

凋落物化学组成对土壤微生物学 性状及土壤酶活性的影响

胡亚林^{1,2}, 汪思龙^{1*}, 黄宇³, 于小军¹

(1. 中国科学院沈阳应用生态研究所会同森林生态实验站, 沈阳 110016; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039;
3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要:通过模拟试验的方法研究了单一施加杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook.)叶凋落物, 杉木(*C. lanceolata*)和桤木(*Alnus cremastogyne* Burkill)混合凋落物, 杉木(*C. lanceolata*)和枫香(*Liquidamba formosana* Hance)混合凋落物, 杉木(*C. lanceolata*)、桤木(*A. cremastogyne*)、枫香(*L. formosana*)混合凋落物对土壤化学性状和土壤微生物量碳、代谢熵(qCO_2)、土壤酶活性的影响。研究结果表明, 土壤微生物学性状比土壤化学性状对不同凋落物处理的效应反应更敏感; 与单一杉木叶凋落物比较, 混合凋落物处理的土壤微生物量碳明显增加, 土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性升高; 土壤代谢熵(qCO_2)和土壤多酚氧化酶活性有下降趋势; 另外, 研究结果也表明, 不同树种的叶凋落物混合对土壤质量的影响存在差异, 有桤木叶的混合凋落物对土壤质量的改善效果似乎更明显。

关键词:凋落物; 微生物量碳; qCO_2 ; 土壤酶活性

文章编号: 1000-0933(2005)10-2662-07 中图分类号: Q142, Q938, S154.1, S154.3 文献标识码: A

Effects of litter chemistry on soil biological property and enzymatic activity

HU Ya-Lin^{1,2}, WANG Si-Long^{1*}, HUANG Yu³, YU Xiao-Jun¹ (1. Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Institute of Applied of Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Science, Beijing 100039, China; 3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080, China), *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(10): 2662~2668.

Abstract: Plant litter is the main source of organic matter in soils and its decomposition by microorganisms ensures the recycling of nutrients that can be recycle by plants. The chemical components of leaf litter can affect soil microbial activity. In this study, the effects of leaf litter qualities on soil chemical, microbial properties and soil enzymatic activities were investigated. We set up our experimental design based on using following litter combination such as: a) single leaf litter of *Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook (PS), b) mixture of leaf litter; 50% *C. lanceolata* and 50% *Alnus cremastogyne* Burkill (SQ), c) mixture of leaf litter; 50% *C. lanceolata* and 50% *Liquidamba formosana* Hance (SF), and d) mixture of leaf litter 33% each of *C. lanceolata*, *A. cremastogyne* and *L. formosana* (SQF).

Results showed that leaf litter significantly influenced the level of soil microbial biomass carbon, metabolic quotient (qCO_2), and enzymatic activities in the soil while other soil parameters (total organic carbon (TOC), soil total N (TN), available P, NH_4^+-N and pH) did not showed the positive effect of leaf litter. Whereas, total P, total K, available K and $NO_3^- -N$ were decreased in the order: $SQ > SF > PS = SQF$, $SQF > SQ > SF > PS$, $SQ > PS > SF > SQF$, $SQF > SQ > SF > PS$,

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX3-SW-418); 国家自然科学基金资助项目(30270268)。

收稿日期: 2004-10-08; 修订日期: 2005-04-11

作者简介: 胡亚林(1979~), 男, 辽宁营口, 硕士, 主要从事森林土壤微生物生态学研究. E-mail: huyalin001@hotmail.com

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: slwang21@hotmail.com

致谢: 衷心感谢 Dr. Anand 对英文摘要的润色, 感谢会同森林生态实验站张秀勇、申正其等人给予的帮助

Foundation item: Knowledge Innovation Funds from Chinese Academy of Sciences (No. KZCX3-SW-418); National Natural Science Foundation of China (No. 30270268)

Received date: 2004-10-08; **Accepted date:** 2005-04-11

Biography: HU Ya-Lin, Master, mainly engaged in soil microbial ecology. E-mail: huyalin001@hotmail.com

