

3,5-二甲基吡唑对尿素氮转化及 NO_3^- -N 淋溶的影响

孙志梅^{1,2,3}, 武志杰^{1*}, 陈利军¹, 于德清¹

(1. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; 2. 河北农业大学资源与环境科学学院, 保定 071001; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 采用室内培养和田间试验相结合的方法, 探讨了新型硝化抑制剂 3,5-二甲基吡唑(DMP)对尿素氮转化及玉米田硝酸盐淋溶损失的影响. 结果表明, DMP 对尿素水解仅起短暂的抑制作用, 但可在较长时间内显著抑制土壤铵的氧化, 且随 DMP 用量的增加, 抑制效应显著增强. 培养第 10 d 时, DMP 各处理 (0.002 5、0.01 及 0.025 g/kg) 的土壤 NH_4^+ -N 累积量分别比 CK 提高了 5.17、9.36 和 11.04 倍, 而 NO_3^- -N 累积量于培养第 14 d 时差异最大, 与 CK 相比分别降低了 33.30%、61.19% 和 73.72% ($p < 0.01$). 土壤 NO_2^- -N 只在尿素施用前期有少量累积, 但第 3 d DMP 各处理土壤 NO_2^- -N 含量降低幅度达 95.77% ~ 96.13%; 土壤矿质氮总量于 10 d 以后, 随 DMP 用量的增加, 显著降低, 而 DMP1 处理的土壤微生物量 N 在培养 14 ~ 56 d 期间显著提高. 连续 2 a 的玉米田间试验原位取土测定结果表明, 2004 和 2005 年, DMP 的施用使作物根系密集层以下 (40 ~ 100 cm) 土层的 NO_3^- -N 累积总量分别比 CK 降低了 28.77% 和 44.70%. 因此, 硝化抑制剂 DMP 与尿素配合施用是调控氮素转化、缓解氮肥污染的有效措施.

关键词: 3,5-二甲基吡唑; 尿素氮; 转化; 硝酸盐氮; 淋溶

中图分类号: X171.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)01-0176-06

Effects of 3,5-Dimethylpyrazole on Soil Urea-N Transformation and NO_3^- -N Leaching

SUN Zhi-mei^{1,2,3}, WU Zhi-jie¹, CHEN Li-jun¹, YU De-qing¹

(1. Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; 2. College of Resource and Environmental Science, Agricultural University of Hebei, Baoding 071001, China; 3. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: With the combination of incubation test and field experiment, the effects of the new nitrification inhibitor 3,5-dimethylpyrazole on urea-N transformation and NO_3^- -N leaching loss from corn field were studied. The results showed that DMP could temporally retard the hydrolysis of urea after its application, but strongly inhibit the process of ammonium oxidation for a longer time, and the inhibitory efficiency was enhanced with increasing DMP dose. Compared with CK, soil NH_4^+ -N content in treatments DMP1 (0.002 5 g/kg), DMP2 (0.01 g/kg) and DMP3 (0.025 g/kg) was increased by 5.17, 9.36 and 11.04 times on the 10th day of incubation, while soil NO_3^- -N content was decreased by 33.30%, 61.19% and 73.72% on the 14th day, respectively. The application of DMP could also decrease soil NO_2^- -N content by 95.77% ~ 96.13% on the 3rd day of incubation, increase soil microbial biomass N from 14 d to 56 d, and reduce the total amount of soil mineral-N significantly with increasing DMP dose after 10 days of incubation. The corn field experiment indicated that, compared with CK, the soil NO_3^- -N content of 40 ~ 100 cm layer in treatment DMP was decreased by 28.77% and 44.70% in 2004 and 2005, respectively. DMP application might be an effective means for regulating urea-N transformation and mitigating nitrogen pollution.

Key words: 3,5-dimethylpyrazole; urea-N; transformation; NO_3^- -N; leaching

目前, 氮肥的不合理施用导致的环境污染问题已引起了全球范围的普遍关注^[1~3]. 我国是世界上化肥氮消费量最高的国家, 已占到了世界氮肥消费总量的 30% 以上^[4, 5]. 但我国氮肥的表观利用率却只有 30% ~ 35%, 高产地区甚至在 30% 以下, 其余大部分氮素则通过径流、淋失或挥发等方式释放到环境中, 造成对土体、水体或大气的严重污染^[6]. 因此, 加强农业生产中的氮素管理和氮肥的合理施用, 将直接关系到我国农业生产的可持续发展和人类的健康生存, 具有重要的现实意义.

