

岷江上游半干旱河谷区 3 种林型土壤氮素的比较

黄 容^{1,2}, 潘开文^{1,*}, 王进闯¹, 李 伟¹

(1. 中国科学院成都生物研究所生态恢复重点实验室, 成都 610041; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 比较研究了岷江上游半干旱河谷区辐射松人工林、油松人工林与邻近灌丛 0—20cm, 20—40cm, 40—60cm 土层土壤氮素和氮循环过程相关酶的特征, 包括土壤有机碳、全氮、碳氮比、硝态氮、铵态氮、无机氮、微生物量氮含量及蛋白酶、脲酶、硝酸盐还原酶活性。结果表明, 辐射松林和油松林各土层土壤有机碳含量、碳氮比和硝酸盐还原酶活性无显著差异, 油松林土壤无机氮含量和脲酶活性显著高于辐射松林土壤, 而辐射松林土壤微生物量氮含量是 3 种林型土壤中最高的, 灌丛 0—20cm 土层土壤有机碳、全氮含量最高。此外, 有机碳、全氮含量、脲酶活性随土层深度增加而降低; 而硝酸盐还原酶活性却随土层深度的增加而增强; 同时, 各土层间蛋白酶活性差异较小。因此, 植被类型对土壤氮素转化有一定影响, 而从目前的土壤氮素状况来看, 油松林土壤中植物可直接吸收利用的氮素高于辐射松林和灌丛; 辐射松林土壤微生物固持的氮素含量最高。区域 3 种植被类型土壤氮素状况还受到半干旱气候因素的强烈影响。

关键词: 土壤氮素; 土壤酶; 微生物量氮; 辐射松; 油松

Comparison of soil nitrogen status among three stand types in the semi-arid areas of upper reaches of the Minjiang River

HUANG Rong^{1,2}, PAN Kaiwen^{1,*}, WANG Jinchuan¹, LI Wei¹

1 ECORES Lab, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

2 Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Abstract: Comparison of soil nitrogen status and corresponding enzyme activity in 0—20cm, 20—40cm, 40—60cm soil depths from the *Pinus radiata* plantation (PR), *Pinus tabulaeformis* plantation (PT) and shrub-land (SL) were investigated in semi-arid areas of the upper reaches of the Minjiang River. The total organic carbon (TOC), C/N, total nitrogen (TN), NO_3^- -N, NH_4^+ -N, soil inorganic nitrogen (SIN), soil microbial biomass nitrogen (SMBN), soil protease (SP), soil urease (SU), soil denitrification enzyme (SDE) were measured. No significant differences were found in TOC, C/N and SDE in each soil layer between the PR and PT. Soil SIN and SU were significantly higher in the PT than those in the PR, while SMBN in the PR of all soil profiles were the highest among the three stand types. TOC and TN in the depth of 0—20cm from the SL were the highest. On the other hand, TOC, C/N ratio, TN and SU decreased, while SDE increased, with the increasing of soil depths. Simultaneously, SP had little different in soil layers. These results confirmed that stand types influenced nitrogen cycle. Therefore, in terms of the supply of soil nitrogen, the content of soil inorganic nitrogen in the PT was higher than the PR and SL, while SMBN of PR was the highest. In addition, the three stand types in this region had been strongly impacted by the semi-arid climate.

Key Words: soil nitrogen; soil enzyme; soil microbial biomass nitrogen; *Pinus radiata*; *Pinus tabulaeformis*

基金项目: 中国科学院-乐山市院地科技合作资助项目; 中国科学院西部之光联合学者资助项目; 国家“十五”计划资助项目; 国家“十一五”科技攻关资助项目 (2001BA606A205204, 2004BA606205203, 2005BA807B09LA06, 2006BAC01A15); 中国科学院知识创新工程重大资助项目 (KZCX2-XB2-02-01-03)

收稿日期: 2009-01-17; 修订日期: 2009-10-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: pankw@cib.ac.cn.

林地长期持续的生产力来自于土壤营养的持续供应^[1]。土壤氮是最易耗竭和限制植物生长的营养元素之一,因此,植被与土壤氮素的关系也愈来愈受到研究者的重视^[2-3]。李贵才^[4]等对云南哀牢山退化植被下土壤无机氮库的研究表明植被覆盖的减少导致土壤无机氮库变小。莫江明等^[5]研究广东鼎湖山马尾松纯林,表明该植被可能抑制其林下土壤铵态氮转化为其它形式的氮。Ohrui 等^[6]研究表明造林对土壤氮素矿化、硝化和微生物固持氮素过程产生重要影响。但是,前人对土壤氮素的研究多集中于气候温暖湿润地带,其有机质分解较快,土壤氮素在生态系统中能较快地周转和循环。Pan 等^[3]的研究表明,干旱区的森林类型对土壤氮的转化和有效性有显著影响;许振柱等^[7]对我国干旱区羊草的研究结果表明,干旱引起植物的氮素利用能力下降,这会对土壤氮素转化和循环过程产生影响。然而,迄今为止,对我国干旱生境下生物因素(植被)与土壤氮素的关系的研究相对较少。

