

四川都江堰地区桢楠林、杉木林和常绿阔叶林土壤 N 库的季节变化

蔡春轶, 黄建辉*

(中国科学院植物研究所植被数量生态学重点实验室, 北京 100093)

摘要:通过对四川都江堰地区桢楠(*Phoebe zhennan*)林、杉木(*Cunninghamia lanceolata*(Lamb.))林以及常绿阔叶林为期 1a 的研究, 比较不同森林群落类型中 N 库各组分的大小以及季节动态, 同时研究不同群落类型中 N 库各组分之间的关系, 探讨植被、土壤特性以及微生物对 N 转化的影响。结果表明:①3 种群落类型中土壤 NH_4^+ -N 含量有明显的季节变化, 均在冬季(12 月份)达到最大。随着植物的生长, NH_4^+ -N 含量逐渐下降;②3 种类型的群落土壤中 NO_3^- -N 含量的平均值差别很大, 同一个森林群落类型在不同季节 NO_3^- -N 含量有明显的季节变化, 但并不是所有的季节之间都存在显著差异;③3 种森林群落类型在采样期内的土壤平均全 N 含量存在显著差别, 在不同季节, 土壤全 N 含量变化并不大;④微生物量 N 在采样期内的波动很大, 就每个样地来说也具有一定的规律。得出的结论认为:不同的森林群落类型中的 N 循环同该群落内的土壤和植被类型有密切的联系, 土壤微生物量 N 同环境因素(土壤温度和湿度)的关系存在时空变化。

关键词:桢楠林;杉木林;常绿阔叶林;N 库组分;土壤微生物;动态

文章编号:1000-0933(2006)08-2540-09 **中图分类号:**Q948 **文献标识码:**A

Seasonal dynamics of soil N pools under *Phoebe zhennan*, *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) and evergreen broad-leaved forests in Dujiangyan Region, Sichuan, China

CAI Chun-Yi, HUANG Jian-Hui* (Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2540 ~ 2548.

Abstract: This study was conducted in a deciduous broad-leaved *Phoebe* forest, a conifer *Cunninghamia* forest, and a mixed evergreen broadleaf forest in Dujiangyan Region, Sichuan, China. Our objectives were: (1) to compare the pool sizes of different soil N components and their seasonal variations in the three forest types; (2) to explore the relationship between the different N pools in these forests, and (3) to examine how N transformations were linked to vegetation, soil properties, and microorganisms. The results showed that there was obvious seasonal dynamics in soil ammonia concentration in all the three forest types with the maximum values occurring in winter (December). Soil ammonia concentration decreased gradually during the growing season. We observed that the soil nitrate concentration varied greatly with seasons, but it followed different temporal patterns with the soil ammonium concentration. There were significant differences in soil nitrate concentration among the three forest types. Significant differences in soil total nitrogen existed among the three forest types with the highest value in the conifer forest and the lowest in the *Phoebe* forest. Substantial seasonal variations of soil microbial biomass nitrogen were also observed. Soil temperature and moisture contributed to the temporal and spatial variations of soil microbial biomass N. Our results suggest that N transformations were related closely to soil properties and vegetation types.

基金项目:国家重点基础研究发展规划资助项目(G2000046802-04)

收稿日期:2005-05-13; **修订日期:**2006-03-14

作者简介:蔡春轶(1979~), 女, 北京人, 博士生, 主要从事生物地球化学循环研究. E-mail: chunyicai@ibcas.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jhhuang@ibcas.ac.cn

Foundation item: The project was supported by National Key Basic Research Special Foundation Project (No. G2000046802-04)

Received date: 2005-05-13; **Accepted date:** 2006-03-14

Biography: CAI Chun-Yi, Ph. D. candidate, mainly engaged in biogeochemical cycle. E-mail: chunyicai@ibcas.ac.cn

Key words: *Phoebe zhennan* forest; *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest; Evergreen broad-leaved forest; N component pool; soil microorganisms; dynamics

土壤中的 N 绝大部分以有机 N 的形式存在,无机态 N 不足土壤全 N 的 2%^[1]。微生物是土壤中养分供给的驱动力^[2],可以被植物吸收的无机 N 的可利用性很大程度上是依赖于土壤微生物量对土壤有机质的分解速率和微生物固持、气态损失和淋溶等多种过程的相互竞争^[3]。由于微生物库在很大程度上受 N 素的控制,所以微生物很有可能同植物竞争 N^[4],被土壤微生物吸收的 N 对控制生态系统的 N 平衡起着至关重要的作用^[5,6]。

森林植被可以影响环境条件,同时它也可以通过植物根系的作用、地上和地下凋落物的产生、冠层的截留和淋溶等过程影响土壤中微生物所需的能量^[7]。目前,植物多样性与土壤 N 素转化关系越来越受到研究者的重视^[8]。尽管土壤和植被特征会影响森林中 N 的转化,但是对基础的土壤-植物-微生物关系的了解事实上还很不足^[9]。森林经营包括土壤和植被特征的改变,通过对土壤 N 循环的影响,有利于某种植物种类的经营方式可能会提高生态系统的稳定性和恢复能力。

本研究选取四川都江堰地区 3 种森林群落类型进行为期 1 年的研究,以期达到下述目的:(1)比较不同群落类型中 N 库各组分的大小以及季节动态;(2)研究具有不同物种组成的森林群落中,N 库各组分之间的关系;同时探讨植被、土壤特性以及微生物对 N 的转化过程的影响。

