

戴云山自然保护区森林土壤氮转化特点研究<sup>①</sup>袁磊<sup>1</sup>, 李文周<sup>2</sup>, 陈文伟<sup>2</sup>, 张金波<sup>1,3,4,5\*</sup>, 蔡祖聪<sup>1,3,4,5</sup>

(1 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 2 戴云山国家级自然保护区管理局, 福建德化 362500; 3 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点, 南京 210023; 4 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023; 5 南京师范大学虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210023)

**摘要:** 利用  $^{15}\text{N}$  稳定同位素成对标记法并结合 MCMC 数值模型, 研究了戴云山国家级自然保护区天然毛竹林 (BF) 及其邻近黄山松-杉木林 (NF) 土壤氮素初级转化速率, 以评估该地区森林生态系统土壤氮状态, 并分析其保氮机制。结果表明: BF 土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的总产生速率 (以 N 量计,  $13.16 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) 是 NF 土壤的 2 倍 ( $6.25 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ), 其中黏土矿物对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的解吸作用是 BF 产生  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的主要过程 (55%), 而 NF 主要以有机氮的矿化作用为主 (56%)。BF 土壤氮素初级矿化速率为  $5.56 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ , 显著高于 NF 的  $3.40 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 。土壤氮素初级矿化速率与土壤全氮含量显著正相关 ( $P < 0.05$ ), 而与 C/N 比表现显著负相关 ( $P < 0.05$ )。BF 与 NF 土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  总产生量的 90% 均被土壤微生物的同化作用以及黏土矿物的吸附作用所消耗。两种土壤的硝化作用微弱, BF 土壤总硝化速率 (以 N 量计,  $0.23 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) 与 NF 土壤 ( $0.26 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) 相差不大。两种林地土壤硝化作用均以有机氮的异养硝化为主, 自养硝化过程可忽略不计。BF 与 NF 土壤中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  消耗速率均超过了产生速率, 表明 BF 与 NF 土壤均能有效降低  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的潜在淋失风险, 其中 BF 土壤中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的消耗以微生物的同化作用为主 (58%), 而 NF 土壤以  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  异化还原为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  过程为主 (68%)。戴云山国家级自然保护区两种亚热带森林土壤的氮转化过程均以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  转化为主, 产生的绝大多数  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  会迅速通过微生物对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的同化作用以及黏土矿物对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的吸附作用固持到有机氮库中; 自养硝化过程微弱, 使得无机氮主要以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的形式保存于土壤中, 同时酸性土壤环境有效削弱了  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的挥发损失。此外, 相对较高的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  微生物同化速率以及异化还原为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  速率, 进一步有效降低了  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的淋溶损失以及反硝化作用的气态损失风险, 使该地区森林土壤能够在多雨的条件下有效保持氮素, 满足植物的生长需求。

**关键词:**  $^{15}\text{N}$  成对标记; MCMC 数值优化模型; 氮初级转化速率; 保氮机制

**中图分类号:** S158.3 **文献标识码:** A

氮素是植物生长所需的必要营养元素之一<sup>[1]</sup>, 同时也是控制生态系统物种组成及多样性、影响生态系统稳定性及其功能的关键因子<sup>[2]</sup>, 氮素的缺失将限制森林生态系统生产力<sup>[3]</sup>。地球表面的大部分地区, 尤其是温带及北方森林, 生态系统中的植被生长及微生物量的累积过程都是受氮素供应限制的<sup>[4]</sup>。

由于燃烧化石燃料、施用农业氮肥及种植豆科作物等人类活动的影响, 大气中活性氮的沉降量日益增加<sup>[5]</sup>。短期、少量的氮沉降使生态系统中可利用氮素增加, 有利于提高生态系统生产力及生物量的累积<sup>[4]</sup>。在受氮沉降影响较小的低污染地区, 如瑞典中部及挪威等地, 大气氮沉降绝大部分 (超过 95%) 被植物林冠

吸收, 此时氮沉降作为一种养分来源而表现一定的施肥作用。研究表明, 生态系统有限的保氮能力伴随着持续增加的大气氮沉降量将达到氮饱和状态<sup>[6-7]</sup>。此时, 氮沉降的施肥作用逐渐消失, 氮素的气态或淋溶损失风险增加, 氮沉降可能造成空气质量下降<sup>[8]</sup>、水体酸化和富营养化<sup>[9]</sup>以及森林衰退<sup>[10]</sup>等危害, 对生态系统的结构和功能造成严重影响。一般认为土壤保氮机制主要包括: 较低的有机氮矿化速率与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  自养硝化速率<sup>[11]</sup>; 较高自养硝化速率结合较高的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  微生物同化速率<sup>[12]</sup>; 较高的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  异化还原为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  作用<sup>[13-14]</sup>等。这些氮转化特点均能有效地将氮素固持于生态系统内, 降低系统氮素的损失风

基金项目: 国家重大科学研究计划项目 (2014CB953803) 与江苏高校优势学科建设工程项目资助。

\* 通讯作者 (zhangjinbo@njnu.edu.cn)

作者简介: 袁磊 (1990—), 男, 湖北黄冈人, 硕士研究生, 主要从事氮循环及其环境效应方面的研究。E-mail: 13776641831@163.com

险。因此,明确土壤氮转化的主要特点是评价土壤氮素保持能力的关键之一。土壤氮转化表征的是一种形态氮素向另一种形态氮素的转变过程<sup>[15]</sup>。土壤氮素的转化速率包括净转换速率和初级转化速率。净转化速率是指单位时间内某种特定形态氮素含量的变化速率,表征的是氮素的含量变化,不能指示该形态氮素含量变化的相关具体氮转化过程的实际转化速率。而初级转化速率是指单位时间内一种形态的氮素转变为另一种氮素形态的变化速率<sup>[16]</sup>,是确定土壤氮素各转化过程真实速率的最佳指标。研究土壤氮素初级转化速率的基本方法是<sup>15</sup>N 同位素稀释法<sup>[17]</sup>。随着分析技术的发展,<sup>15</sup>N 同位素稀释法测定土壤氮素初级转化速率的原理与计算方法日趋完善。Müller 等<sup>[18]</sup>在总结前人研究成果的基础上,建立了<sup>15</sup>N 稳定同位素成对标记结合 MCMC(Markov chain Monte Carlo)优化数值模型(图 1),其能同时计算 10 个氮素转化过程的总转化速率,这是目前描述氮转化过程较为详细的<sup>15</sup>N 概念模型之一。

