

施用铵态氮对森林土壤硝态氮和铵态氮的影响^①

马红亮, 王 杰, 高 人, 尹云锋, 孙 杰

(湿润亚热带生态-地理过程省部共建教育部重点实验室, 福建省亚热带资源与环境重点实验室,

福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

摘 要: 对取自武夷山的红壤、黄壤、黄壤性草甸土分别在对照 (CK, N 0 mg/kg)、低氮 (LN, N 50 mg/kg)、高氮 (HN, N 100 mg/kg) 3 种氮 (N) 水平处理下开展培养实验, 研究施加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对森林土壤 N 转化的短期影响。结果表明, 添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可显著 ($p < 0.05$) 降低土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量 4.5% ~ 25.7%, 但 LN 与 HN 处理差异不显著, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 降低可能与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 反硝化和异氧还原有关; 然而, 黄壤性草甸土 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 没有降低。与培养前比较, 在第 56 天红壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著增加 5 倍左右; 桐木关黄壤增加 40% 左右, 而黄冈山 25 km 黄壤仅在 CK 处理下增加 16%, 但是黄壤性草甸土显著降低; 结果显示 LN 与 HN 处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化幅度小于 CK。与 CK 相比, LN 和 HN 处理红壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别显著 ($p < 0.05$) 升高 24.1% ~ 96.5% 和 68.7% ~ 114.1%, 且随培养进行没有累积, 可能与微生物固 N 有关; 桐木关 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别升高 17.6% ~ 39.6% 和 37.6% ~ 95.8% ($p < 0.05$), LN 处理黄冈山 25 km 黄壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 只有第 7 天升高 17.8% ($p < 0.05$), HN 处理第 7、14、28、42 天显著升高 17.5% ~ 48.6% ($p < 0.05$)。LN 处理黄壤性草甸土的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在前 3 周显著降低 11.6% ~ 28.5% ($p < 0.01$); HN 处理在第 7 天和 14 天分别降低 10.8% ($p < 0.01$) 和 7.5%, 但是在第 28 ~ 56 天显著增加 17.6% ~ 20.4% ($p = 0.002$)。随着培养进行, CK 处理红壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐降低, 桐木关黄壤、黄冈山 25 km 黄壤和黄壤性草甸土升高; LN 和 HN 处理黄壤和黄壤性草甸土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐升高。可见, 不同海拔土壤类型对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 添加响应存在差异。

关键词: 氮沉降; 森林土壤; 硝态氮; 铵态氮; 氮素转化

中图分类号: S753.53

近年来, 不少调查研究表明, 工农业的集约化生产造成大气氮 (N) 沉降加剧^[1-3], 引起生态系统 N 饱和和^[4]。有关 N 沉降对生态系统可能带来的影响主要受两个方面的调控, 一方面是输入 N 素的量, 另一方面是土壤自身的 N 素状态, 包括土壤类型、植物类型和土地利用历史^[5]。N 沉降增加对一些缺 N 的系统, 虽然可以减缓或消除 N 素对生态系统限制的影响, 但也会给另外一些不缺 N 的系统带来一系列严重的生态问题, 如: 生态系统养分平衡失调、森林的生长减缓、土壤酸化、土壤 N 素流失增加、N 素转化和气体排放改变等^[6-13]。这种不利影响已引起科学界的关注, 且 N 素与其他因素的综合影响也成为研究热点^[14-15]。

然而进入生态系统的 N 素, 往往会通过土壤的转化过程, 达到重新分配, 响应植被和环境条件调控, Xu 等^[16]施用 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 同位素发现, 不同形态 N 的加入对土壤 N 形态的影响因土壤温度、湿度和有机碳含量的差异表现出不确定的结果; 同时, 沉降

N 的转化在不同树种的立地条件下也是有所差异的^[17], 张炜等^[18]认为施 N 对阔叶林地表与马尾松林和混交林土壤 N_2O 排放影响的差异与土壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量和比例有关系。亚热带不同植被, 比如杉木、阔叶林、马尾松林、混交林等生境下土壤原有的全 N 和速效 N 的状态有别^[19-21], N 沉降增加必然会对 N 素转化产生不一样的影响, 这是分析大量 N 输入可能产生的环境和生态问题的重要前提。

本文以武夷山红壤、黄壤、黄壤性草甸土为研究对象, 研究外加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 处理对森林土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响, 以期对土壤 N 转化研究提供科学理论基础。