respectively. Microbial biomass carbon (MBC) increased with decreasing C/N ratio of leaf litter. The C/N ratios of leaf litter in treatments (PS, SF, SQ, SQF) were 79.53, 76.32, 56.90, 61.20, respectively. The values of $q\text{CO}_2$ decreased in such order: $\text{SQ} < \text{SQF} < \text{SF} < \text{PS}$. The decrease in $q\text{CO}_2$ might be indicated the presence of microbial populations which are more efficient in using C compounds in the soil. The changes of microbial quotient ($\text{C}_{\text{bio}}/\text{C}_{\text{org}}$) values were reverse with $q\text{CO}_2$, increasing in following order: $\text{PS} > \text{SF} > \text{SQF} > \text{SQ}$. Furthermore, the increase in $\text{C}_{\text{bio}}/\text{C}_{\text{org}}$ indicated that the C compounds perhaps easily utilized by soil microorganisms and the turnover of soil organic matters showed faster in SQ than PS treatment. Soil urease, invertase and soil dehydrogenase activity were substantially lower in PS, while significantly higher in SQ treatment. However, soil polyphenol oxidase activity decreased in this order: $\text{PS} > \text{SF} > \text{SQ} > \text{SQF}$ with significant differences between PS and SQF. Therefore changes in soil enzymatic activity further indicated that mixed leaf litter enhanced soil microbial activity, and improved soil biological fertility than from single Chinese fir leaf litter.

Key words: litter quality; microbial biomass carbon (MBC); metabolic quotient ($q\text{CO}_2$); enzymatic activity

森林凋落物是森林土壤生态系统物质和能量的主要来源,对森林土壤质量维护以及土壤生态功能的发挥具有重要作用^[1,2]。以往有关凋落物的研究主要集中在凋落物分解以及分解影响因素的研究^[1],例如,廖利平等曾报道杉阔混合凋落物分解过程养分释放的研究^[3];然而,有关凋落物及其分解过程对土壤性质和功能研究的报道较少。一些研究表明,凋落物的质量、数量均能影响土壤微生物量和土壤微生物活性^[4~8];凋落物通过影响土壤理化性状和生物活性改变土壤的生态功能,黄志群等曾报道凋落物多样性对杉木幼苗生长及吸收¹⁵N 标记硫酸的影响的研究^[9]。

土壤微生物通过参与土壤有机质积累、矿化过程,影响土壤养分循环,在土壤生态系统中发挥重要作用^[10]。可见土壤有机碳数量和质量变化与土壤微生物密切相关。一般来说,土壤微生物量能够快速反映土壤有机碳的数量和质量变化,土壤微生物量碳(C_{bio})与土壤总有机碳(C_{org})的比值可以作为土壤碳动态研究的有效指标^[4]。由于土壤微生物量转化速率快,被认为是土壤养分主要来源,在土壤养分循环中起重要作用^[4,10]。近年来大量研究将土壤微生物量作为评价土地管理措施对土壤质量影响的重要指标。土壤微生物代谢熵($q\text{CO}_2$),即土壤微生物呼吸释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量与土壤微生物量碳的比值。 $q\text{CO}_2$ 值的变化能够反映土壤微生物对土壤碳利用效率和土壤生态系统演化的程度及受干扰程度。土壤酶主要来源于土壤微生物,此外也可以来自于土壤植物、土壤动物。土壤中一切的生物化学反应都是在土壤酶催化下完成的,土壤脲酶、蔗糖酶、磷酸酶等水解酶活性能够表征土壤 C、N、P 等养分的循环状况,而土壤脱氢酶常被认为是土壤微生物活性的一个有效指标^[11]。

杉木(*Cunninghamia lanceolata* (Lamb) Hook.)是我国特有的一种速生针叶用材树种,在南方亚热带地区分布着大量的杉木人工林。然而,在相同立地,杉木人工纯林连栽 2 代至 3 代以后导致林地土壤质量明显下降^[12]。大量研究表明营造杉阔混交林可在一定程度上解决杉木人工林连栽林地土壤质量下降这一生产实际问题,然而有关杉阔叶凋落物对土壤生物学性状影响的研究较少。因此本研究选取桫欏木——固氮树种(*Alnus. cremastogyne* Burkill)和枫香——非固氮树种(*Liquidamba. formosana* Hance)叶凋落物与杉木叶凋落物混合覆盖于土壤表面,经过一段时间分解后,分析土壤化学性状、土壤生物学性状以及土壤酶活性变化。本研究旨在进一步加强有关凋落物对土壤生态过程和功能影响的了解,为合理经营和恢复杉木人工林土壤质量提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验样地概况

试验地位于中国科学院会同森林生态实验站,海拔 300~500m;属于典型亚热带湿润气候,年均气温 16.5℃,年降雨量为 1100~1300mm,日照全年平均在 34%左右;试验布置于稻田地内,土壤为水稻土(Paddy soils)。

