

# 添加硝化抑制剂 DMPP 对红壤水稻土硝化作用及微生物群落功能多样性的影响<sup>①</sup>

刘生辉<sup>1,2</sup>, 吴萌<sup>2</sup>, 胡锋<sup>1</sup>, 李忠佩<sup>2,3\*</sup>

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:**通过室内培育试验,研究了不同施氮水平下添加硝化抑制剂(DMPP)处理对红壤水稻土  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量、微生物生物量碳及微生物群落功能多样性的影响。结果表明:56 天培养期内,不同处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量总体呈下降趋势,而  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量呈上升趋势。随施氮水平提高,培养期内  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  平均含量从 0 mg/kg 处理的 24.10 mg/kg 增加到 400 mg/kg 处理的 412.10 mg/kg,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  平均含量从 0 mg/kg 处理的 41.88 mg/kg 增加到 400 mg/kg 处理的 99.83 mg/kg。添加 DMPP 显著抑制硝化作用进行,抑制效果随施氮量增加而提高,400 mg/kg 施氮水平下,添加 DMPP 硝化率和硝化速率比不添加 DMPP 处理分别下降了 29.0% 和 44.3%,下降幅度远大于其他施氮水平处理。施氮水平也影响土壤微生物生物量碳和微生物群落功能多样性。施氮量从 0 mg/kg 增加到 400 mg/kg,土壤微生物生物量碳下降了 12.5%, AWCD 值下降了 78.4%, Shannon 指数下降了 22.3%;与不添加 DMPP 处理相比,添加 DMPP 处理的土壤微生物生物量、AWCD 值、Shannon 指数分别提高了 2.1%、23.9%、7.8%,尤其在 400 mg/kg 施氮水平下,提高的幅度更加明显。

**关键词:**施氮水平; DMPP; 硝化作用; 土壤微生物生物量碳; 土壤微生物群落功能多样性

中图分类号: S154.1

氮是植物生长的必需元素,也被认为是陆地生态系统初级生产力的限制性元素,人类通过施氮肥等措施维持土壤氮素水平,促进植物生长<sup>[1]</sup>。但是,过量氮肥施入农田不仅会导致土壤酸化,影响土壤理化和生物学性状,还会造成作物体内硝酸盐含量提高<sup>[2]</sup>,而且大量氮素损失也引起了地下水污染等环境问题<sup>[3]</sup>。

硝化作用是土壤中氮素转化的重要过程,受植被<sup>[4]</sup>、水分<sup>[5]</sup>、氨氮浓度<sup>[6]</sup>、盐度<sup>[6]</sup>、温度<sup>[6]</sup>、pH<sup>[6]</sup>等诸多因素影响。不同的施氮水平,土壤中硝化作用的强度差异明显。研究表明<sup>[7]</sup>,施氮可以影响土壤硝化能力。贾俊仙等<sup>[8]</sup>对南方红壤水稻土的研究表明施用尿素条件下土壤硝化作用显著增强,另外李奕林等<sup>[9]</sup>对南京地区黄棕壤的实验也表明施氮可以提高土壤硝化作用及根际土壤 AOB 的数量,但是对北方黑土的研究<sup>[10]</sup>则表明施用尿素条件下土壤的硝化强度随施用量的增加而减少。显然,不同施氮水平下土壤中硝化作用的变化因土壤条件而异。添加硝化

抑制剂对土壤硝化作用有抑制效果,有研究表明<sup>[11]</sup>在不同的水分、温度条件下添加硝化抑制剂都可以显著降低土壤硝化作用强度,另外,土壤质地也会影响硝化抑制剂的抑制效果<sup>[12–16]</sup>,已有研究证明硝化抑制剂 DMPP 添加 60 天后砂壤土<sup>[14]</sup>、粉砂壤土<sup>[15]</sup>、重黏土<sup>[16]</sup>中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量分别下降了 36.8%、44.7%、69.8%。可见,抑制效果也因不同土壤和施氮状况而有巨大变异。添加硝化抑制剂对硝化作用的影响及其与土壤微生物特性变化的关系仍需进一步研究。

本文通过室内培育试验,研究不同施氮水平下添加硝化抑制剂(DMPP)对红壤水稻土硝化作用的影响,观测土壤微生物生物量碳及微生物群落功能多样性变化,有助于深入认识红壤水稻土氮素转化的过程机制,也可为制订合理的施肥措施提供科学依据。

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 供试土壤

采自江西省鹰潭市中国科学院红壤生态实验站。

基金项目:国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2013CB127401)和江苏省青年科学基金项目(BK20131044)资助。