1 材料与方法

1.1 土壤采集

培养土壤分别采自武夷山地区 (117°37'22" ~ 118°19'44" E、27°27'31" ~ 28°04'49" N, 属中亚热带季

①基金项目: 福建省自然科学基金项目 (2009J01207) 和国家自然科学基金项目 (40901115, 31070548, 31170578) 资助。

作者简介: 马红亮 (1978—), 男, 山西原平人, 博士, 副教授, 主要从事全球变化、土壤碳氮循环与调控方面的研究。E-mail: mhl936@163.com

风气候)黄坑(310 m)的红壤,植被以常绿阔叶林(evergreen broadleaf forest)为主,林冠整齐,是以壳斗科(Fagaceae)、樟科(Lauraceae)、山茶科(Theaceae)和木兰科(magnoliaceae)等为基本组成部分,伴有暖性针叶林(coniferous forest)、毛竹林(Phyllostachys pubescens forest);桐木关(1 050 m)的黄壤,植被以针叶林(coniferous forest)为主,林相较整齐,种类组成简单,上层以黄山松(*Pinus taiwanensis*)为主,下层肿节竹(*Oligostachyum oedogonatum*)较多,有少量木荷(*Schima superba*)、甜槠(*C.eyrei*)等;黄冈山 25 km(1 850 m)的黄壤植被主要是针阔叶混交林(coniferous broad-leaved mixed forest),针叶树建群种主要有:黄山松(*Pinus taiwanensis*)、南方铁杉(*Tsuga chinensis var.tchekiangensis*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)、柳杉(*Cryptomeria fortunei*)等,阔叶树种主要有:木荷(*Schima superba*)、青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)、大叶野樱(*Laurocerasus zippeliana*)等;亚高山(2 100 m)的黄壤性草甸土,植被主要是亚高山矮林以落叶

树种为主,树干常扭曲,较矮小,有紫茎(*Stewartia sinensis*)、合轴荚蒾(*Viburnum sympodiale*)和华山矾(*Symplocos chinensis*)等植物。于 2009 年 5 月采集 0~20 cm 土壤(表 1),新鲜土壤带回实验室自然风干,去杂后混匀,过 2 mm 筛后装入塑封袋备用。

1.2 培养试验

于 2008 年 9 月,称取相当于烘干土 100 g 的风干土装入 150 ml 塑料杯中,根据土壤含水量和土壤最大持水量计算出最大持水量 50% 时的需水量。将 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 配置成溶液,加入土壤,用蒸馏水补足需水量,加入土壤 N 量为:0 mg(对照,CK)、5 mg(低氮, LN)、10 mg(高氮, HN),3 种处理,每种处理设置 18 个重复,用塑料薄膜封口,开透气小孔 6 个(直径 0.4 mm),置于 25℃ 生态培养箱中培养。培养期间定期称重,参考培养前的重量用蒸馏水使土壤含水量维持在最大持水量的 50%。从培养之日起,分别于第 7、14、21、28、42、56 天分别取样,每次取其中 3 个重复土壤样品,4℃ 冰箱中保存。

表 1 土壤基本理化性质

Table 1 Basic properties of studied soils

采样点	土壤 类型	海拔高度 (m)	年均气温 (℃)	降雨量 (mm)	全 N (g/kg)	速效 N (mg/kg)	速效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)	pH (H ₂ O)	黏粒 (%)	粉粒 (%)
黄坑	红壤	310	18.0	1 850	1.73	30.88	6.85	32.5	4.75	54.56	23.68
桐木关	黄壤	1 050	13.0	2 150	3.02	84.36	13.74	50.5	4.67	38.54	41.66
黄冈山 25 km 处	黄壤	1 850	12.0	2 200	4.41	110.45	13.82	58.0	4.53	38.02	34.85
黄冈山顶	黄壤性草甸土	2 100	8.5	3 000	3.69	140.26	19.35	76.0	4.72	41.92	26.20

1.3 测定方法

取培养完后的土样 5.00 g 用 2 mol/L 的 KCl 溶液 50 ml 浸提,浸提液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量用靛酚兰比色法测定, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量用紫外分光光度计测定^[22]。

1.4 数据处理

采用统计软件 SPSS16.0 中单因素方差分析(One way ANOVA)和 Excel 2003 软件对数据进行处理,检验不同类型土壤培养时间 N 处理间的差异。

