

湖南省 4 种森林群落土壤氮的矿化作用

王光军, 田大伦*, 朱 凡, 闫文德, 李树战

(中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004)

摘要:2007 年 7 月,用树脂芯原位测定土壤无机氮含量的方法,对湖南杉木、马尾松、樟树和枫香 4 种森林群落的土壤氮矿化进行了研究。研究表明,经过 28d 培养,4 种森林群落土壤中 NH_4^+ -N 含量分别下降了 31.4% ~ 50.5%, NO_3^- -N 含量增加了 8.2 ~ 17.3 倍,氮矿化主要表现为硝化作用;氮矿化速率由大到小依次为樟树($0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 马尾松($0.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 枫香($-0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 杉木($-0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。在 4 个森林群落的土壤中, NH_4^+ -N 是无机氮的主要存在形式,表现为在杉木群落中占 78.42%、在马尾松中占 79.17%、在樟树中占 71.14% 和枫香中占 79.22%,而且 NH_4^+ -N 的变化可以解释氮矿化量变化的 96.1% ~ 98.8%。土壤氮矿化速率与 0 ~ 15 cm 土壤的 C/N、pH 值呈显著性正相关,但与凋落物量和 0 ~ 30 cm 土壤中细根生物量相关性不显著。

关键词:森林群落;树脂芯法;净氮矿化速率;湖南

文章编号:1000-0933(2009)03-1607-09 中图分类号:X144 文献标识码:A

Net nitrogen mineralization in soils under four forest communities in Hunan Province

WANG Guang-Jun, TIAN Da-Lun*, ZHU Fan, YAN Wen-De, LI Shu-Zhan

College of Life Science and Technology, Central-South University of Forestry & Technology, Changsha 410004, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(3): 1607 ~ 1615.

Abstract: Nitrogen mineralization was evaluated in four forest communities in Hunan, which were Camphor community, Masson Pine community, Sweetgum community, and Chinese Fir community. The resin-core technique was employed to determining net mineralization rates under field conditions. The N mineralization was analyzed before and after 28d. The results indicated that the ammonia nitrogen and nitrate nitrogen were $8.63 - 20.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $0.27 - 0.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ before the experiment, respectively. After 28d incubation, ammonia nitrogen decreased 31.4% - 50.5% and nitrate nitrogen increased 8.2 - 17.3 times among four forest communities. Net N mineralization rates was significantly different among those communities, the highest rate was measured in camphor communities ($0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) and the lowest rate in Chinese Fir communities ($-0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). The ammonia nitrogen accounted for 78.42%, 79.17%, 71.14% and 79.22% of the inorganic nitrogen in Chinese Fir, Masson Pine, Camphor and Sweetgum communities, respectively. Ammonia nitrogen contributed 96.1% - 98.8% N mineralization. The net nitrogen mineralization rate was significantly correlated with soil C/N ratio and pH value in 0 - 15cm soil layer and no significant correlations was found with litter and fine root in 0 - 30cm soil layer of all forest communities.

Key Words: four forest communities; resin-core technique; net nitrogen mineralization rate; Hunan

在森林生态系统中,土壤中氮是植物生长最主要影响因素之一,而土壤中 99% 以上氮素是以有机氮形式

基金项目:湖南省杰出青年基金资助项目(07JJ1004);国家林业局“948”资助项目(2007-4-19);国家自然科学基金资助项目(30571487);湖南省科技厅重点资助项目(06FJ3083,05NK3026);中南林业科技大学青年科学研究基金资助项目(07024B)

收稿日期:2007-11-21; 修订日期:2008-08-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: csuftld@126.com

存在,不能被植物直接吸收利用,需要经过微生物的矿化作用将其转化为铵态氮(NH_4^+ -N)和硝态氮(NO_3^- -N)形式的有效氮^[1]。土壤氮素矿化作为氮循环的重要过程之一,越来越受到环境学家和土壤学家的关注^[2~4]。土壤氮素的有效性与氮的固定、硝化反硝化过程、植物养分吸收过程以及微生物活动等有着紧密的联系^[5,6]。研究森林土壤中 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 的动态和氮矿化速率及其影响因素对于了解森林生态系统的生产力、营养循环和氮素的循环与转化具有重要的意义^[7]。

近年来,国际上对土壤氮素矿化的研究已经广泛开展起来^[1~6]。包括不同因素对土壤氮矿化动态的影响^[8,9]、森林土壤氮矿化速率及其影响因素^[10]、水热因素对土壤氮矿化影响^[11, 12]、土壤氮矿化对气候变化响应^[13]和植物对土壤氮矿化的影响等^[11]。虽然研究取得了许多成果,但对土壤氮动态的认识还存在许多不确定性,特别是土壤氮矿化与影响因素的关系及不同自然生态系统中土壤氮矿化趋势的研究结果之间的差异还很大^[14]。在我国对土壤氮矿化的研究也受到重视,在热带森林、温带草原和农田土壤等方面^[7,15~17]也相应开展了一些研究。但对亚热带森林生态系统土壤氮矿化的研究还不多,对杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)、樟树(*Cinnamomum camphora*)和枫香(*Liquidambar formosana*)森林群落鲜见报道。基于此,本研究以长沙城市森林中最常见4种森林群落为研究对象,采用树脂芯方法^[18]原位测定氮矿化速率,分析关键的环境要素与土壤氮矿化速率的关系,试图揭示土壤氮素矿化特征,认识亚热带森林生态系统氮循环的机制,深入了解森林生态系统的生产力、氮素的循环与转化之间的关系,为亚热带地区气候变化和陆地生态系统碳氮循环研究以及生物多样性保护提供重要的参考资料。