戴云山国家级自然保护区属于典型的亚热带海洋性季风气候,夏季高温多雨。不同于温带森林生态系统受氮限制,一般认为亚热带森林土壤氮是相对富集、能够满足植物生长的需求。在温暖湿润且伴随强烈风化的环境条件下,亚热带森林土壤氮的潜在淋失风险较高,为什么氮素会表现出相对富集的状态?研究该地区土壤氮转化特点,明确其相关保氮机制,对于该地区活性氮的调控具有积极意义。毛竹林作为戴云山自然保护区主要植被群系之一,是福建省最主要的竹林(全省种植面积 55.6 万  $\text{hm}^2$ ),同时黄山松也是该地区代表性的植被。因此,本研究采集戴云山自然保护区内天然毛竹林土壤及其邻近黄山松-杉木林土壤样品,利用<sup>15</sup>N 成对标记法并结合数值 MCMC 模型,测定土壤氮素初级转化速率,以期从土壤氮转化过程角度明确土壤保氮机制,研究结果对于更加准确地预测全球变化,如气候变化、氮沉降等条件下土壤氮动态具有一定的科学意义。

## 1 材料与方 法

### 1.1 材 料

戴云山国家级自然保护区位于福建省泉州市德化县内,属于典型的亚热带海洋性季风气候区。根据保护区内九仙山气象站资料记录,保护区年平均降雨量 1 700 ~ 2 000 mm,80% 左右集中在 3—9 月;年平均气温 15.6 ~ 19.5℃,其中最冷月 1 月均温 6.5 ~ 10.5℃,最热月 7 月均温 23 ~ 27.5℃;雾日年平均达

220 d。

本研究土壤样品采自保护区内西溪村一片天然毛竹林及其邻近的黄山松-杉木林,地理位置为 118°05' ~ 118°09' E,25°38' ~ 25°41' N。毛竹林(BF)为纯林,林内其他乔木、灌木较少;黄山松-杉木(NF)林下植被以铁芒萁为主,地表枯枝落叶层约 5 ~ 10 cm。在选定的样地内,随机划分出 6 个 1 m × 1 m 的小区,每个小区距离 50 m 以上。每个小区内采用“S”型 6 点混合采样方法采集 0 ~ 15 cm 表层土壤样品,每个林型采集 6 个土壤样品。土壤样品带回实验室,挑出碎石及细根,过 2 mm 筛,储存于 4℃冰柜,用于相关理化性质分析和培养实验。

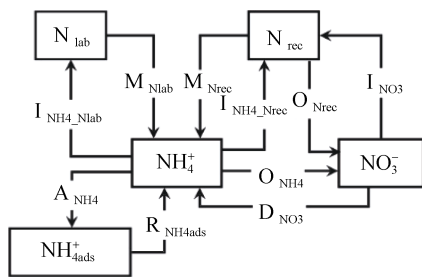
### 1.2 方 法

**1.2.1 土壤理化性质测定** 土壤样品相关理化性质的测定参照《土壤农业化学分析方法》<sup>[19]</sup>。土壤 pH 采用 DMP-2 mV/pH 计(Quark Ltd, Nanjing, China)测定;土壤有机碳和全氮分别采用重铬酸钾容量法以及半微量开氏法测量;土壤无机氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )含量由流动分析仪(Skalar, Breda, Netherlands)测定。图 2 为土壤样品具体的相关理化指标。

**1.2.2 <sup>15</sup>N 成对标记实验** 分别称取相当于 20 g 干土重的鲜土土壤样品于 250 ml 锥形瓶中,每个土壤 24 瓶,在 25℃恒温培养箱中预培养 24 h。每个土壤样品分别设置<sup>15</sup>NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>和 NH<sub>4</sub><sup>15</sup>NO<sub>3</sub>两个标记处理,每个处理 12 瓶。用移液管向预培养 24 h 后土壤样品中逐滴加入 2 ml <sup>15</sup>NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>(10.23% atom)或 NH<sub>4</sub><sup>15</sup>NO<sub>3</sub>(10.12% atom)标记液,使其均匀分布于土壤表面, $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的加入量均为 N 20  $\mu\text{g/g}$  干土。加入蒸馏水调节土壤含水量至 60%WHC,用保鲜膜封住锥形瓶口,将土样放入 25℃恒温培养箱中培养。在加入标记液后的 0.5 h、2 d、4 d 和 6 d,每个标记处理随机取 3 个重复,按水土比为 5 : 1 比例加入 100 ml 2 mol/L KCl 溶液浸提无机氮,在 25℃ 250 r/min 摇床振荡 60 min,定性滤纸过滤。KCl 浸提液中无机氮含量由氧化镁-代氏合金蒸馏法测定<sup>[20]</sup>,具体操作为:先在 KCl 浸提液中加氧化镁,蒸馏测定无机氮中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ;再加入代氏合金,将  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  还原成  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,继续蒸馏测定  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。馏出液经过硼酸和混合指示剂(甲基红+溴甲酚绿)吸收液吸收,再由 0.02 mol/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 标准液滴定测定  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度。在蒸馏前,要先测定定氮仪  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的回收率,即用已知浓度的标准液( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量 1 g/L 和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量 1 g/L)按上述操作蒸馏,结果表明  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  回收率分别为 99% 和 95%。经过 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 标准液滴定后的馏出液置于 80℃烘箱中浓缩,烘干,