2 结果与分析

2.1 施用不同浓度铵态氮对红壤硝态氮和铵态氮含量的影响

图 1 显示,添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 培养后,红壤的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量依次为 CK>LN>HN。在第 7~56 天,与对照

(CK)比较, LN 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量分别显著降低 25.7% ($p<0.001$)、13.5% ($p=0.039$)、12.0% ($p=0.025$)、15.7% ($p<0.001$)、7.0% ($p=0.01$)、6.0% ($p<0.01$); HN 处理分别降低 17.4% ($p=0.009$)、11.5% ($p=0.077$)、20.7% ($p<0.001$)、23.2% ($p<0.001$)、19.1% ($p<0.01$)、9.3% ($p<0.01$)。表明施加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可降低红壤中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,而且施加的浓度越高,降低越明显。随着培养土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量在显著递增,同比递增幅度依次为 CK>LN>HN,结果表明,添加 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 降低土壤硝化速率。

图 1 显示,与 CK 处理相比,在第 7~56 天, LN 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著升高 24.1%~96.5% ($p<0.05$), HN 处理分别显著升高 68.7%~114.1% ($p<0.01$)。与培养前相比,CK 处理的土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含

量在第 7~56 天波动在 $-34.7\% \sim 27.8\%$, LN 处理显著增加 $28.3\% \sim 106.5\%$ ($p < 0.05$), HN 处理显著增加 $39.8\% \sim 130.6\%$ ($p < 0.01$)。考虑 LN 和 HN 处理分别于 100 g 土加入 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 5 mg 和 10 mg , 结果

表明 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的加入并未明显地降低氨化作用, 而且在整个培养期间, LN 和 HN 处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量呈逐渐降低趋势, 而没有累积, 可能与 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 增加有关。

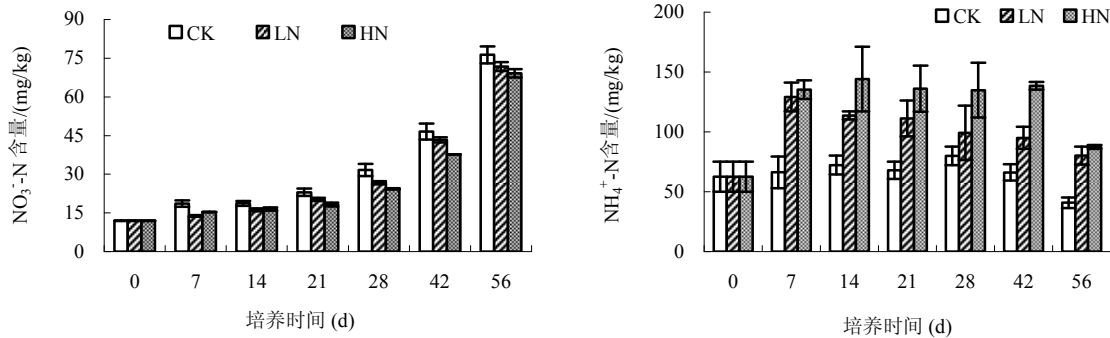


图 1 添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对黄坑红壤中 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响

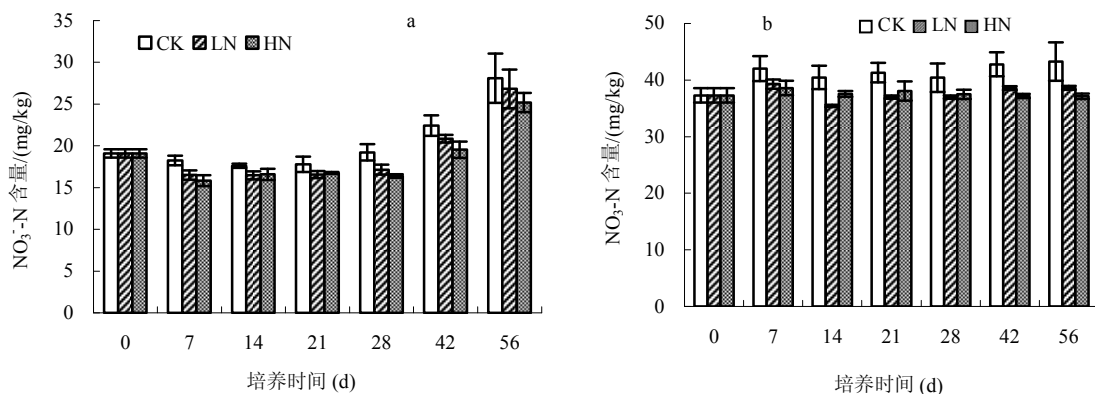
Fig. 1 The influences of adding ammonium nitrogen content on the nitrate and ammonium nitrogen contents of Huangkeng red soil