1 材料与方法

1.1 研究区域的自然概况

都江堰地处四川盆地西缘,大致在北纬 30°45' ~ 31°22',东经 103°25' ~ 103°27'^[10],气候上属于中亚热带湿润性季风气候区。其坝区年平均温度 15.2°,年降水量 1200 ~ 1800mm。11 月至翌年 4 月寒冷干燥,5 ~ 10 月多阴雨天气。地形雨十分丰富,云雾多,日照少,湿度大。都江堰地区气候的另一特点是垂直变化显著。土壤类型主要是黄壤、山地棕黄壤^[11]。

在都江堰选取 3 个具有不同物种组成的森林群落,它们分别位于不同海拔高度。这 3 个森林群落包括般若寺 1hm² 永久样地,海拔约 700m,为保存较好的亚热带常绿阔叶林,这种植被类型是亚热带地区典型植被,样地内乔木层主要优势树种有栲树 (*Castanopsis fargesii*)、青冈栎 (*Cyclobalanopsis glauca*)、润楠 (*Machilus pingii*)、黄牛奶树 (*Symplocos laurina*)等;月亮湾桢楠 (*Phoebe zhennan*) 林,地处市区边缘,海拔 765m;龙池杉木 (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.)) 林,杉木林分布范围很广,遍及我国整个亚热带地区^[10],该样地位于海拔 1440m,灌木层发育不良^①。桢楠林和杉木林为 20 世纪 60、70 年代种植的人工林。文章以后部分分别用常绿阔叶林、桢楠林和杉木林来代表这 3 种森林群落类型。

1.2 研究方法

1.2.1 取样方法 取样时间从 2002 年 12 月至 2003 年 9 月下旬,每 3 个月取 1 次样,共取样 4 次,分别代表冬季、春季、夏季和秋季。在每个样地内沿着坡面从上到下取 5 个 5m × 5m 的样方,样方之间相隔 5m。每个样方内随机选择取样点,将同一样方内所取土壤(0 ~ 10cm)样品混合。每个样方内取约 1kg 土壤样品冷冻保存以待分析。

1.2.2 分析方法

(1)土壤理化性质分析 土壤有机碳测定采用重铬酸钾氧化法,土壤 pH 采用 1M KCl (土水比为 1:2.5, W/V)浸提。具体操作见参考文献^[12]。土壤基本理化性质见表 1。

(2)土壤微生物量 N 分析 采用熏蒸浸提法测定土壤微生物量 N。具体方法见参考文献^[13]。

(3)土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 分析 采用 Bran LUEBBE(Germany)的 Auto Analyser 3.测定。

① 王瑾.森林生态系统中养分循环特征的比较研究(硕士论文),中国科学院植物研究所,2002

(4)土壤全 N 分析 全 N 测定采用半微量开氏法,具体方法见参考文献^[12]。

表 1 各样地 0~10cm 土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of the soil (0~10cm) across the study sites

样地 Site	时间 Time	pH (KCl)	含水量 Soil water content	全 CTC (g·kg ⁻¹)	碳氮比 C-N ratio	粘粒含量 Soil clay content
常绿阔叶林	2002-12	3.65(0.15)	0.242(0.011)	28.52(2.24)	15.57	19.10
	2003-03	3.70(0.18)	0.215(0.010)	31.21(2.12)	12.33	
	2003-06	3.59(0.16)	0.214(0.010)	25.41(1.84)	11.44	
	2003-09	3.66(0.16)	0.264(0.009)	30.75(3.80)	13.61	
	2002-12	4.07(0.11)	0.252(0.007)	21.22(1.91)	12.81	16.91
桢楠林	2003-03	4.02(0.10)	0.205(0.007)	20.11(1.46)	10.43	
	2003-06	4.00(0.07)	0.192(0.005)	20.20(0.91)	10.22	
	2003-09	4.07(0.07)	0.240(0.008)	20.00(0.97)	9.90	
杉木林	2002-12	4.38(0.09)	0.342(0.007)	44.93(1.75)	13.45	9.67
	2003-03	4.11(0.06)	0.331(0.008)	44.70(1.52)	11.98	
	2003-06	4.17(0.04)	0.310(0.010)	47.23(1.14)	11.20	
	2003-09	4.36(0.03)	0.280(0.008)	47.24(1.25)	11.32	

常绿阔叶林: Evergreen broad-leaved forest 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest; Pearson correlation significant at 0.01 **, at 0.05 *; 括号内数字为标准误差 Values in the parentheses are standard errors, $n = 15$

1.2.3 结果计算 微生物量 N:

$$N_{mic} = E_N / K_{EN}$$

式中, E_N : 熏蒸土样浸提的全 N 与未熏蒸土样全 N 之间的差值 (mg/kg); K_{EN} 取 0.45^[13]。

2 结果

2.1 土壤铵态 N(NH₄⁺-N)