1 材料与方法

1.1 实验地概况

试验地位于湖南省长沙市南郊的天际岭国家森林公园,113°02'~113°01'E,28°06'~28°07'N,核心区面积约4356hm²,海拔46~114m,坡度为5~25°。年均气温17.2℃,1月最冷,平均4.7℃,极端最低温度-11.3℃;7月最热,平均气温29.4℃,极端最高气温40.6℃;无霜期为270~300d,日照时数年均1677.1h;雨量充沛,年平均降雨量1422mm。属典型的亚热带湿润季风气候。其地层主要是第四纪更新世的冲积性网纹红土和砂砾,属典型红壤丘陵区,园内小生境众多,植物种类达2200余种,植被以人工次生林为主。

从2006年12月开始,在天际岭国家森林公园选择树龄相同或相近的杉木、马尾松、樟树和枫香4种类型森林群落作为研究对象,2007年1月调查4种森林群落的基本情况见表1。4种森林群落主要组成成分分别为:杉木群落以杉木为主、林下植被有檫木(*Sassafras tsumu*)、山矾(*Symplocos caudata*)、大青(*Clerodendron cyrtophyllum*)和樟树,草本植物有肾蕨(*Nephrolepis auriculata*)、淡竹叶(*Lophanthurum. gracile*)和商陆(*Phytolacca. acinosa*)等;枫香群落以枫香为主,木荷(*Schima superba*)、苦槠(*Castanopsis sclerophylla*)、山矾(*Symplocos caudata*)、大青和樟树,草本植物有五节芒(*Miscanthus floridulus*)、淡竹叶和商陆等;马尾松群落以马尾松为主,林下植被有樟树、大青、山矾和青冈(*Cyclobalanopsis glauca*);草本植物有五节芒、肾蕨、淡竹叶和商陆等;樟树群落以樟树为主,白栎(*Quercus fabri*)、毛泡桐(*Paulownia tomentosa*)、苦槠、山矾、糙叶树(*Aphananthe aspera*)和柘树(*Cudrania tricuspidata*),草本植物以淡竹叶、酢浆草(*Oxalis. comiculata*)、鸡矢藤(*Paederia scandens*)和商陆等。

表1 4种森林群落的基本情况
Table 1 Description of 4 types forest communities

树种 Species	年龄 Year (a)	每公顷株数 Number of per hm ² (plant)	胸径 Chest diameter (cm)	树高 High of tree (m)	枝下高 High of branch (m)	郁闭度 Crown density
杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	18	1102	16.26	12.47	5.26	0.8
枫香 <i>Liquidambar formosana</i>	21	1146	12.46	12.83	5.27	0.9
马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	33	690	18.65	13.57	7.83	0.7
樟树 <i>Cinnamomum camphora</i>	31	775	17.47	12.6	4.0	0.7

1.2 研究方法

采用树脂芯方法原位测定土壤的无机氮、净氮矿化速率和净硝化速率。目前研究土壤氮素矿化的方法主要有埋袋培养法、顶盖埋管培养法和树脂芯方法等。与其它方法比较,树脂芯方法具有对土壤干扰小,在试验过程中培养土壤的水分状况与外界土壤保持同步变化的优点,土壤的矿化产物可以随水分下渗离开土芯,从而减少了对土壤进一步矿化的抑制作用^[18,19]。

树脂芯方法的实验装置包括:PVC 管(内径 4.0cm,高 15cm)、装有 3g 阴离子交换树脂(氯型,强碱性,上海汇脂树脂厂 717#树脂)的尼龙网袋(70 目)、2 张滤纸和中部有小孔的石膏塞(厚度约 0.4cm)。在每一点采样时,先去除地表凋落物,用相邻的两支 PVC 管,同时打入地下 0~15 cm 土层,将其中一支取出,装入自封袋带回实验室,其测定结果作为土壤含水率、铵态氮和硝态氮的初始值。将另一支 PVC 管取出,尽量不破坏土壤的原状结构,用螺丝刀去除底部约 2 cm 厚的土壤。在腾出的空间中,首先放入 1 张滤纸,避免树脂袋和土壤直接接触,再放置阴离子交换树脂袋,再放置 1 张滤纸,最后放置石膏垫,石膏塞被放置在树脂袋下部以避免 PVC 管下方土壤溶液中的 NO_3^- -N 被树脂交换吸附,同时石膏塞上的孔也能确保土壤溶液的及时排出^[18,19]。然后将装有药品的一头向下,小心地把 PVC 管放入原处进行野外培养^[18]。