2.2 施用不同浓度铵态氮对黄壤硝态氮和铵态氮含量的影响

图 2a 显示, 与 CK 处理比较, 土壤 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 在 LN 处理中降低 $4.5\% \sim 10.8\%$, 在 HN 处理中显著降低 $5.7\% \sim 14.7\%$ ($p < 0.05$), LN 和 HN 处理之间无显著差异。在培养 28 天前, 桐木关黄壤 3 种处理下 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 大体都保持在一定水平 (17.5 mg/kg), 与培养前相比, 各处理下 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量降低 $4.3\% \sim 14.3\%$, 而到 42 天后 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量统一有

明显升高 ($p < 0.05$), CK 处理增加 $17.4\% \sim 47.1\%$, LN 处理增加 $9.2\% \sim 40.5\%$, HN 处理增加 $2.3\% \sim 31.9\%$ 。

图 2b 显示, 与 CK 比较, 土壤 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 在 LN 处理中显著降低 $6.5\% \sim 12.4\%$ ($p < 0.05$), 在 HN 处理中显著降低 $7.1\% \sim 14.2\%$ ($p < 0.05$), LN 和 HN 处理之间无显著差异。培养期间, CK 处理增加 $8.4\% \sim 16.0\%$, LN 和 HN 处理下黄壤 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量变化不大, 与培养前相比, 变化幅度小于 5.0% 。



(a: 桐木关黄壤, b: 黄冈山 25 km 处黄壤)

图 2 添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对黄壤中 $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 的影响

Fig. 2 The influences of adding ammonium nitrogen content on the nitrate nitrogen content of Yellow soil

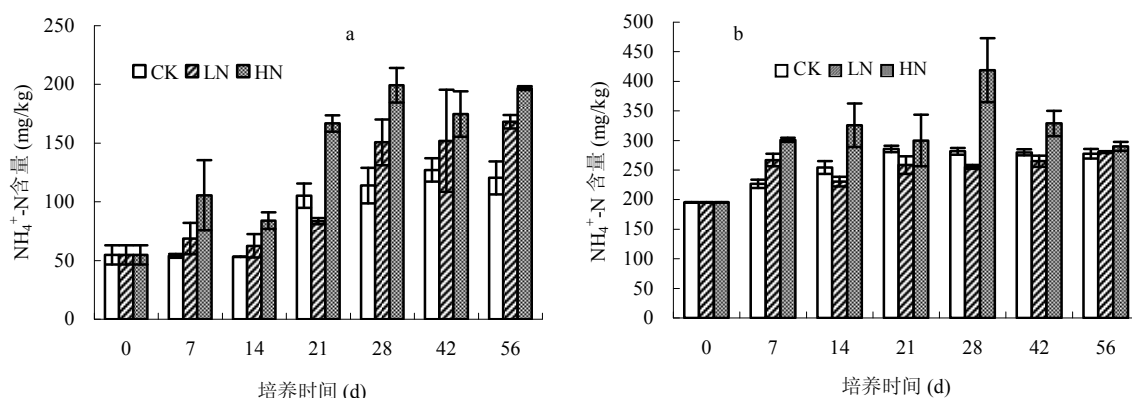
图 3a 显示, 桐木关黄壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著表现为 $\text{HN} > \text{LN} > \text{CK}$, 在 7~56 天, LN 处理比 CK 要高 17.6%

$\sim 39.6\%$, HN 处理比 CK 处理分别高 $37.6\% \sim 95.8\%$ ($p < 0.05$)。而图 3b 显示, 与 CK 处理相比, 黄冈山 25 km

处黄壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量, LN 处理下在第 7 天显著升高 17.8% ($p < 0.05$), 在第 14~42 天降低 5.3%~9.5%; 在第 7、14、28、42 天, HN 处理显著升高 17.5%~48.6% ($p < 0.05$)。

