

文章编号: 1008-2786-(2006)2-186-07

云南哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤 氮矿化季节变化

李检舟^{1,2}, 沙丽清^{1*}, 王君^{1,2}, 冯文婷^{1,2}, 陈建会^{1,2}, 李江林³

(1 中国科学院西双版纳热带植物园, 云南 昆明 650223; 2 中国科学院研究生院, 北京 100039;

3 哀牢山国家自然保护区景东管理局, 云南 景东 676200)

摘要: 为了揭示哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤有效氮的季节动态特征, 我们用封顶埋管法对徐家坝地区典型的中山湿性常绿阔叶林进行了研究。结果表明: 1) 土壤有效氮含量季节变化为 $22.96 \sim 68.20 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中铵态氮的含量 ($10.89 \sim 47.85 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$) 大于硝态氮含量 ($1.48 \sim 31.74 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$), 是有效氮的主体; 2) 一年的净有效氮矿化总量为 $310.32 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{hm}^{-2}$ (土壤层 0~15 cm), 有效氮总量和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 干湿季节变化极显著, $\text{NH}_4\text{-N}$ 的干湿季节变化不显著, $\text{NH}_4\text{-N}$ 在湿季末 (2004-09) 最高, 干季末 (2004-04) 最低, $\text{NO}_3\text{-N}$ 湿季初 (2004-05) 最高, 湿季末 (2003-10) 最低; 3) 净矿化速率、净矿化速率、净硝化速率的干湿季节变化均不显著, 原因在于土壤内部的干湿季节变化平缓, 且这种变化滞后于大气的降雨量变化。

关键词: 中山湿性常绿阔叶林; 土壤有效氮; 氮矿化; 季节动态; 封顶埋管法

中图分类号: S714

文献标识码: A

在森林生态系统中, 土壤有效氮主要以铵态氮 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 和硝态氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$) 的形式存在, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 是植物从土壤中吸收氮素的主要形态。土壤中的氮 99% 以上是不能被植物直接吸收利用的, 需要经过微生物的矿化作用将其转化为有效氮^[1]。有效氮在土壤中可以植物吸收利用, 一部分有效氮被微生物而同化转化成无效氮, 有效氮在土壤中的积累, 在一定条件下可能由反硝化或挥发进入大气或随雨水淋失流出土壤系统^[2]。因此, 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^[2,3]。土壤氮素的有效性与群落演替间存在反馈关系, 是限制群落演替的一个重要限制资源^[4-6]。研究森林土壤中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 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]。不管是大面积地域, 还是小尺度范围内的氮矿化和硝化过程的研究,

都是十分必要的, 因为目前陆地生态系统元素循环模型需要更多相关数据^[8]。

土壤有效氮主要来自于土壤的矿化与硝化, 土壤氮素的净矿化、硝化速率通常可以指示土壤的氮素有效性^[9], 土壤的净氮矿化量高说明该土壤氮素的有效性也高。此类研究多见于国外, 也较深入。土壤氮矿化的研究方法, 包括室内培养、野外培养, 其中的封顶埋管法是一种野外原位培养方法, Nadelhoffer 和 Aber 提供的证据表明, 这种方法给出了土壤氮净矿化的可靠估计^[10]; 它还能避免降雨淋溶的影响, 保持原有的土壤水分动态和土壤结构, 操作简单、成本低, 而且精度较高。本研究采用封顶埋管法对云南省哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮矿化进行了研究, 以揭示这一地区的典型植被土壤有效氮季节变化动态特征和氮矿化特征。

收稿日期 (Received date): 2005-11-01; 改回日期 (Accepted): 2006-01-16

基金项目 (Foundation item): 中国科学院西双版纳热带植物园百人计划和中国科学院知识创新工程重要方向项目资助 [Supported by Chinese 100 Elites Project and the Knowledge Innovation Project (KSCX2-SW-123-5-3) from Chinese Academy of Sciences]

作者简介 (Biography): 李检舟, 男 (1979-), 在读硕士研究生, 研究方向为土壤生态学。E-mail: ljzhau@hotmail.com. [Li Jianzhou (1979-), male, presently a candidate for M. Sc. degree, major in soil ecology.]