1.3 试验方案

2007 年 1 月初,在天际岭国家森林公园杉木、樟树、枫香和马尾松 4 种群落中,各选择 3 块半径 15 m 的圆形固定样地,共 12 块,每块样地之间相隔 100 m 以上。在每块样地内放置 3 个 1 m² 收集凋落物的纱网。凋落物每两个月收集一次,在 80℃ 下烘干至恒重后称重,确定凋落物量。同时在样地内进行土壤理化性质、植物调查。

7 月下旬,在 12 块样方中,每块样地内随机选择地势平坦、具有代表性的 4 个采样点,共计 48 采样点。试验于 2007 年 7 月 26 日开始埋入,于 8 月 23 日取回,共培养 28d。

试验期间每天在 8:00~10:00 测定 1 次土壤温度和湿度,作为平均值。测量用数字式瞬时温度计测定 5 cm 的土壤温度,用 ECH₂O Check (Decagon, USA) 连接 EC-5 测定各样点土壤 5 cm 湿度(体积含水量)。

于 2007 年 7 月底用内径 12 cm,高 15 cm 土钻,分别在每个样地内进行 0~30cm 土壤根生物量的观测。人工分拣直径 ≤2 mm 和 >2 mm 根,将分拣好的各样品用水洗净,在 80℃ 恒温下烘干至恒重后称重,确定根生物量。按以下公式计算根生物量:

$$\text{根现存量}(\text{g} \cdot \text{m}^{-2}) = \text{平均每根土芯根干重}(\text{g}) / \pi \times (12 \text{ cm} / 2)^2$$

1.4 测试项目与方法

土壤全氮用凯氏定氮法测定^[20];有机碳用重铬酸钾外加热氧化法测定^[20];铵态氮用 2mol. L⁻¹ NaCl 溶液浸提,浸提液用纳氏试剂比色法,硝态氮用酚二磺酸比色法,用 7220 型分光光度计测定;土壤容重用环刀法测定;测定结果均以土壤干重计算。pH 值用酸度计测定;阴离子交换树脂吸附的 NO_3^- -N 用 1.5mol. L⁻¹ 的硫酸提取,用酚二磺酸比色法测定 NO_3^- -N 含量。野外试验前对树脂吸附 NO_3^- -N 能力的测定结果表明该树脂能够吸附 95% 的 NO_3^- -N。

1.5 数值计算与分析

土壤净氮矿化量 = 培养后的矿质氮(NH_4^+ -N + NO_3^- -N) + 淋溶(NO_3^- -N) - 培养前的无机氮(NH_4^+ -N + NO_3^- -N)

土壤净氮矿化速率 = [培养后的矿质氮(NH_4^+ -N + NO_3^- -N) + 淋溶(NO_3^- -N) - 培养前的无机氮(NH_4^+ -N + NO_3^- -N)] / 培养时间

土壤净氨化速率 = [培养后的铵态氮(NH_4^+ -N) - 培养前的铵态氮(NH_4^+ -N)] / 培养时间

土壤净硝化速率 = [培养后的硝态氮(NO_3^- -N) + 淋溶(NO_3^- -N) - 培养前的硝态氮(NO_3^- -N)] / 培养时间

数据统计采用单因子方差分析,进行不同培养时间净氮矿化量和净氮矿化速率的比较,用 Duncan 多重比较对研究对象之间的差异进一步检验,分析软件和作图工具分别采用 SPSS13.0 和 Excel2003。

2 结果与分析

2.1 试验样地土壤的水热特征

气象因素对氮矿化的影响很大,不同气候条件的氮矿化速率是不同的。这次研究正处于雨热同期的7、8月份,试验样地的土壤温度和湿度是一年中最高的时期。根据中南林业科技大学城市森林生态站观测的气象资料,试验期间的林内8:00平均气温27.51℃,地下5 cm土壤平均温度26.63℃,总降水量122.7 mm,气温、地下土壤温度和湿度如图1所示。5 cm土壤温度变化幅度在3.6℃之内,湿度变化幅度5%。试验期间,样地内的土壤温度呈现樟树>马尾松>枫香>杉木,湿度为枫香>杉木>樟树>马尾松。对样地土壤温度和湿度与城市生态定位站的进行相关性分析,土壤温度和湿度呈极显著性相关。4种群落之间土壤温度差异不显著,湿度差异显著(表2)。

2.2 森林土壤养分状况比较

从表2中可以看出,4种群落之间土壤pH值为樟树>马尾松>枫香>杉木,土壤中的有机质为枫香>樟树>马尾松>杉木,全氮为枫香>杉木>樟树>马尾松,碳氮比为枫香>马尾松>樟树>杉木,各样地差异之间达到1%的显著水平。2007年凋落物归还量为马尾松>樟树>枫香>杉木,样地差异之间达到1%的显著水平。培养前土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 杉木含量最高($20.50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),呈现杉木>樟树>枫香>马尾松。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为马尾松>杉木>樟树>枫香。无机氮含量($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)以杉木最高,杉木($20.98\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>樟树($16.36\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>枫香($13.81\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>马尾松($9.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。4种群落土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均比 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 高,是无机氮的主要存在形式。