由同位素质谱仪(IRMS 20-22, SerCon)测定  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的  $^{15}\text{N}$  丰度。

**1.2.3 MCMC 数值模型** Müller 等<sup>[18]</sup>建立了马尔科夫链蒙特卡洛随机采样方法(Markov chain Monte Carlo, MCMC), 该模型(图 1)区分了 5 个氮库, 其中将土壤有机氮库分为易矿化和难矿化氮库;能同时计算 10 个氮素转化过程的总转化速率, 包括了难分解有机氮和易分解有机氮的矿化作用( $M_{\text{Nrec}}$  和  $M_{\text{Nlab}}$ )、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  被微生物固持于难分解有机氮库和易分解有机氮库( $I_{\text{NH}_4\text{-Nrec}}$  和  $I_{\text{NH}_4\text{-Nlab}}$ )、黏土矿物对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的吸附与解吸作用( $A_{\text{NH}_4}$  和  $R_{\text{NH}_4\text{ads}}$ )、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  自养硝化作用( $O_{\text{NH}_4}$ )、有机氮异养硝化作用( $O_{\text{Nrec}}$ )、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的异化还原为  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $D_{\text{NO}_3}$ )以及微生物对  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的同化作用( $I_{\text{NO}_3}$ )。这是目前描述氮转化过程较为详细的  $^{15}\text{N}$  概念模型之一。关于 MCMC 数值模型介绍、参数设置及具体操作在 Müller 等<sup>[18]</sup>、Rütting 等<sup>[14]</sup>以及 Zhang 等<sup>[21]</sup>中有详细说明。



( $M_{\text{Nrec}}$ : 难分解有机氮库的矿化;  $M_{\text{Nlab}}$ : 易分解有机氮库的矿化;  $I_{\text{NH}_4\text{-Nlab}}$ : 易分解有机氮库的微生物同化;  $I_{\text{NH}_4\text{-Nrec}}$ : 难分解有机氮库的微生物同化;  $R_{\text{NH}_4\text{ads}}$ : 铵态氮的解吸;  $A_{\text{NH}_4}$ : 铵态氮的吸附;  $O_{\text{NH}_4}$ : 铵态氮氧化为硝态氮(自养硝化);  $O_{\text{Nrec}}$ : 有机氮氧化为硝态氮(异养硝化);  $I_{\text{NO}_3}$ : 硝态氮的微生物同化;  $D_{\text{NO}_3}$ : 硝态氮异化还原为铵态氮)

图 1  $^{15}\text{N}$  示踪模型  
Fig. 1  $^{15}\text{N}$  tracing model

### 1.3 数据处理

采用  $T$  检验来比较两类土壤样品基本理化性质以及土壤氮转化各过程的初级转化速率之间的差异, 当  $P < 0.05$  时, 说明被检测的因素之间存在显著差异。利用 Pearson 相关系数对氮转化过程与土壤理化性质之间以及各氮转化过程之间的相关性进行统计分析, 对于相关性显著的因子通过建立回归方程来分析其相互关系。所有统计分析在 SPSS19.0 软件上完成, 图形制作使用 Origin Pro 9.0 软件。

## 2 结果分析

### 2.1 土壤理化性质

两种林地土壤样品的 pH 在 4.31 ~ 4.80, 其中毛

竹林(BF)土壤样品 pH 均值为 4.66(图 2), 显著高于黄山松-杉木林(NF)土壤 (pH 4.45) ( $P < 0.01$ )。BF 和 NF 土壤有机碳平均含量分别为 53.19 g/kg 和 54.44 g/kg, 全氮平均含量分别为 3.71 g/kg 和 3.26 g/kg, 但两种林地间差异均不显著。BF 土壤 C/N 比为 4.32, 明显低于 NF 土壤(16.82) ( $P < 0.01$ )。两种林地土壤中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  占无机氮总量比例均大于 0.5, 表明无机氮组成形式均以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  为主, 两种土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量差别不大(BF 为 2.74 mg/kg, NF 为 2.64 mg/kg)。BF 土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量(1.76 mg/kg)显著高于 NF (0.43 mg/kg) ( $P < 0.001$ )。

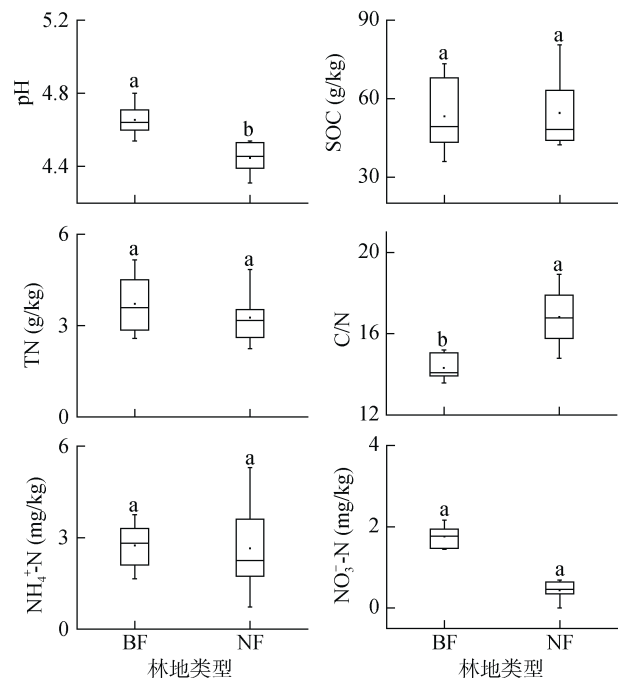


图 2 BF 与 NF 表层土壤理化性质  
Fig. 2 Physical and chemical properties in studied forest soils