* 通讯作者 (Corresponding author): Tel. 0871-5112637, E-mail: shaliqing@xtbg.ac.cn

1 样地概况

云南哀牢山属横断山南部支脉, 不仅是地貌上的一条重要分界线, 而且也是云南省东、西部的气候分界线, 有重要的研究价值。研究地位于哀牢山中部的徐家坝地区中国科学院哀牢山森林生态系统定位站附近, 是哀牢山国家级自然保护区的中心地带。位于 24°32' N, 101°01' E, 海拔 2 000~ 2 700 m, 属中山湿性气候。年平均气温 11.3℃, 最热月均温 15.4℃ (8月), 最冷月均温 5.4℃ (1月), ≥10℃ 的活动年积温约 3 420℃左右。该区气候主要由冬季的北风和夏季的西南季风控制, 干湿两季交替分明, 年均降水量 1 931.9mm, 85% 以上的降水集中分布于雨季 (5~ 10月); 年蒸发量小于降水量, 仅为 1 485.9mm。太阳辐射总量 ≥87.7 kCal·cm⁻²·a⁻¹[11]。在这样的地形和气候条件下, 发育着滇中地区山地垂直带上的特征性植被—中山湿性常绿阔叶林, 森林土壤亚类为山地黄棕壤。其特征为: 地表几乎为植被凋落物所覆盖, 厚度一般 3~ 7 cm; 土壤腐殖质呈棕黑色, 厚达 10~ 15 cm; 矿质土层质地疏松, 以团粒结构为主。表土层透水性良好, 涵养水的能力很强; 有机质含量较高, 含氮量丰富; 碳氮比适中, 土壤呈酸性 (pH < 5); 阳离子交换量较高, 高于水平地带的黄棕壤[12]。在徐家坝地区, 这一类型的森林面积达 5 100 hm², 85% 的地区都被以木果柯 (*Lithocarpus xylocarpus*)、硬壳柯 (*Lithocarpus hancei*)、变色锥 (*Castanopsis nufescens*)、翅柄紫茎 (*Stav-artia pterpetiola ta*)、南洋木荷 (*Schima noronhae*) 为优势种的常绿阔叶森林所覆盖, 它是这一类山地常绿阔叶林的典型代表[12]。

2 研究方法

2.1 样地设置与数据采集

本研究样地设置在徐家坝哀牢山生态定位站以北约 2 km 处, 随机选择 4 块大小为 20 m × 20 m 的样地, 以代表中山湿性常绿阔叶林这一典型植被类型。在每个样地内选取一个固定取样样方, 大小为 2 m × 3 m, 取样在样方内进行。

本研究采用封顶埋管法[7 9 13 14] 估测氮素的矿化速率。在实验开始前, 准备好大量长 15 cm, 内径 5 cm 的 PVC 管, 边长约 10 cm 正方形塑料布和纱

布, 还有橡皮圈若干。在样方内, 扒开上层凋落物和腐殖质, 将两只 PVC 管打入土层中 (以刚好装满 PVC 管为宜, 两管靠近。), 然后将其中一只小心拔出, 用塑料布盖住 PVC 管上口, 并用橡皮圈封住, 下口用纱布和橡皮圈以同样的做法封好。封好后将 PVC 管原样放回土层中培养, 并用原先扒掉的凋落物和腐殖质将其覆盖 2~ 3 cm 厚。另一只管拔出后, 把土样倒入自封袋, 带回实验室分析。30 d 后, 取回原位培养的 PVC 管, 把土样倒入自封袋, 带回实验室分析。采样深度为 0~ 15 cm, 用 15 cm PVC 管取样分析 NH₄-N、NO₃-N、土壤含水量。另外, 每样地用 100 cm³ (内径 5.047 cm, 高 5 cm) 的环刀分取 0~ 5 cm, 5~ 10 cm, 10~ 15 cm 三层土壤, 合而为一作为 0~ 15 cm 土壤容重测定样品。从 2003-10~ 2004-10 我们设置 6 个培养期, 共采样 6 × 8 = 48 个 (表 1)。

表 1 培养期的设置

Table 1 Settings of incubation periods

培养 次序	干湿 季节	开始 日期	结束 日期	培养 天数	采样 个数
1	湿季	2003-10-14	2003-11-13	30	8
2	干季	2003-12-15	2004-01-14	30	8
3	干季	2004-02-19	2004-03-20	30	8
4	干季	2004-04-17	2004-05-18	30	8
5	湿季	2004-06-22	2004-07-22	30	8
6	湿季	2004-08-20	2004-09-18	30	8

土壤温度用 datalogger 进行 24 小时自动观测 5 cm 处的土壤温度和离地面 1.3 m 高度的林内空气温度, 大气降雨量来自于哀牢山生态定位站的观测结果。

2.2 样品处理与分析

将新鲜土样过 2 mm 筛后, 用烘干法测定含水量, 在 103℃ 左右烘干至恒重。计算土壤含水量和土壤容重, 用靛酚蓝比色法测定 NH₄-N 含量, 用酚二磺酸比色法测定 NO₃-N 过析含量[15]。