1.2 采样方法

选取 3 块立地质量均匀的稻田,在每块稻田地内划分出 4 个 1.5m×15m 的样方,各样方之间留 1m 宽的保护行。将单一杉木(*C. lanceolata*)叶凋落物(PS),50%杉木(*C. lanceolata*)叶凋落物+50%枫香(*L. formosana*)叶凋落物(SF),50%杉木(*C. lanceolata*)叶凋落物+50%桫欏木(*A. cremastogyne*)叶凋落物(SQ),33%杉木(*C. lanceolata*)叶凋落物+33%桫欏木(*A. cremastogyne*)叶凋落物+33%枫香(*L. formosana*)叶凋落物(SQF),共 4 个不同处理的叶凋落物,按照叶凋落物 540g/m² 的量随机覆盖在各样方土壤表面上。试验共设 4 个处理,每个处理重复 3 次。各处理施加凋落物的量以及凋落物化学组成(表 1)。试验于 2003 年 5 月 10 号布置,1 年以后分别在每个样方内按 S 型选取采样点,用直径 4cm 的土钻取 0~10cm 深的表层土壤共 10 块,然后充分混合成一个土样,迅速带回实验室进行室内分析。每个土样分 2 部分,一部分保存于 4℃冰柜中用于土壤微生物量碳、土壤呼吸测定;另一部分在室温下风干,过 2mm 和 0.25mm 筛,用于土壤化学性状和土壤酶活性的测定。

1.3 分析方法

土壤总有机碳用德国产的 Elemtantar High II TOC+N 型 TOC 仪测定;其他土壤化学性状指标测定按中国生态系统研究网络观测与分析标准方法——土壤理化分析与剖面描述^[13];土壤呼吸释放 CO₂ 量用碱液吸收盐酸滴定法测定;土壤酶活性分析按关松荫方法测定^[14];土壤微生物量碳用氯仿熏蒸浸提方法测定^[15~17],微生物量碳计算公式:

$$\text{微生物量 } C = EC(\text{熏蒸后土壤浸提出的有机碳量} - \text{未熏蒸土壤浸提出的有机碳})/k_{EC}$$
$$k_{EC} = 0.38$$

表 1 不同处理凋落物化学组成的 C、N 量以及 C/N 比

Table 1 Litter C, N and C/N ratio of different leaf litter treatments					
处理 Treatment	凋落物组成 Litter composition	凋落物量 Quantity of litter(g/m ²)	C (g/m ²)	N (g/m ²)	C/N
PS	杉木叶 <i>C. lanceolata</i>	540	242.10	3.04	79.53
SF	杉木叶+枫香叶 <i>C. lanceolata</i> + <i>L. formosanae</i>	270+270	230.82	3.02	76.32
SQ	杉木叶+桉木叶 <i>C. lanceolata</i> + <i>A. cremastogyne</i>	270+270	235.88	4.15	56.90
SQF	杉木叶+桉木叶+枫香叶 <i>C. lanceolata</i> + <i>A. cremastogyne</i> + <i>L. formosana</i>	180+180+180	230.43	3.77	61.20

1.4 数据处理

数据经 Excel 整理后,采用 SPSS 10.0 软件包进行单因素方差(One-Way ANOVA)分析,不同处理之间多重比较采用 LSD (Least-significant difference)方法,然后经过 *t* 检验(*p*<0.05)。绘图由 SigmaPlot 8.0 软件完成。

2 试验结果

2.1 土壤化学性状

不同处理叶凋落物对土壤化学性状产生的影响不同,结果见表 2。土壤全氮、速效磷、氨态氮、pH 值等化学性状在不同凋落物处理间没有表现出显著差异性(*p*<0.05)。土壤全磷量表现出 SQ>SF>PS=SQF,显著性检验发现 SQ 与 PS 和 SQF 间差异达到显著性(*p*<0.05),而 PS、SF、SQF 间差异不显著。土壤全钾量 SQ 和 SQF 处理明显高于 PS 和 SF 处理,差异性显著(*p*<0.05),含量大小顺序为,SQF>SQ>SF>PS。土壤速效钾在 SQ 与 SQF 间表现出明显差异性,而 PS、SF、SQF 间差异不显著,SQ、SF、PS 间差异也不显著(*p*<0.05)。土壤硝态氮含量大小顺序为,SQF>SQ>SF>PS。土壤硝态氮含量 SQF 明显高于 PS 处理,差异达到显著性水平,而 PS 与 SF 和 SQ 间差异不显著(*p*<0.05)。

