ )(表5)。也就是说土

壤 pH 对不同种类酶活性的影响趋势有很大差异, 这与田间条件下的土壤酶活性受复杂生物以及非生物环境因素的影响有关<sup>[23]</sup>。

**4.1.2 土壤有机碳对酶活性的影响** 土壤有机碳是酶的载体, 较高水平的有机碳能刺激土壤微生物的活动和酶的合成<sup>[24]</sup>。DOC 主要来源于复杂有机碳的解聚, 其大部分具有生物有效性, 它可以通过改变土壤微生物的种类和数量来影响土壤酶活性<sup>[25]</sup>。有研究表明土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、几丁质酶和酸性磷酸酶的活性皆随土壤有机碳含量的增加而增加<sup>[22,26]</sup>; 但也有研究发现土壤有机碳含量与 $\beta$ -糖苷酶、磷酸酶的活性表现出负相关性<sup>[27]</sup>。Tian 等<sup>[28]</sup>则认为土壤有机碳和 DOC 与酶活性与 $\beta$ -糖苷酶、几丁质酶、酚氧化酶过氧化物酶活性不存在相关性。本研究发现(表6), 土壤有机碳和 DOC 的含量与土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、酚氧化酶、几丁质酶、蛋白酶和脲酶的活性均呈显著性正相关; 而与酸性磷酸酶呈显著性负相关; 但与过氧化物酶和碱性磷酸酶的活性相关性不显著。因此, 土壤有机碳对不同种类酶活性的影响趋势是有别的, 这与土壤有机质来源于长期积累而酶对外界环境变化十分敏感有关。

**4.1.3 土壤氮对酶活性的影响** 土壤氮素是调节土壤微生物竞争关系的一个主要因素, 通过影响微生物的活动而影响土壤酶的活性<sup>[29]</sup>。DON 虽仅占土壤全氮含量的百分之几, 但生物有效性高, 是影响酶的活性的一个重要因素<sup>[30]</sup>。有关氮素对酶活性影响的研究至今未有一致结论。Štursová 和 Baldrian<sup>[26]</sup>发现土壤全氮含量与土壤 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、几丁质酶和磷酸酶的活性均呈显著性正相关; 而 Tian 等<sup>[28]</sup>则发现土壤全氮和 DON 含量与 $\beta$ -糖苷酶、几丁质酶、酚氧化酶过氧化物酶活性不存在相关性。也有研究表明, 提高土壤有效氮含量可刺激糖苷酶和酸性磷酸酶的活性, 但却抑制酚氧化酶和过氧化

表 5 土壤 pH 与土壤酶活性相关性分析  
Table 5 Correlation between soil pH and enzyme activities

	纤维二糖酶	$\alpha$ -糖苷酶	$\beta$ -糖苷酶	酚氧化酶	过氧化物酶	几丁质酶	蛋白酶	脲酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶
pH	-0.023	0.161	0.124	0.632**	-0.833**	0.351	0.165	0.372	-0.792**	-0.648**

注: \* 表示在  $P < 0.05$  水平显著相关, \*\* 表示在  $P < 0.01$  水平极显著相关, 表 6 和表 7 同。

表 6 土壤有机碳、DOC 与土壤酶活性相关性分析  
Table 6 Correlations between soil organic carbon, DOC and enzyme activities

	纤维二糖酶	$\alpha$ -糖苷酶	$\beta$ -糖苷酶	酚氧化酶	过氧化物酶	几丁质酶	蛋白酶	脲酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶
有机碳	0.583*	0.835**	0.728**	0.725**	-0.430	0.609**	0.650**	0.778**	-0.554*	-0.229
DOC	0.722**	0.859**	0.843**	0.731**	-0.298	0.582*	0.736**	0.908**	-0.487*	-0.124

物酶活性<sup>[31-33]</sup>。本研究表明, 土壤全氮、DTN 和  $\text{NO}_3^-$ -N 的含量与土壤纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、酚氧化酶、几丁质酶、蛋白酶和脲酶的活性均相关性显著, 最高相关系数达 0.919。而  $\text{NH}_4^+$ -N 含量仅和  $\alpha$ -糖苷酶、蛋白酶的活性呈显著性正相关。土壤 DON 与纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、酚氧化酶和脲酶的活性均呈显著性正相关, 且与脲酶的