\* 通讯作者(zhpli@mail.issas.ac.cn)

作者简介:刘生辉(1989—),男,江苏南京人,硕士研究生,主要从事土壤生态学方面的研究。E-mail: 2012103020@njau.edu.cn

该站地处 116°55'E、28°15'N, 属亚热带季风气候区, 年均气温 17.6℃, 年降雨量 1 785 mm, 年蒸发量 1 318 mm, 降雨集中于每年的 3—6 月, 无霜期 261 天。采样田块是该区域典型的稻田土壤, 发育于第四纪红色黏土。

2013 年早稻收获后, 采集表层 0~20 cm 土壤, 样品经自然风干后过 2 mm 筛, 并挑去土壤中的细根备用。土壤基本理化性质为有机质 50.16 g/kg, 全氮 2.72 g/kg, pH 4.3。

## 1.2 试验设计

试验设 0、50、100、400 mg/kg 4 个施氮水平, 每个施氮水平下又分添加硝化抑制剂(DMPP)(添加量为施氮量的 1%)与不添加硝化抑制剂(DMPP)两种处理, 共 8 个试验处理, 简记为 N0、N50、N100、N400、N0D(该处理 DMPP 的添加量与 N100D 同)、N50D、N100D、N400D。

取 200 g 过 2 mm 筛的风干土, 置于 500 ml 塑料瓶中(每个处理 15 瓶), 调节土壤水分田间饱和持水量的 60%, 预培养后按照试验设计添加氮(尿素)与 DMPP, 并与土壤充分混匀。塑料瓶口用保鲜膜密封以减少水分蒸发, 然后置于 25℃ 培养箱中培养, 每两天补充一次水分。培养过程中分别在 1、7、14、28、56 天采取土样, 土样保存于 4℃ 冰箱中并尽快完成分析工作。

## 1.3 分析方法

土壤有机碳含量测定采用丘林法, 全氮测定采用半微量凯氏法, 土壤 pH 测定采用电位计法[m(土):V(液)=1:2.5]<sup>[17]</sup>。

土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ : 用 2 mol/L KCl 溶液浸提土壤中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 流动分析仪测定<sup>[15]</sup>。硝化率=  $(\text{NO}_3^-\text{-N})/[(\text{NH}_4^+\text{-N})+(\text{NO}_3^-\text{-N})]\times 100\%$ ; 硝化速率=[ $(\text{NO}_3^-\text{-N})_{\text{培育终}} - (\text{NO}_3^-\text{-N})_{\text{培育始}}$ ]/培

养时间<sup>[5]</sup>。

土壤微生物生物量碳<sup>[18]</sup>: 土壤微生物量碳采用氯仿熏蒸提取法测定, 利用德国 Multi N/C 3100 TOC/TN(德国, 耶拿)分析仪分别测定熏蒸前和熏蒸后土壤可溶性有机碳的含量, 根据熏蒸后与熏蒸前土壤可溶性有机碳的差值乘以系数 2.2 计算得到土壤微生物生物量碳含量。

土壤微生物群落功能多样性<sup>[19]</sup>: 土壤微生物群落功能多样性采用美国 BIOLOG 微生物自动分析系统进行分析。称取 5 g 新鲜土样置于 50 ml 无菌的 0.85% NaCl 溶液中, 在 175 r/min 下振荡 30 min。用无菌 0.85% NaCl 溶液稀释至 200 倍后, 再用 8 通道加样器向 BIOLOG Eco 微孔板各孔分别添加 150  $\mu\text{l}$  稀释后的悬液。25℃ 恒温培养, 每隔 12 h 在 BIOLOG 自动读盘机上读取 590 nm 波长下的吸光值。选取 96 h 的数据进行多样性指数的计算和主成分分析。参照 Zhong 等<sup>[20]</sup>和 Staddon 等<sup>[21]</sup>的方法计算平均吸光度值和多样性指数。

## 1.4 数据处理

所有数据经 Excel 整理后, 用 SPSS 19.0 软件进行统计分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同施氮水平下添加 DMPP 对红壤水稻土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的影响

施氮量对土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量有显著影响。土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随施氮水平提高而增加(图 1)。施氮量从 0 mg/kg 到 400 mg/kg, 培养期内土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  平均含量从 24.10 mg/kg 到 412.10 mg/kg, 增加了 16 倍;  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  平均含量从 41.88 mg/kg 到 99.83 mg/kg, 增加了 138.4%。培养期内,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量随培养时间延长呈下降趋势, 而  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量则呈