20 世纪 80 年代,岷江上游种植了大量的速生乡土树种油松(*Pinus tabulaeformis*),同时,引种辐射松(*Pinus radiata*),并在汶川、茂县、理县等大面积营造,成为我国引种辐射松面积最大的区域^[8]。辐射松起源于加利福尼亚州,具有速生、抗旱、抗虫等特点,目前已是世界上重要的造林树种。研究发现营造辐射松人工林后,土壤中有有机碳、全氮、土壤磷含量会降低^[9-10]。同时,辐射松有明显的化感作用,影响菊科、禾本科和豆科植物种子与幼苗的正常生理活动^[11]。这些研究表明营造辐射松人工林可能对当地生态环境质量产生负面影响。

关于岷江上游半干旱河谷区油松人工林与次生灌丛土壤理化性质的比较研究已有报道^[12];本研究组也报道了辐射松和油松人工林凋落物分解及土壤磷素含量特征^[8, 13]。但目前尚未见油松和辐射松人工林的土壤氮素特征及其相关酶的比较研究。本文选取岷江上游辐射松人工林、油松人工林和邻近次生灌丛作为研究对象,比较研究外来树种辐射松和本地树种油松对岷江上游半干旱河谷土壤的改良效果,以期对该区域各种林分的经营和管理以及人工造林提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省茂县境内,中国科学院成都生物研究所茂县生态站附近,地理位置 E103°51'04"—56'52",N31°42'20"—44'53",海拔 1600—1780m,属岷江上游半干旱河谷区中山地段。根据茂县生态站多年气象观测的数据,该地区年均温为 8.6℃,年降水量 919.5mm,年蒸发量 795.8mm。

近 20 多年来,该区域营造了大量的人工纯林,如油松林、辐射松林等。本文选取 16 年生辐射松人工林、16 年生油松人工林和邻近天然次生灌丛为试验地。辐射松人工林平均树高 13.5m,平均胸径 13.5cm,郁闭度 0.7,林下枯落物平均厚度为 2.7cm,林下植被较为稀疏。油松人工林平均树高 12.8m,平均胸径 10.2cm,郁闭度 0.7,林下枯落物平均厚度为 2.8cm,林下灌丛盖度约为 20%^[13]。

天然次生灌丛的覆盖度为 90%。主要植物为青冈(*Cyclobalanopsis glauca*),其次为绢毛蔷薇(*Rosa sericea*)、多苞蔷薇(*Rosa multibracteata*)、平枝荀子(*Cotoneaster horizontalis*)、川榛(*Corylus heterophylla*)、杜鹃(*Rhododendron simsii*)、黄栌(*Cotinus coggygia*)、杭子梢(*Campylotropis macrocarpa*)、毛榛(*Corylus mandshurica*)等。草本植物主要有藁草(*Carex baccans*)、竹节草(*Chrysopogon aciculatus*)及小柴胡(*Bupleurum tenue*)等。

林地内土壤均为褐土,颜色在浅褐与暗褐色之间。油松人工林 0—20cm 土层土壤容重为 1.16g/cm³。辐射松人工林 0—20cm 土层土壤容重为 1.15g/cm³。灌丛 0—20cm 土层土壤容重为 0.99g/cm³。3 种林分都处于同一坡面,阳坡,并相邻,造林前的自然环境条件较为一致^[8]。

1.2 土样采集与保存

在上述 3 种林型(辐射松林、油松林、次生灌丛)内,同一坡面上设置 5 个 10m × 10m 样地,3 种林型具有相似的坡度和坡位。在每块样地内随机布 5 个点,按 0—20cm、20—40cm 和 40—60cm 分层取土样^[8, 14-15]。每块样地内相同层次土壤混合均匀,约 1kg 土组成一个混合土样^[8],一部分装入铝盒立即测定土壤自然含水量;一部分土样经风干后过 2 mm 和 0.25 mm 筛后进行土壤理化性质分析;另一部分置于自封塑料袋中,4℃