与培养前相比, CK 处理下的桐木关黄壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在第 21~56 天显著增加 92.2%~132.1% ($p < 0.05$) (图 3a), LN 处理下显著增加 52.5%~207.1% ($p < 0.05$); HN 处理下显著增加 204.5%~263.8% ($p <$

0.01)。黄冈山 25 km 黄壤 CK 处理下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在第 7~56 天与培养前相比显著增加 16.1%~46.3% ($p < 0.001$) (图 3b), LN 处理下显著增加 18.2%~43.7% ($p < 0.01$), HN 处理下显著增加 48.5%~114.6% ($p < 0.001$)。对比桐木关黄壤和黄冈山 25 km 处黄壤, 可以看出添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化存在较大差异, 表明因海拔高度的差异, 即使是同一类型的土壤, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对外源 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的响应也有所差异。



(a: 桐木关黄壤, b: 黄冈山 25 km 黄壤)

图 3 添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对黄壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响

Fig. 3 The influences of adding ammonium nitrogen content on the ammonium nitrogen content of Yellow soil

2.3 施用不同浓度铵态氮对黄壤性草甸土硝态氮含量的影响

图 4 显示, 施 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对黄壤性草甸土 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量影响不大。与 CK 处理比较, 在第 7~56 天, LN 和 HN 处理下平均变化幅度小于 8.4%。从培养过程来看, 不同处理下的土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量都呈现出降低的趋势,

与培养前相比, CK 处理下在第 56 天降低幅度最大, 显著降低 17.9% ($p < 0.001$), 而 LN 和 HN 处理下在第 28 天降低幅度最大, 分别显著 ($p < 0.001$) 降低 15.9% 和 17.6%。表明施加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量没有得到累积, 这点与红壤和桐木关黄壤有明显的不同, 无疑与土壤的特性关系密切。

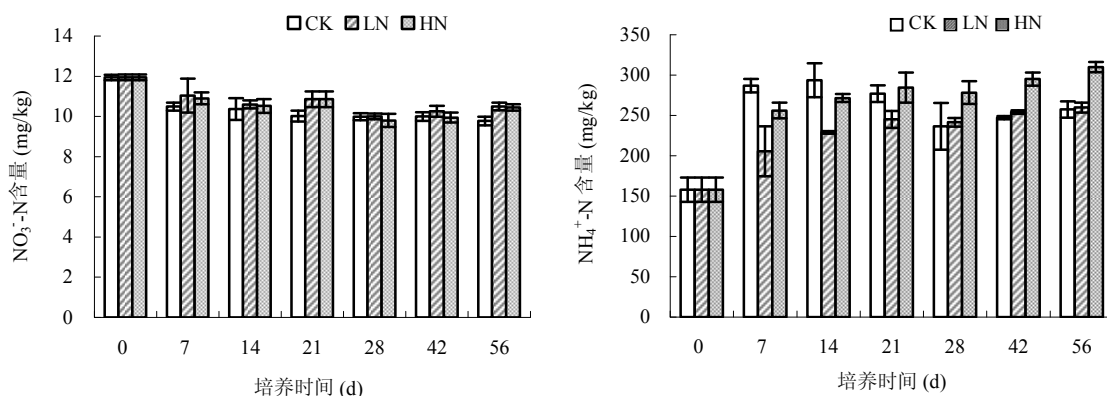


图 4 添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 对黄壤性草甸土 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响

Fig. 4 The influences of adding ammonium nitrogen content on the nitrate and ammonium nitrogen contents of meadow-yellow soil

图 4 显示, 黄壤性草甸土各培养时间土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量变化差异很大, LN 处理在前 3 周比 CK 处理显著降低 11.6%~28.5% ($p<0.01$), 而在第 28 天后差异不大; HN 处理在第 7 天和第 14 天比 CK 处理分别降低 10.8% ($p<0.01$) 和 7.5%, 第 3 周后开始增加, 其中 28~56 天显著增加 17.6%~20.4% ($p=0.002$)。与培养前相比, 在第 7~56 天, CK 处理下土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量显著增加 49.7%~85.7% ($p<0.001$), LN 处理下显著增加 29.9%~64.3% ($p<0.001$), HN 处理下显著增加 62.0%~96.0% ($p<0.001$)。黄壤性草甸土的这种变化趋势可能与土壤有机质含量很高、培养初始大量有机 N 矿化有关, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 加入处理在前期测定结果与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 加入量接近, 表明 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的固持不大。