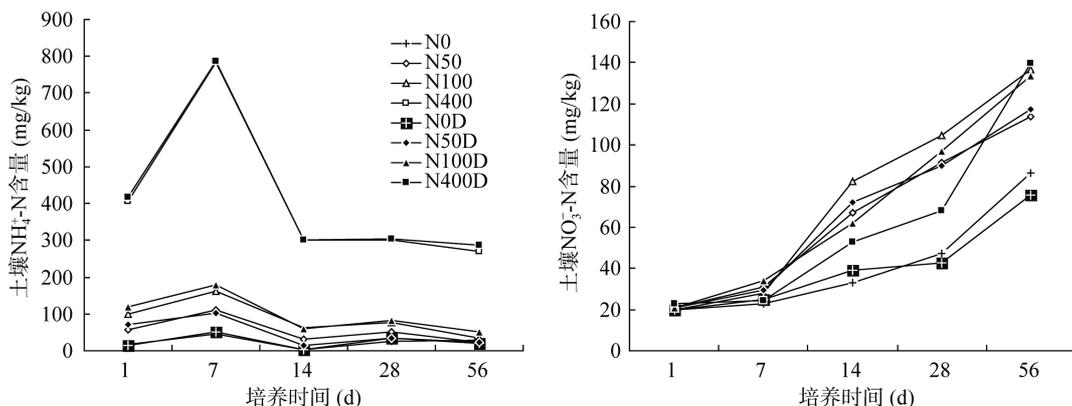


图 1 不同处理土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量随培养时间变化

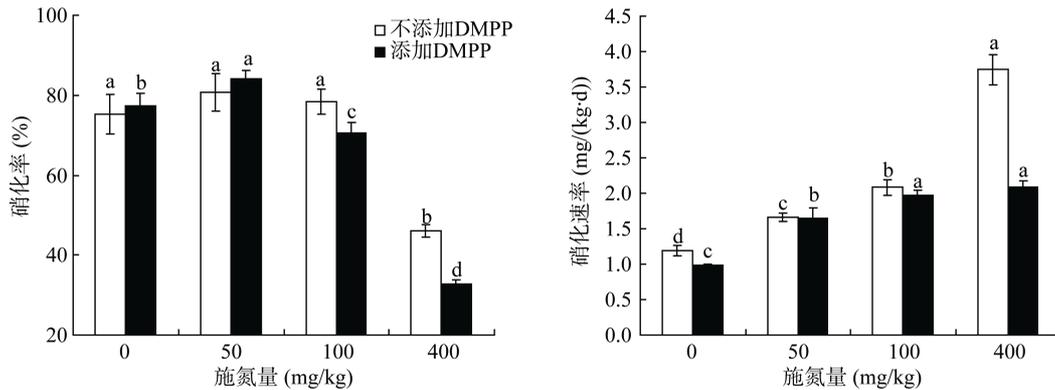
Fig. 1 Content changes of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  in soils under different treatments

上升趋势。56 天培养期内, N0、N50、N100、N400 处理的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量分别下降了 35.8%、79.3%、78.2%、65.6%, 而  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量分别增加了 336.4%、449.2%、582.5%、1047.7%。

添加硝化抑制剂显著影响土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量变化。与不添加 DMPP 处理相比, 培养期内 N0D、N50D、N100D、N400D 处理土壤  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  平均含量分别提高了 1.8%、8.7%、12.9%、1.6%, 而土壤  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  平均含量则分别下降了 3.6%、1.8%、6.4%、38.3%。特别是在 400 mg/kg 的较高施氮水平下, 培养结束时添加 DMPP 比不添加 DMPP 处理的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量下降了 39.1%。

## 2.2 不同施氮水平下添加 DMPP 对红壤水稻土硝化率和硝化速率的影响

不同施氮水平下, 土壤硝化率差异明显。随施氮水平提高, 土壤硝化率总体呈下降趋势。如图 2



(图中 DMPP 相同处理, 而施氮量不同处理间小写字母不同表示处理间差异达到  $P < 0.05$  显著水平, 下同)

图 2 不同处理土壤硝化率和硝化速率的变化

Fig. 2 Changes of soil nitrification ratio and soil nitrification rate in soil under different treatments