保存,并立即进行土壤微生物量氮、硝态氮和铵态氮测定^[13]。土壤取样时间是2007年9月。

1.3 测定方法

1.3.1 土壤有机碳、全氮、硝态氮、铵态氮和微生物氮含量测定方法

有机碳(TOC)用重铬酸钾氧化-外加热法(GB 7857-87)测定;土壤全氮(Total nitrogen, TN)用凯氏消煮半微量蒸馏法测定;硝态氮(NO_3^- -N)用紫外分光光度法测定^[16]:称量20.0g新鲜土放在250ml三角瓶中,加入1mol/L NaCl浸提液100mL,室温下振荡30min后用高速离心机离心,取上层清液待测,硝态氮含量以转化 NO_3^- -N的量表示;铵态氮(NH_4^+ -N)用靛酚兰比色法测定^[16]:称量10.0g新鲜土放在100mL三角瓶中,加入2mol/L KCl浸提液50ml,室温下振荡30min后静置,取上层清液待测;土壤微生物量氮(Soil microbial biomass nitrogen, SMBN)采用氯仿熏蒸浸提法测定^[17]。

1.3.2 土壤蛋白酶、脲酶、硝酸盐还原酶测定方法

蛋白酶采用铜盐比色法测定:利用蛋白酶释放的氨基酸与铜盐反应形成蓝色复合物这一原理进行比色测定 NH_2 -N含量,单位为 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。脲酶根据尿素水解时生成的氨与苯酚-次氯酸钠作用生成蓝色的靛酚这一原理进行比色测定 NH_3 -N含量,单位为 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。硝酸盐还原酶活性通过测定1g土壤处于厌氧环境中反应损失的 NO_3^- -N含量来表示,单位为 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ^[18]。

1.4 统计分析

采用SPSS(12.0)统计软件进行单因素方差分析、LSD检验($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 不同林型土壤有机碳、全氮含量

表1显示,灌丛0—20cm土层有机碳、全氮含量显著高于辐射松林和油松林。油松林20—40cm、40—60cm土层有机碳、全氮含量最高。整个土壤剖面上,辐射松林土壤全氮含量最低。3种林型0—20、20—40cm土壤层的C/N无显著差异,灌丛40—60cm土层C/N显著低于辐射松林和油松林。

表1 不同林型土壤有机碳、全氮含量

Table 1 TOC and TN in different soil depths under different plantations

土壤层次 Depth/cm	植被 Plantation	TOC($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	TN($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	C/N
0—20	辐射松林	20.74 $\pm$ 2.84b	2.00 $\pm$ 0.24b	10.37 $\pm$ 0.80a
	灌丛	36.49 $\pm$ 0.31a	3.72 $\pm$ 0.43a	9.81 $\pm$ 1.23a
	油松林	27.85 $\pm$ 2.51b	2.64 $\pm$ 0.30b	10.55 $\pm$ 2.45a
20—40	辐射松林	18.79 $\pm$ 0.26a	1.60 $\pm$ 0.34a	11.74 $\pm$ 0.68a
	灌丛	16.31 $\pm$ 1.16b	1.64 $\pm$ 0.21a	9.95 $\pm$ 1.67a
	油松林	20.46 $\pm$ 0.20a	1.98 $\pm$ 0.26a	10.33 $\pm$ 1.42a
40—60	辐射松林	14.68 $\pm$ 1.80ab	1.16 $\pm$ 0.40b	12.66 $\pm$ 1.04a
	灌丛	12.73 $\pm$ 0.96b	1.60 $\pm$ 0.26a	7.96 $\pm$ 1.13b
	油松林	17.53 $\pm$ 0.69a	1.85 $\pm$ 0.21a	9.48 $\pm$ 1.15a

TOC: 有机碳 total organic carbon; TN: 全氮 total nitrogen; C/N: 碳氮比 carbon and nitrogen ratio; 表中数值为平均值 $\pm$ SE($n=5$), 数值后的字母表示进行LSD多重比较时在 $\alpha=0.05$ 水平上的差异显著性,同一列中具不同字母表示差异显著;下同

2.2 土壤无机氮和微生物量氮

表2显示,3种林型土壤无机氮含量差异显著,油松林0—20cm、20—40cm土层无机氮含量显著高于辐射松林和灌丛,辐射松林最低。3种林型土壤铵态氮含量变化趋势与无机氮一致,油松林最高,辐射松林最低。所有林型土壤随深度的增加,铵态氮含量略有增加。油松林0—20cm土层硝态氮含量最高,为20.72 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,与辐射松林和灌丛差异显著;油松林和辐射松林下层土壤硝态氮含量无显著差异;随着土层深度的增加,辐射松林和灌丛硝态氮含量有所增加。

表 2 不同林型土壤无机氮和微生物量氮的含量比较

Table 2 Comparison of soil inorganic nitrogen and SMBN in different soil depths among different plantations