表 2 不同凋落物处理间土壤化学性状的变化

Table 2 Change of soil chemical properties in different treatments of leaf litter								
处理 Treatment	全氮 Total N (g/kg)	全磷 Total P (g/kg)	全钾 Total K (g/kg)	速效磷 Available P (mg/kg)	速效钾 Available K (mg/kg)	氨态氮 NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	硝态氮 NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	pH (H ₂ O)
PS	1.68±0.06a	0.31±0.03a	18.83±0.93a	35.25±4.75a	83.88±12.86ab	8.83±0.49a	11.43±1.21a	4.1±0.2a
SF	1.71±0.03a	0.32±0.02ab	19.21±0.79a	31.55±3.99a	76.26±9.07ab	8.47±0.51a	12.46±1.54ab	4.0±0.1a
SQ	1.68±0.05a	0.35±0.00b	20.45±0.18b	35.67±4.97a	90.47±27.16b	8.11±0.42a	12.95±1.03ab	4.1±0.0a
SQF	1.69±0.05a	0.31±0.02a	20.85±0.26b	31.82±5.47a	60.72±7.57a	7.68±0.24a	13.65±0.91b	4.0±0.0a

平均值±标准差;多重均值比较采用 LSD 方法;同列标有相同字母的表示差异不显著(*p*<0.05);The data in table were expressed as mean ± SD; LSD (Least-significant difference) method was used in multiple comparisons; Values suffixed with same letters within one column mean no significantly difference at *p*>0.05; 下同 the same below

2.2 土壤微生物学性状

表 3 结果表明,不同处理凋落物对土壤微生物量碳产生显著性影响。单加一种杉木凋落物时土壤微生物量碳最低,而施加两种或两种以上凋落物土壤微生物量碳明显增加(*p*<0.05)。SQF、SQ、SF 处理土壤微生物量碳分别是 PS 处理土壤微生物量碳的 1.64 倍、1.64 倍、1.28 倍。桉木凋落物对土壤微生物量影响较大,SQ 与 SF 处理间差异达到显著性水平,而 SQ 与 SQF 处理差异不显著。

土壤呼吸释放 CO₂ 量在不同凋落物处理间不同见表 3。SQ 处理土壤呼吸释放 CO₂ 量最小,而 PS 处理土壤释放 CO₂ 量最高,其次为 SQF、SF 处理。*q*CO₂ 值在不同处理间表现出明显的差异(*p*<0.05),PS 处理 *q*CO₂ 值最高,其次为 SF、SQF,最小为 SQ。土壤微生物量碳与土壤总有机碳的比值(C_{bio}/C_{org})变化趋势与 *q*CO₂ 值变化趋势相反,大小顺序为 SQ>SQF>SF>PS。土壤有机碳含量的变化较慢,在不同处理间均未表现出显著性差异(*p*>0.05),但是相对来看,土壤总有机碳随凋落物多样性增加表现出增加的趋势。

2.3 土壤酶活性

各凋落物处理对土壤酶活性影响不同(图 1)。PS 处理土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性与 SF, SQ, SQF 处理相比均最低,而土壤多酚氧化酶活性表现出相反趋势。杉木桉木混合凋落物与其他 3 种处理相比土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性高。土壤脲酶活性大小顺序为 SQ>SF>SQF>PS, PS 与 SQ、SF 相比差异性显著($p<0.05$),而与 SQF 相比差异不显著。土壤蔗糖酶活性大小顺序为 SQ>SF>SQF>PS, PS 处理与 SF、SQ 和 SQF 处理间差异均达显著性($p<0.05$)。土壤脱氢酶活性大小顺序为, SQ>SQF>SF>PS, PS 处理与 SF 处理差异不显著,而与其他两个处理差异性显著($p<0.05$)。土壤多酚氧化酶活性 PS 处理最高,其次为 SF、SQ, 土壤多酚氧化酶活性最低为 SQF 处理,但只有 PS 和 SQF 间差异达到显著性($p<0.05$)。

表 3 不同凋落物处理间土壤微生物学性状的变化

Table 3 Change of soil microbial properties in different treatments of leaf litter					
处理 Treatment	有机碳 (TOC) Total organic C (g/kg)	微生物量碳 (C _{bio}) Microbial biomass-C (mg/kg)	基础呼吸 (BR) Basal respiration (CO ₂ -C, μg/(g·h))	代谢熵 (qCO ₂) Metabolic quotient (C/C _{bio} , μg/(mg·h))	微生物熵 (C _{bio} /C _{org}) Microbial quotient (%)
PS	16.31±0.61a	559.00±44.06a	0.40±0.02a	0.71±0.02a	3.42±0.15a
SF	16.59±1.33a	714.81±38.15b	0.31±0.01bc	0.43±0.01b	4.32±0.37b
SQ	16.41±0.52a	917.40±39.06c	0.27±0.01b	0.30±0.01c	5.59±0.06c
SQF	16.95±1.35a	919.03±96.09c	0.33±0.02c	0.36±0.02d	5.42±0.14c