土壤的硝化速率也因不同施氮水平而异。如图 2 所示, 土壤硝化速率随施氮水平提高呈上升趋势, 差异明显; 施氮水平从 0 mg/kg 到 400 mg/kg, 土壤硝化速率增加 214.6%。拟合结果表明, 硝化速率与施氮量呈指数函数关系,  $y = 0.7915e^{0.3667x}$ ,  $R^2 = 0.9614^{**}$ 。式中:  $x$  为施氮量,  $y$  为硝化速率。这表明, 当施氮量达到较高水平时, 硝化速率将大幅度上升。这与贾俊仙等<sup>[8]</sup>的研究结果一致, 即添加尿素促进了红壤水稻土的硝化作用, 主要原因是添加尿素后土壤 pH 升高强化了氨氧化微生物的活性<sup>[23]</sup>。然而, 栗方亮等<sup>[5]</sup>却得到了相反的研究结果, 即施氮后降低了土壤的硝化速率, 这是由于其试验中采用的氮肥为硫酸铵, 而添加硫酸铵后土壤 pH 会显著下降进而对土壤硝化作用产生抑制效果。添加 DMPP 可以显著抑制土壤硝化作用, 降低硝化速率, 尤其在较高施氮水平下, 抑制效果更明显。结果显示, N400D 处理的硝化速率比 N400

所示, N0、N50、N100 处理之间土壤硝化率差异不显著 ( $P > 0.05$ ), 而 N400 处理的土壤硝化率显著下降 ( $P < 0.05$ ), 其值仅为 N0、N50、N100 处理的 61.3%、57.0%、58.7%。贾俊仙等<sup>[10]</sup>的研究表明黑土的硝化率也会随施氮量(尿素)的增加而下降。施氮后黑土与红壤的硝化率变化情况略有不同, 当施氮量为小于 100 mg/kg 时红壤土壤硝化率未显著下降而黑土的土壤硝化率已经显著下降, 当施氮量达到 400 mg/kg 时黑土的硝化率和红壤的硝化率大致相当, 这种不同可能是由于土壤类型及土壤基本理化性质等条件的差异而导致。添加 DMPP 后, 尤其在较高施氮水平, 土壤硝化率显著降低。与 N100、N400 相比, N100D、N400D 的硝化率降低了 10.1%、29.0%。这也与俞巧刚等<sup>[22]</sup>的研究结果相似, 添加 DMPP 可以有效降低土壤中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的含量, 进而降低土壤硝化率。

下降了 44.3%。DMPP 是一种新型硝化抑制剂<sup>[24]</sup>, 可以抑制土壤硝化作用。章燕等<sup>[25]</sup>在对褐土的试验中发现添加 DMPP 后土壤硝化速率降低了 59.1%, 我们的实验结果与此一致。另外, DMPP 的作用效果也受有机质含量、pH 和含水量<sup>[26]</sup>的影响, 这也可以很好地解释不同试验条件下 DMPP 对土壤硝化速率抑制效果的差异。

## 2.3 不同施氮水平下添加 DMPP 对红壤水稻土微生物生物量碳和微生物群落功能多样性的影响

施氮量对土壤微生物生物量碳含量有显著影响。土壤微生物生物量碳含量随施氮水平提高而减小(图 3)。培养结束时, N50、N100、N400 处理的土壤微生物生物量碳含量较 N0 处理分别下降了 1.94%、8.05%、12.52%。施氮肥虽然会提供给微生物大量可利用的氮素刺激微生物的生长, 但是大量氮的施入也

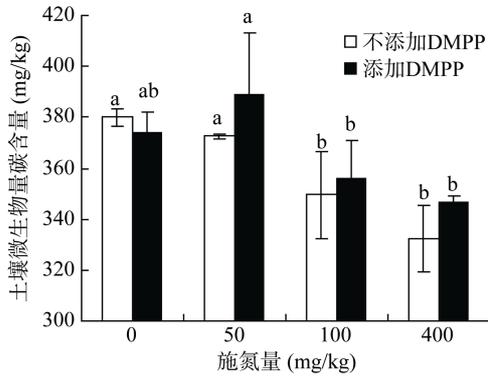


图 3 不同处理土壤微生物生物量碳的变化

Fig. 3 Changes of soil microbial biomass carbon in soils under different treatments

会通过改变环境因素(如土壤 pH)等方式抑制土壤微生物的生长。首先,大量氮输入会引起土壤酸化,本试验中培养 56 天后 N50、N100、N400 的土壤 pH 较 N0 分别下降了 3.3%、3.4%、0.9%,且与 N0 间差异显著( $P<0.05$ ),较低的土壤 pH 会降低微生物对土壤有机质的吸收与利用<sup>[27]</sup>;其次,试验选用的红壤其本身就具有富含铁铝氧化物、可溶性无机磷不稳定的特点,迅速降低的土壤 pH 更会加剧磷的固定<sup>[28-29]</sup>;另外,土壤酸化也提高了铝毒害土壤微生物、抑制土壤微生物活性的风险<sup>[30-31]</sup>。侯华亭等<sup>[32]</sup>研究表明裸地小区土壤微生物生物量碳含量随着施氮量的增加呈现出先增加后降低的趋势,但总体而言土壤中施氮会降低土壤微生物生物量碳含量。在施氮时添加硝化