3 个森林群落土壤 NH₄⁺-N 含量有一个整体的变化趋势,即在冬季(12 月份)达到最大。随着植物的生长, NH₄⁺-N 含量逐渐下降(图 1),具体情况分别为,常绿阔叶林的 NH₄⁺-N 含量在一年之内的变化幅度比较大,最低值和最高值分别出现在夏季(8.99mg/kg)和冬季(24.47mg/kg);桢楠林的 NH₄⁺-N 含量变化不大,除冬季外,其他 3 个季节土壤的 NH₄⁺-N 含量没有显著差别;杉木林同常绿阔叶林的 NH₄⁺-N 含量在冬季、春季和夏季没有显著差别。秋季,常绿阔叶林的 NH₄⁺-N 含量开始逐渐上升,而杉木林的 NH₄⁺-N 含量变化则截然相反,出现大幅下降。3 个样地按照 NH₄⁺-N 含量的平均值排序:常绿阔叶林((16.23 ± 0.96) mg/kg) > 杉木林((11.26 ± 0.92) mg/kg) > 桢楠林((7.88 ± 0.44) mg/kg)。NH₄⁺-N 含量的变异系数分别为:常绿阔叶林 51.06%,桢楠林 43.32%,杉木林 62.88%。

2.2 土壤硝态 N(NO₃⁻-N)

3 种森林群落土壤 NO₃⁻-N 含量差别很大。这 3 个森林群落的 NO₃⁻-N 含量尽管在季节之间存在差异,但是由于 NO₃⁻-N 含量的变异性大,导致季节之间的差异并没有都达到统计学上的显著性(图 2)。整体来看,有一个较明显的趋势是常绿阔叶林和杉木林均在 2003 年 6 月达到了最大值,桢楠林最大值则出现在 2003 年 9 月,常绿阔叶林和杉木林从 2003 年 3 月到 2003 年 9 月各季节 NO₃⁻-N 含量几乎完全一致,桢楠林 NO₃⁻-N 含量

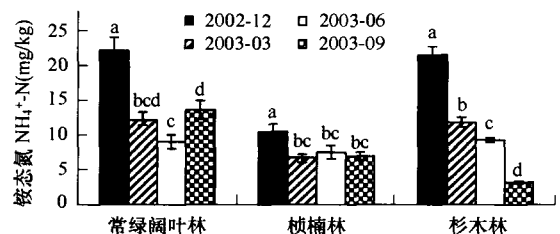


图 1 3 种不同群落类型土壤(0~10cm)铵态氮的季节动态

Fig. 1 The seasonal variations of soil ammonium nitrogen (0~10cm) in three different vegetation sites

通过一维方差分析,柱上标注相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平下不显著。误差棒代表平均值的标准误差 Bars with the same alphabetical letters are not significantly different at $p < 0.05$ according to One-way ANOVA. The error bars represent standard errors of the means. 常绿阔叶林: Evergreen broad-leaved forest 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest

变化比较平稳。整个采样期内, NO_3^- -N 含量的平均值分别为:常绿阔叶林(15.76 ± 1.61) mg/kg, 桢楠林(10.50 ± 0.62) mg/kg, 杉木林(15.43 ± 0.84) mg/kg。变异系数分别为:常绿阔叶林 88.46%, 桢楠林 46.04%, 杉木林 41.71%。

2.3 土壤全 N (TN)

3 种森林群落类型的土壤平均全 N 含量存在显著差别。在每个群落类型中, 尽管季节之间的全 N 含量存在差异, 但是这种差异并不很大(图 3)。杉木林土壤全 N 含量是 3 种群落类型中最高的, 平均为(3.87 ± 0.06) g/kg, 常绿阔叶林和桢楠林分别为(2.21 ± 0.07) g/kg, (1.90 ± 0.04) g/kg。此外, 常绿阔叶林土壤全 N 含量的变化幅度最大, 变异系数为 26.06%, 桢楠林居中, 为 17.50%, 杉木林的变化最不明显, 为 12.05%。

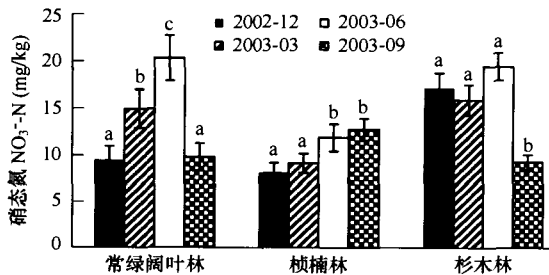


图 2 3 种不同群落类型土壤(0~10cm)硝态氮的季节动态

Fig.2 The seasonal variations of soil nitrate nitrogen (0~10cm) in three different vegetation sites

通过一维方差分析, 柱上标注相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平下不显著; 误差棒代表平均值的标准误差 Bars with the same alphabetical letters are not significantly different at $p < 0.05$ according to One-way ANOVA; The error bars represent standard errors of the means; 常绿阔叶林: Evergreen broad-leaved forest; 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest; 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest

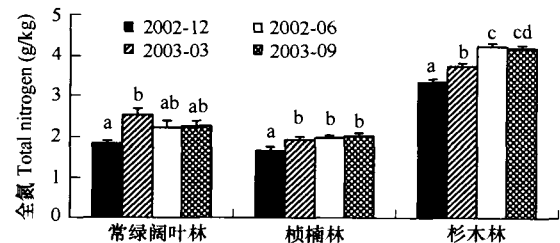


图 3 3 种不同群落类型土壤(0~10cm)全氮的季节动态

Fig.3 The seasonal variations of soil total nitrogen (0~10cm) in three different vegetation sites