相关系数最高, 为 0.841; 而与过氧化物酶和酸性磷酸酶呈显著性负相关; 但与几丁质酶、蛋白酶和碱性磷酸酶的活性相关性不显著(表 7)。这表明在不同土壤氮形态的含量对酶活性影响的程度不同。由于田间条件下土壤酶活性受多因素的综合影响, 采用单一因素的控制实验, 对明确氮对酶活性的影响是必要的。

表 7 土壤氮素与土壤酶活性相关性分析  
Table 7 Correlations between soil nitrogen and enzyme activities

	纤维二糖酶	$\alpha$ -糖苷酶	$\beta$ -糖苷酶	酚氧化酶	过氧化物酶	几丁质酶	蛋白酶	脲酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶
全氮	0.614**	0.864**	0.773**	0.784**	0.489*	0.736**	0.806**	0.857**	-0.586*	-0.298
DTN	0.702**	0.802**	0.792**	0.793**	-0.366	0.564*	0.650**	0.919**	-0.513*	-0.181
$\text{NH}_4^+$ -N	0.324	0.519*	0.428	0.124	0.090	0.328	0.558*	0.241	-0.074	-0.156
$\text{NH}_3^-$ -N	0.799**	0.653**	0.742**	0.518*	0.125	0.601**	0.647**	0.630**	0.136	0.188
DON	0.495*	0.611**	0.598**	0.759**	-0.515*	0.384	0.444	0.841**	-0.671**	-0.251

## 4.2 不同林分类型对土壤酶活性的影响

不同林分类型通过凋落物质量和根系分泌物等多因素影响到土壤理化性质以及土壤酶活性<sup>[34]</sup>。凋落物的生物量大以及凋落物的快速分解有利于土壤酶活性的增加<sup>[35]</sup>。Ushio 等<sup>[36]</sup>研究发现  $\beta$ -糖苷酶和酸性磷酸酶的活性在针叶林和阔叶林间差异显著, 但不同树种间酚氧化酶活性差异不显著; Xing 等<sup>[37]</sup>则指出杉木针叶林中土壤脲酶和蛋白酶的活性显著低于阔叶石楠和混交林。本研究发现, 土壤酶活性在不同林分类型之间的差异受土层分布深度的影响。在表层, 除过氧化物酶和磷酸酶外, 土壤酶活性皆表现为栓皮栎林最高、混交林次之, 而油松林最低。但在 5~10 cm 土层仅  $\alpha$ -糖苷酶、蛋白酶、脲酶和酸性磷酸酶在不同林分类型间土壤活性差异显著。通过相关分析可看出, 土壤 pH、有机碳和氮均在影响着土壤酶活性, 但影响的程度及趋势与酶的种类有关。栓皮栎林土壤的纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、脲酶、酚氧化酶和蛋白酶活性高的原因与土壤有机碳、DOC、全氮、DTN 和 DON 的含量高有关, 而油松林土壤磷酸酶活性高则与土壤 pH 低有关。

## 5 结论

森林植被直接影响着土壤 pH、有机碳氮含量以及酶活性的高低。这种影响程度与土层分布以及酶的种类有关。本研究表明栓皮栎林表层土壤的 pH、有机碳、DOC、全氮、DTN 和 DON 的含量显著高于油松林, 与混交林表层土壤的差异并未表现出明显的规律性。油松林中土壤磷酸酶活性显著高于混交林和栓

皮栎林, 有利于有机磷的矿质化; 而栓皮栎林中纤维二糖酶、 $\alpha$ -糖苷酶、 $\beta$ -糖苷酶、蛋白酶、脲酶和酚氧化酶的活性高于油松林, 从而有利于有机碳和氮的转化。因此栓皮栎与油松的混交有利于土壤酶活性和有机物质的分解过程的调节。