2.3 数据计算与统计

培养后与初始值的差反映土壤氮净矿化速率。
净矿化速率 (mgN · kg⁻¹ · 30 d⁻¹) = (培养 30 d 后 NO₃-N + NH₄-N) - (土壤初始 NO₃-N + NH₄-N)
净硝化速率 (mgN · kg⁻¹ · 30 d⁻¹) = (培养 30 d 后 NO₃-N) - (土壤初始 NO₃-N)
净氨化速率 (mgN · kg⁻¹ · 30 d⁻¹) = (培养 30

天后 $\text{NH}_4\text{-N}$)-(土壤初始 $\text{NH}_4\text{-N}$)

算出净矿化速率后,结合土壤容重,即可计算出每个培养期每公顷面积 0~15 cm 土层中有机氮的净矿化总量。公式如下

$$W = W_v \times V \times R \times t / 1000 \quad (1)$$

其中 W 为某培育时期内土壤的净矿化与净硝化量 (kg), W_v 为土壤容重 (g/cm^3), V 是一公顷面积 0~15 cm 土层土壤体积,这里是一个常数,即 $0.15 \text{ m} \times 10\,000 \text{ m}^2 = 1\,500 \text{ m}^3$, R 是矿化(硝化或氨化)速率 ($\text{mgN} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30 \text{ d}^{-1}$), t 是培养期天数,这里 $t = 30 \text{ d}$ 1 000 是将 g 转换成 kg 的系数。

使用 SPSS13.0 for windows 以氮含量、净矿化速率等为因变量,以干湿季节为自变量做一元方差分析,并将土壤含水量、土壤温度分别与土壤有效氮作相关分析。

3 结果与分析

3.1 土壤水热因子动态

根据多年的降雨量观测资料,以及本研究期间所收集的大气和土壤相关数据(图 1、图 2),将一年的 5~10 月划为湿季,而 11 月至次年 4 月划为干季。湿季的降雨多,集中了 88% 的降雨量,气温也较干季高,土壤含水量和土壤温度都高于干季。温度和湿度是影响土壤总氮矿化最重要的环境因子,对氮矿化速率有强烈的控制作用,且呈正相关^[16]。

3.2 土壤氮有效性动态

从一年的动态变化来看,对于 $\text{NH}_4\text{-N}$ (图 3), $\text{NH}_4\text{-N}$ 在干季末达到最低值(4 月, $10.89 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$),而在湿季末达到最高值(9 月, $47.85 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$),9 月的总有效氮量 ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) 也达

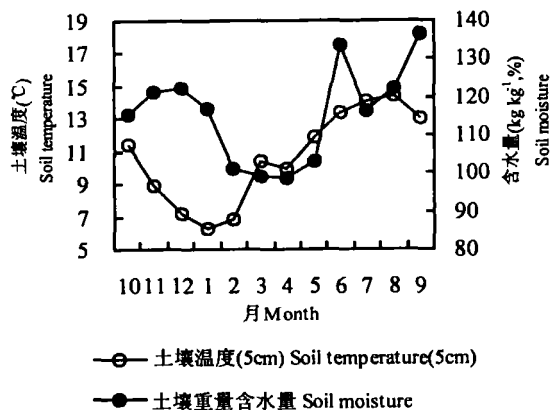


图 2 土壤温度和重量含水量季节变化

Fig 2 Seasonal variation of soil temperature and moisture

到最高值。我们考查环境因子,发现土壤含水量出现极值的时间正好与 $\text{NH}_4\text{-N}$ 吻合,土壤含水量在 4 月最低,在 9 月最高。同时,土壤温度也有相似的变化趋势。季节的干湿交替中,土壤的环境因子,尤其是土壤水分和土壤温度的变化,影响微生物的活动,从而影响氮矿化和氮的有效性。具体来说,进入干季,降雨量锐减,土壤含水逐渐下降,在干季末期达到最低,而土壤温度也较低(图 1、图 2),此时的微生物生长活动受到低湿和低温的抑制,因而氨态氮含量降至一个较低的水平。相反,水热条件较好的湿季,微生物生长活跃,矿化释放的氨态氮大于植物和微生物的吸收同化,氨态氮在土壤中积累下来,从而含量上升到一个较高的水平。

对于 $\text{NO}_3\text{-N}$ (图 4),湿季初最高(5 月, $31.74 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$),湿季末最低(10 月, $1.48 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$),10 月的总有效氮 ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) 也达到最低值。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 是由 $\text{NH}_4\text{-N}$ 通过硝化作用转化而来的,与 $\text{NH}_4\text{-N}$ 总量以及微生物的活性紧密联系。从 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的含量水平来看(图 5), $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量较为丰富,因而,微生物的活性成为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 最重要的限制因子。在湿季开始,降雨开始增多,气温较高,非常适合硝化细菌的活动,从而导致 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的积累。随着降雨量的增多,土壤含水量大幅升高,经常出现饱和状态,土壤的通气性变差,供氧不足使得微生物生长受到严重限制,也就抑制了 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的向 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的转化,从而导致 $\text{NO}_3\text{-N}$ 减少。