通过一维方差分析, 柱上标注相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平下不显著; 误差棒代表平均值的标准误差 Bars with the same alphabetical letters are not significantly different at $p < 0.05$ according to One-way ANOVA; The error bars represent standard errors of the means 常绿阔叶林: Evergreen broad-leaved forest; 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest; 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest

2.4 土壤微生物量 N (Microbial biomass nitrogen, MBN)

土壤微生物量 N 是指土壤中所有活的微生物细胞中的 N, 其组成成分包括蛋白质、多肽、氨基酸、氨基糖和核酸等。从图 4 可以看到, 除常绿阔叶林之外, 杉木林和桢楠林都有显著的季节变化。桢楠林土壤微生物量 N 的变化规律为: 从 3 月到 9 月, 微生物量 N 含量逐渐升高, 9 月份达到采样期内的最大值, 12 月份略有下降。杉木林的变动幅度最大, 变化规律也同另外两个群落类型不同。杉木林土壤微生物量 N 从 3 月到 6 月急剧增加, 6 月到 9 月份迅速下降, 9 月份是采样期内的最低值, 但是同 3 月份的差异不显著。3 个样地土壤微生物量 N 的平均值分别为: 常绿阔叶林(40.04 ± 3.12) mg/kg, 桢楠林(36.41 ± 1.78) mg/kg, 杉木林(39.67 ± 2.37) mg/kg。即: 常绿阔叶林 > 杉木林 > 桢楠林。

3 讨论

3.1 不同森林群落中土壤铵态 N 的动态

铵态 N 是植物和土壤微生物可以直接利用的形式, 它在土壤中的去向包括植物吸收、微生物固持、硝化

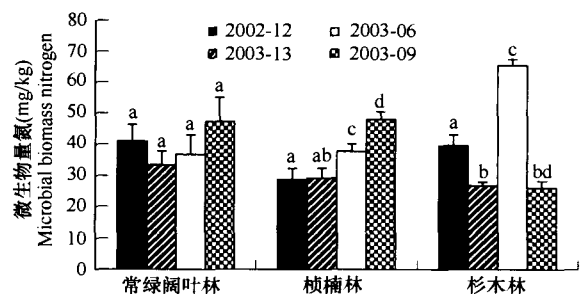


图 4 3 种不同群落类型土壤(0~10cm)微生物量氮的季节动态

Fig.4 The seasonal variations of soil microbial biomass nitrogen (0~10cm) in three different vegetation sites

通过一维方差分析, 柱上标注相同字母表示在 $p < 0.05$ 水平下不显著; 误差棒代表平均值的标准误差 Bars with the same alphabetical letters are not significantly different at $p < 0.05$ according to One-way ANOVA; The error bars represent standard errors of the means; 常绿阔叶林: Evergreen broad-leaved forest; 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest; 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest

以及挥发等^[14]。在本研究中,土壤 NH_4^+ -N 含量的季节变化同植物的生长节律相反,表明在这 3 个群落类型中土壤铵态 N 含量主要是由植物决定。春季植物开始生长,需要大量养分,这时植物开始吸收利用土壤中的养分。随着植物生长,土壤温度逐渐上升,温度的升高促进了土壤微生物的活动,同时微生物也会大量吸收 NH_4^+ -N 供自身生长,导致土壤中 NH_4^+ -N 逐渐减少。到了秋季,植物生长减缓,开始出现落叶,植物会通过凋落物的形式将一定量 N 归还给土壤。这部分 N 经过土壤微生物转化为 NH_4^+ -N 储存起来。冬季,植物生长完全停止,这时土壤中 NH_4^+ -N 含量也达到了最大。Saynes 等^[15]在对墨西哥干热地区森林土壤的 C 库和 N 库以及 N 素周转的研究中也发现 NH_4^+ -N 库在植物吸收最少的季节最大。

表 2 各参数间的相关系数

Table 2 Correlation coefficients among parameters

项目 Item	TC	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	MBN	SWC	ST(0~10cm)	pH
常绿阔叶林							
全 N Total N	0.551**	-0.018	0.618**	0.487**	0.330**	0.146	0.472**
NH_4^+ -N	0.310*		-0.270*	0.181	0.232	-0.502**	-0.182
NO_3^- -N	0.202			0.309*	0.295*	0.173	0.492**
MBN	0.303*				0.570**	0.076	0.724**
桢楠林							
全 N Total N	0.784**	0.134	0.490**	0.577**	0.212	0.410**	0.326*
NH_4^+ -N	0.432**		0.479**	-0.237	0.285*	-0.327*	-0.243
NO_3^- -N	0.355**				-0.049	0.372**	-0.216
MBN	0.381**				0.250	0.517**	0.586**
杉木林							
全 N Total N	0.672**	-0.609**	0.135	0.259*	-0.187	0.759**	0.090
NH_4^+ -N	-0.116		0.378**	0.161	0.529**	-0.846**	-0.030
NO_3^- -N	0.337**			0.508**	0.343**	-0.222	0.040
MBN	0.157				0.068	0.219	-0.072

* TC 土壤全 C 含量;MBN 土壤微生物量 N Soil microbial biomass N;SWC 土壤含水量 Soil water content;ST 土壤温度 Soil temperature; 常绿阔叶林:Evergreen broad-leaved forest; 桢楠林: *Phoebe zhennan* forest; 杉木林: *Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) forest; Pearson correlation significant at 0.01 ** *, at 0.05 *