尿素因其含氮量高, 且在其生产过程中利用了

合成氨的副产品 CO_2 , 提高了其在肥料市场上的竞争力, 因此, 目前已发展成为我国乃至世界农业领域氮肥的主导品种^[7], 对尿素氮的有效调控也因而将具有更加重要的农学意义和环境生态学意义.

研究表明, 从氮素在土壤中的生物化学转化过程入手, 通过硝化抑制剂, 或硝化抑制剂与脲酶抑制

收稿日期: 2006-04-21; 修订日期: 2006-06-23

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX3-SW-445); 国家科技部成果转化基金项目 (04EFN216600328); 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2004AA246020)

作者简介: 孙志梅 (1969 ~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为氮污染及氮转化调控, E-mail: sunzhm2002@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: wuzj@iae.ac.cn

剂配合施用来延缓尿素的水解以及水解产物 NH_4^+ 的氧化过程,是实现尿素氮高效利用、减轻氮肥污染的有效措施^[7~10]. 在已发现具有硝化抑制作用的化合物中,有少数化合物还同时具有脲酶抑制剂的作用,如硫脲、硫代硫酸铵等^[7]. 3,5-二甲基吡唑(DMP)是1种很有发展前景的新型硝化抑制剂^[11, 12],但对尿素氮转化的系统调控研究鲜见报道. 本文采用室内培养和田间小区试验相结合的方法,研究了3,5-二甲基吡唑的施用对尿素氮转化及硝酸盐淋溶损失的影响,以期为其今后在实现氮肥的高效管理方面发挥作用提供一定的理论依据.

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为沈阳市苏家屯区十里河镇中国科学院沈阳生态实验站的潮棕壤,其基本理化性状为 pH(土水比 1:2.5)6.67,有机质 16.33 g/kg,全氮 1.18 g/kg,碱解氮 117.88 mg/kg,速效磷 14.93 mg/kg,速效钾 110.14 mg/kg,粘粒含量($< 2 \mu\text{m}$)14.88%,粉粒含量($2 \sim 50 \mu\text{m}$)66.70%,沙粒含量($50 \sim 2000 \mu\text{m}$)18.42%.

硝化抑制剂 DMP 和双氰胺(DCD),以及培养试验用尿素均为分析纯试剂. 田间试验用尿素、过磷酸钙和硫酸钾均为常规农用肥料. 供试玉米品种为“富友1号”.

1.2 室内培养试验

将采集的新鲜土壤剔除杂物及残留根系,风干,过 10 目筛备用. 试验前先用蒸馏水将土壤水分含量调整到田间最大持水量的 50% 左右,然后放到培养箱中 25℃ 预培养 1 周,以恢复土壤的生物学活性.

预培养结束后正式试验,以尿素为 N 源,设置如下 5 个处理,3 次重复:① CK_0 (不施用尿素和抑制剂);② CK(单施尿素);③ DMP1(DMP 用量为 0.002 5 g/kg);④ DMP2(DMP 用量为 0.01 g/kg);⑤ DMP3(DMP 用量为 0.025 g/kg). 除 CK_0 外,其余 4 处理尿素用量(N)均为 0.25 g/kg. 将尿素和 DMP 与土壤充分混匀后装入自封袋中,调节土壤水分含量至田间持水量的 60%,然后置于 25℃ 培养箱中恒温恒湿培养. 培养期间封一半口,以保持好气条件,同时每 1~2 d 通过称重法补充损失的水分. 培养试验开始后,定期取土,测定土壤残留尿素 N、微生物量 N、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 及 NO_2^- -N 含量.

1.3 田间小区试验

玉米田间试验在位于下辽河平原中部偏东的中

国科学院沈阳生态实验站(41°31'N, 123°22'E)进行,该地区为典型的农业生产区,属暖温带半湿润大陆性气候,年均气温 7~8℃, $\geq 10^\circ\text{C}$ 积温 3300~3400℃,年降雨量为 650~700 mm,无霜期 147~164 d,一年一熟.

试验设置 3 个处理,即① CK(单施尿素);② DMP(尿素 + DMP);③ DCD(尿素 + DCD). 播种前各处理一次性施入尿素、过磷酸钙和硫酸钾,其用量分别为:N 140 kg/hm²、 P_2O_5 70 kg/hm²、 K_2O 40 kg/hm². 抑制剂 DMP 和 DCD 用量均为尿素氮量的 1.0%,与肥料充分混匀后均匀撒施于各小区,然后翻耕. 小区面积 30 m²,3 次重复,随机区组排列. 于 2004-04 和 2005-04 连续 2 a 种植玉米,2 a 施用的肥料和抑制剂量相同. 作物生长期常规管理,分别于 2004 年秋季和 2005 年秋季玉米收获后进行田间原位分层取土,测定 0~100 cm 不同土层的 NO_3^- -N 含量.