### 2.2 土壤氮素初级转化速率

MCMC 模型中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的产生来自  $M_{\text{Nrec}}$ 、 $M_{\text{Nlab}}$ 、 $R_{\text{NH}_4\text{ads}}$  以及  $D_{\text{NO}_3}$  过程, BF 土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的总产生速率为 13.16  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ (以 N 量计, 下同)是 NF 土壤 (6.25  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) 的两倍(图 3)。 $R_{\text{NH}_4\text{ads}}$  占 BF 土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  总产生的 55%, 而 NF 中主要以有机氮的矿化作用为主(56%)。BF 土壤初级矿化速率( $M_{\text{Nrec}}+M_{\text{Nlab}}$ )为 5.56  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ , 显著高于 NF(3.40  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) ( $P < 0.01$ ), 其中 BF 土壤中  $M_{\text{Nrec}}$  贡献了总初级矿化速率的 69%, 而 NF 以  $M_{\text{Nlab}}$  过程为主(54%)。土壤氮素初级矿化速率与土壤全氮含量显著正相关(图 4A), 而与 C/N 比表现显著负相关(图 4B);  $M_{\text{Nrec}}$  与土壤 pH 显著正相关(图 4C), 而与 C/N 比表现显著负相关(图 4D);  $M_{\text{Nlab}}$  与土壤理化性质如 pH、全氮、有机碳、C/N 比均无明显相关性。

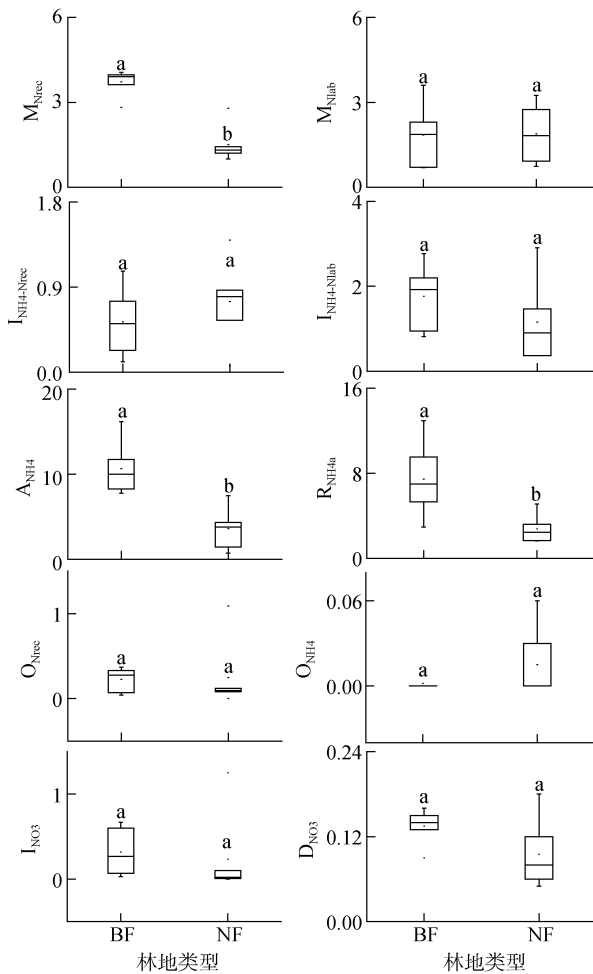


图 3 BF 与 NF 土壤氮素初级转化速率(μg/(g·d))

Fig. 3 Gross N transformation rates in studied forest soils estimated by <sup>15</sup>N tracing model

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的利用途径包括 I<sub>NH4-Nrec</sub>、I<sub>NH4-Nlab</sub>、A<sub>NH4</sub> 以及 O<sub>NH4</sub> 作用。微生物的同化(I<sub>NH4-Nrec</sub>+I<sub>NH4-Nlab</sub>)以及黏土矿物的吸附作用(A<sub>NH4</sub>)共同消耗了 BF 与 NF 土壤中将近 90% 的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 产生量。BF 土壤微生物对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的同化作用(I<sub>NH4-Nrec</sub>+I<sub>NH4-Nlab</sub>)为 2.30 μg/(g·d)，稍高于 NF 土壤(1.90 μg/(g·d))，并且 BF 与 NF 土壤微生物均将 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 主要固持于易分解的有机氮库中。BF 土壤中黏土矿物对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的吸附(A<sub>NH4</sub>)与解吸(R<sub>NH4ads</sub>)作用将几乎是 NF 土壤的 3 倍。

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 有两种产生途径：O<sub>NH4</sub> 和 O<sub>Nrec</sub>。BF 土壤 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 总产生速率为 0.23 μg/(g·d)，与 NF 土壤(0.26 μg/(g·d))相差不大。BF 与 NF 土壤中，总 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 产生的 90% 均来自 O<sub>Nrec</sub> 作用，O<sub>NH4</sub> 产生的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 相对于 O<sub>Nrec</sub> 可忽略不计。

I<sub>NO3</sub> 与 D<sub>NO3</sub> 作用是 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的两种主要利用途径。BF 与 NF 土壤总 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的消耗速率(I<sub>NO3</sub>+D<sub>NO3</sub>)分别为 0.46 μg/(g·d)和 0.32 μg/(g·d)，但差异不显著。在 BF 与 NF 土壤中，NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 消耗速率均超过了 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的总产生速率，其中 I<sub>NO3</sub> 占 BF 土壤 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 总消耗量的 58%，而 NF 土壤以 D<sub>NO3</sub> 作用为主(68%)。BF 与 NF 土壤 I<sub>NO3</sub> 分别为 0.32 μg/(g·d)和 0.23 μg/(g·d)，同时 D<sub>NO3</sub> 分别对应 0.14 μg/(g·d)和 0.09 μg/(g·d)，但差异均不明显。BF 与 NF 两种林地土壤，O<sub>NH4</sub>、O<sub>Nrec</sub>、I<sub>NO3</sub> 以及 D<sub>NO3</sub> 过程均与土壤理化性质如 pH、有机碳、全氮、C/N 比等无明显相关性。