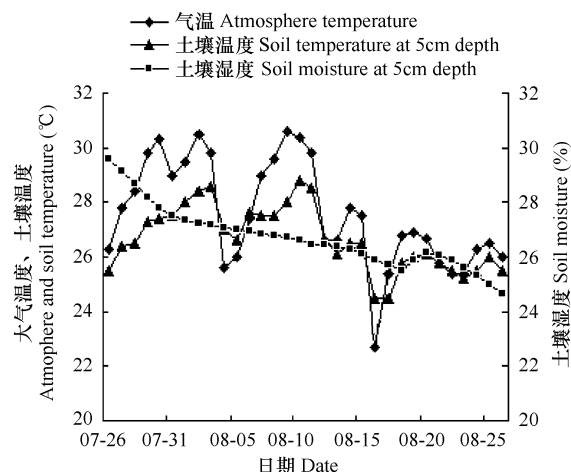


图1 试验期间大气温度、土壤温度和湿度的变化

Fig. 1 The changes of atmosphere, soil temperature and moisture at 5cm depth from at July to August 2007

表2 森林群落土壤温度、湿度、有机质、全N、C/N比、pH值、凋落物量和细根生物量

Table 2 Soil mean temperature, mean moisture, OM, TKN, C/N, pH value, total litter and fine root biomass for soils under Chinese Fir, Sweetgum, Masson Pine and Camphortree

项目 Items	杉木群落 Chinese fir	枫香群落 Sweetgum	马尾松群落 Masson pine	樟树群落 Camphortree
5 cm 土壤平均温度 5 cm soil mean temperature (°C)	26.56(0.69) a	26.64(0.51) a	26.75(0.61) a	27.12(0.49) a
5 cm 土壤平均湿度 5 soil mean moisture (%)	12.87(3.39) b	13.1(3.01) a	8.91(3.37) d	11.87(2.82) c
pH value	3.55(0.091) d	3.67(0.092) c	3.7(0.151) b	3.85(0.179) a
有机质 OM(%)	0.781(0.241) d	1.302(0.215) a	0.838(0.032) c	0.945(0.1) b
全氮 TKN(%)	0.089(0.05) b	0.114(0.031) a	0.067(0.006) d	0.081(0.018) c
碳/氮 C/N	11.83(1.491) d	12.82(1.132) a	12.76(1.521) b	12.57(1.24) c
$\text{NH}_4^+\text{-N}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	20.50(2.384) a	13.44(2.83) a	8.63(2.47) a	15.97(1.53) a
$\text{NO}_3^-\text{-N}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	0.47(0.16) b	0.27(0.05) b	0.64(0.28) a	0.39(0.04) b
凋落物量 Total litter production ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	575.1(51.5) d	931.5(104.8) c	1157.5(145.1) a	1003.4(20.9) b
细根生物量 Fine root biomass ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}$)	76.99(10.25) c	120.89(14.76) a	109.63(15.38) b	37.19(7.14) d

括号内的数值为标准差;同行内含有相同上标字母表示差异不显著($P < 0.01$) The values in the brackets are standard error; Common superscript letters in a row indicate no significant difference between sites ($P < 0.01$)

2.3 培养后土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和无机氮含量的变化

经过28d培养,土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和无机氮含量变化见图2。培养后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量在樟树群落为 $10.96\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、杉木为 $10.1\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、枫香为 $7.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、马尾松为 $4.94\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均下

降,杉木下降(50.5%)>枫香(44.1%)>马尾松(42.8%)>樟树(31.4%)。 NO_3^- -N 含量在樟树群落为 $4.38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,杉木为 $2.79 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,枫香为 $1.97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,马尾松为 $1.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, NO_3^- -N 含量均增加,增加倍数为樟树(17.3 倍)>杉木(13.8 倍)>马尾松(8.4 倍)>枫香(8.2 倍)。总无机氮含量杉木和枫香比培养前下降 $4.31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,樟树和马尾松增加 $1.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

2.3 净氮矿化量和矿化速率

净氮矿化量和矿化速率反映了土壤中无机氮的净变化。经过 28 天培养后,在杉木、马尾松、樟树和枫香群落土壤中,净铵化量均出现负值,分别为 -10.36 、 -3.69 、 $-5.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $-5.93 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,净硝化量均为正值,分别为 6.05 、 4.8 、 $6.28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.67 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。4 种森林土壤氮矿化为硝化作用,铵态氮向硝态氮转化。累计净氮矿化量为 -4.31 、 1.11 、 $1.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $-3.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,净氮矿化速率为樟树($0.05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)>马尾松($0.04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)>枫香($-0.12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)>杉木($-0.15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。

2.4 氮矿化速率与 C/N、pH 值、凋落物量、植物细根生物量的关系

在本试验中,对土壤氮矿化速率与 0~15 cm 土壤的 C/N、pH 值、凋落物量和植物细根生物量进行相关性分析(图 3),发现土壤氮矿化速率(y)与土壤中的 C/N(x)呈显著性正相关,拟合方程为: $y = 0.0708x - 0.8343$, $R^2 = 0.6699$, $P = 0.001$;与 pH 值也呈显著性正相关,拟合方程为: $y = 1.0671x - 0.8343$, $R^2 = 0.7097$, $P = 0.001$;与凋落物量(x)相关性不显著, $R^2 = 0.3067$, $P = 0.0617$ 。土壤氮矿化速率(y)与 7 月份各群落 0~