土壤层次/cm Depth	植被 Plantation	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ /($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ /($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}$ /($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	SMBN /($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
0—20	辐射松林	$14.45 \pm 1.05\text{b}$	$6.47 \pm 0.55\text{c}$	$20.92 \pm 1.42\text{c}$	$61.39 \pm 7.67\text{a}$
	灌丛林	$14.59 \pm 1.06\text{b}$	$15.93 \pm 1.85\text{b}$	$30.52 \pm 2.32\text{b}$	$42.64 \pm 6.42\text{b}$
	油松林	$20.72 \pm 1.87\text{a}$	$26.67 \pm 1.45\text{a}$	$47.39 \pm 2.30\text{a}$	$30.28 \pm 5.29\text{b}$
20—40	辐射松林	$14.43 \pm 1.08\text{a}$	$7.99 \pm 0.76\text{c}$	$22.42 \pm 1.49\text{c}$	$80.16 \pm 9.22\text{a}$
	灌丛林	$13.00 \pm 0.90\text{a}$	$16.62 \pm 1.75\text{b}$	$29.62 \pm 2.63\text{b}$	$56.28 \pm 7.12\text{b}$
	油松林	$14.53 \pm 1.03\text{a}$	$26.93 \pm 1.97\text{a}$	$41.46 \pm 1.24\text{a}$	$36.17 \pm 2.59\text{b}$
40—60	辐射松林	$17.14 \pm 1.36\text{b}$	$8.42 \pm 0.50\text{c}$	$25.57 \pm 1.29\text{b}$	$52.31 \pm 6.57\text{a}$
	灌丛林	$22.56 \pm 1.39\text{a}$	$17.56 \pm 1.76\text{b}$	$40.10 \pm 2.63\text{a}$	$49.72 \pm 5.25\text{ab}$
	油松林	$14.26 \pm 1.15\text{b}$	$27.34 \pm 1.80\text{a}$	$41.58 \pm 1.82\text{a}$	$19.33 \pm 1.32\text{b}$

$\text{NO}_3^- \text{-N}$: 硝态氮; $\text{NH}_4^+ \text{-N}$: 铵态氮; $\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$: 无机氮; SMBN: 土壤微生物量氮

辐射松林整个土壤剖面微生物量氮显著高于油松林和灌丛,油松林与灌丛的微生物量氮差异不显著。所有林型 20—40cm 土层微生物量氮明显高于其它层次。

2.3 土壤酶活性

图 1 显示,3 种林型土壤蛋白酶和脲酶活性随土层的增加而降低,硝酸盐还原酶活性则随土层的增加而增强。不同林型表层土壤蛋白酶活性差异显著,依次为辐射松林(油松林)灌丛;3 种林型 20—40cm、40—60cm 土层蛋白酶活性无显著差异。油松林 0—20cm 土层脲酶活性显著高于辐射松林和灌丛,辐射松林和灌丛差异不显著;3 种林型 20—40cm、40—60cm 土层脲酶活性无显著差异。

油松林 0—20cm 土层硝酸还原酶活性显著高于灌丛,但与辐射松林无显著差异;3 种林型 20—40cm 土层硝酸盐还原酶活性无显著差异;灌丛 40—60cm 土层硝酸盐还原酶活性显著高于油松林和辐射松林。

3 讨论

3.1 林型间土壤有机碳(TOC)、全氮(TN)、碳氮比(C/N)的比较

灌丛 0—20cm 土层有机碳、全氮含量显著高于油松林和辐射松林(表 1)。植被主要通过枯枝落叶的归还而参与养分循环^[4]。灌丛地表积累大量的凋落物,且比针叶林凋落物更易分解,生物归还量大,故灌丛土壤表层积累较多有机碳和氮素。3 种林型 0—20cm、20—40cm 土层 C/N 无显著差异,然而灌丛 40—60cm 土层 C/N 显著低于辐射松林和油松林,且在整个土壤剖面上灌丛土壤 C/N 最低。这也是由于灌丛凋落物比针叶林凋落物易于分解,从而导致有机质转化速率加快,以及氮素快速积累。因此,在同一气候背景区域内母质条件较为一致的土壤中,凋落物质量决定了土壤的碳氮比^[3,19]。