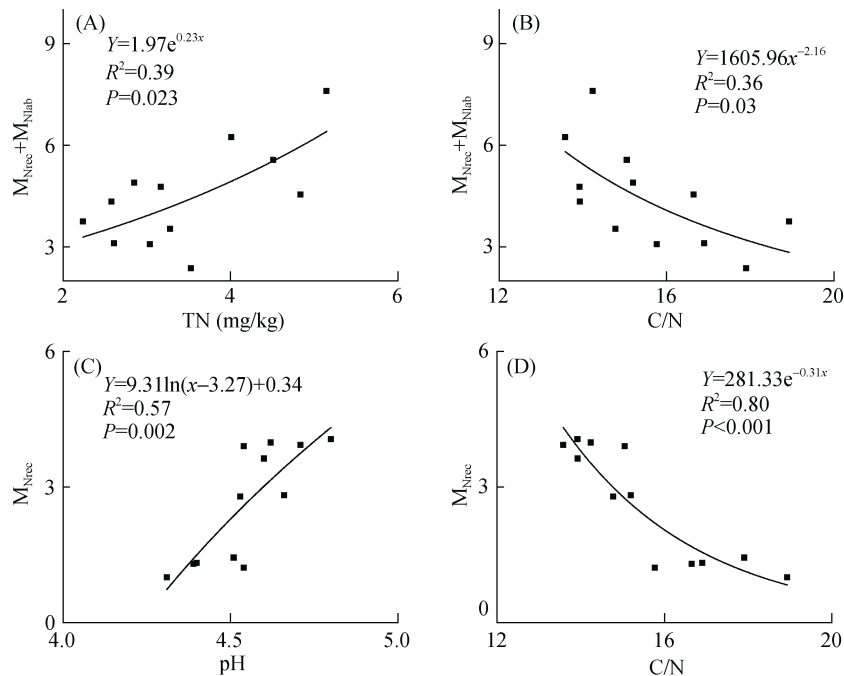


图 4 土壤氮素矿化速率(μg/(g·d))与土壤理化性质的相关性

Fig. 4 Correlation between N mineralization rates and soil physical and chemical properties

### 3 讨论

#### 3.1 $\text{NH}_4^+$ -N 动态

一般认为,森林土壤氮素总初级矿化速率低于  $10 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$  [22]。BF 土壤氮素初级矿化速率在  $4.33 \sim 7.59 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ,其平均矿化速率为  $5.56 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ,这与亚马逊东部原始低地森林砂质土的季节性平均矿化速率( $6.0 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [23]以及印度尼西亚受氮素限制的山地森林土壤矿化速率( $>5.0 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [24]相近。NF 土壤氮素初级矿化速率在  $2.37 \sim 4.55 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ,其平均矿化速率( $3.40 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )与江西的次生常绿阔叶林( $3.70 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [21]以及 Zhang 等 [25]研究中国东部福建( $2.72 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )以及广东( $2.64 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )森林土壤相近。然而 BF 与 NF 两种林地土壤氮素总初级矿化速率,均低于亚马逊东部原始低地森林黏土的季节性平均矿化速率( $13.5 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [23]以及智利南部的原始森林土壤( $14.7 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [13]。

BF 土壤氮素平均初级矿化速率显著高于 NF 土壤。土壤氮素初级矿化速率主要受土壤有机氮含量与质量(C/N)的影响 [26]。土壤氮素初级矿化速率随土壤全氮含量的增加而增加,体现了基质在无机氮产生过程中的重要性。初级矿化速率与土壤 C/N 比显著负相关,这与很多研究结果相一致 [15,27],较低的 C/N 比意味着土壤有机质可利用性较高 [28],这也体现了基质质量在矿化过程中的重要性。BF 与 NF 土壤都来自气候条件、土壤类型等相似的邻近区域,造成 BF 与 NF 土壤氮素初级矿化速率不同的关键因素在于不同典型植被下土壤性质的差异。许多研究发现,植被种类的差异以及不同植被下凋落物质量的差异是控制森林土壤氮素矿化作用的重要因素 [29]。植被类型的差异直接影响由植物残体及根系分泌物产生而来的土壤有机质的质量及其数量,进而导致土壤微生物群落的改变,而对土壤氮转化过程产生一定的影响 [30]。此外,  $M_{\text{Nrec}}$  与土壤 pH 显著正相关,可能是 pH 升高促使土壤有机质的可溶性增加,提高了土壤碳、氮的可利用性 [31]。

BF 与 NF 土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 总产生量的 90% 均被土壤微生物的同化作用( $I_{\text{NH}_4\text{-Nrec}}$  和  $I_{\text{NH}_4\text{-Nlab}}$ )以及黏土矿物的吸附作用( $A_{\text{NH}_4}$ )所消耗。较高的土壤初级矿化速率和  $\text{NH}_4^+$ -N 的非生物交换作用以及较低的净矿化作用,表明土壤内部  $\text{NH}_4^+$ -N 转化过程迅速 [13]。在有机质和黏土含量高的土壤中,微生物将  $\text{NH}_4^+$ -N 固持于土壤有机氮库中以及黏土矿物对  $\text{NH}_4^+$ -N 的吸附作用,均能有效控制生态系统中  $\text{NH}_4^+$ -N 的可利用性,

减少被硝化作用所利用的  $\text{NH}_4^+$ -N 数量 [32]。本研究中, BF 与 NF 土壤微生物对  $\text{NH}_4^+$ -N 的同化作用不同于以往研究以  $I_{\text{NH}_4\text{-Nrec}}$  为主 [13,21],而是主要将  $\text{NH}_4^+$ -N 固持于易分解的有机氮库中,这与 Zhang 等 [33]研究结果一致,保障了生态系统中  $\text{NH}_4^+$ -N 循环的持续进行,对于土壤可利用氮素的供应提供一种有效的缓冲机制,同时加强了土壤的保氮能力。BF 土壤中黏土矿物对  $\text{NH}_4^+$ -N 的吸附与解吸作用是 NF 土壤的 3 倍,这种快速的吸附、解吸作用也可作为土壤氮素供应的有效缓冲作用,能够在生态系统  $\text{NH}_4^+$ -N 需求发生改变时迅速响应 [13]。