30 cm 土壤中细根(直径 $\leq 2\text{mm}$)生物量(x)之间相关性不显著,拟合方程为: $y = -0.0085x + 0.1841$, $R^2 = 0.274$, $P = 0.081$ 。

3 讨论

3.1 NH_4^+ -N 是森林土壤无机氮的主体形态

许多研究表明, NH_4^+ -N 是森林土壤无机氮的主体形态。莫江明等^[21]在研究鼎湖山马尾松阔叶混交林土壤时 NH_4^+ -N 占无机氮的 90%,李检舟等^[22]在研究哀牢山中山湿性常绿阔叶林中 NH_4^+ -N 占 42%~94%,李贵才等^[23]在研究云南哀牢山木果柯(*Lithocarpus xylocarpus*)林时 NH_4^+ -N 占 95%以上,沙丽清等^[16]在云南西双版纳不同热带森林中 NH_4^+ -N 占 60.14%~80.74%。本研究的结果表明,经过 28d 培养,在 4 种森林群落土壤中, NH_4^+ -N 分别占了杉木群落土壤无机氮的 78.42%、马尾松的 79.17%、樟树的 71.14% 和枫香的 79.22%,是无机氮的主要存在形式。 NH_4^+ -N 含量的变化是导致 4 种森林群落土壤氮矿化量和矿化速率变化的主要原因,它可以解释氮矿化量和矿化速率变化的 96.1%~98.8%, NO_3^- -N 的贡献很小。

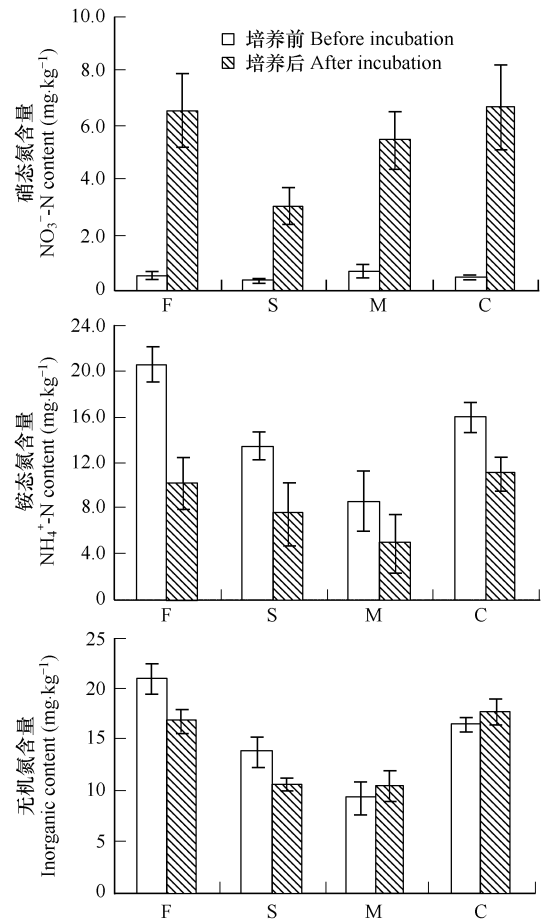


图2 4种森林类型土壤中培养前后的 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和氮矿化含量($n = 12$)。杉木群落(F);枫香群落(S);马尾松群落(M);樟树群落(C)

Fig. 2 Contents of ammonium nitrogen, nitrate nitrogen and N mineralization in soils under 4 forest types before and after incubation. Chinese Fir(F), Sweetgum(S), Masson Pine(M) and Camphortree(C)

表3 4种森林群落土壤(0~15cm)的氮矿化速率、氨化速率和硝化速率

Table 3 Net N mineralization, nitrification, ammonification amount and rates for soil (0–15 cm) under 4 types forest community

项目 Item	杉木群落 Chinese Fir	枫香群落 Sweetgum	马尾松群落 Masson Pine	樟树群落 Camphortree
氮净矿化量 Net N mineralization ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-4.31(0.917) d	-3.26(0.716) c	1.11(0.656) b	1.26(0.630) a
氨态氮量 NH_4^+ -N content ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-10.36(2.862) d	-5.93(1.676) c	-3.69(1.612) a	-5.02(1.78) b
硝态氮量 NO_3^- -N content ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	3.26(0.56) b	1.6(0.66) c	0.65(0.28) d	4.0(0.94) a
淋溶硝态氮量 Eluviation NO_3^- -N Content ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.79(0.54) b	1.07(0.33) d	4.15(0.61) a	2.28(0.18) c
氮净矿化速率 Net N mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	-0.15(0.013) d	-0.12(0.026) c	0.04(0.023) b	0.05(0.011) a
氨化速率 NH_4^+ -N mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	-0.37(0.031) d	-0.21(0.024) c	-0.132(0.022) a	-0.18(0.045) b
硝化速率 NO_3^- -N mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	0.22(0.056) b	0.10(0.023) c	0.17(0.081) d	0.224(0.091) a