土壤 NH_4^+ -N 含量与土壤温度和水分含量的关系在 3 种森林群落类型中表现出明显的差异(表 2)。常绿阔叶林土壤 NH_4^+ -N 同土壤温度的相关系数 r 为 -0.502^{**} ($p < 0.01$),同土壤水分不存在相关性;桢楠林土壤的 NH_4^+ -N 含量同土壤温度的相关系数为 -0.327^* ($p < 0.05$),同土壤水分的相关系数为 0.285^* ($p < 0.05$);杉木林土壤的 NH_4^+ -N 含量与土壤温度的相关系数为 -0.846^{**} ($p < 0.01$),与土壤水分的相关系数为 0.529^{**} ($p < 0.01$)。虽然温度是影响土壤中 N 矿化的最重要的环境因子之一,但温度是通过土壤微生物的类群、数量和活力等来影响上述过程的。由于生长环境的巨大差异性,温度的影响效果会出现很大的差异。另外,土壤含水量同 NH_4^+ -N 含量的关系也再次体现了环境因素对 NH_4^+ -N 含量影响的复杂性和差异性。

3.2 不同森林群落中土壤硝态 N 的动态

土壤中 NO_3^- -N 的潜在去向包括:植物吸收、微生物固持、淋溶及反硝化等^[14]。 NO_3^- 要比 NH_4^+ 活跃得多,如果它不能被植物及时吸收,很容易通过淋溶而丢失,也很容易通过气态形式离开生态系统^[16],所以 NO_3^- 比较容易出现较大的季节波动。

常绿阔叶林的 NO_3^- -N 含量在 3 个样地中较高。从图 2 可以看出在采样期内的多数季节,常绿阔叶林都要远远大于桢楠林和杉木林的 NO_3^- -N 含量。从 3 个样地的土壤基本理化性质来看(表 1),常绿阔叶林的有机 C、全 N 含量都要比杉木林相应要小,比桢楠林的大。而且常绿阔叶林的平均 pH 值是最低(3.65 ± 0.08)。大量资料表明,土壤酸性大不利于硝化作用的进行,而当 pH 增加时,硝化作用则会呈现出线性增加^[17]。本研究所得出的结论并不能够用上述的理由进行解释,即尽管常绿阔叶林的 NO_3^- -N 含量较高,但 pH 值却是最低的,因此可以证明这个常绿阔叶林土壤中的 NO_3^- -N 含量主要的制约因素不是土壤 pH 值。土壤中的 NO_3^- -N 大部

分来自于 NH_4^+ -N 的硝化,而常绿阔叶林的 NH_4^+ -N 含量在 3 个样地内是最高的,由此可以看出常绿阔叶林内 NO_3^- -N 主要是受硝化作用的底物 NH_4^+ -N 含量决定的。

3 种森林群落土壤 NO_3^- -N 含量的季节变化格局不同。桉楠林的 NO_3^- -N 含量在各季节间的变化较小。常绿阔叶林的 NO_3^- -N 含量存在明显的季节变化。造成这种现象的原因可能包括,第一,植被类型不同:常绿阔叶林由于树种复杂,导致向土壤输入的有机质在数量、质量以及时间上都会有差别^[18]。在根际处,有机 C 被认为是微生物活动以及密度的驱动力^[19];第二,土壤的空间异质性:目前已经广泛认为土壤性质存在很大的空间异质性,尤其是森林土壤中的生物参数^[20]。应该注意到王瑾^①在相同样地内进行的研究已经证实常绿阔叶林土壤内全氮和铵态氮的空间自相关度和变程均变化很大,她的研究证实了常绿阔叶林林的土壤存在空间变异性。结果中常绿阔叶林内土壤 NO_3^- -N 含量的变异系数为 88.46%,是 3 个样地中最大的。因此主要以 NH_4^+ -N 为反应底物的硝化作用势必会受到空间异质性的影响。为了更加准确的反映群落土壤中有效态 N 循环的实际情况,应该加大取样数量。对于杉木林而言,林下是密集的蕨类植物,林内温度比同一时期的其他两个样地都低,湿度要比其他两个样地高。长期的低温和高湿环境抑制了土壤中微生物的活动,而土壤有机 N 的矿化和硝化是通过土壤微生物进行的,所有能够影响土壤微生物组成和含量的因素都将影响到 N 的矿化和硝化速率^[16]。此外,有证据表明杉木的长期种植会使土壤退化,土壤质量下降^[21],这些都可能导导致杉木林土壤中 NO_3^- -N 的积累。

在 2002~2003 年测定的 3 个森林群落类型内土壤的 NO_3^- -N 含量要比 NH_4^+ -N 含量高,这一结果同王瑾^①在相同地点测得的结果相反,她将 2000 年 6 月至 2001 年 6 月测定的数据进行综合,得出常绿阔叶林、桉楠林和杉木林的 NH_4^+ -N 含量分别是总速效 N 的 62.86%、77.75% 和 80.63%,本研究中这个比值分别为 50.82%、43.02% 和 39.03%。从这个比值的对比可以看出, NO_3^- -N 占总速效 N 的比例明显地增加了。由于硝酸盐很容易从表土层淋溶到更深的土层中或是通过反硝化以 N_2O 的形式损失^[22],因此一个系统的 NO_3^- -N 含量增加会加大系统淋溶硝酸盐的危险,导致存在养分损失的可能,意味着系统可能在逐渐退化。