抑制剂可以提高土壤微生物生物量碳含量。与不添加 DMPP 处理相比,培养期内 N50D、N100D、N400D 处理土壤微生物生物量碳含量分别提高了 4.35%、1.78%、4.24%。殷建祯等<sup>[33]</sup>的试验也证明添加 DMPP 在培养 60 天后可以提高土壤微生物生物量碳含量。

平均吸光值可以作为微生物整体活性的有效指标,它可以用来反映微生物对碳源利用的能力<sup>[16]</sup>。随着培养时间的延长,不同处理的土壤微生物群落对碳源的利用率增加,但反应速度和最终能到达的程度不同。不同施氮水平下,AWCD 值差异明显。随施氮水平的升高,AWCD 值整体呈下降趋势。如图 4 所示,培养 168 h 后 N50、N100、N400 处理的 AWCD 值较 N0 处理分别下降了 29.5%、12.7%、76.9%,栗方亮等<sup>[34]</sup>对水稻土的研究也得到了相似的结论,即施氮后土壤的 AWCD 值会呈现下降趋势。在高氮水平下添加硝化抑制剂可以提高 AWCD 值,且提升效果比较明显。结果显示,N400D 处理的 AWCD 值在培养 168 h 后比 N400 上升了 305.8%,且 168 h 时各处理的 AWCD 值均处于大于 0.8 的较高水平。分析认为施氮后由于 pH 降低和  $\text{NH}_4^+$  大量聚集等因素影响了微生物对碳源的利用率,因此 AWCD 值较低,而添加 DMPP 可以提高土壤 pH 等从而提高 AWCD 值。在本试验中,N400D 处理的土壤 pH 比 N400 的土壤 pH 提高了 14.6%,且差异显著( $P<0.05$ )。

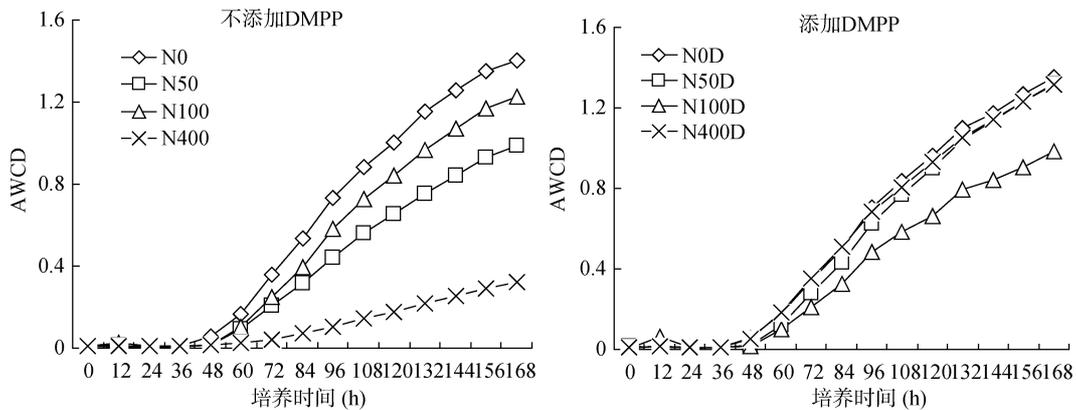


图 4 不同处理 AWCD 变化

Fig. 4 Changes of AWCD under different treatments

不同的多样性指数可以用来分析土壤微生物群落的功能多样性的不同方面。Shannon 指数主要反映群落中的物种丰富度,Simpson 指数较多地反映群落中最常见的物种,而 McIntosh 多样性指数则是群落物种均一性的衡量<sup>[5]</sup>。本试验采用 96 h 的数据,计算不同处理的 Shannon、Simpson、McIntosh 多样性指数(表 1)。

施氮水平影响土壤微生物群落多样性。Shannon、Simpson、McIntosh 指数都随施氮水平的升高而整体呈现下降的趋势,N50、N100、N400 处理的 Shannon 指数较 N0 处理分别下降了 9.05%、6.89%、22.3%,Simpson 指数分别下降了 4.51%、1.58%、11.1%,McIntosh 指数分别下降了 33.4%、12.4%、76.6%。栗方亮等<sup>[34]</sup>对水稻土的研究也得到了相似的结论,即

表 1 不同处理土壤微生物群落功能多样性变化  
Table 1 Changes of soil microbial community diversity under different treatments