括号内的数值为标准误;同行内含有相同上标字母表示差异不显著($P < 0.01$) The values in the brackets are standard error; Common superscript letters in a row indicate no significant difference between sites ($P < 0.01$)

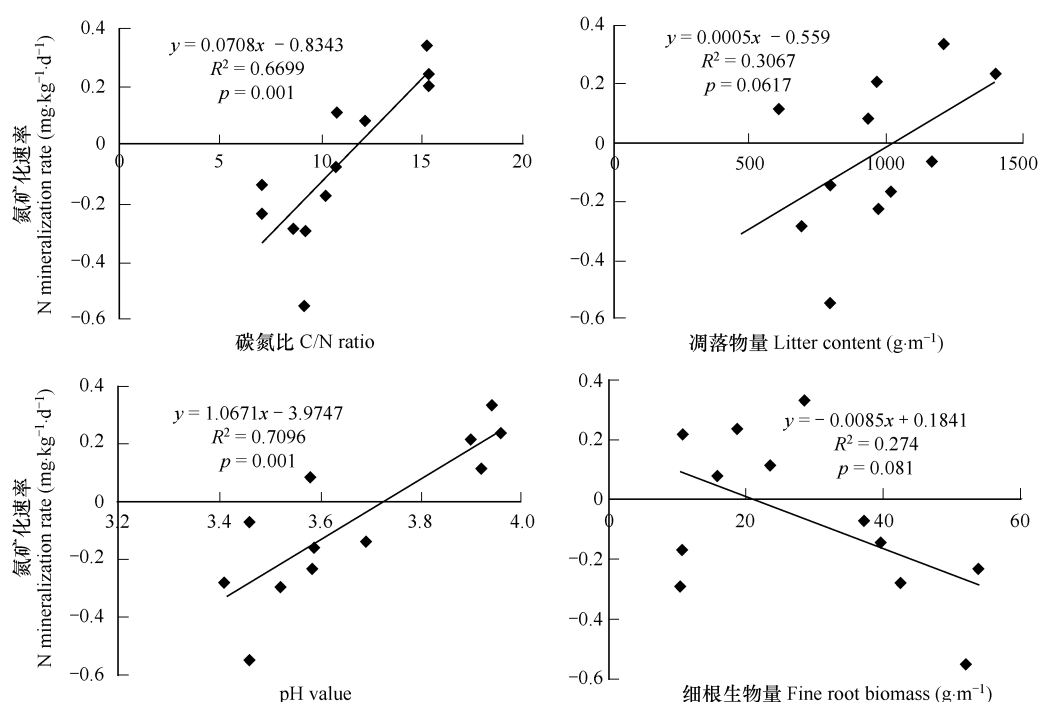


图3 土壤氮矿化速率与土壤的碳氮比、pH值、凋落物量和细根生物量的关系

Fig. 3 Relationships of soil nitrogen mineralization rate with C/N ratio, pH value, litter content and fine root biomass

3.2 不同森林类型对土壤氮矿化速率的影响

不同森林类型的氮素矿化速率有很大差异^[24]。李贵才等^[23]认为哀牢山森林生态系统矿化量和矿化速率的变化,是由于不同生态系统的植被类型、微生物种类差异所致。Knoepp^[25]对阿巴拉契亚南部不同植被和不同海拔高度的氮矿化速率长达6a的研究发现,植被类型是氮矿化速率的主要控制因素。苏波等^[26]对东灵山油松(*Pinus tabulaeformis*)纯林和油松-辽东栎(*Quercus wutaishanica*)针阔混交林土壤氮素矿化/硝化作用的研究中发现,两种生态系统土壤中的氮素有效性和维持植物可利用氮素的能力有显著差异,物种构成及在其影响下所产生的林下微生境和人为干扰活动是造成这种差异的主要原因。本研究表明,樟树和马尾松群落土壤净氮矿化量和矿化速率为正值,说明这两个群落土壤的有机氮正向无机氮转化,无机氮为净积累;杉木和枫香群落土壤净氮矿化量和矿化速率为负值,说明这两个群落土壤的无机氮向有机氮转化,系统净消耗无机氮。这可能与4种森林群落的植被及土壤环境有关。樟树和马尾松群落的郁闭度小,林下植被少,太阳辐射能直

接到达林地表面,导致土壤温度比杉木和枫香的高,土壤湿度减小,遇到降水,土壤湿度的变化幅度大。但土壤的透气性好,有利于好氧微生物和硝化细菌生长。有研究表明,土壤水分变化幅度越大,土壤的净氮矿化速率越高^[17],两者呈正相关。杉木和枫香群落的郁闭度高,林下植被茂盛,地表温度低,土壤湿度大,遇到降水,土壤水分就能达到饱和或接近饱和,土壤湿度的变化幅度小,使土壤透气性差,导致某些厌氧微生物和反硝化细菌生长活跃,部分无机氮以气体形式散失^[27],由反硝化作用引起的氮损失可能是导致净氮矿化速率出现负值的主要原因。