1.4 测定方法

土壤基本理化性质测定采用常规分析方法^[13],土壤 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 用 2 mol/L KCl 溶液浸提,尿素 N 用 2 mol/L KCl-乙酸汞溶液浸提^[13],AA3 连续流动分析仪(Continuous Flow Analyzer, Bran-Luebbe Inc Germany)测定;培养试验各形态 N 含量均为处理值与不施用尿素的 CK_0 值之差.

选取 CK 和 DMP1 2 个处理测定土壤微生物量 N,采用氯仿熏蒸浸提法(CFE):称取 2 份相当于 25 g 烘干土重的鲜土,1 份立即用 0.5 mol/L K_2SO_4 溶液浸提 30 min,过滤后冷冻贮存;另 1 份用无乙醇的氯仿于黑暗处熏蒸 24 h,之后反复抽真空以排除氯仿,并用 0.5 mol/L K_2SO_4 溶液浸提,浸提液中的 N 含量用德国产 C/N 分析仪(TOC Analyzer, Multi C/N 3000, analytikjena, Germany)测定. 土壤微生物量 N 按 $N_{\text{min}} = E_N / K_{\text{EN}}$ 计算,其中 E_N 为熏蒸和未熏蒸土样的土壤 N 量之差(单位 mg/kg); K_{EN} 为氯仿熏蒸杀死的微生物体中的 N 被浸提出来的比例,按 0.45 计算^[14].

试验数据采用 SPSS10.0 统计分析软件进行统计分析.

2 结果与分析

2.1 DMP 施用对土壤残留尿素 N 含量的影响

图 1 结果表明,只是在培养后的第 1d,土壤中有较多的尿素残留,且残留量随 DMP 用量的增加而增多. 与 CK 相比, DMP1、DMP2 处理土壤残留尿素

氮含量分别提高了 3.09% 和 5.21%，差异显著 ($p < 0.05$)；DMP3 处理残留尿素氮含量提高了 9.62%，差异达极显著水平 ($p < 0.01$)。3 d 时，尿素几乎完全水解，各处理土壤残留尿素氮含量已没有显著差异。

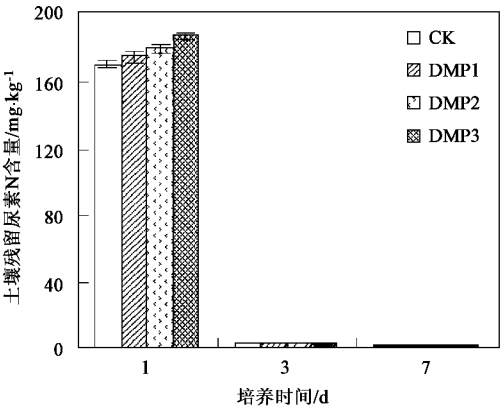


图 1 DMP 对尿素水解的影响
Fig.1 Effect of DMP on urea hydrolysis

2.2 DMP 施用对 3 种无机态 N 含量及矿质氮总量的影响

2.2.1 土壤 NH_4^+ -N 含量变化

由图 2 可见，尿素施入土壤 1 d 时，DMP 各处理土壤铵氮含量显著低于 CK，与此时尿素水解受到了 DMP 的显著抑制导致土壤残留尿素 N 含量较高的结果正好相吻合(图 1)。3 d 时，由于尿素的迅速水解，CK、DMP1 及 DMP2 处理的 NH_4^+ -N 含量达到峰值。之后，DMP 3 处理土壤 NH_4^+ -N 含量迅速降低，但 DMP1 和 DMP2 处理的 NH_4^+ -N 含量分别在培养第 21 d 和 28 d 之前显著高于 CK ($p < 0.01$)；而处理 DMP3 的 NH_4^+ -N 含量在 3 d 后还处于持续增加的趋势，于第 14 d 达到峰值后缓慢下降，至培养第 70 d 时， NH_4^+ -N 含量才与其它 3 处理基本接近。培养第 10 d 时，处理 DMP1、DMP2 及 DMP3 的土壤 NH_4^+ -N 含量与 CK 相比，差异最大，分别提高了 5.17、9.36 和 11.04 倍 ($p < 0.01$)。此结果表明 DMP 的施用显著抑制了土壤铵氧化作用的进行，有效促进了土壤中交换性铵的累积，且随其用量的增加抑制效应显著增强，有效抑制时间也明显延长。