## 参考文献:

- [1] Grandy AS, Neff JC, Weintraub MN. Carbon structure and enzyme activities in alpine and forest ecosystems[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39: 2 701–2 711
- [2] Rutigliano FA, Castaldi S, D'Ascoli R, Papa S, Carfora A, Marzaioli R, Fioretto A. Soil activities related to nitrogen cycle under three plant cover types in Mediterranean environment[J]. Applied Soil Ecology, 2009, 43: 40–46
- [3] Gianfreda L, Ruggiero P. Enzyme activity in soil // Nannipieri P, Smalla K. Nucleic Acids and Proteins in Soil[C]. Berlin: Springer-Verlag, 2006: 257–311
- [4] German DP, Weintraub MN, Grandy AS, Lauber CL, Rinkes ZL, Allison SD. Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011, 43: 1 387–1 397
- [5] Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin R. Methods in Soil Biology[M]. Berlin: Springer-Verlag, 1996: 190–240
- [6] Sinsabaugh RL, Klug MJ, Collins HP, Yeager PH, Petersen SO. Characterizing soil microbial communities // Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Sollins P. Standard Soil Methods for Long-term Ecological Research[C]. New York: Oxford University Press, 1999: 329–338
- [7] 朱铭羲. 土壤酶动力学及热力学[M]. 北京: 科学出版社, 2011: 54–79
- [8] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 294–302

- [9] Burns RG, DeForest JL, Marxsen J, Sinsabaugh RL, Stromberger ME, Wallenstein MD, Weintraub MN, Zoppini A. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 58: 216–234
- [10] 耿玉清, 王冬梅. 土壤水解酶活性测定方法的研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(4): 387–394
- [11] 王肖楠, 耿玉清, 余新晓. 栓皮栎林与油松林土壤有机碳及其组分的研究[J]. *土壤通报*, 2012, 3(6): 604–609
- [12] Sinsabaugh RL. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42: 391–404
- [13] 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, 2000: 328–338
- [14] Chen CR, Xu ZH, Keay P, Zhang SL. Total soluble nitrogen in forest soils as determined by persulfate oxidation and by high temperature catalytic oxidation[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2005, 43: 515–523
- [15] Verchot LV, Borelli T. Application of *para*-nitrophenol (*p*NP) enzyme assays in degraded tropical soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 625–633
- [16] Allison SD, Vitousek PM. Extracellular enzyme activities and carbon chemistry as drivers of tropical plant litter decomposition[J]. *Biotropica*, 2004, 36: 285–296
- [17] Dick WA, Cheng L, Wang P. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1 915–1 919
- [18] Iyyemperumal K, Shi W. Soil enzyme activities in two forage systems following application of different rates of swine lagoon effluent or ammonium nitrate[J]. *Applied Soil Ecology*, 2008, 38: 128–136
- [19] Wang AS, Angle JS, Chaney RL, Delorme TA, McIntosh M. Changes in soil biological activities under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* phytoextraction[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(6): 1 451–1 461
- [20] Hinojosa MB, Garcia-Ruiz R, Viñegla B, Carreira JA. Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcóllar toxic spill[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(10): 1 637–1 644
- [21] Klose S, Wernecke KD, Makeschin F. Microbial activities in forest soils exposed to chronic depositions from a lignite power plant[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(12): 1 913–1 923
- [22] Sinsabaugh RL, Lauber CL, Weintraub MN, Ahmed B, Allison SD, Crenshaw C, Contosta AR, Cusack D, Frey S, Gallo ME, Gartner TB, Hobbie SE, Holland K, Keeler BL, Powers JS, Stursova M, Takacs-Vesbach C, Waldrop MP, Wallenstein MD, Zak DR, Zeglin LH. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11: 1 252–1 264
- [23] Kang H, Freeman C. Phosphatase and arylsulphatase activities in wetland soil: Annual variation and controlling factors[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 449–454
- [24] Baldrian P, Trogl J, Frouz J, Šnajdr J, Valášková V, Merhautová V, Cajthaml T, Herinková J. Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40: 2 107–2 115
- [25] Rees RM, Parker JP. Filtration increases the correlation between water extractable organic carbon and soil microbial activity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 2 240–2 248
- [26] Štursová M, Baldrian P. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity[J]. *Plant and Soil*, 2011, 338: 99–110
- [27] Sowerby A, Emmett B, Beier C, Tietema A, Peñuelas J, Estiarte M, Van Meeteren MJM, Hughes S, Freeman C. Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: Interaction with climate change manipulations[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(10): 1 805–1 813
- [28] Tian L, Dell E, Shi W. Chemical composition of dissolved organic matter in agroecosystems: Correlations with soil enzyme activity and carbon and nitrogen mineralization[J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 46: 426–435
- [29] Fog K. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter[J]. *Biological Reviews*, 1988, 63: 433–462
- [30] Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, Matzner E. Biodegradation of soil derived dissolved organic matter as related to its properties[J]. *Geoderma*, 2003, 113, 273–291
- [31] Sinsabaugh RL, Gallo ME, Lauber C, Waldrop MP, Zak DR. Extracellular enzyme activities and soil organic matter dynamics for northern hardwood forests receiving stimulated nitrogen deposition[J]. *Biogeochemistry*, 2005, 75: 201–215
- [32] Waldrop MP, Zak DR, Sinsabaugh RL, Gallo M, Lauber C. Nitrogen deposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity[J]. *Ecological Applications*, 2004, 14: 1 172–1 177
- [33] Lucas RW, Casper BB, Jackson JK, Balser TC. Soil microbial communities and extracellular enzyme activity in the New Jersey pinelands[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39: 2 508–2 519
- [34] Groffman PM, McDowell WH, Myersc JC, Merriam JL. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 1 339–1 348
- [35] Mukhopadhyay S, Joy VC. Influence of leaf litter types on microbial functions and nutrient status of soil: Ecological suitability of forest trees for afforestation in tropical laterite wastelands[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42: 2 306–2 315
- [36] Ushio M, Kitayama K, Balser TC. Tree species effects on soil enzyme activities through effects on soil physico-chemical and microbial properties in a tropical montane