3.3 土壤净氮矿化速率与环境因子的关系

影响土壤氮矿化的因素很多,原因很复杂,而土壤的氮矿化速率受土壤肥力、基质、水热条件和微生物等因素综合影响^[17]。Yoshiyuki 等^[29]的研究结果认为:凋落物的全氮和木质素与土壤氮矿化速率相关关系显著,陈印平等^[28]对中亚热带栲木荷(*Castanopsis platyacantha-Schima sinensis*)土壤氮矿化研究发现,土壤的 C/N 和全 C 含量高,则其硝化速率和矿化速率较高。王斌等^[29]对贺兰山西坡不同海拔梯度上土壤氮矿化研究则发现,土壤矿化氮含量与土壤含水量、全氮、有机质、群落中植物密度、地上生物量呈极显著正相关,与土壤容重、pH 值呈极显著负相关。但土壤净氮矿化速率与土壤含水量、全氮、有机质、容重、pH 值之间却没有相关性。本研究发现,土壤氮矿化速率与 C/N 和 pH 值呈正显著性相关。这可能是土壤有机质含量高,C/N 高,有利于微生物的活性,导致硝化速率和矿化速率较高^[27],并且土壤越接近中性,越有利于微生物增加活性。酸性土壤 pH 值的升高有利于土壤有机质的可溶性,为微生物的生命活动提供了富含 C/N 基团的物质,从而促进了氮素的矿化^[17]。在研究中还发现,凋落物量对氮矿化速率有一定的影响,但不显著。这一结论可能是由于本研究的时间较短所造成。

3.4 土壤氮矿化量与细根生物量的关系

细根作为植物吸收水分和养分的主要器官之一,在陆地生态系统养分循环和能量流动中起重要作用。许多研究表明,在氮矿化沉积率高,会导致菌根共生体和细根生物量下降^[30]。Clemensson-Lindell 等^[24]用土钻法对处在氮沉积区的挪威云杉(*Picea abies*)林的细根活力进行的研究表明,氮沉积增加可能导致植物细根总数减少,并且认为在氮相对充足的土壤中,较高的有效氮和较小的细根生物量可能会导致单位细根生物量的氮吸收增加。Aber 等^[32]的研究发现根生物量的减少将导致系统中硝态氮的损失,并且随着氮沉积时间的延长或沉积量的增加。在本实验中,樟树和杉木群落土壤的无机氮含量比枫香和马尾松的高,细根生物量确比它们的小这一结果。这可能是长期的高氮沉降减少了植物细根对氮的吸收能力^[32]。

影响森林土壤氮矿化的因素很多,且氮矿化过程十分复杂,要全面深入地研究亚热带森林生态系统土壤氮循环特征及其影响因素,还需要进行长期的定位研究。

References:

- [1] Chapin III F. S. Principles of terrestrial ecosystem ecology. New York: Springer-Verlag, 2002, 9: 202—210.
- [2] Luxhi J, Nielsen N E, Nielsen N E, *et al.* Effect of soil heterogeneity on gross nitrogen mineralization measured by ¹⁵N-pool dilution techniques. *Plant and Soil*, 2004, 262: 263—275.
- [3] Ross D S, Lawrence G B, Fredriksen G. Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. *Forest Ecology and Management*, 2004, 188: 317—335.
- [4] Hatch D J, Jarvis S C, Parkinson R J, *et al.* Combining field incubation with nitrogen-15 labeling to examine nitrogen transformations in low to high intensity grass land management systems. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30: 492—499.
- [5] Perez C A, Hedin L O, Armesto J J. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems*, 1998, 1: 361—373.
- [6] Groffman P M, Zak D R, Christensen S, *et al.* Early spring nitrogen dynamics in temperate forest landscape. *Ecology*, 1993, 74: 1579—1585.
- [7] Meng Y, Xue J Y, Sha L Q, *et al.* Variations of soil NH_4^+ -N, NO_3^- -N and N mineralization under different forests in Xishuangbanna, Southwest China. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2001, 25(1): 99—104.
- [8] Zak D R, Groffman P M, Pregitzer K S, *et al.* The vernal dam: plant-microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests. *Ecology*,