3.3 不同森林群落中土壤全 N 的动态

尽管土壤中速效 N 的季节波动很大,但由于土壤 N 素大部分为有机的结合形态,无机形态的 N 一般仅占全 N 的 1%~5%^[23],所以它的波动不会引起土壤全 N 出现太大的变化。这样,3 种植被类型下土壤全 N 含量的季节变化相对较小。杉木林的全 N 含量是 3 个样地中最大的,这可能是由于杉木林特殊的环境条件限制了植物对 N 素的吸收和转化,同时由于杉木凋落物的性质^[21],抑制了微生物的生长,从而导致微生物对土壤中 N 的矿化降低,因此土壤中的有机 N 可以积累下来。

3.4 不同森林群落中土壤微生物量 N 的动态

3.4.1 土壤微生物量 N 的季节动态 本研究中土壤微生物量 N 具有明显的季节动态,这同大多数研究发现的土壤微生物量 N 有季节性波动的结果一致^[24~26]。常绿阔叶林和桉楠林土壤微生物量 N 都是在秋季(9 月份)最高,说明秋季在土壤温湿度还适宜的时候,植物的生长减慢,植物对 N 的竞争减少,而植物对可移动 C 的贡献增加,因此导致土壤微生物量增加。常绿阔叶林和杉木林土壤微生物量 N 在研究期间的最低值都是在 3 月份。在植物生长季节早期,由于冬季长期的低温抑制了土壤中微生物的活动,春季温度回升,植物开始快速生长,它会利用储存的营养,同时对 N 进行吸收^[27],植物吸收的有效 N 包括无机形态 N 和从微生物中来的有机 N(氨基酸),植物对 N 的储存能力使得它比微生物在竞争 N 时具有很重要的优势^[28]。Lipson^[29]的研究发现土壤中可浸提的溶解性蛋白质在雪融化后达到了峰值,氨基酸和 NH_4^+ -N 的含量随即也达到了最大值,这时植物对 N 的吸收也达到了最大值。即微生物量在生长季节开始的时候会降低,同时释放出对植物有效的 N,这同 Ladd^[30]提出的微生物量是植物一个暂时的养分储存库的观点一致。

对于微生物量 N 的季节变化,一些研究发现微生物量 N 存在明显的季节变化^[31~33]。而有一些研究发现微生物量 N 不存在季节变化^[34]。微生物量 N 季节动态原因非常复杂。在相同植被下,气候条件、土壤母质以

及经营方式的差异影响其动态;而即使在同一气候下,不同植被下土壤微生物量的季节动态也不相同则可能归因于土壤环境与植物生长等的复杂交互作用^[35]。

3.4.2 3种森林群落类型土壤微生物量 N 的差异 本研究的3种森林群落类型的土壤微生物量 N 存在明显差异。桉楠林土壤微生物量 N 含量是3个样地内最低的,这个结果的得出同其他的一些测定指标之间是相互矛盾的。第一,桉楠林土壤有机质的碳氮比是最低的。有机质的碳氮比高是土壤有机质性质差的一个特征,Vance 等^[36]证明了有机质的性质以及与此相关的微生物群落是促成阿拉斯加北部生态系统的 N 循环的巨大差异的因素;第二,桉楠林微生物量碳与全 C 的比值(值未列出)是这3个群落类型中最高的。土壤微生物量 C 和土壤有机 C 的比值反映出底物对土壤微生物区系供应有效养分的能力,这个比值会由于可利用的有机质含量降低而急剧下降^[36];第三,桉楠林土壤的 pH 值(4.04,表 1)是处于常绿阔叶林和杉木林的 pH 之间。Soderstrom 等^[37]在瑞典的松树林中进行研究发现,pH 的降低以及根系活动增加是导致微生物量降低的原因。综合以上几点原因,我们可以推测桉楠林的土壤微生物量 N 不应该是这3种森林群落类型中最底的。桉楠林中土壤的全 N 含量、 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量是3种群落类型中最底的。可以推断,土壤中 N 的矿化、全 N 水平与微生物之间的紧密联系可能是决定桉楠林中微生物量 N 水平的关键因素。而桉楠林中的 pH、有机质的碳氮比以及微生物量 C 与全 C 的比值并不是导致微生物量 N 值最低的直接原因。

常绿阔叶林中尽管土壤的全 N、全 C 含量不是3个样地中最高的,但是其微生物量 N 的含量却是最大的。第一,这可能同该样地的速效 N 含量(NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N)最大有关,反映出常绿阔叶林内土壤 N 的矿化和微生物的紧密联系;第二,土壤粘粒含量;土壤团聚体和粘粒含量会通过改变生态小生境和提供防范捕食的保护,从而提高土壤微生物量的大小^[37]。本研究中常绿阔叶林、桉楠林和杉木林土壤的粘粒含量分别是 19.10, 16.91 和 9.67(美国制分级,表 1),常绿阔叶林土壤的粘粒含量在3个森林群落类型中是最高的,它的土壤微生物量 N 值也最高,这在一定程度上验证了上述观点;第三,植物物种的特性可能会影响到土壤微生物群落的组成、丰富度以及活动^[38]。Carney^[38]在哥斯达黎加热带森林进行的植物多样性梯度的研究时发现,具有植物多样性最高的地点微生物具有最大的代谢均匀度。因此可以认为在一个植物物种丰富的样地中的土壤微生物具有更为广泛的底物来源,大量的底物可能会导致微生物生态位多样性更加广泛。这也可能是导致常绿阔叶林土壤中微生物 N 含量最高的原因。