从干季和湿季有效氮的平均含量看(图 5), $\text{NH}_4\text{-N}$ 干季 < 湿季, $\text{NO}_3\text{-N}$ 干季 > 湿季, $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ 干季 > 湿季。 $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ 含量表现出极显著的季节动态变化 ($p = 0.008$), $\text{NO}_3\text{-N}$ 的干湿季

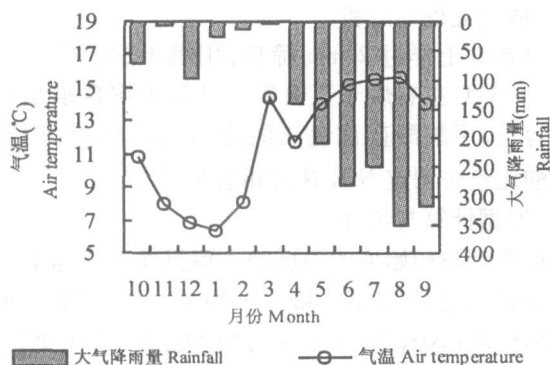


图 1 气温和降雨量季节变化

Fig 1 Seasonal variation of air temperature and rainfall

变化极显著 ($p = 0.004$), 而 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的干湿季节变化不显著 ($p = 0.271$)。统计结果说明, $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 受到干湿季节交替的强烈影响, 而 $\text{NH}_4\text{-N}$ 并非如此。从图 1 中我们可以看到降雨量的干湿季节变化十分强烈, 但土壤含水量的变化并不大, 并

且滞后于降雨量的变化, 这可能与本地区森林郁闭的植被有关。土壤含水量变化的时滞现象, 且水分波动平缓, 应该是导致 $\text{NH}_4\text{-N}$ 干湿季节变化不显著的重要原因。