#### 3.2 $\text{NO}_3^-$ -N 动态

$\text{NO}_3^-$ -N 的产生途径包括  $\text{NH}_4^+$ -N 的自养硝化( $O_{\text{NH}_4}$ )以及有机氮的异养硝化( $O_{\text{Nrec}}$ )。BF 和 NF 土壤硝  $\text{NO}_3^-$ -N 的平均产生速率分别为  $0.23 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ 和  $0.26 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ,这与夏威夷岛的热带雨林土壤( $0.06 \sim 0.30 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [34]以及德国云杉森林土壤( $0.09 \sim 0.26 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ) [35]相差不多。

已有的研究发现,硝化作用对土壤 pH 的变化很敏感 [36],并且 pH 是控制  $O_{\text{NH}_4}$  和  $O_{\text{Nrec}}$  过程的重要因素之一 [25]。在  $\text{pH}<5$  的土壤中,微生物将  $\text{NH}_4^+$ -N 氧化为  $\text{NO}_3^-$ -N 的过程微弱 [37]。本研究中, BF 与 NF 土壤 pH 在  $4.31 \sim 4.80$ ,两种林地土壤总  $\text{NO}_3^-$ -N 产生的 90% 均来自  $O_{\text{Nrec}}$ ,  $O_{\text{NH}_4}$  相对  $O_{\text{Nrec}}$  可忽略不计,这也证实了“即使  $\text{NH}_4^+$ -N 含量充足时,自养硝化作用在一些酸性森林土壤中意义不大”的观点 [38]。自养硝化作用受抑制,减少生态系统中氮素损失,可作为一种有效的保氮机制 [11]。一般认为,异养硝化作用是由真菌起主导作用,并且广泛存在于拥有高度稳定微生物群落的原始森林生态系统中 [39]。BF 与 NF 土壤的硝化作用均以异养硝化为主,这与众多研究结果一致 [34-35],表明异养硝化在土壤有机碳含量较高、pH 较低的酸性森林土壤中有重要作用,是  $\text{NO}_3^-$ -N 的主要产生途径。

BF 与 NF 土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 消耗量均超过了各自  $\text{NO}_3^-$ -N 的总产生速率,表明 BF 与 NF 土壤均能有效降低氮素的潜在淋失风险。用  $I_{\text{NO}_3}/(I_{\text{NO}_3}+D_{\text{NO}_3})$ 和  $D_{\text{NO}_3}/(I_{\text{NO}_3}+D_{\text{NO}_3})$ 比例来评价  $I_{\text{NO}_3}$  与  $D_{\text{NO}_3}$  在生态系统中的重要性,结果 BF 土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 的消耗以  $I_{\text{NO}_3}$  为主 (58%),NF 土壤则以  $D_{\text{NO}_3}$  为主 (68%)。BF 土壤中  $I_{\text{NO}_3}$  消耗  $\text{NO}_3^-$ -N 的速率( $0.32 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )超过了 BF 土壤总  $\text{NO}_3^-$ -N 的产生速率( $0.23 \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ),这与在美国新墨西哥州、俄勒冈州一些未受扰动的针叶林土壤 [12]以及江西的次生常绿阔叶林 [21]研究结果相似,表明微

生物对  $\text{NO}_3^-$ -N 的同化作用能够有效地将  $\text{NO}_3^-$ -N 转化为有机氮，从而保存于土壤中。以前相关研究发现，土壤微生物利用无机氮时会优先选择  $\text{NH}_4^+$ -N<sup>[40]</sup>，即使土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度很低时，也将抑制微生物对  $\text{NO}_3^-$ -N 的同化作用<sup>[41]</sup>。因此，土壤微生物对  $\text{NO}_3^-$ -N 的同化作用常被认为是一个不重要的过程。本研究的 BF 土壤中，较快的  $I_{\text{NO}_3}$  作用能迅速将  $\text{NO}_3^-$ -N 保存于土壤有机质中，有效降低土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 库的大小并减弱  $\text{NO}_3^-$ -N 的移动性，成为 BF 土壤的有效保氮机制，这与 Stark 和 Hart<sup>[12]</sup>的结果一致。 $I_{\text{NO}_3}$  将  $\text{NO}_3^-$ -N 保存于土壤有机质中，这对于受氮素限制或者氮沉降较小的森林生态系统有更重要的意义<sup>[42]</sup>。

BF 与 NF 土壤  $D_{\text{NO}_3}$  作用的变化范围为 0.05 ~ 0.18  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ ，这与德国的温带草地土壤结果相近 (0.090  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )<sup>[43]</sup>，但低于热带高地森林土壤 (0.23 ~ 0.6  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )<sup>[44]</sup>、亚马逊东部的原始低地森林 (0.3 ~ 0.8  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )<sup>[23]</sup>以及智利南部的原始森林 (0.45  $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{d})$ )<sup>[13]</sup>。 $D_{\text{NO}_3}$  是 NF 土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 的一种重要的消耗方式。已有的研究表明，在土壤有机质含量较高且降雨丰富的(亚)热带湿润土壤中  $D_{\text{NO}_3}$  广泛存在<sup>[45]</sup>。 $D_{\text{NO}_3}$  将  $\text{NO}_3^-$ -N 转化为更易被植物、微生物吸收利用且以不易移动的  $\text{NH}_4^+$ -N 形式，避免了更多氮素的淋溶或者气态损失，有效地将氮素保存于生态系统中<sup>[46]</sup>。Behrendt 等<sup>[47]</sup>发现一些细菌能够同时进行  $\text{O}_{\text{Nrec}}$  与  $D_{\text{NO}_3}$ ， $\text{O}_{\text{Nrec}}$  与  $D_{\text{NO}_3}$  的结合相对于矿化作用，能够提供另一种将土壤有机氮转化为  $\text{NH}_4^+$ -N 的途径。随着大气  $\text{CO}_2$  浓度的持续增加，可能加大植被对土壤氮素的需求，甚至造成缺氮的状况；而有效的保氮机制，如  $\text{NO}_3^-$ -N 微生物同化和  $D_{\text{NO}_3}$  作用，对于维持生态系统的生产力将尤为重要<sup>[48]</sup>。