同其他2个样地相比,杉木林土壤含水量最高,粘粒含量是最低的(表 1)。在取样时我们注意到杉木林常年处于荫庇、温度很低的条件下。长时间的低温可能会对微生物生物量的大小产生抑制作用^[33]。过高的土壤水分含量也会抑制土壤微生物的活动,从而影响了土壤微生物对养分的吸收与转化。此外,杉木连栽后会使得层土壤细根生长减少和根系分泌行为发生改变^[39]。综合以上几点推测杉木林土壤的微生物量 N 应该是3种群落类型中最底的,但是实际情况却并非如此。对于水分对土壤微生物的作用,有很多研究者已经进行了相关的研究。Singh 等^[40]认为干旱土壤中的微生物群落在雨季时会由于土壤水势增加而导致微生物的细胞质逸出,微生物量因此降低。他们认为:在沙漠草原中,土壤微生物种群可能对水分的有效性敏感,但是在草甸草原和典型草原中,土壤微生物种群可能对底物的输入更为敏感。Zhang 等^[32]在关于沙地土壤中微生物对外加水和 N 响应的研究中也并没有发现水分对微生物量有影响。因此认为杉木林内长期的低温高湿条件可能已经促使土壤中的微生物群落发生了变化,它们对这种环境条件已经有了耐性;此外,我们的数据证实杉木林土壤的全 N 和全 C 含量是最高的,这可以一定程度的反映土壤里有机质的分解状态。尽管杉木林土壤中微生物量 N 的含量在3个样地中居中,但是由于氯仿熏蒸浸提方法测定的是土壤中对氯仿反应敏感的“全部”的微生物量,它并没有将不活跃的(休眠的)和活跃的微生物量分开^[41],通过氯仿熏蒸方浸提法测定的微生物量并不一定能够反映微生物的活动,这就意味着不能够仅凭微生物量高或低,就判定土壤中的微生物活动是否频繁。

4 小结

3种森林群落类型中土壤 N 库各组分含量除全 N 外,都呈现明显的季节变化。其中铵态 N 的变化同植物

的生长节律相反。杉木林土壤的全 N 含量是 3 个群落类型中最高的,常绿阔叶林的微生物量 N 和铵态 N 含量是最高的,可见杉木林土壤中 N 的有效性并不高。桉楠林土壤的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、全 N 以及微生物量 N 在 3 个森林群落类型中是最低的。

在对土壤 N 库各组分进行相关性分析时,未发现土壤微生物量 N 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 存在相关性,但与土壤全 N 有显著的相关性。研究结果表明:不同森林群落类型中的 N 循环同该群落类型的土壤和植被类型有密切的联系,土壤微生物量 N 同环境因素(土壤温度和湿度)的关系存在时空变化。

References:

- [1] Keeney D R, Nelson D W. Nitrogen-inorganic forms. In: Page A L, ed. Methods of soil analysis, 2ed edn. Wisconsin: Madison, 1982. 643.
- [2] Moscatelli M C, Lagomarsino A, Marinari S, *et al.* Soil microbial indices as bioindicators of environmental changes in a poplar plantation. *Ecological Indicators*, 2005, 5: 171 ~ 179
- [3] Lovell R D, Hatch D J. Stimulation of microbial activity following spring applications of nitrogen. *Biol. Fertil. Soils*, 1998, 26: 28 ~ 30.
- [4] Allen A S, Schlesinger W H. Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36: 581 ~ 589.
- [5] Stark, J M, Hart S C. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature*, 1997, 385: 61 ~ 64.
- [6] Zogg G P, Zak D R, Pregitzer K S, *et al.* Microbial immobilization and the retention of anthropogenic nitrate in a northern hardwood forest. *Ecology*, 2000, 81: 1858 ~ 1866.
- [7] Merilä P, Strömmer R, Fritze H. Soil microbial activity and community structure along a primary succession transect on the land-uplift coast in western Finland. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 1647 ~ 1654.
- [8] Brendse F. Implications of increase litter production for plant diversity. *Tree*, 1999, 14: 4 ~ 5.
- [9] Hackel E, Bachmann G, Zechmeister-Boltenstern S. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 188: 101 ~ 112.
- [10] Chen L Z, Huang J H, Yan C R. Nutrient cycling of forest ecosystem in China. Beijing: China Meteorological Press, 1997. 46.
- [11] Chen C D. Biodiversity research & conservation of Dujiangyan, China. Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 1999. 1 ~ 18.
- [12] Bao S D. Analysis of agricultural chemistry of soil. 3ed edn. Beijing: China Agriculture Press, 2000. 30 ~ 49.
- [13] Kaiser E A, Heinemeyer O. Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25: 1649 ~ 1655.
- [14] Vitousek P M, Melillo J M. Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms. *Forest Science*, 1979, 25: 605 ~ 619.
- [15] Saynes V, Hidalgo C, Etchevers, J D, Campo J E. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forest in Mexico. *Applied Soil Ecology*, 2005, 29(3): 282 ~ 289.
- [16] Han X G, Li L H, Huang J H. An introduction to biogeochemistry. Beijing: China Higher Education Press and Heidelberg: Springer-Verlag, 1999. 208 ~ 209.
- [17] Persson T, Lundkvist H, Wren A, *et al.* Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus. *Water Air Soil Pollut*, 1989, 45: 77 ~ 96.
- [18] Angers D A, Caron J. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 1998, 42: 55 ~ 72.
- [19] Lugtenberg, B J J, Dekkers L C. What makes *Pseudomonas* bacteria rhizosphere competent? *Environmental Microbiology*, 1999, 129: 1 ~ 10.
- [20] Morris S J. Spatial distribution of fungal and bacterial biomass in southern Ohio hardwood forest soils: scale dependency and landscape patterns. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31: 1375 ~ 1386.
- [21] Jiang P K, Xu Q F. Analysis on phenol in rhizosphere and non-rhizosphere soil under Chinese fir forest. *Jour. of Hewing For. Sci. & Tech*, 2000, 20: 1 ~ 4.
- [22] Hackel E, Bachmann G, Zechmeister-Boltenstern S. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 188: 101 ~ 112.
- [23] Bremner J M, Edwards A P. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils I. Apparatus and procedure for distillation and determination of ammonium. *Soil Sci. Soc. Am. Proc*, 1965, 29: 504 ~ 507.
- [24] Garcia F O, Rice C W. Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 816 ~ 823.
- [25] Campbell C A, Biederbeck V O. Soil bacterial changes as affected by growing season weather conditions: a field and laboratory study. *Canadian Journal of Soil Science*, 1976, 56: 293 ~ 310.