3.2 林型间土壤无机氮和微生物量氮的比较

在自然生态系统中,土壤无机氮水平是由有机物质的矿化和雨水带入量与矿物固定、微生物固定、淋溶损失、氨挥发和植物吸收的差额决定的,尤其是受控于矿化作用和植物吸收作用^[5]。硝态氮和铵态氮作为土壤无机氮的主要组成成分^[4],能被植物直接吸收利用。本研究中,从不同林型角度来看,辐射松林与灌丛各土壤层次无机氮含量均低于油松林相应土层无机氮含量;从土壤剖面层次来看,油松林表层土壤无机氮含量高于下层土壤,而辐射松林与灌丛土壤中无机氮含量却表现为下层土壤较高。出现上述结果是硝态氮和铵态氮在各林地内运移情况不同所致^[20],此结果也显示了不同林地对氮素的调控和利用机制有所差异^[21]。辐射松林最低的无机氮含量一方面反映了该林分可能前期吸收无机氮量高于油松林和灌丛林,同时也表现出该林分现有可供植物直接利用的氮素含量较少。

对于硝态氮,本研究结果中油松林 0—20cm 土层含量显著高于辐射松林与灌丛林,说明油松林表层土壤硝化作用可能强于辐射松林和灌丛林,一些研究^[22-23]指出铵态氮含量增加可提高土壤硝化速率,油松林土壤铵态氮含量显著高于辐射松林和灌丛林,对提高油松林土壤硝态氮含量有一定贡献。然而,各林型下层土壤

硝态氮含量却表现了不同的趋势,20—40cm 土层硝态氮含量各林型间无显著差异,40—60cm 土层灌丛林地硝态氮含量最高,其原因是由于各林型植被吸收消耗硝态氮含量不同以及硝态氮运移转化过程有所差异。辐射松和灌丛林地土层中硝态氮含量高于表层,这与梁运江等^[20]对保护地土壤硝态氮运移的研究中硝态氮剖面分布规律一致,其原因是由于硝态氮带负电荷,流动性高,易从表土淋失,至下层其淋洗作用减弱而易于积累。

对于铵态氮,辐射松林地各土层的含量均显著低于油松林和灌丛林地。有研究表明,土壤微生物虽也可能固持无机氮素中的硝态氮,但是常明显表现出对 NH_4^+ 的偏爱^[24]。辐射松林地高的微生物氮含量可能也是由于固持了更多的铵态氮而使得铵态氮的含量显著低于油松林和灌丛林地。此外,3 种林型下层土壤铵态氮含量高于表层土壤,与 Vitousek 等^[25]对美国新英格兰橡-松林、红松林、橡树纯林内铵态氮 15—30cm 土层高于 0—15cm 土层的测定结果一致,其原因可能是由于在取样时期,表层土壤铵态氮被植物细根大量吸收利用所致,细根作为植物吸收营养物质最活跃的部位,在靠近母质的下层中往往分布更少^[26]。

土壤微生物量氮可指示土壤微生物对氮素固定程度,土壤养分的矿化可以导致微生物生物量的降低,养分固定则导致微生物生物量上升^[27]。本研究中,3 种不同林型间,辐射松林土壤微生物量氮含量显著高于油松林和灌丛土壤微生物量氮含量,此结果显示了辐射松林土壤微生物对氮的固持能力强于油松林和灌丛林地。辐射松在生长季节不仅通过吸收更多的无机氮素以供其快速生长,同时固持较多的无机氮素于微生物中,形成潜在的有效氮库,以便在不利的氣候环境中具有更强的竞争力。这可能是外来种辐射松适应该区域半干旱气候的一种生存策略。结果显示各林型 20—40cm 土层微生物量氮高于 0—20cm 土层土壤微生物量氮,此结果与大多数对微生物量氮含量剖面分布规律不同^[28],出现此现象的原因可能与研究区域较少的年降雨量有关。Chen^[29]的研究表明土壤微生物的活性与土壤的湿度呈正相关,土壤干燥会引起微生物死亡,从而导致微生物量中的养分向土壤中释放。本研究中 3 种林型由于处于降水量少,蒸发量大的半干旱区域,表层土壤长期干燥,降低了微生物的活动或引起其死亡,造成表层土壤微生物量氮低于下层土壤。

3.3 林型间蛋白酶、脲酶和硝酸盐还原酶活性的比较

土壤酶活性大致反映了某一种土壤生物化学过程的相对强度,能间接了解某种物质在土壤中的转化情况^[17]。蛋白酶和脲酶参与土壤氮素矿化,促进有机态氮转化为无机态氮,其活性强度常用来表征土壤氮素转化与供应强度。蛋白酶能酶促植物残体和微生物体中的蛋白质水解成肽或氨基酸,脲酶仅仅水解尿素为氨^[18]。本文 3 种林型表层与下层土壤蛋白酶活性差异较小,且有的林分 0—20cm 土层土壤蛋白酶活性低于