- 1990, 71: 651—656.
- [9] Weintraub M N, Schimel J P. Interaction between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in arctic tundra soils. *Ecosystem*, 2003, 6: 129—143.
- [10] Bonito G M, Coleman D C, Haines B L, *et al.* Can nitrogen budgets explain differences in soil nitrogen mineralization rates of forest stands along an elevation gradient. *Forest Ecology and Management*, 2003, 176: 563—574.
- [11] Zaman M, Chang S X. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and net N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. *Biology and Fertile Soils*, 2004, 39: 269—279.
- [12] Van Der Krift T A J, Berendse F. The effects of plant species on soil nitrogen mineralization. *Journal of Ecology*, 2001, 89: 555—561.
- [13] Ineson P, Taylor K, Harrison A F, *et al.* Effects of climate change on nitrogen dynamics in upland soil. 1. A transplant approach. *Global Change Biology*, 1998, 4: 143—152.
- [14] Schimel J P, Bennett J. Nitrogen mineralization: Challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 2004, 85 (3): 591—602.
- [15] Zhou C P, Ou Y H. Temperature and moisture effects on soil nitrogen mineralization in deciduous broad-leaved forest. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25 (2): 204—209.
- [16] Sha L Q, Meng Y, Feng Z L, *et al.* Nitrification and net N mineralization rate of soils under different tropical forests in Xishuangbanna, southwest China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24 (2): 152—156.
- [17] Liu X R, Dong Y S, Qi Y C, *et al.* Soil net nitrogen mineralization in the typical temperate grassland. *Environment Science*, 2007, 28 (3): 633—639.
- [18] Hbner C, Redl G, Wurst F. *In situ* methodology for studying N-mineralization in soils using anion exchange resins. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23: 701—702.
- [19] Hatch D J, Bhogal A, Lovell R D, *et al.* Comparisons of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32: 287—293.
- [20] Institute of soil science, Chinese Academy of sciences. Soil physical and chemical analysis. Shanghai: Shanghai scientific & Technical publishers, 1978.
- [21] 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 ion exchange resin bag method. *Acta Phytocologica Sinica*, 1997, 21: 335—341.
- [22] Li J Z, Sha L Q, Wang J, *et al.* Seasonal variation of soil nitrogen mineralization in a mountane moist Evergreen Broad-leaved Forest in Ailao mountains, SW China. *Journal of Mountain Science*, 2006, 24(2): 186—192.
- [23] Li G C, Han X G, Huang J H. Dry-season dynamics of soil inorganic nitrogen pools in primary *lithocarpusxy locarpus* forest and degraded vegetation in the Ailao Mountain, Yunnan Province. *Acta Botanica Sinica*, 2001, 25(2): 210—217.
- [24] Clemensson-Lindell A, Persson H. The effects of nitrogen addition and removal on Norway spruce fine-root vitality and distribution in three catchment areas at Gardsjon. *Forest Ecology and Management*, 1995, 71: 123—131.
- [25] Knoepp J D. Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant Soil*, 1998, 204 (2): 235—241.
- [26] Su B, Han X G, Qu C M, *et al.* Net N mineralization and nitrification in one pure pine and one pine-oak mixed forest in Dongling Mountain region. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(2): 195—203.
- [27] Aulakh M S, Doran J W, Walters D T, *et al.* Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23: 1161—1167.
- [28] Chen Y P, Pan K W, Wu N *et al.* Effect of litter quality and decomposition on N mineralization in soil of *Castanopsis Platyacatha Schima Sinensis* forest. *Chin J Appl Environ Bio*, 2005, 11(2): 146—151.
- [29] Jian C, Stark J M. Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32: 47—57.
- [30] Wang B, Chen Y M, Zhou Z Y. Study of Soil Nitrogen Mineralization at Different Altitudes on Western Slopes of Helan Mountains, China. *Journal of Desert Research*, 2007, 27(3): 483—490.
- [31] Yoshiyuki I, Miura S & Kohzu A. Effects of forest type and stand age on litterfall quality and soil N dynamics in Shikoku district, southern Japan. *Forest Ecology and Management*, 2004, 202: 107—117.
- [32] Bassirirad H, Griffin K L, Reynolds J F, *et al.* Changes in root NH_4^+ and NO_3^- absorption rates of loblolly and ponderosa pine in response to CO_2

enrichment. *Plant and Soil*, 1997, 190: 1—9.

- [33] Aber J D, Melillo J M, Nadelhoffer K J, *et al.* Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: A comparison of two methods. *Oecologia*, 1985, 66: 317—321.

参考文献:

- [7] 孟盈, 薛敬意, 沙丽清, 等. 西双版纳不同热带森林下土壤氨态氮和硝态氮动态研究. *植物生态学报*, 2001, 25(1): 99~104.
- [15] 周才平, 欧阳华. 温度和湿度对暖温带落叶阔叶林土壤氮矿化的影响. *植物生态学报*, 2001, 25(2): 204~209.
- [16] 沙丽清, 孟盈, 冯志立, 等. 西双版纳不同热带森林土壤氮矿化和硝化作用研究. *植物生态学报*, 2000, 24(2): 152~156.
- [17] 刘杏认, 董云社, 齐玉春. 温带典型草地土壤净氮矿化作用研究. *环境科学*, 2007, 28(3): 633~639.
- [20] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [21] 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.
- [22] 李检舟, 沙丽清, 王君, 等. 云南哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮矿化季节变化. *山地学报*, 2006, 24(2): 186~192.
- [23] 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.
- [26] 苏波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 东灵山油松纯林和油松-辽东栎针阔叶混交林土壤氮素矿化/硝化作用研究. *植物生态学报*, 2001, 25(2): 195~203.
- [28] 陈印平, 潘开文, 吴宁, 等. 凋落物质量和分解对中亚热带栲木荷林土壤氮矿化的研究. *应用与环境生物学报*, 2005, 11(2): 146~151.
- [30] 王斌, 陈亚明, 周志宇. 贺兰山西坡不同海拔梯度上土壤氮素矿化作用的研究. *中国沙漠*, 2007, 27(3): 483~490.