#### 4 结论

戴云山国家级自然保护区内两种林地土壤氮转化均以  $\text{NH}_4^+$ -N 转化为主，通过  $\text{NH}_4^+$ -N 微生物同化和黏土矿物对  $\text{NH}_4^+$ -N 的吸附过程将  $\text{NH}_4^+$ -N 快速固持于土壤有机氮库中，有机氮矿化和  $\text{NH}_4^+$ -N 固定周转迅速，能有效保持生态系统中氮的可利用性；自养硝化作用微弱，使得土壤无机氮以  $\text{NH}_4^+$ -N 为主，降低了淋溶风险。此外，较高的  $\text{NO}_3^-$ -N 微生物同化和异化还原为  $\text{NH}_4^+$ -N 速率，既能进一步有效降低  $\text{NO}_3^-$ -N 的淋溶或反硝化气态损失风险，又能够在生态系统氮需求发生改变时迅速响应使该地区森林土壤能够有效保持，并满足植物生长需求。

#### 参考文献：

- [1] Binkley D, Hart S C. The components of nitrogen availability assessments in forest soils[M]//Advances in soil science. New York: Springer, 1989: 57–112
- [2] Bobbink R, Roelofs J G M. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1995, 85(4): 2413–2418
- [3] Reich P B, Grigal D F, Aber J D, et al. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils[J]. Ecology, 1997, 78(2): 335–347
- [4] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur?[J]. Biogeochemistry, 1991, 13(2): 87–115
- [5] Galloway J N, Hiram Levy I I, Kasibhatla P S. Year 2020: Consequences of population growth and development on deposition of oxidized nitrogen[J]. Ambio, 1994, 23(2): 120–123
- [6] Aber J D. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1992, 7(7): 220–224
- [7] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, et al. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems[J]. BioScience, 1989, 39(6): 378–286
- [8] Crutzen P J, Ehhalt D H. Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer[J]. Ambio, 1977, 6(2/3): 112–117
- [9] Boxman A W, van Dam D, van Dijk H F G, et al. Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands[J]. Forest Ecology and Management, 1995, 71(1): 7–29
- [10] Schulze E D. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest[J]. Science, 1989, 244(4906): 776–783
- [11] Vitousek P M, Gosz J R, Grier C C, et al. Nitrate losses from disturbed ecosystems[J]. Science, 1979, 204(4392): 469–474
- [12] Stark J M, Hart S C. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests[J]. Nature, 1997, 385(6611): 61–64
- [13] Huygens D, Rütting T, Boeckx P, et al. Soil nitrogen conservation mechanisms in a pristine south Chilean *Nothofagus* forest ecosystem[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(10): 2448–2458
- [14] Rütting T, Huygens D, Müller C, et al. Functional role of DNRA and nitrite reduction in a pristine south Chilean *Nothofagus* forest[J]. Biogeochemistry, 2008, 90(3): 243–258
- [15] Hart S C, Nason G E, Myrold D D, et al. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: The carbon connection[J]. Ecology, 1994, 75(4): 880–891
- [16] Di H J, Cameron K C, McLaren R G. Isotopic dilution methods to determine the gross transformation rates of nitrogen, phosphorus, and sulfur in soil: A review of the