处理	Shannon 指数	Simpson 指数	McIntosh 指数
N0	2.92 ± 0.13 a	0.94 ± 0.01 a	5.60 ± 0.66 a
N50	2.66 ± 0.29 ab	0.90 ± 0.06 a	3.73 ± 2.26 a
N100	2.72 ± 0.19 a	0.92 ± 0.02 a	4.91 ± 0.93 a
N400	2.27 ± 0.43 b	0.83 ± 0.06 b	1.31 ± 0.38 b
N0D	2.95 ± 0.01 a	0.94 ± 0.01 a	5.36 ± 0.27 a
N50D	2.85 ± 0.07 a	0.93 ± 0.01 a	5.02 ± 0.17 a
N100D	2.65 ± 0.33 ab	0.91 ± 0.04 a	4.18 ± 0.90 a
N400D	2.95 ± 0.02 a	0.94 ± 0.01 a	5.19 ± 0.58 a

注：表中同列数据小写字母不同表示处理间差异达到  $P < 0.05$  显著水平。

施氮后 Shannon、Simpson、McIntosh 指数都随施氮水平的升高而整体呈现下降的趋势。添加硝化抑制剂可以提高土壤微生物群落多样性，尤其在高水平下提升效果更加明显，N400D 处理较 N400 处理 Shannon、Simpson、McIntosh 指数分别提高了 29.8%、12.8%、296.2%。分析认为施氮后土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 大量积累对土壤微生物形成了毒害作用，进而影响了土壤微生物群落多样性。随施氮水平的升高，土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 的含量升高，较高的  $\text{NO}_3^-$ -N 含量抑制了微生物的活性。添加硝化抑制剂后，同等施氮水平下土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 含量降低进而缓解了  $\text{NO}_3^-$ -N 对微生物所形成的毒害作用，所以添加硝化抑制剂 DMPP 后土壤微生物群落多样性指数高于未添加硝化抑制剂 DMPP 的处理。

主成分分析是采取降维的方法，使用少数相互无关的综合指标反映原统计数据中所包含的绝大多数信息。主成分分析可以用来分析土壤微生物在不同培养时期对 BIOLOG Eco 微平板上碳源的利用情况。选取 96 h 的 BIOLOG Eco 测定结果，对数据进行标准变换后，实施典型变量分析，提取两个主成分因子作载荷图(图 5)。

各处理中 N400 距其他处理最远，即碳源利用与其他处理差异很大，可能是因为 400 mg/kg 的施氮量显著提高了土壤中  $\text{NO}_3^-$ -N 的含量，导致土壤酸化，抑制了土壤微生物的活性；N400D 处理与 N400 相距较远且与其他处理靠得很近，可能是因为添加硝化抑制剂后土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 显著下降，减缓了对土壤微生物的毒害。其他处理则聚在一起，即处理间碳源利用相近，表明在一定施氮量水平下没有造成微生物碳源利用格局的显著差异。

### 2.4 不同指标间的相关性分析

对 Shannon 指数，Simpson 指数，McIntosh 指数，

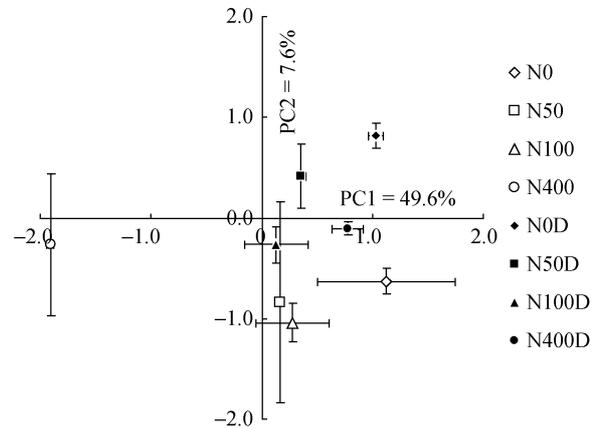


图 5 不同处理微平板 OD 值主成分分析因子载荷图  
Fig. 5 Loadings of principal component analysis of OD index under different treatments

表 2 各指标相关性分析  
Table 2 Result of correlation analysis

	$\text{NH}_4^+$ -N 含量	$\text{NO}_3^-$ -N 含量	pH
Simpson 指数	-0.352	-0.614**	0.182
Shannon 指数	-0.271	-0.591**	0.256
McIntosh 指数	-0.427*	-0.723**	0.181
AWCD 值	-0.422*	-0.716**	0.175

注：\* 表示相关性达到  $P < 0.05$  显著水平，\*\* 表示相关性达到  $P < 0.01$  显著水平。

168 h 时的 AWCD 值、56 天时的  $\text{NH}_4^+$ -N 含量、 $\text{NO}_3^-$ -N 含量、土壤 pH 进行相关分析，结果如表 2。