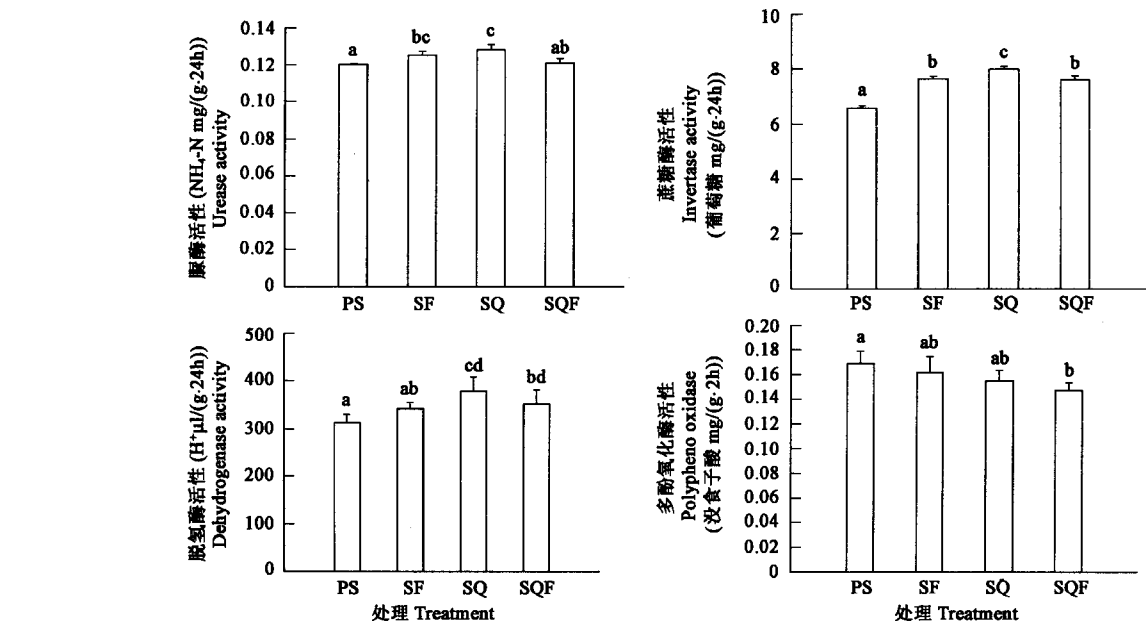


图 1 不同凋落物处理间土壤酶活性变化

Fig. 1 Change of soil enzymatic activity in different treatments of leaf litter

直方柱上标相同字母表示处理间差异不显著($p>0.05$) The same letter over the bars mean no significant difference at $p>0.05$

3 讨论

3.1 不同处理凋落物对土壤化学性状的影响

凋落物通过两种途径影响土壤养分状态,一种途径是凋落物的淋溶、分解过程,直接为土壤提供可溶性碳氮和其他营养元素。凋落物化学成分组成,尤其是凋落物中 N 含量和木质素量是影响凋落物分解速率和凋落物分解过程中养分释放的重要因素^[3,18,19]。廖利平等研究了杉木和不同阔叶树种凋落物的失重和养分释放的过程,结果表明 K 最易分解释放,Mn 次之,而 N 是最后分解释放出来的养分元素^[3]。对杉木与火力楠、木荷、红栲等阔叶树凋落物混合分解过程研究发现,有的混合凋落物对分解过程养分释放起到促进作用,而有的混合凋落物对分解过程产生抑制作用^[19]。另一种途径是通过影响土壤微生物量和活性来改变土壤物理、化学和生物学性状。凋落物化学性状影响分解凋落物的土壤动物、土壤微生物组成和活性^[18,20]。Díaz-Raviña M 等研究表明土壤微生物量对土壤无机氮影响程度最大,其次为速效 P、速效 K,而对土壤中可利用性 Ca 的贡献较小^[10]。

杉木是一种针叶树种,凋落物 C/N 比最大,4 个处理凋落物 C、N 含量以及 C/N 比见表 1,其大小顺序依次为 SQ<SQF<

SF<PS。PS 处理凋落物 C/N 比最大,凋落物分解较慢,分解过程释放的养分较少。桫欏是一种阔叶固氮树种,凋落物 N 元素含量最高,C/N 比小,因此凋落物分解比较快,养分释放速度快^[3]。此外,本研究发现混合凋落物覆盖在土壤表层后土壤微生物量增加,土壤微生物活性改善(表 3;图 1)。Tian G 等曾报道凋落物质量能影响土壤动物的适口性,影响对凋落物分解起重要作用的土壤动物的多度以及多样性。混合凋落物对土壤生物活性的改善进而使得不同凋落物处理土壤化学性状发生改变。