2.2.2 土壤 NO_3^- -N 含量变化

土壤 NO_3^- -N 含量随铵的逐渐氧化而增多(图 3)，且 DMP 用量越大，土壤 NO_3^- -N 开始累积之前的滞后时间表现越明显，土壤 NO_3^- -N 含量也越低。培

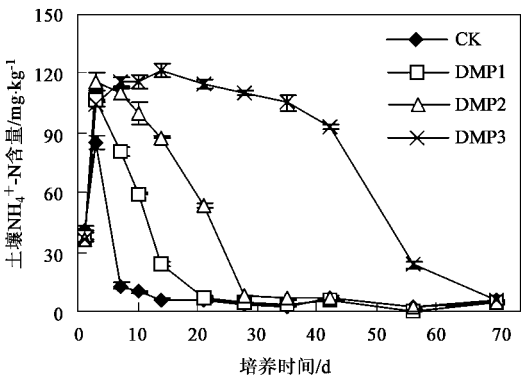


图 2 各处理土壤 NH_4^+ -N 含量随时间的动态变化
Fig.2 Dynamics of soil NH_4^+ -N content with time under different treatments

养第 14 d 时，处理 DMP1、DMP2 及 DMP3 的 NO_3^- -N 累积量与 CK 相比分别下降了 33.30%、61.19% 和 73.72%，差异达极显著水平 ($p < 0.01$)。DMP3 处理由于施用量较高，土壤硝化菌可能受到了强烈抑制，因此，培养后 1 个月时间内，土壤 NH_4^+ -N 含量持续保持较高水平，而 NO_3^- -N 含量则一直处于 1 个稳定的低水平状态。此外，从图 2、3 中 2 种无机态 N 的变化还可以看出，CK 处理随着土壤交换性铵含量降低到最低水平，土壤 NO_3^- -N 含量变化也逐渐趋于稳定。而 DMP1 和 DMP2 处理的交换性铵含量分别在培养至第 21 d 和 28 d 时接近于 CK 水平，但二者的 NO_3^- -N 含量此时仍表现为显著增加的趋势，且仍低于 CK 达 15.65% 和 37.25%，与 Xu 等报道的硝化抑制剂 DCD 对氮转化的影响结果相似^[10]。

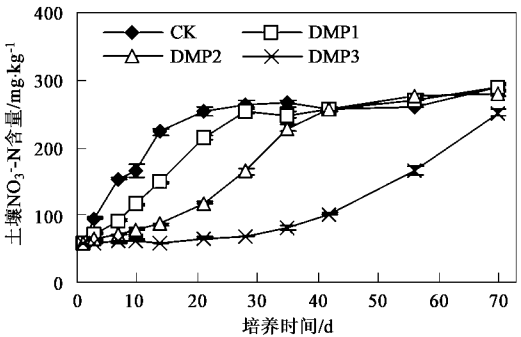


图 3 各处理土壤 NO_3^- -N 含量随时间的动态变化
Fig.3 Dynamics of soil NO_3^- -N content with time under different treatments

2.2.3 土壤 NO_2^- -N 含量变化

在好气条件下，尿素水解产物 NH_4^+ 在氨氧化细菌的作用下被迅速氧化为 NO_2^- ，但由于亚硝酸氧化

菌维持稳态生长所需的最小基质浓度较低^[15],且基质利用速率相对较大^[16],所以 NO₂⁻ 在土壤中极不稳定,一旦生成,即在亚硝酸氧化菌的作用下迅速氧化为 NO₃⁻-N.因此,一般认为,自然界中不易观察到亚硝酸盐显著稳定的累积^[17].但现有研究表明,我国部分地区的河流、湖泊、海湾、土壤中亚硝酸盐的累积量已相当可观,而农业生产中长期大量施用氮肥是导致该污染的主要原因^[18].图 4 结果表明,在培养的前 10 d,各处理的土壤 NO₂⁻-N 均有一定量的累积,可能与此阶段土壤 NH₄⁺-N 含量较高,土壤 pH 也较高,因此一定程度上刺激了氨氧化细菌的活性,抑制了土壤亚硝酸氧化菌的活性有关^[17, 18].14 d 以后,已基本检测不到 NO₂⁻-N 的存在.但 DMP 的施用显著降低了尿素施用前期土壤中 NO₂⁻-N 的累积量,尤以第 3 d 影响最为显著,与 CK 比较,土壤 NO₂⁻-N 含量降低幅度达 95.77%~96.13%,但 DMP 各用量之间没有表现出显著差异. Shen 等在探讨施用硝化抑制剂 nitrapyrin 和 NaN₃ 对 (NH₄)₂SO₄-N 在潮土中转化的影响时也得出了类似的结果^[19].其原因可能与 DMP 的施用显著提高了土壤亚硝酸还原酶的活性,从而促进了亚硝酸盐的还原转化有关(数据没有显示).