- theory, methodologies, and limitations[J]. *Soil Research*, 2000, 38(1): 213–230
- [17] Stark J M. Nutrient transformations[M]//Sala O E, Jackson R B, Mooney H A, et al. *Methods in ecosystem science*. New York: Springer, 2000: 215–234
- [18] Müller C, Rütting T, Kattge J, et al. Estimation of parameters in complex  $^{15}\text{N}$  tracing models by Monte Carlo sampling[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(3): 715–726
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 中国农业科技出版社, 2000
- [20] Zhang J, Cai Z, Cheng Y, et al. Denitrification and total nitrogen gas production from forest soils of Eastern China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(12): 2551–2557
- [21] Zhang J, Müller C, Zhu T B, et al. Heterotrophic nitrification is the predominant  $\text{NO}_3^-$  production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(5): 533–542
- [22] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: A synthetic analysis of literature data[J]. *Ecological monographs*, 2005, 75(2): 139–157
- [23] Sotta E D, Corre M D, Veldkamp E. Differing N status and N retention processes of soils under old-growth lowland forest in Eastern Amazonia, Caxiuanã, Brazil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(3): 740–750
- [24] Corre M D, Dechert G, Veldkamp E. Soil nitrogen cycling following montane forest conversion in central Sulawesi, Indonesia[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(2): 359–366
- [25] Zhang J, Zhu T B, Cai Z C, et al. Nitrogen cycling in forest soils across climate gradients in Eastern China[J]. *Plant and Soil*, 2011b, 342(1/2): 419–432
- [26] Ste-Marie C, Houle D. Forest floor gross and net nitrogen mineralization in three forest types in Quebec, Canada[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(8): 2135–2143
- [27] Mack M C, D'Antonio C M. Exotic grasses alter controls over soil nitrogen dynamics in a Hawaii an woodland[J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(1): 154–166
- [28] Attiwill P M, Adams M A. Nutrient cycling in forests[J]. *New Phytologist*, 1993, 124(4): 561–582
- [29] Lovett G M, Rueth H. Potential nitrogen mineralization and nitrification in American beech and sugar maple stands along a nitrogen deposition gradient in the northeastern US[J]. *Ecological Applications*, 1999, 9(1330): 44
- [30] Patra A K, Abbadie L, Clays-Josserand A, et al. Effects of management regime and plant species on the enzyme activity and genetic structure of N-fixing, denitrifying and nitrifying bacterial communities in grassland soils[J]. *Environmental Microbiology*, 2006, 8(6): 1005–1016
- [31] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(1): 57–64
- [32] Brady N C, Weil R R. *The nature and properties of soils*[M]. Prentice-Hall Inc., 1996
- [33] Zhang J B, Zhu T B, Cai Z C, et al. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations[J]. *European Journal of Soil Science*, 2012, 63(1): 75–85
- [34] Hall S J, Matson P A. Nutrient status of tropical rain forests influences soil N dynamics after N additions[J]. *Ecological Monographs*, 2003, 73(1): 107–129
- [35] Corre M D, Brumme R, Veldkamp E, et al. Changes in nitrogen cycling and retention processes in soils under spruce forests along a nitrogen enrichment gradient in Germany[J]. *Global Change Biology*, 2007, 13(7): 1509–1527
- [36] De Boer W, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: Micro-organisms and mechanisms[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(7): 853–866
- [37] Weber D F, Gainey P L. Relative sensitivity of nitrifying organisms to hydrogen ions in soils and in solution[J]. *Soil Science*, 1962, 94(3): 138–145
- [38] Schimel J P, Firestone M K, Killham K S. Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran forest soil[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1984, 48(4): 802–806
- [39] Wood P M. Autotrophic and heterotrophic mechanisms for ammonia oxidation[J]. *Soil Use and Management*, 1990, 6(2): 78–79
- [40] Recous S, Machet J M, Mary B. The partitioning of fertilizer-N between soil and crop: Comparison of ammonium and nitrate applications[J]. *Plant and Soil*, 1992, 144(1): 101–111
- [41] Recous S, Mary B, Faurie G. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(7): 913–922
- [42] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, et al. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition[J]. *Ecological Applications*, 1997, 7(2): 402–415
- [43] Rütting T, Müller C. Process-specific analysis of nitrite dynamics in a permanent grassland soil by using a Monte Carlo sampling technique[J]. *European Journal of Soil Science*, 2008, 59(2): 208–215
- [44] Silver W L, Thompson A W, Reich A, et al. Nitrogen cycling in tropical plantation forests: potential controls on nitrogen retention[J]. *Ecological Applications*, 2005, 15(5): 1604–1614
- [45] Templer P H, Silver W L, Pett-Ridge J, et al. Plant and microbial controls on nitrogen retention and loss in a humid tropical forest[J]. *Ecology*, 2008, 89(11): 3030–3040
- [46] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium[J]. *Biology of Anaerobic Microorganisms*, 1988, 717: 179–244
- [47] Behrendt U, Schumann P, Stieglmeier M, et al. Characterization of heterotrophic nitrifying bacteria with respiratory ammonification and denitrification activity-Description of *Paenibacillus uliginis* sp. nov., an inhabitant of fen peat soil and *Paenibacillus purispatii* sp. nov.,



isolated from a spacecraft assembly clean room[J].  
Systematic and Applied Microbiology, 2010, 33(6): 328–336

[48] Hungate B A, Dukes J S, Shaw M R, et al. Nitrogen and  
climate change[J]. Science, 2003, 302(5650): 1512–1513

## Nitrogen Transformation of Different Subtropical Forest Soils in Daiyun Mountain National Nature Reserve

YUAN Lei<sup>1</sup>, LI Wenzhou<sup>2</sup>, CHEN Wenwei<sup>2</sup>, ZHANG Jinbo<sup>1,3,4,5\*</sup>, CAI Zucong<sup>1,3,4,5</sup>

(1 School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2 Daiyun Mountain National Nature Reserve, Dehua, Fujian 362500, China; 3 State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution, Nanjing 210023, China; 4 Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China; 5 Key Laboratory of Virtual Geographic Environment (Nanjing Normal University), Ministry of Education, Nanjing 210023, China)

**Abstract:** A <sup>15</sup>N tracing study was carried out to identify the potential gross nitrogen transformations of natural Moso Bamboo forest (BF) soil and adjacent native forest of Huangshan pine (NF) soil in Daiyun Mountain National Nature Reserve of Fujian Province. The results showed that total NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N production (N<sub>13.16</sub> μg/(g·d)) was twice higher in BF soil than that in NF soil (6.25 μg/(g·d)) soil with amounted to 55% of total NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N production came from release of adsorbed NH<sub>4</sub><sup>+</sup> in BF soil while equal to 56% in NF soil was mineralization of soil labile and recalcitrant organic matter. Gross mineralization rate was significantly faster in BF soil (5.56 μg/(g·d)) compared to NF soil (3.40 μg/(g·d)) and gross mineralization rate was found positive correlated with TN and negative correlated with C/N ratio. Approximately 90% of total NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N production was consumed by immobilization of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and adsorption of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> on cation exchange sites in the two soils. Total NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N production in BF soil (0.23 μg/(g·d)) was almost the same with NF soil (0.26 μg/(g·d)), of which approximately 90% were came from heterotrophic nitrification and oxidation of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> were negligible compared to O<sub>Nrec</sub> in the two soils. Total NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N consumption exceeded total NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N production in both soils, which may reduce the risk of potential for N losses. I<sub>NO3</sub> amounted to 58% of total NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N consumption in BF soil while D<sub>NO3</sub> responsible for 68% of total consumption of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in NF soil. The N transformation processes in the two soils were dominant by NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N dynamics and most of total NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N production was immediately counterbalanced by NH<sub>4</sub><sup>+</sup> immobilization and adsorption of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> on cation exchange sites. Soil inorganic nitrogen was mainly in form of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N as oxidation of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N was insignificant in combination with acidic soil environment inhibited ammonium volatilization. Moreover, higher I<sub>NO3</sub> and D<sub>NO3</sub> can significantly reduce potential NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N leaching or gaseous losses under this high temperature and rainfall condition and retain abundant available N in soil to maintain plant growth.

**Key words:** <sup>15</sup>N tracing; MCMC; Gross nitrogen transformation; Nitrogen retention mechanism