3 讨论

方运霆等^[23]研究亚热带鼎湖山地区主要森林类型下赤红壤有效 N 含量对模拟 N 沉降的初期响应, 结果表明外加 N (NH_4NO_3) 处理使针叶和阔叶森林土层的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加, 但是高 N 水平并不比低 N 水平高, 而且针叶和阔叶的响应不一。在鼎湖山马尾松林、马尾松与阔叶树种混交林和季风常绿阔叶林下赤红壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 对外加 N 的响应特征研究中, 他们发现土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 显著地受森林类型、季节和 N 处理的影响, N 处理明显增加土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 水平, 外加 N 不但直接增加土壤有效 N 水平, 而且因外加 N 会增强土壤的 N 矿化、硝化作用, 从而进一步增加土壤有效 N^[19]。但是本文发现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 添加降低了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量, 且不同土壤影响程度不一。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 变化与已有研究^[23,19]不同, 原因很有可能与他们所加 N 为 NH_4NO_3 有关, 本身就有 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的加入, 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 增加也是可以理解的, 更何况在马尾松植被下高 N 水平下 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 没有继续增加, 也暗示很可能在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 施用下 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量降低。本研究中只有 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 加入, 而红壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在培养后期降低, 表明 N 素形态是影响土壤 N 素转化的重要因子之一^[16,19]。在我们添加 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的实验中, 结果显示 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量增加, 这与已有研究^[23,19]结果趋势一致。同时甘建民等^[24]研究施入 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 肥后, 土壤中的氨化速率明显提高, 但硝化速率和矿化速率却显著降低, 他们分析认为土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的增加, 促进了土壤有机 N 转化, 即氨化作用受到“催化”, 使土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加, 而增加的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 又给硝化作用提供了更多的 N 源, 导致可能增加了 NH_3 挥发及 NO_2^- 和

NO_3^- 的淋失, 从而使土壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量减少, 施肥导致硝化作用降低。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 供应是调节硝化速率的一个重要因子^[25], 鉴于本研究中土壤的 pH 较低, NH_3 挥发可能不大; 其次培养设备底部密闭, NO_2^- 和 NO_3^- 的淋失也不大可能。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 添加降低 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量, 最有可能的是土壤 N_2O 或 NO 等排放增加^[18], 已有报道 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加了旱地土壤 N_2O 的排放^[26]; 由于实验操作中水分差异导致的局部微区厌氧环境, 很可能存在 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 异化还原, 导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加, 甚至远大于 N_2O 和 NO 的排放^[27], 因此探讨 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降低土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的可能原因将是下一步工作的重点。

本研究表明, 不同类型土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在不同的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 输入水平下随 N 素添加而增加, 变化程度不一, 表明 N 沉降将增加土壤氨化作用^[23-24]; 随着培养, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 本应在开始试验时就大幅增加, 但是土壤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量出现高值的时间并不一样, 红壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在培养过程中降低, 可能与硝化作用增加有关, 使 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养而增加, 也有可能 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被微生物固持, 使微生物生物量 N (MBN) 增加有关^[16], 我们在研究 N 素对凋落物分解调控试验中发现 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增加可以显著增加 MBN; 桐木关黄壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 则随培养而在后期大幅度增加, 黄冈山 25 km 处黄壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 波动不大; 黄壤性草甸土 CK 处理先升高后降低, 而 LN 和 HN 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 均随培养而升高。可见, 取自不同土壤和植被类型的样品对 N 添加的响应存在较大差异^[19]。在本研究中, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量都显著高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 除了培养添加的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 所起的作用外, 还可能是由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 带正电荷易被带负电荷的土壤黏土矿物和有机胶体吸附, 不易从土壤中淋失造成的, 森林土壤的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 常高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 就是森林生态系统 N 保持的结果^[28]。Jean 等^[13]对添加 NH_4NO_3 后的糖枫及土壤性质进行了研究, 结果表明经过 N 处理 3 年后土壤 NO_3^- 和 NH_4^+ 浓度只有过短暂的增加, 并没有出现期望的持续性提高, 一方面固然是因为植物的吸收作用, 另一方面也表明实验时间的长短是一个很重要的因子, 这与 N 素在土壤中的转化有紧密联系, 即使在本研究 2 个月的培养期, 不同时间个别土壤的变化差异明显, 而且有累积的趋势, 可能与培养期间没有植被有关, 同时结果表明土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 并未都有所累积, 比如红壤主要是 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在累积, 桐木关黄壤 NO_3^- 和 NH_4^+ 都在积累, 这很可能是土壤理化性质与肥沃程度影响土壤 N 素转化有关, 使得森林土壤 N 素转化影响因素和作用机制非常