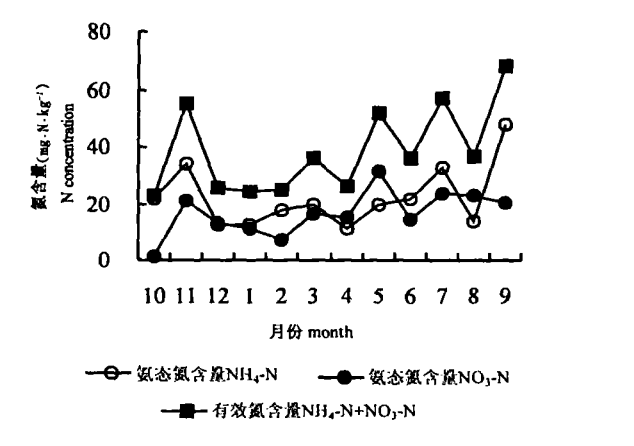


图 3 土壤氮含量季节变化

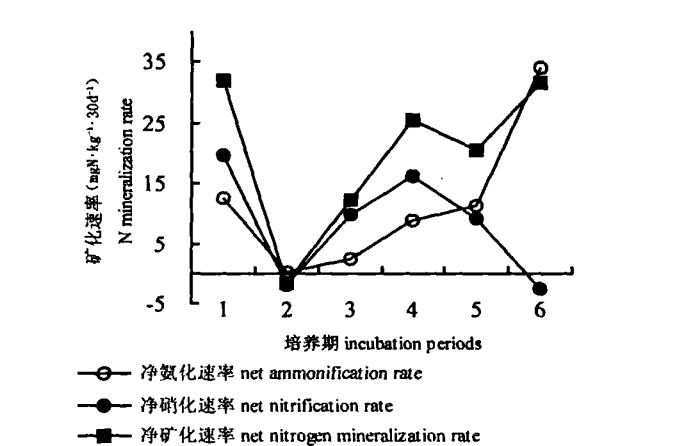


图 4 土壤氮矿化速率季节变化

Fig 3 Seasonal variation of soil N concentration

Fig 4 Seasonal variation of soil N mineralization

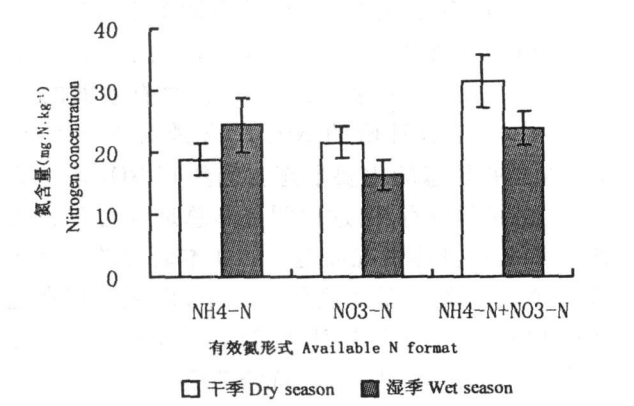


图 5 土壤氮含量干湿季节变化

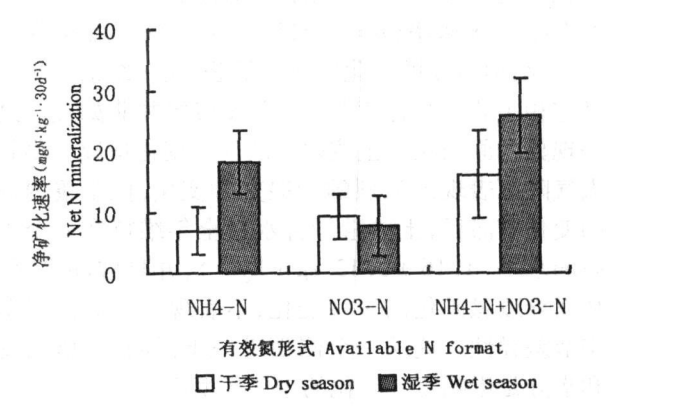


图 6 土壤氮矿化速率干湿季节变化

Fig 5 Seasonal variation of soil nitrogen concentration

Fig 6 Seasonal variation of soil nitrogen mineralization

3.3 土壤氮素矿化动态

净矿化量反映了土壤中有效氮的净变化。净矿化量为正值表示植物吸收、微生物同化、挥发、淋失等之和小于矿化释放的无机有效氮, 总体是有机氮向无机氮的转化, 出现有效氮净积累。净矿化量为负值表明总体是有效氮向无机氮的转化, 系统净消耗有效氮。从图 4 可以看出, 只有干季初的有效氮出现消耗大于积累, 而其它培养期均是有效氮的净积累。净氨化速率在干季初期最低, 在湿季末期最

高, 净硝化速率同样在干季初最低, 而在湿季初期最高。硝化作用和氨化作用都在干季初期出现极低值 (图 4), 这与这一时期的低温、降雨少的气候有关, 土壤温度在全年中最低 (图 1, 图 2), 抑制了微生物的活动, 从而抑制了氮的矿化过程。

总有效氮矿化量在培养期 2003-10-11 月最大, 而在 2003-12~2004-01 月最小 (表 2)。我们测得的土壤容重为 0.441 g/cm^3 , 利用公式 (1) 计算各培养期的氮矿化量, 然后将 6 个培养期加和乘以

表 2 各培养期有效氮矿化量

Table 2 Available nitrogen mineralization amount in different incubation periods

培养期间 (年、月)	干湿季节	矿化速率 ($\text{mgN} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 30\text{d}^{-1}$)			每公顷矿化量 ($\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot 30\text{d}^{-1}$)			净矿化量之和 ($\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$)
		$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	
2003- 10~ 11	湿季	12. 45	19. 67	32. 12	8. 23	13. 01	21. 25	21. 25
2003- 12~ 2004- 01	干季	0. 15	- 1. 77	- 1. 62	0. 10	- 1. 17	- 1. 07	20. 18
2004- 02~ 2004- 03	干季	2. 41	9. 87	12. 28	1. 59	6. 53	8. 12	28. 30
2004- 04~ 2004- 05	干季	9. 01	16. 42	25. 42	5. 96	10. 86	16. 81	45. 11
2004- 06~ 2004- 07	湿季	11. 40	9. 06	20. 46	7. 54	5. 99	13. 53	58. 64
2004- 08~ 2004- 09	湿季	34. 16	- 2. 44	31. 72	22. 59	- 1. 61	20. 98	79. 62

2推算出 0~ 15cm 土壤层全年的总矿化量为 159. 24 kgN / hm^2 , 对该生态系统地表土壤层的供氮能力有一定的参考价值。

从图 6 可以看出, 干季硝化作用占优势, 湿季氨化作用占优势, 总净矿化速率则干季小于湿季。一般来说, 适度的高温、低湿环境有助于 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的形成和积累, 而适度的高温、高湿环境更适合氨化过程的进行, 增大氨化速率, 促进 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的积累。在本研究中, 这种温度和湿度的季节变化并不显著影响净氨化速率 ($p = 0. 099$)、净硝化速率 ($p = 0. 797$) 以及总净矿化速率 ($p = 0. 315$)。强烈的干湿交替季节变化, 但对氮的矿化影响不显著, 这一结论似乎与其它相关研究相悖^[16, 17], 但究其实质并非如此。这一现象的原因在于土壤内部的干湿变化情况。尽管大气降雨表现出强烈的干湿交替变化, 但土壤内部的变化有滞后, 土壤重量含水量全年维持在一个很高的水平 ($1. 16 \pm 0. 13 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 并且波动平缓, 从而导致氮矿化的平缓变化, 不表现出显著的干湿季节差异性。这从一个侧面进一步说明, 土壤温度和水分是影响氮素矿化的重要环境因子。