相关分析结果表明 Shannon 指数、Simpson 指数、McIntosh 指数、AWCD 值与土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 的含量均为负相关且都达到了极显著水平，McIntosh 指数、AWCD 值与土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 的含量为负相关且达到了显著水平。当施氮量增加时土壤中  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N 含量会迅速升高，大量无机氮的积累可能影响微生物的群落功能多样性，但不同形态氮素的影响方式是有差异的，同时大量无机氮的积累也可能导致土壤环境条件的改变从而间接影响土壤微生物的活动。

### 3 结语

施氮会显著提高土壤中无机氮的含量，短期而言可以为作物生长提高充足的养分，但是大量氮素的施入也会减少土壤微生物生物量、降低土壤微生物群落功能多样性，影响土壤生物质量。添加硝化抑制剂可以抑制硝化作用，缓解因施氮肥而导致的土壤微生物生物量含量的减少和土壤微生物群落功能多样性的降低。在生产实际中可以根据不同作物的生长特性合理施肥，减少氮素输入，避免因大量施氮肥而导致的环境问题。另外，也可以选择使用硝化抑制剂，控制土壤氮素转化，提高作物对氮素的吸收利用，减少氮

素损失。

### 参考文献：

- [1] 郁培义, 朱凡, 宿少锋, 王志勇, 闫文德. 氮素添加对樟树林红壤微生物的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 3 231-3 237
- [2] 吴建新, 左强, 王甲辰, 王殿武, 肖强, 张琳, 邹国元. 不同施肥措施对球茎茴香产量、品质及氮平衡的影响[J]. 北方园艺, 2010(10): 15-18
- [3] Zhu ZL, Chen DL. Nitrogen fertilizer use in China-Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63: 117-127
- [4] Han WY, Kemmitt SJ, Brookes PC. Soil microbial biomass and activity in Chinese tea gardens of varying stand age and productivity[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39: 1 468-1 478
- [5] 栗方亮, 李忠佩, 刘明, 江春玉. 氮素浓度和水分对水稻土硝化作用和微生物特性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(9): 1 113-1 118
- [6] 吕艳华, 白洁, 姜艳, 于江华. 黄河三角洲湿地硝化作用强度及影响因素研究[J]. 海洋湖沼通报, 2008(2): 61-66
- [7] 蔡祖聪, 赵维. 土地利用方式对湿润亚热带土壤硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 795-801
- [8] 贾俊仙, 李忠佩, 刘明, 车玉萍. 施用氮肥对不同肥力红壤性水稻土硝化作用的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(4): 329-333
- [9] 李奕林, 张亚丽, 张耀鸿, 沈其荣. 施 N 对不同水稻品种 N 肥利用率及根际硝化作用和硝化微生物的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(6): 2 507-2 515
- [10] 贾俊仙, 李忠佩, 车玉萍. 土壤肥力和尿素用量对黑土硝化作用的影响[J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 412-416
- [11] Sergio M, Iskander B, Igor S. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, 53: 82-89
- [12] Di HJ, Cameron KC. Effects of nitrification inhibitor dicyandiamide on potassium, magnesium and calcium leaching in grazed grassland[J]. Journal of Plant Nutrition, 1993, 16: 493-506
- [13] Di HJ, Cameron KC. Treating grazed pasture soil with a nitrification-inhibitor, eco-n<sup>TM</sup>, to decrease nitrate leaching under spray irrigation-A lysimeter study[J]. New Zealand Journal of Agricultural Research, 2004, 47: 351-361
- [14] Di HJ, Cameron KC. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2005, 109: 202-212
- [15] Serna MD, Banuls J, Quinones A, Primo-Millo E, Legaz F. Evaluation of 3, 4-dimethylpyrazole phosphate as a nitrification inhibitor in a Citrus-cultivated soil[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, 32(1): 41-46
- [16] Sun Z, Wu Z, Chen L, Yu D. Effects of 3, 5-Dimethylpyrazole on soil urea-N transformation and NO<sub>3</sub>-N leaching[J]. Chinese Journal of Environmental Science, 2007, 28(1): 176
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 12-282
- [18] Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1987, 19(6): 703-707
- [19] 林先贵. 土壤微生物研究原理与方法[M]. 北京: 高等教育出版社, 2009: 12-282
- [20] Zhong WH, Cai ZC. Long-term effects of inorganic fertilizers on microbial biomass and community functional diversity in a paddy soil derived from quaternary red clay[J]. Applied Soil Ecology, 2007, 36(2-3): 84-91
- [21] Staddon WJ, Duchesne LC, Trevors JT. Microbial diversity and community structure of postdisturbance forest soils as determined by sole-carbon-source utilization patterns[J]. Microbial Ecology, 1997, 34(2): 125-130
- [22] 俞巧钢, 陈英旭. 尿素添加硝化抑制剂 DMPP 对稻田土壤不同形态矿质态氮的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(7): 1 357-1 363
- [23] Nicol GW, Leininger S, Schleper C, Prosser JI. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria[J]. Environmental Microbiology, 2008, 10(11): 2 966-2 978
- [24] Zerulla W, Barth T, Dressel J, Erhardt K, Locquenghien KH, Pasda G, Rädle M, Wissemeier A. 3, 4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP)-A new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture[J]. Biology and Fertility of Soils, 2001, 34(2): 79-84
- [25] 章燕, 徐慧, 夏宗伟, 郭彦玲. 硝化抑制剂 DCD、DMPP 对褐土氮总矿化速率和硝化速率的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(1): 166-172
- [26] 薛妍, 武志杰, 张丽莉, 宫平, 董欣欣, 聂彦霞. 土壤含水量、pH 及有机质对 DMPP 硝化抑制效果的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2 663-2 669
- [27] Matson PA, Gower ST, Volkman C, Billow C, Grier C. Soil nitrogen cycling and nitrous oxide flux in a Rocky Mountain Douglas-fir forest: Effects of fertilization, irrigation and carbon addition[J]. Biogeochemistry, 1992, 18(2): 101-117
- [28] Edwards AC. Soil acidity and its interactions with phosphorus availability for a range of different crop types[A]//Wright RJ, Baligar VC, Murrmann RP. Plant-Soil Interactions at Low pH[C]. West Virginia USA: Springer Netherlands, 1991: 299-305
- [29] Pardo MT, Guadalix ME, Garcia-Gonzalez MT. Effect of pH and background electrolyte on P sorption by variable charge soils[J]. Geoderma, 1992, 54(1): 275-284
- [30] Shortle WC, Smith KT. Aluminum-induced calcium deficiency syndrome in declining red spruce[J]. Science(Washington), 1988, 240(4 855): 1 017-1 021
- [31] Godbold DL, Fritz E, Hüttermann A. Aluminum toxicity