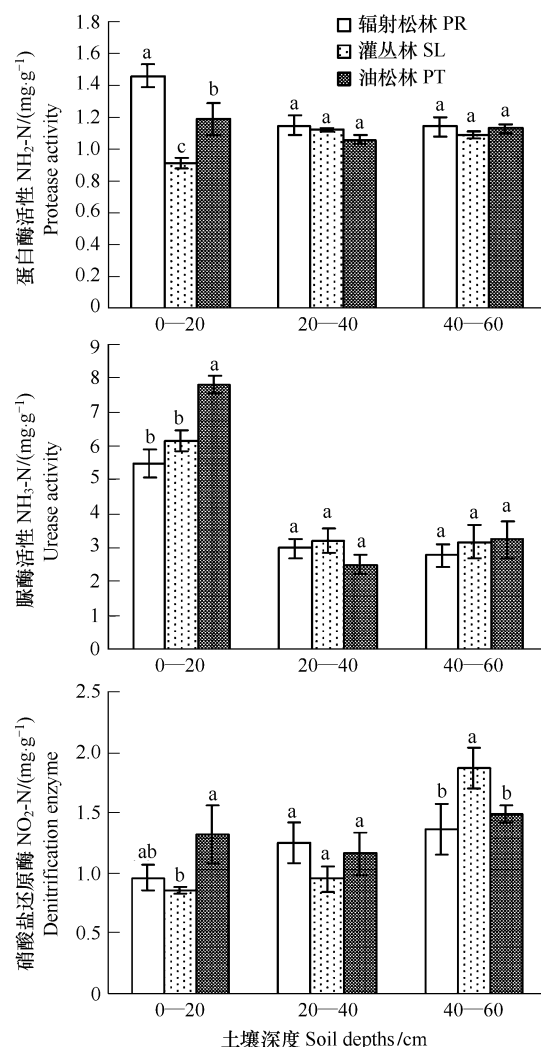


图1 不同林型土壤蛋白酶(A)、脲酶(B)、硝酸盐还原酶活性(C)

Fig.1 The activities of soil Protease (A), Urease (B) and Nitrification enzyme (C) in different plantations

图中小写字母表示差异显著性,相同字母表示无显著差异($P < 0.05$)

20—40cm 土层,这与周智彬等^[30]对塔里木沙漠公路防护林的研究中土壤蛋白酶活性剖面分布规律类似。这也可能是表层土壤长期干燥所致。此结果似乎表明土壤蛋白酶活性比脲酶、硝酸盐还原酶活性更多地受到半干旱气候的影响。0—20cm 土层,油松林土壤脲酶活性显著高于辐射松林和灌丛,20—40cm、40—60cm 土层,3 种林型土壤脲酶活性无显著差异。前人的研究表明^[31-32],土壤脲酶活性通常与土壤养分状况(土壤有机质、全氮和速效氮等)呈正相关关系。本文中油松林土壤有机碳、全氮含量明显高于辐射松林(表 1),无机氮含量显著高于辐射松林(表 2)与灌丛。因此,油松林土壤养分对脲酶的激活程度高于辐射松林与灌丛。

硝酸盐还原酶是催化土壤氮素形态转化过程中的一种重要酶,作用于土壤硝酸盐还原为亚硝酸盐过程。在好气条件下,其催化硝酸盐还原反应;在厌气条件下,则催化反硝化作用^[33]。整个土壤剖面上,所有林型随着土层的增加,硝酸盐还原酶活性增强,且与硝态氮含量变化一致。0—20cm 土层,油松林的硝酸盐还原酶活性显著高于灌丛,与辐射松林无显著差异;20—40cm 土层,3 种林型硝酸盐还原酶活性无显著差异;40—60cm 土层,灌丛硝酸盐还原酶活性显著高于油松林和辐射松林。Parron^[34]认为 NO_3^- -N 浓度的增加刺激了反硝化过程的进行,土壤中硝酸盐还原酶活性增强,因此,油松林表层土壤与灌丛下层土壤中高浓度的硝酸盐显著促进了硝酸盐还原酶活性(表 2,图 1C)。

3.4 结论

油松林土壤无机氮库最大,脲酶活性最强。辐射松林土壤无机氮库最小,表层土壤脲酶活性最低;但辐射松林表层土壤蛋白酶活性和土壤微生物量氮含量最高。灌丛表层土壤有机碳、全氮含量最高,土壤无机氮含量和酶活性较低。同时,由于较少的年降水量和较大的年蒸发量,各林型表层土壤微生物量氮含量和蛋白酶活性低于下层土壤,表明各种林型土壤氮素转化强烈受到半干旱气候的制约。气候因子(气温、降雨等)对土壤性质变化规律的影响较大,需要进一步研究多因子对土壤氮素转化的综合影响作用。