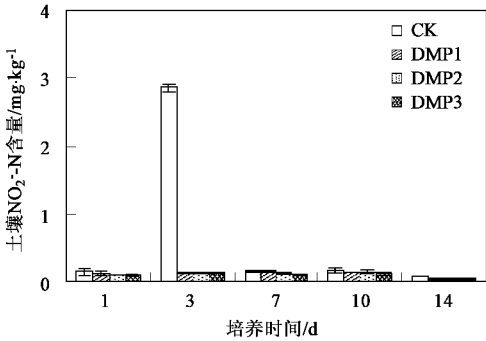


图 4 各处理土壤 NO₂⁻-N 含量随时间的动态变化

Fig.4 Dynamics of soil NO₂⁻-N content with time under different treatments

2.2.4 土壤矿质氮总量的变化

尿素施入土壤后,由于尿素的迅速水解,3 d 前各处理土壤矿质氮总量显著增加(图 5).第 3~10 d 期间,各处理矿质氮总量基本稳定不变,表明此阶段土壤 N 循环过程处于 1 个动态平衡状态,且不受 DMP 施用的影响.10 d 以后,CK 处理的矿质氮总量显著提高,而 DMP1、DMP2 和 DMP3 处理则分别在培养 14、28 和 56 d 之后才表现为显著的表现净矿化过

程.但随抑制剂 DMP 用量的增加,矿质氮总量显著降低.

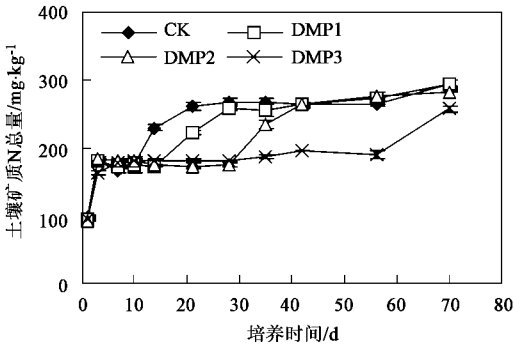


图 5 DMP 施用对土壤矿质氮总量的影响

Fig.5 Effect of DMP on the total amount of soil mineral-N

2.3 DMP 施用对土壤微生物量 N 的影响

对 CK 和 DMP1 2 处理微生物量 N 的测定结果表明(图 6),自培养 14 d 以后,无论是 CK 处理,还是 DMP1 处理,微生物量 N 均随培养时间的延长逐渐降低,但 DMP 的施用使微生物量 N 在培养的第 14 d 和 28 d 时分别比对照 CK 提高了 92.49% 和 53.77%,第 42 d 时,2 个处理差异更大,DMP1 的微生物量 N 与 CK 相比提高了 1.66 倍.培养第 56 d 时 2 个处理结果趋于一致.

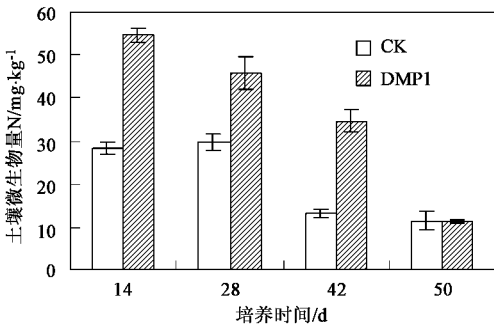


图 6 DMP 施用对土壤微生物量 N 的影响

Fig.6 Effect of DMP on soil microbial biomass N

2.4 DMP 施用对 NO₃⁻-N 在土壤剖面中淋溶移动的影响

硝化抑制剂的施用对尿素氮转化的有效调控,使土壤中硝酸盐含量和无机氮总量显著降低,此结果必然影响到硝酸盐在土壤剖面中的淋移和累积.田间原位分层取土试验结果表明(图 7),2004 年秋季玉米收获后,与施等 N 量的 CK 相比,DMP 和 DCD 的施用均显著降低了 80 cm 以上各土层的 NO₃⁻-N 含量,但对 80~100 cm 土层影响不大.2005 年秋季