4 讨论

4. 1 与国内外相关研究结果的比较

关于森林土壤氮素的研究虽然很多, 但到目前还没有一个统一的标准方法。因而给不同地区的研究的横向比较带来困难。有学者研究指出, 不同的方法得到的结果之间有差异, 也没有一种方法适用于所有的地点^[18, 19]。土壤样品的处理方式也对结果有影响, 鲜样与干样中的氮含量也有变化, 如本研 究所得到的有效氮含量与李贵才^[20] 2001 年在该地区的研究有较大的差别, 他的研究中对土样进行烘干、研磨处理, 测得木果柯原始林的有效氮含量

($68. 28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 大大高于本研究的鲜样分析结果 ($28. 53 \text{ mgN} \cdot \text{kg}^{-1}$)。有研究显示: 对于 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的测定, 新鲜土 < 烘干土; 对于 $\text{NO}_3\text{-N}$, 新鲜土 > 烘干土^[21]。对土样进行烘干、研磨处理可能会破坏土壤的团粒结构, 使更多的氨态氮被浸提剂提取出来。

4. 2 森林土壤中有效氮的主体形态— $\text{NH}_4\text{-N}$

多数研究结果表明, 森林土壤有效氮的主体形态是 $\text{NH}_4\text{-N}$ 。鼎湖山马尾松林阔叶混交林土壤中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 占 90 %^[22], 哀牢山木果柯林中的研究干季 $\text{NH}_4\text{-N}$ 占 95 % 以上^[20], 云南西双版纳季节雨林中占 60. 14 % ~ 80. 74 %^[13], 北京东灵山油松纯林占 52 %^[14]。从本研究来看, $\text{NH}_4\text{-N}$ 占总有效氮的 42 % ~ 94 %, 多数月份的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量大于 $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 是有效态的主要形态。仍然有 $\text{NO}_3\text{-N}$ 作为主要形式的情况存在, 这说明并非总是 $\text{NH}_4\text{-N}$ 占优势, 而要根据具体情况而定。比如本研究的干季末期, 在 $\text{NH}_4\text{-N}$ 绝对量不高的情况下, 硝化过程在适合的环境条件下使 $\text{NH}_4\text{-N}$ 大量减少, $\text{NH}_4\text{-N}$ 就可能负增长, 从而出现 $\text{NO}_3\text{-N}$ 占优势的情况。

4. 3 氮的有效性季节动态与土壤水分和土壤温度的关系

我们知道, 氮的有效性与微生物固化、植物吸收以及挥发、淋溶等的综合作用结果, 而影响这些过程的最重要的环境因子是土壤温度和土壤水分。土壤含水量与氮矿化量之间存在近似直线关系, 两者呈极显著相关^[23]。有研究指出: 温度和湿度对暖温带落叶阔叶林土壤氮矿化的影响非常显著。在 5~ 25 $^{\circ}\text{C}$ 的温度范围内, 土壤净矿化速率和净硝化速率均随温度和湿度的升高而增加; 温度超过 25 $^{\circ}\text{C}$, 含水量超过 0. 12 $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 净矿化速率和净硝化速率反而下降^[17]。在前文的数据结果分析中, 我们注意到, 含水量最低时, 氮有效性也最低, 反之亦然。

这一结果是否暗示这两者之间存在着紧密的联系呢? 我们对两者进行了相关分析, 结果表明: 土壤水分和土壤温度与氮的有效性均显著正相关 ($p(\text{soil moisture}) = 0.041$, $p(\text{soil temperature}) = 0.004$)。

致谢: 本研究得到中科院西双版纳热带植物园生物地球化学实验室付昀老师、中科院哀牢山生态定位站刘玉洪和杨国平老师、杨文争和李达文先生、云南哀牢山自然保护区景东县保护局、中科院西双版纳热带植物园土壤生态组的邹晓明、冯志立、杨效东老师等的大力支持和无私帮助, 在此一并致以诚挚的感谢!