- [26] Wheatley R, Ritz K, Griffiths B. Microbial biomass and mineral N transformations in soil planted with barley, rye-grass, pea, or turnip. *Plant and Soil*, 1990, 17: 157 ~ 167.
- [27] Jager C H, Monson R K. Adaptive significance of nitrogen storage in *Bistorta bistortoides*. an alpine herb. *Oecologia*, 1992, 21: 578 ~ 585.
- [28] Kaye J P, Hart S C. Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. *Trends in Ecology and Evolution*, 1997, 12: 139 ~ 143.
- [29] Lipson D A, Schmidt S K, Mosson R K. Links between microbial population dynamics and nitrogen availability in an alpine ecosystem. *Ecology*, 1999, 80: 1623 ~ 1631.
- [30] Ladd J N, Amato M, Zhou L K, *et al.* Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an Australian Alfso. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 821 ~ 831.
- [31] Murata T, Tanaka H, Yasue S, *et al.* Seasonal variations in soil microbial biomass content and soil neutral sugar composition in grassland in Japanese Temperate Zone. *Applied Soil Ecology*, 1999, 11: 253 ~ 259.
- [32] Zhang Q S, Zak J C. Effects of water and nitrogen amendment on soil microbial biomass and fine root production in a semi-arid environment in west Texas. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, 30 (1): 39 ~ 45.
- [33] Corre M D, Schnable R R, Stout W L. Spatial and seasonal variation of gross nitrogen transformations and microbial biomass in a Northeastern US grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 445 ~ 457.
- [34] Holmes W E, Zak D R. Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystem. *Soil Sci Soc Am J*, 1994, 58: 238 ~ 243.
- [35] Wardle D A. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: A global synthesis. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, 30 (13): 1627 ~ 1637.
- [36] Joergensen R G, Scheu S. Depth gradients of microbial and chemistry properties in moder soils under beech and spruce. *Pedobiology*, 1999, 43: 134 ~ 144.
- [37] Zagal E. Measurement of microbial biomass in rewetted air-dried soil by fumigation-incubation and fumigation-extraction techniques. *Soil Biol. Biochem.*, 1993, 25: 553 ~ 559.
- [38] Carney K M. The influence of plant diversity and land use on the composition and functional of soil microbial communities. Stanford (CA): Doctoral Dissertation Stanford University.
- [39] Hung Y, Feng Z W, Wang S L, *et al.* Effects of Chinese-fir mixing with N-fixing and non-N fixing tree species on forestland quality and forest-floor solution chemistry. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10): 1299 ~ 1305.
- [40] Singh R S, Srivastava S C, Raghubanshi A S, *et al.* Microbial C, N and P in dry tropical savanna: effects of burning and grazing. *Journal of Applied Ecology*, 1991, 28: 869 ~ 878.
- [41] Ross D J. Microbial biomass in a stored soil: a comparison of different estimation procedures. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23: 1005 ~ 1007.

参考文献:

- [10] 陈灵芝, 黄建辉, 严昌荣. 中国森林生态系统养分循环. 北京: 气象出版社, 1997. 46
- [11] 陈昌笃. 都江堰生物多样性研究与保护. 成都: 四川科学技术出版社, 1999. 1 ~ 18.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析. 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000. 30 ~ 49.
- [16] 韩兴国, 李凌浩, 黄建辉. 生物地球化学循环. 北京: 中国高等教育出版社, 海德堡: 施普林格出版社, 1999. 208 ~ 209.
- [21] 姜培坤, 徐秋芳. 杉木林地和根际土壤酚类物质分析. 浙江林业科技, 2000, 20: 1 ~ 4.
- [39] 黄宇, 冯宗炜, 汪思龙, 等. 杉木固氮和非固氮树种混交对林地土壤质量和土壤水化学的影响. 生态学报, 2004, 24(10): 1299 ~ 1305.