致谢: 该项研究得到“中国科学院山地恢复与生物资源利用重点实验室”与“生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室”支持。

References:

- [1] Burton J, Chen C, Xu Z H, Ghadiri H. Soluble organic nitrogen pools in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(11): 2723-2734.
- [2] Berendse F. Implications of increased litter production for plant biodiversity. *Trend in Ecology and Evolution*, 1999, 14(1): 4-5.
- [3] Pan K W, Xu Z H, Blumfield T, Totua S, Lu M. In situ mineral ^{15}N dynamics and fate of added $^{15}\text{NH}_4^+$ in hoop pine plantation and adjacent native forest in subtropical Australia. *Journal of Soil and Sediments*, 2008, 8(6): 398-405.
- [4] Li G C, Hang X G, Huang J H. Dry-season dynamics of soil inorganic nitrogen pools in Primary *Lithocarp usxy locarpus* forest and degraded vegetations in Ailao mountain, Yunnan Province. *Journal of Plant Ecology*, 2001, 25(2): 210-217.
- [5] Mo J M, Yu M D, Kong G H. The dynamics of soil NH_4^+ -N and NO_3^- -N in a pine forest of Dinghushan, as assessed by on exchange resin bag method. *Journal of Plant Ecology*, 1997, 21(4): 335-341.
- [6] Ohri K, Mitchell M J, Bischoff J M. Effect of landscape position on N mineralization and nitrification in a forested watershed in the dirondack Mountains of New York. *Canadian Journal of Forest Research*, 1999, 29(4): 497-508.
- [7] Xu Z Z, Zhou G S. Relationship between carbon and nitrogen and environmental regulation in plants under global change from molecule to ecosystem. *Journal of Plant Ecology*, 2007, 31(4): 738-747.
- [8] Zhou X M, Pan K W, Wang J C. Effect of native *Pinus tabulaeformis* and exotic *Pinus radiata* afforestation on soil Phosphorus in the upper reaches of the Minjiang River. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(12): 6630-6637.
- [9] Ross D J. Microbial biomass in soil: effect of some experimental valuables on biochemical estimation. *Soil Biology and Biochemistry*, 1984, 18(1): 531-537.
- [10] Chen C R, Condrón L M, Davis M R, Sherlock R R. Effects of forestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil*, 2000, 220(1/2): 151-163.
- [11] Pablo C G, Ramiro O B. Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory experiments. *Forest Ecology and Management*, 2007, 25(3): 97-102.
- [12] Bao W K, Liu Z G. Human-induced disturbance regime in the Dagou valley in the upper reaches of the Min-Jiang River. *Chinese Journal of Applied Environ Biology*, 1999, 5(3): 233-239.
- [13] Li W, Pan K W, Wu N, Wang J C, Han C M, Liang X L. Effects of mixing pine and broadleaved tree/shrub litter on decomposition and N dynamics in laboratory microcosms. *Ecological Research*, 2009, 24(4): 761-769.