参考文献 (References)

- [1] Chapin III F. S. Principles of terrestrial ecosystem ecology[M]. 2002. 9: 202~210
- [2] Groffan P. M., Zak D. R., Christensen S. *et al.* Early spring nitrogen dynamics in a temperate forest landscape[J]. *Ecology*, 1993, 74: 1579~1585
- [3] Zak D. R., Groffan P. M., Pregitzer K. S., *et al.* The vernal plant-microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests[J]. *Ecology*, 1990, 71: 651~656
- [4] Vitousek, P. M., White P. S. Process studies in succession[A]. In West D. C., Shugart H. H., Borker D. B. Forest succession: concepts and application[C]. New York: Springer Verlag, 1981, 267~276
- [5] Tilman, D. The resource-ratio hypothesis of plant succession[J]. *American Naturalist*, 1985, 125: 827~852
- [6] Han, Xingguo The theory of succession and the restoration and reconstruction of degraded ecosystems[A]. In: Chen Weili, Han Xinguo, He Jinsheng eds. Study on the degraded ecosystems in China[C]. Beijing: Chinese Science and Technology Press, 1995, 1~15 [韩兴国. 生态演替理论与生态系统的恢复和重建[A]. 见: 陈伟烈、韩兴国、贺金生. 中国退化生态系统研究[C]. 北京: 中国科学技术出版社, 1995, 1~15]
- [7] Meng Ying, Xue Jingyi, Sha Liqing *et al.* Variations of soil $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and N mineralization under different forest in Xishuangbanna, southwest China[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(1): 99~104 [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[J]. 植物生态学报, 2001, 25(1): 99~104]
- [8] Owen J. S., Wang M. K., Wang C. H., *et al.* Net N mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan[J]. *Forest Ecology and Management*, 2003, 176: 519~530
- [9] Binkley, D., Hart S. C. The components of nitrogen availability assessments in forest soils[J]. *Advances in Soil Science*, 1989, 10: 57~112
- [10] Nadelhoffer, K. J., Aber J. M. Fine roots, net primary production and soil nitrogen availability: a new hypothesis[J]. *Ecology*, 1985, 66: 1377~1390
- [11] Jin Zhenzhou. The characteristic of evergreen broad forest in Xudam area in Ailao Mountain[A]. In: Ecology Department of Kunming Branch, the Chinese Academy of Sciences. Forest ecosystem research in Ailao Mountain, Yunnan Province, China[C]. Kunming: Yunnan Science and Technology Press, 1983, 204~215 [金振洲. 论哀牢山徐家坝地区常绿阔叶林的特征和性质[A]. 见: 中国科学院昆明分院生态研究室编. 云南哀牢山森林生态系统研究[C]. 昆明: 云南科技出版社, 1983, 204~215]
- [12] You Chengxia. The vegetation sorter in Xudam area in Ailao Mountain[A]. In: Ecology Department of Kunming Branch, the Chinese Academy of Sciences. Forest ecosystem research in Ailao Mountain, Yunnan Province, China[C]. Kunming: Yunnan Science and Technology Press, 1983, 74~118 [游承侠. 哀牢山徐家坝地区的植被分类[A]. 见: 中国科学院昆明分院生态研究室编. 云南哀牢山森林生态系统研究[C]. 昆明: 云南科技出版社, 1983, 74~118]
- [13] Sha Liqing, Meng Ying, Feng Zhili *et al.* Nitrification and net N mineralization rate of soils under different tropical forests in Xishuangbanna, southwest China[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24(1): 152~156 [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[J]. 植物生态学报, 2000, 24(1): 152~156]
- [14] Su Bo, Han Xinguo, Qu Chunmei *et al.* Net nitrogen mineralization and nitrification in one pure pine (*Pinus tabulaeformis*) forest and one pine-oak mixed forest in Dongling mountainous region[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(2): 195~203 [苏波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 东灵山油松纯林和油松-辽东栎针阔混交林土壤氮素矿化与硝化作用研究[J]. 植物生态学报, 2001, 25(2): 195~203]
- [15] Nanjing Agricultural University. The analysis methods in soil agrochemistry[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1981, 37~65 [南京农业大学. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 1981, 37~65]
- [16] Bremner E., Kirkman P. Influence of Competition for Nitrogen in Soil on Net Mineralization of Nitrogen[J]. *Plant and Soil*, 1997, 190: 119~126
- [17] Zhou Caiping, Ouyang Hua. Influence of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization under two types of forest in Changbai Mountain[J]. *Chinese Journal Of Applied Ecology*, 2001, 12(4): 505~508 [周才平, 欧阳华. 温度和湿度对长白山两种林型下土壤氮矿化的影响[J]. 应用生态学报, 2001, 12(4): 505~508]
- [18] Hart S. C., Firestone M. K. Evaluation of three in situ soil nitrogen availability assays[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 1989, 19: 185~191
- [19] Raison, R., Connell M., Khanna M. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ culture[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 1987, 19: 521~530
- [20] Li Guokai, Han Xinguo, Huang Jianhui. Dry-season dynamics of soil inorganic nitrogen pools in primary Lithocarpus xylocarpus forest and degraded vegetation in Ailao mountain, Yunnan province[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(2): 210~217 [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[J]. 植物生态学报, 2001, 25(2): 210~217]
- [21] Meng Ying, Sha Liqing. Differences between air-dry and drying method on different tropical forest soil[J]. *Agricultural environment*