3.2 不同处理凋落物对土壤微生物量碳、 $q\text{CO}_2$ 值、 $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 值的影响

土壤微生物量碳是土壤总有机碳变化的一个快速敏感指标,土壤 $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 值能够表明土壤碳动态变化^[4]。由于土壤微生物量碳周转快,所以 $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 值越大,土壤有机碳周转速率越快。有研究表明土壤中总碳量约 20% 是不能被土壤微生物生长所利用^[21]。混合凋落物处理 $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 比单一施加杉木叶凋落物处理高,表明杉阔混合凋落物能够为土壤微生物生长提供更多的可利用物质。由本研究结果可见混合凋落物处理土壤总有机碳与单一杉木凋落物处理相比表现出增加的趋势,这与胡承彪等研究杉木林凋落物和常绿落叶阔叶混交林凋落物分解引起土壤层有机质量升高的结果相一致^[22]。然而本研究不同处理间土壤总有机碳差异性未达到显著性水平,这可能是由于土壤总有机碳量的改变通常需要相对较长时间^[18],而本试验数据仅仅是 1 年以后的结果。

土壤微生物碳量大小受到土壤输入有机物质的数量、质量的影响。土壤输入有机物的数量、质量以及有机物作用时间、环境影响因素等对土壤微生物性状的影响的研究被广泛报道^[4~8]。研究表明输入土壤的有机物性质,尤其是有机物质的 C/N 比是影响土壤生物性状的一个重要因素,C/N 比小的凋落物残体施加入土壤后土壤酶、土壤微生物群落多样性增加^[5]。本研究发现 SQ、SQF 处理的土壤微生物量增加较大,这与桫欏凋落物 C/N 比最小,凋落物分解的最快,土壤中的微生物可利用养分相对较多有关。

$q\text{CO}_2$ 值的变化能够反映土壤微生物种群利用土壤有机成分的效率, $q\text{CO}_2$ 值降低表明土壤微生物碳利用效率高^[23]。3 个混合凋落物处理土壤 $q\text{CO}_2$ 值与单一施加杉木凋落物土壤 $q\text{CO}_2$ 值相比较低,而 $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 值增加,这与 Anderson 研究发现混交林地比纯林 $q\text{CO}_2$ 值低, $C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$ 值较高结果相一致^[24]。单一施加杉木凋落物处理 $q\text{CO}_2$ 值最高,表明单一施加杉木凋落物土壤微生物利用土壤养分效率最低。PS 处理与 SF, SQ, SQF 处理相比较凋落物 C/N 比大,凋落物难于被分解。此外,许多研究认为杉木在分解过程中产生一些有毒害作用的化感物质,如香草醛、香豆醛、没食子酸等^[25,26]。这些难分解甚至起毒害作用的物质可能对土壤微生物形成一种生存压力。Odum 认为“生物为了恢复由于干扰造成的破坏,需要消耗大量用于生长和生产的能量来维持生存”^[27]。 $q\text{CO}_2$ 值升高表明土壤微生物活性降低,土壤养分利用效率下降,另外有可能因土壤中细菌——真菌数量比例发生改变^[8,23]。本研究中杉木桫欏混合凋落物处理 $q\text{CO}_2$ 值最低,可见桫欏叶凋落物能为土壤微生物提供更有效的营养。

3.3 不同处理凋落物对土壤酶活性影响

SQ 处理土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性与 PS 处理土壤酶活性比明显升高,这说明土壤输入桫欏凋落物土壤碳氮元素循环较快,土壤质量明显改善。由于土壤多酚氧化酶活性与土壤腐殖化程度呈负相关,4 个不同处理中 PS 处理土壤多酚氧化酶活性最高,这表明施加杉木凋落物,使土壤腐殖质较多,土壤腐殖化程度低,土壤肥力质量变差^[14]。陈楚莹等曾报道杉木人工林 3 耕土与头耕土相比较,土壤中香草醛氧化能力增加^[12]。Huang 等研究发现杉木根、根桩分解过程中产生没食子酸、香草醛等多酚类物质^[26]。土壤中多酚类物质的增加也能刺激土壤多酚氧化酶活性的增加。杉木枫香混合凋落物处理土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性与单一杉木凋落物处理土壤酶活性升高,然而与杉木桫欏凋落物处理土壤相比土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性均较低。表明桫欏杉木混合凋落物更加有利于土壤酶活性提高。这也可以从 SQF 处理土壤酶活性较 SQ 处理低得以证明,由此可见凋落物多样性增加并不一定能提高土壤微生物活性,不同凋落物化学组成效应似乎更重要。