复杂^[8]。针对过程的研究是森林生态系统 N 素循环的重要组成部分, 也将是 N 沉降影响 N 素转化的关键所在, 因此, 有必要就不同土壤 N 素转化对 N 沉降的响应机理开展深入工作。

参考文献:

- [1] Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 1997, 7(3): 737–750
- [2] Kaiser J. The other global pollutant: nitrogen proves tough to curb. *Science*, 2001, 294: 268–269
- [3] Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, and Cosby BJ. The Nitrogen Cascade *Bioscience*, 2003, 53: 34–36
- [4] Golden HE, Boyer EW. Contemporary estimates of atmospheric nitrogen deposition to the watersheds of New York State, USA. *Environ. Monit. Assess*, 2009, 155: 319–339
- [5] Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill AH, Berntson G, Kamekea M, McNulty SG, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience*, 1998, 48, 921–934
- [6] 刘学军, 巨晓棠, 张福锁. 基施尿素对土壤剖面中无机氮动态的影响. *中国农业大学学报*, 2001, 6(5): 63–68
- [7] 李德军, 莫江明, 方运霆, 彭少麟, Gundersen P. 氮沉降对森林植物的影响. *生态学报*, 2003, 23(9): 1 891–1 900
- [8] 方运霆, 莫江明, Gundersen P, 周国逸, 李德军. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应. *生态学报*, 2004, 24(7): 1 524–1 531
- [9] 袁颖红, 樊后保, 王强, 裘秀群, 陈秋凤, 李燕燕, 黄玉梓, 廖迎春. 模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响. *浙江林学院学报*, 2007, 24(4): 437–444
- [10] Kathleen AL, Pamela M. Consequences of nitrogen additions for soil losses from wet tropical forests. *Ecological Applications*, 2005, 15(5): 1 629–1 648
- [11] Kjonaas OJ, Stuanes AO, Huse M. Effects of weekly nitrogen additions on N cycling in a coniferous forest catchment, Gardsjon, Sweden. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(13): 227–249
- [12] Meredith TZ, Adrien CF. Atmospheric deposition may affect northern hardwood forest composition by altering soil nutrient supply. *Ecological Applications*, 2007, 17(7): 1 929–1 941
- [13] Jean DM, Daniel H. Soil solution and sugar maple response to NH_4NO_3 additions in a base-poor northern hardwood forest of Québec, Canada. *Environ. Monit. Assess*, 2009, 155: 177–190
- [14] Barnard R, Le Roux X, Hungate BA, Cleland EE, Blankinship JC, Barthes L, Leadley PW. Several components of global change alter nitrifying and denitrifying activities in an annual grassland. *Functional Ecology*, 2006, 20: 557–564
- [15] 吕超群, 田汉勤, 黄耀. 陆地生态系统氮沉降增加的生态效应. *植物生态学报*, 2007, 31(2): 205–218
- [16] Xu XL, Ouyang H, Cao GM. Nitrogen retention patterns and their controlling factors in an alpine meadow: Implications for carbon sequestration. *Biogeosciences Discuss*, 2007, 4: 2 641–2 665
- [17] Templer PH, Lovett GM, Weathers KC, Findlay SE, Dawson TE. Influence of Tree Species on Forest Nitrogen Retention in the Catskill Mountains, New York, USA. *Ecosystems*, 2005, 8: 1–16
- [18] 张炜, 莫江明, 方运霆, 鲁显楷, 王晖. 氮沉降对森林土壤主要温室气体通量的影响. *生态学报*, 2008, 28(5): 2 309–2 319
- [19] 方运霆, 莫江明, 周国逸. 离子交换树脂袋法研究森林土壤硝态氮及其对氮沉降增加的响应. *生态环境*, 2005, 14(4): 483–487
- [20] 向升华, 高人, 马红亮, 刘乐中. 不同年龄杉木人工林土壤无机氮比较研究. *亚热带资源与环境学报*, 2008, 3(1): 24–30
- [21] Zhang W, Mo J, Yu G, Fang Y, Li D, Lu X, Wang H. Emissions of nitrous oxide from three tropical forests in Southern China in response to simulated nitrogen deposition. *Plant Soil*, 2008, 306: 221–236
- [22] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999, 130–162
- [23] 方运霆, 莫江明, 周国逸. 南亚热带森林土壤有效氮含量及其对模拟氮沉降增加的初期响应. *生态学报*, 2004b, 24(11): 2 353–2 359
- [24] 甘建民, 孟盈, 郑征, 沙丽清, 冯志立. 施肥对热带雨林下种植砂仁土壤氮矿化和硝化作用的影响. *农业环境科学学报*, 2003, 22(2): 174–177
- [25] 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
- [26] 梁东丽, 方日尧, 李生秀, Emteryd O, 张兴昌. 硝、铵态氮肥对旱地土壤氧化亚氮排放的影响. *干旱地区农业研究*, 2007, 25(1): 67–72
- [27] Silver WL, Herman DJ, Firestone MK. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. *Ecology*, 2001, 82(9): 2 410–2 416
- [28] 孟盈, 薛敬意, 沙丽清. 西双版纳不同热带森林下土壤铵态氮和硝态氮动态研究. *植物生态学报*, 2001, 25(1): 99–104