- forest on Mt. Kinabalu, Borneo[J]. Pedobiologia, 2010, 53(4): 227–233
- [37] Xing SH, Chen CG, Zhou BQ, Zhang H, Nang ZM, Xu ZH. Soil soluble organic nitrogen and active microbial characteristics under adjacent coniferous and broadleaf plantation forests[J]. Journal of Soils and Sediments, 2010, 10: 748–757

## Soil Enzyme Activities Under *Quercus variabis* and *Pinus tabulaeformis* Forests in Lower Mountain Area, Beijing

KONG Ai-hui, GENG Yu-qing\*, YU Xin-xiao

(College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

**Abstract:** To understand the effects of different forests on soil organic matter decomposition, enzyme activities involved in the transformations of soil carbon, nitrogen and phosphorus under the forests of *Quercus variabis*, *Pinus tabulaeformis* and *Quercus variabis* mixed with *Pinus tabulaeformis* were measured by using the international methods about the measurement of soil enzyme activity in lower mountain area, Beijing. The activities of cellobiase,  $\alpha$ -glucosidase,  $\beta$ -glucosidase and urease under *Quercus variabis* forest were significantly higher than those under the mixed forest and *Pinus tabulaeformis* forest; whereas, the activities of peroxidase and phosphatase under *Pinus tabulaeformis* forest were significantly higher than those under *Quercus variabis* forest and mixed forest in 0–5 cm soil layer. Urease activity under *Quercus variabis* forest was significantly higher than that under mixed forest and *Pinus tabulaeformis* forest. However, the differences of other enzyme activities were not significant under different forests in 5–10 cm soil layer. Soil pH had a significant negative correlation with soil peroxidase and phosphatase activities, whereas the activities of cellobiase,  $\alpha$ -glucosidase,  $\beta$ -glucosidase, phenol oxidase, chitinase, protease and urease were significantly positive correlated with the contents of soil organic carbon, dissolved organic carbon, soil total nitrogen and the dissolved organic nitrogen. The mixed forest of *Quercus variabis* and *Pinus tabulaeformis* could regulate soil enzyme activities and soil organic matter decomposition.

**Key words:**  $\beta$ -Glucosidase, Phenol oxidase, Protease, Soil organic carbon, Dissolved organic nitrogen