- [14] Zhao Q, Zeng D H, Lee D K, He X Y, Fan Z P, Jin Y H. Effects of *Pinus sylvestris* var *mongolica* forestation on soil phosphorus status of the Keerqin Sandy Lands in China. *Journal of Arid Environments*, 2007, 69(4): 569-582.
- [15] Wang F E, Chen Y X, Tian G M, Kumar S, He Y F, Fu Q L, Lin Q. Microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in the soil profiles of different vegetation covers established for soil rehabilitation in a red soil region of southeastern China. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, 2004, 68(2): 181-189.
- [16] Lao J C. Handbook of soil agricultural chemistry analysis. Beijing: Agriculture Press, 1988: 266-281.
- [17] Wu J S. Measurement and application of soil microbial biomass. Beijing: Weather Press, 2006: 1-88.
- [18] Guan Y S. Soil enzyme and study method. Beijing: Agricultural Press, 1986: 274-340.
- [19] Attiwill P M, Adams M A. Nutrient cycling in forests. *New Physiologist*, 1993, 124(4): 561-582.
- [20] Liang Y J, Yi Y L, Xu G B, Zhang S, Yin Y M. Coupling effects of water and fertilizers on translocation of nitrate nitrogen in protected land. *Rural Ecological Environment*, 2004, 20(3): 32-36.
- [21] Cui X Y, Song J F. Soil $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -N nitrogen characteristics in primary forests and the adaptability of some coniferous species. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(11): 3083-3094.
- [22] Pastor J, Aber C A. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk. *Wisconsin Ecology*, 1984, 65(1): 256-268.
- [23] Robertson G P. Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rain forest succession in Costa Rica. *Central America Oecologia*, 1984, 61(1): 99-104.
- [24] Vitousek P M, Matson P A. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1986, 17(1): 137-167.
- [25] Vitousek P M, Gosz J R, Grier C C, Melillo J M, Reiners W. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 1982, 52(2): 155-177.
- [26] Wang J X, Wang D H, Li G Q. Distribution characteristics of effective root density in the planted *Robinia pseudoacacia* and *Platycladus orientalis* forest site. *Acta Botanica Boreale Occidentalia Sinica*, 2004, 24(12): 2208-2214.
- [27] McGill M B, Gannon K R, Robertson J A, Cook F D. Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Canadian Journal of Soil Science*, 1986, 66(1): 1-19.
- [28] Wang Z M, Song C C. Vertical dynamics of soil enzyme activities and its relationship with active organic carbon indicators in *Calamagrostis Augustifolia*. *Wetland Science*, 2008, 6(2): 249-258.
- [29] Chen L X. Soil acidity change of Larch plantations and relation between change and inorganic phosphorus types. *Science of Soil and Water Conservation*, 2005, 3(4): 108-114.
- [30] Zhou Z B, Xu X W. Distribution characteristics of soil enzymes of Talimu desert highway shelter forest and their relations with soil organic matter. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18(5): 10-15.
- [31] Sun R L, Zhao B Q, Zhu L S, *et al.* Effects of long-term fertilization on soil enzyme activities and its role in adjusting controlling soil fertility. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2003, 9(4): 406-410.
- [32] Li J, Zhao B Q, Li X Y, *et al.* Effects of long-term combined application of organic and mineral fertilizers on soil microbiological properties and soil fertility. *Scientia Agricultura Sinica*, 2008, 41(1): 144-152.
- [33] Joo H S, Hirai M, Shoda M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2005, 100(2): 184-191.
- [34] Parron W J, Moster A R, Schimel D S, *et al.* Generalized model for N_2 and N_2O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10(3): 401-412.

参考文献:

- [4] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉. 哀牢山木果柯林及其退化植被下土壤无机氮库的干季动态特征. *植物生态学报*, 2001, 25(2): 210-217.
- [5] 莫江明, 郁梦德, 孔国辉. 鼎湖山马尾松人工林土壤硝态氮和铵态氮动态研究. *植物生态学报*, 1997, 21(4): 335-341.
- [7] 许振柱, 周广胜. 全球变化下植物的碳氮关系及其环境调节研究进展从分子到生态系统. *植物生态学报*, 2007, 31(4): 738-747.
- [8] 周星梅, 潘开文, 王进闯. 岷江上游本地种油松和外来种辐射松造林对土壤磷的影响研究. *生态学报*, 2009, 29(12): 6630-6637.
- [12] 包维楷, 刘照光. 岷江上游大沟流域驱动植被退化的人为干扰体研究. *应用与环境生物学报*, 1999, 5(3): 233-239.
- [16] 劳家桢. 土壤农化分析手册. 北京: 农业出版社, 1988: 266-281.
- [17] 吴金水. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社, 2006: 1-88.
- [18] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986: 274-340.
- [20] 梁运江, 依艳丽, 许广波, 张爽, 尹英敏. 水肥耦合效应对保护地土壤硝态氮运移的影响. *农村生态环境*, 2004, 20(3): 32-36.
- [21] 崔晓阳, 宋金凤. 原始森林土壤 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -N 生境特征与某些针叶树种的适应性. *生态学报*, 2005, 25(11): 3083-3094.
- [26] 王进鑫, 王迪海, 刘广全. 刺槐和侧柏人工林有效根系密度分布规律研究. *西北植物学报*, 2004, 24(12): 2208-2214.
- [28] 万忠梅, 宋长春. 小叶章湿地土壤酶活性分布特征及其与活性有机碳表征指标的关系. *湿地科学*, 2008, 6(2): 249-258.
- [30] 周智彬, 徐新文. 塔里木沙漠公路防护林土壤酶分布特征及其与有机质的关系. *水土保持学报*, 2004, 18(5): 10-15.
- [31] 孙瑞莲, 赵秉强, 朱鲁生, 徐晶, 张夫道. 长期定位施肥对土壤酶活性及其调控土壤肥力的作用. *植物营养与肥料学报*, 2003, 9(4): 406-410.
- [32] 李娟, 赵秉强, 李秀英, Hwat Bing So. 长期有机无机肥料配施对土壤微生物学特性及土壤肥力的影响. *中国农业科学*, 2008, 41(1): 144-152.