Effects of Ammonium Application on Contents of Nitrate and Ammonium Nitrogen in Forest Soil

MA Hong-liang, WANG Jie, GAO Ren, YIN Yun-feng, SUN Jie

(Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process, Ministry of Education, Fujian Provincial Key Laboratory of Subtropical Resources and Environment, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

Abstract: The incubation experiment was carried out on soil samples of red soil, yellow soil, meadow soil of weakly-developed yellow soil from Wuyi Mountain at three nitrogen levels of the control (CK, N 0 mg/kg), low nitrogen (LN, N 50 mg/kg), high nitrogen (HN, N 100 mg/kg) to study a short-term effects of ammonium applied on soil nitrogen transformation. The results showed that addition of ammonium significantly ($p < 0.05$) decreased soil nitrate content by 4.5%-25.7% compared with CK, but no significant difference was found between HN and LN. The decrease of nitrate may be contributed to denitrification and dissimilatory reduction of nitrate to ammonium. However, ammonium addition did not decrease nitrate content in yellow meadow soil. Compared with sample analyzed before incubation, nitrate content in 56 day of incubation increased significantly by 5 times in red soil, increased by 40% in yellow soil at Tongmuguan and increased only 16% in yellow soil at Huanggangshan 25 km under CK treatment, however, soil nitrate in yellow meadow soil decreased significantly. Results showed the change magnitude of nitrate content was lower at HN and LN than CK for all soil samples. Compared with CK, ammonium nitrogen for red soil were significantly ($p < 0.05$) increased by 24.1%-96.5% and 68.7%-114.1% at the LN and HN treatments respectively, and no accumulation with incubation which may be related to microbial nitrogen fixation. Ammonium nitrogen of yellow soil from Tongmuguan were increased significantly by 17.6% ~ 39.6% and 37.6% ~ 95.8% ($p < 0.05$) at the LN and HN, respectively. Ammonium nitrogen of yellow soil from 25 km site was increased by 17.8% ($p < 0.05$) only in 7 day at LN and increased by 17.5%-48.6% ($p < 0.05$) in 7, 14, 28, 42 day at HN compared with CK. Ammonium nitrogen in yellow meadow soil was significantly ($p < 0.01$) decreased by 11.6% -28.5% compared with CK before 3 weeks at LN, it was decreased by 10.8% ($p < 0.01$) in 7 day and by 7.5% in 14 day, but from the 28th day to the 56th day it was increased significantly ($p = 0.002$) by 17.6%-20.4% at HN. With the experiment, ammonium decreased gradually in red soil, but increased in yellow soil from Tongmuguan, yellow soil from 25 km site and yellow meadow soil at CK. However, ammonium in soil of yellow soil and yellow meadow soil was increasing gradually at LN and HN. Therefore, results indicated the response of different soil types to ammonium nitrogen addition was distinct.

Key words: Nitrogen deposition, Forest soil, Nitrate nitrogen, Ammonium nitrogen, Nitrogen transformation