- protection, 2001, 20(5): 366~ 367, 369 [孟盈, 沙丽清. 风干、烘干对不同热带森林土壤样品 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 测定结果的影响 [J]. 农业环境保护, 2001, 20(5): 366~ 367, 369]
- [22] Mo Jianming, Yu Mengde, Kong Guohui. Study on the seasonal dynamics of soil $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ in a pine plantation in Dinghu Mountain [J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 1997, 21(4): 335~ 341
- [莫江明, 郁梦德, 孔国辉. 鼎湖山马尾松人工林土壤硝态氮和氨态氮动态研究 [J]. 植物生态学报, 1997, 21(4): 335~ 341]
- [23] Tang Shumei, Qi Zhiping. The relationship between soil water content and soil nitrogen mineralization [J]. *Tropical Agriculture Science*, 1997, 4: 54~ 60 [唐树梅, 漆智平. 土壤水含量与氮矿化的关系 [J]. 热带作物研究, 1997, 4: 54~ 60]

Seasonal Variation of Soil Nitrogen Mineralization in a Mountain Moist Evergreen Broad-leaved Forest in Ailao Mountains, SW China

LI Jianzhou^{1, 2}, SHA Liqing¹, WANG Jun^{1, 2}, FENG Wengting^{1, 2},
CHEN Jianhui^{1, 2}, LI Jianglin³

(1 Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, CAS, Kunming, Yunnan 650223, China;

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

3 Jingdong Bureau of National Nature Reserve, Jingdong, Yunnan 676200)

Abstract Available soil nitrogen in forest ecosystem is mainly occupied by two styles ammonia and nitrate, which are two main nitrogen form of plant uptake. It is said that more than 99 percents of total nitrogen can't be used by plant, and it should be mineralized into available nitrogen by microbe. There is a close relation between nitrogen availability and nitrogen immobilization, nitrification, denitrification, plant uptake and microbial activity. The study of dynamics and effect factors of ammonia and nitrate may greatly contribute to our understanding towards forest productivity and nutrient cycling or transformation. So, we investigated soil nitrogen mineralization from Oct. 2003 to Oct. 2004 in a mountain moist evergreen broad-leaved forest in Ailao Mountains by using close-top tube incubation method. Based on the rainfall data collected years before and the data collected by our study about air and soil environment, we divide a year into two seasons: dry season (from May to October) and wet season (from November to next April). We set 3 incubation periods in each season. Every period was 30 days long. We collected 48 samples in total at a depth of 15 cm. We analyzed ammonia, nitrate, water content, bulk density in laboratory, and we used datalogger to collect soil temperature (5 cm below soil surface) and air temperature (1.3 m above ground). Our results were as follows: 1) The available nitrogen concentrations varied from 22.96 to 68.20 mgN/kg and nitrate ranged from 1.48 to 31.74 mgN/kg, respectively. Ammonia (10.89~47.85 mgN/kg) showed a dominant part in this ecosystem. 2) Annual amount of net nitrogen mineralization varied significantly between dry and wet season, this rule was stood by nitrate but broken by ammonia. Ammonia climbed to the top at the end of wet season (Sep., 2004), and declined to the bottom at the end of dry season (Apr., 2004), while it was different for nitrate, highest in early wet season (May, 2004) and lowest in late wet season (Oct., 2003). Available nitrogen consumption was more than accumulation only in the early dry season, while it was reversed in all other periods. The annual amount of net nitrogen mineralization we calculated from all incubation periods was $318.48 \text{ mgN}/(\text{kg} \cdot \text{m}^2)$ (0~15 cm soil layer), which could be an estimate of this ecosystem's nitrogen supply ability. 3) Not only net nitrogen mineralization rate, but also ammonification and nitrification did not show a significant variation between dry and wet season, this should attribute to the smooth change of the soil moisture (1.16~0.13 kg/kg) and temperature. Furthermore, trend of soil inner change was the same as the air environment, but lag behind of it. In our research, both soil moisture ($p=0.041$) and soil temperature ($p=0.004$) was positively correlated with nitrogen availability, which supported that soil temperature and moisture is the most important environmental factors on nitrogen mineralization.

Key words Mountain moist evergreen broad-leaved forest; available nitrogen; nitrogen mineralization; seasonal variation; close-top tube incubation