土壤酶主要来自于土壤微生物代谢过程,此外也能由土壤动物、植物产生残体分解^[28,29]。土壤中一切生化反应都是在土壤酶的参与下完成的,土壤酶活性的高低能反映土壤生物活性和土壤生化反应强度,尤其是土壤脱氢酶活性常被用来反映土壤微生物活性高低^[11]。土壤酶活性常被作为土壤质量的重要指标来研究^[30]。凋落物对土壤酶活性产生不同的影响,其主要原因可能是凋落物的不同导致土壤微生物量、区系组成以及代谢过程改变^[5,8],从而使得主要由土壤微生物产生的土壤酶的数量和活性发生变化。有研究报道来源于土壤微生物量的脲酶活性能占土壤总脲酶活性 37.1%~73.1%^[31]。一切能够影响土壤微生物量的因素,如土壤湿度、温度、可利用养分状态等,均能影响土壤酶活性。土壤化学性状,养分有效性(如 NO_3^- 和 NH_4^+ 量),凋落物质量均能引起土壤酶活性变化,酶活性的改变反过来又影响凋落物的分解^[2]。此外,不同凋落物引起土壤动物组成发生变化^[20],以及凋落物自身的差异使得来自于土壤动物和植物的土壤酶发生改变。

4 结论

本研究通过田间模拟试验研究了杉木叶凋落物(PS)、杉木桫欏混合叶凋落物(SQ)、杉木枫香混合叶凋落物(SF)、三者的混合凋落物(SQF),施加入土壤后对土壤生态系统过程与功能的影响。研究结果表明:(1)与单一杉木叶凋落物比较,混合凋落物对土壤化学性状具有一定程度的改善,SQF、SQ、SF 处理的土壤微生物量碳明显增加,土壤脲酶、蔗糖酶、脱氢酶活性升高,

土壤代谢熵($q\text{CO}_2$)和土壤多酚氧化酶活性有下降趋势;(2)土壤微生物学性状比土壤化学性状对不同凋落物处理的效应反应更敏感,土壤微生物量碳、微生物熵($C_{\text{bio}}/C_{\text{org}}$)、代谢熵($q\text{CO}_2$)以及土壤酶活性等指标在不同凋落物处理间差异性较大;(3)不同树种的叶凋落物混合对土壤质量的影响存在差异,有桉木叶(固氮树种,叶凋落物 C/N 比较小)的混合凋落物对土壤质量的改善效果似乎更明显,叶凋落物的化学性质(如 C/N)可能是决定叶凋落物效应的内在原因。

森林凋落物是森林土壤生态系统物质能量的主要来源,对土壤生态功能的发挥具有重要影响。凋落物多样性的增加、凋落物质量的改善,有利于林地土壤质量的维护和提高。营造杉阔混交林是解决杉木人工林土壤质量问题的一个有效途径,然而应注意不同树种间的相互作用比较复杂,不同的叶凋落物对土壤生态系统功能的影响不同,应加强有关研究。

References:

- [1] Zhou C Y. Litter's roles in forest ecosystem and its research progress. *Journal of Hubei Agricultural College*, 2003, **23**(2): 140~145.
- [2] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Huan W Z. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, **34**: 1207~1218.
- [3] Liao L P, Lindley D K, Yang Y H. Decomposition of mixed foliar litter I. A microcosm study. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1997, **8**(5): 459~464.
- [4] Jagadish C T, Subhash C M and ShyamKathju. Influence of straw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition. *European Journal of Soil Biology*, 2001, **37**: 157~160.
- [5] Gray D B, Mary K T, Julie E J. Interactions between crop residue and soil organic matter quality and the functional diversity of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, **34**: 1073~1082.
- [6] Liang B C, Wang X L and Ma B L. Maize root-induced change in soil organic carbon pools. *Soil Science and Society of America Journal*, 2002, **66**: 845~847.
- [7] Vance E D and Chapin III F S. Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, **33**(2): 173~188.
- [8] Dilly O and Munch J C. Ratios between estimates of microbial biomass content and microbial activity in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, **27**: 374~379.
- [9] Huang Z Q, Wang S L, Liao L P, *et al.* Effect of plant foliar litter diversity on the growth of Chinese fir seedling and the absorption of $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(10): 1287~1290.
- [10] Díaz-Raviña M, Acea M J and Carballas T. Microbial biomass and its contribution to nutrient concentrations in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, **25**(1): 25~31.
- [11] Mersi W and Schinner F. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with idonitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils*, 1991, **11**: 216~220.
- [12] Chen C Y, Zhang J W, Zhou Z L, *et al.* Researches on improving the quality of forest land and the productivity of artificial Cunninghamia lanceolata stands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1990, **1**(2): 97~106.
- [13] Liu G S. *Standard Methods for Observation and Analysis in Chinese Ecosystem Research Network- soil physical and chemical analysis & description of soil profiles*. Beijing: Standards Press of China, 1996.
- [14] Guan S-Y. *Soil Enzyme and Study Method*. Beijing: Agricultural Press, 1986.
- [15] Vance E D, Brooks P C and Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, **19**(6): 703~707.
- [16] Martens R. Current methods for measuring microbial biomass C in soils: potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, **19**: 87~99.
- [17] Lu R K. *Analysis Methods of Soil Agricultural Chemistry*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999. 228~233.
- [18] Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 2000, **133**: 13~22.
- [19] Liao L P, Wang S L, Gao H, *et al.* Foliar litter decomposition of Chinese fir and main broad-leaved plantation species in subtropics. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, **11**(supp.): 141~145.
- [20] Tian G, Brussaard L and Kang B T. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects on soil fauna. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, **25**(6): 731~737.
- [21] Ross D J, Kelliher F M, Tate K R. Microbial processes in relation to carbon, nitrogen and temperature regimes in Siberian *Pinus sylvestris* L. forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, **31**: 757~767.
- [22] Hu C B, Wei Y L, Lian H W, *et al.* studies on the decomposition of litter and its soil effect into two forests. *Journal of Guangxi Agricultural University*, 1992, **11**(4): 47~52.

[23] Dilly O and Munch J C. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a Black Alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, **28**(8): 1073~1081.

[24] Anderson T H and Domsch K H. The metabolic quotient for CO₂ (*q*CO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, **25**(3): 393~395.

[25] He Z M, Yu X T, Lin S Z, *et al.* Allelopathy effects of aqueous extracts of aerial parts of several associated plant species on the growth of Chinese fir seedlings. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2003, **11**(3): 32~35.

[26] Huang Z Q, Liao L P, Wang S L, *et al.* Allelopathy of phenolics from decomposing stump-toots in replant Chinese fir woodland. *Journal of Chemical Ecology*, 2000, **26**(9): 2211~2219.

[27] Odum E. Trends expected in stressed ecosystems. *Biology Science*, 1985, **35**: 419~422.

[28] Anna K B and Richard P D. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, **31**(11): 1471~1479.

[29] Zimmermann S and Frey B. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, **34**(11): 1727~1737.

[30] Maria fe la P J, Ana María de la H, Laura P, *et al.* Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biology and Fertility of Soils*, 2002,**35**: 302~306.

[31] Klose S and Tabatabai M A. Urease activity of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, **31**(2): 205~211.

参考文献:

[1] 周存宇. 凋落物在森林生态系统中的作用及其研究进展. 湖北农学院学报,2003, **23**(2): 140~145.

[3] 廖利平, Lindley D K, 杨永辉. 森林叶凋落物混合分解的研究 I. 缩微实验. 应用生态报,1997,**8**(5),459~464.

[9] 黄志群、汪思龙、廖利平,等. 凋落物多样性对杉木幼苗生长及吸收 15N 标记硫酸铵的响. 应用生态学报,2002,**13**(10): 1287~1290.

[12] 陈楚莹,张家武,周崇莲,等. 改善杉木人工林的林地质量和提高生产力的研究. 应用生态学报, 1990, **1**(2): 97~106.

[13] 刘光崧主编. 中国生态系统研究网络观测与分析标准方法——土壤理化分析与剖面描述. 北京:中国标准出版社,1996.

[14] 关松荫主编. 土壤酶及其研究法. 北京:农业出版社, 1986. 260~353.

[17] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社, 1999. 228~233.

[19] 廖利平, 汪思龙,高洪,等. 杉木与亚热带主要阔叶造林树种叶凋落物的分解. 应用生态学报. 2000, **11**(增刊): 141~145.

[22] 胡承彪、韦源连、梁宏温,等. 两种森林凋落物分解及其土壤效应的研究. 广西农业大学学报,1992,**11**(4):47~52.

[25] 何宗明,俞新妥、林思祖,等. 几种伴生植物水浸液对杉木生长的影响研究. 中国生态农业学报,2003,**11**(3),32~35