- and forest decline[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 1988, 85(11): 3 888–3 892
- [32] 侯化亭, 张丛志, 张佳宝, 陈效民. 不同施肥水平及玉米种植对土壤微生物生物量碳氮的影响[J]. 土壤, 2012, 44(1): 163–166
- [33] 殷建祯. 有机无机配施添加 DMPP 对土壤氮素转化及微生物活性的影响(D). 杭州: 浙江农林大学, 2013
- [34] 栗方亮, 李忠佩, 刘明, 江春玉. 肥际氮素浓度下添加不同碳源对水稻土微生物特性的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(5): 971–979

## Effect of DMPP on Nitrification and Functional Diversity of Microbial Community in Red Paddy Soil

LIU Sheng-hui<sup>1,2</sup>, WU Meng<sup>2</sup>, HU Feng<sup>1</sup>, LI Zhong-pei<sup>2,3\*</sup>

(1 College of Resources and Environmental Science, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2 State key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China; 3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Effects of Nitrogen levels and addition of DMPP on the contents of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , microbial biomass carbon and microbial community functional diversity in red paddy soil were studied by cultivation experiments. The results showed that  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  content decreased while  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  content increased under different treatments during the 56 days culture period. As the N levels increased from 0 to 400 mg/kg, the average content of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  increased from 24.10 to 412.10 mg/kg and the average content of  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  increased from 41.88 to 99.83 mg/kg. Addition of DMPP significantly inhibited nitrification and the inhibitory effect increased with the increasing nitrogen level. Under 400 mg/kg nitrogen treatment, soil nitrification ratio and soil nitrification rate decreased by 29% and 44.3% respectively when the DMPP was added, and the inhibitory effect was much better than other nitrogen treatments. N levels also affected soil microbial biomass carbon and microbial community functional diversity. As N levels increased from 0 to 400 mg/kg, soil microbial biomass carbon, AWCD and Shannon index decreased by 12.5%, 78.4% and 22.3% respectively. Soil microbial biomass, AWCD value and Shannon index increased by 2.1%, 23.9% and 7.8% respectively when DMPP was added and the effect was most significant especially under 400 mg/kg N treatment.

**Key words:** Nitrogen treatment; DMPP; Nitrification; Microbial biomass carbon; Microbial community functional diversity