的取样测定结果与 2004 年有所差别(图 8),即 CK 处理 NO_3^- -N 表现出明显的下移倾向,导致表层土壤 NO_3^- -N 含量显著低于 DMP 和 DCD 处理,而 20 cm 以下各土层 NO_3^- -N 含量变化恰好相反,80 ~ 100 cm 土层亦表现出显著差异($p < 0.05$).造成这种差别的原因,一方面可能与硝化抑制剂 2 a 连续施用的累加效应有关,另一方面可能与 2 个生长季的降雨量明显不同有关.监测数据表明,2004 年普遍干旱,降雨量只有 450.0 mm,而 2005 年雨水又明显偏多,降雨量达 692.5 mm(来源于生态站监测数据).CK、DMP、DCD 3 处理 40 ~ 100 cm 土层 NO_3^- -N 含量占所测土壤剖面 NO_3^- -N 总量的比例,2004 年分别为 35.68%、29.16%和 27.17%,2005 年分别为 44.22%、34.60%和 32.74%.40 ~ 100 cm 土层 NO_3^- -N 的累积总量,DMP 处理 2004 和 2005 年分别比 CK 降低了 28.77%和 44.70%.DMP 的硝化抑制效果显著优于目前国内外研究应用较为广泛硝化抑制剂 DCD^[12],但可能是由于田间变异性较大,在减少硝酸盐淋溶损失

方面,DMP 与 DCD 之间没有表现出显著差异.

3 讨论

本研究结果表明,3,5-二甲基吡唑对尿素水解仅起短暂的抑制作用,但可显著抑制土壤铵的氧化进程,使施入的尿素 N 较长时间以 NH_4^+ -N 形式保存在土壤中.DMP1、DMP2 处理土壤铵氮含量在达到稳定水平后,硝氮含量仍持续增加的结果可能正是由于 DMP 处理前期较高的 NH_4^+ -N 含量增加了土壤有机质、粘土矿物对铵的吸附与固定^[9, 10],或促进了土壤微生物对铵的固持(图 6),而此时又不断的矿化、释放,并逐渐被氧化的结果.但由于 DMP 对释放出的铵氧化的进一步抑制,DMP1 和 DMP2 处理硝氮含量仍显著低于对照.该结果同时也说明,DMP 的施用增加了土壤有机 N 库或固定态氮库的容量,起到了暂时保存土壤氮素的作用.且这部分氮素的有效性很高,在后期土壤交换性铵含量较低时,很容易再矿化为无机氮.Shen 等的研究表明,土壤氮的生物固持是 1 个受有效碳而不是有效氮控制的过程^[20],在本研究有效碳源缺乏而有效氮源充足的情况下,生物活性较高的 DMP 一方面作为有机化合物,可能为土壤异养微生物生长提供了所需要的 C 源和能源,从而刺激了土壤微生物的增殖和微生物活性的提高^[21, 22];另一方面 DMP 的施用使土壤 NH_4^+ -N 含量显著提高,而微生物对 NH_4^+ -N 的固持利用能力优于 NO_3^- -N^[23].因此,DMP 处理的土壤微生物固持氮量显著增加(图 6).但随土壤硝化作用的进行,交换性铵含量逐渐降低,而土壤微生物又不断的死亡腐解,导致微生物固持态铵的逐渐矿化,因此,微生物固持 N 量表现了随时间逐渐降低的趋势.另有研究表明,单施尿素处理土壤肥料氮矿化过程占主要优势,而尿素配施 DCD,可使土壤固定或微生物固持作用占主要地位,土壤有机 ^{15}N 量显著提高^[24].培养 10d 以后各 DMP 处理矿质氮总量显著低于 CK 的结果可能也正是由于交换态铵向有机态铵、化学固定态铵或微生物固持态铵的转化以及 DMP 对土壤铵氧化作用的显著抑制导致硝态氮含量显著降低的结果.

有研究表明,硝化抑制剂的施用可能会增加氨的挥发损失量^[25].但陈利军等以潮棕壤为供试土壤的研究表明,脲酶抑制剂氢醌以及氢醌和 DCD 配合施用有显著减少氨挥发损失的作用^[8].本研究中没有检测各处理氨的挥发损失量,但从培养前期 DMP

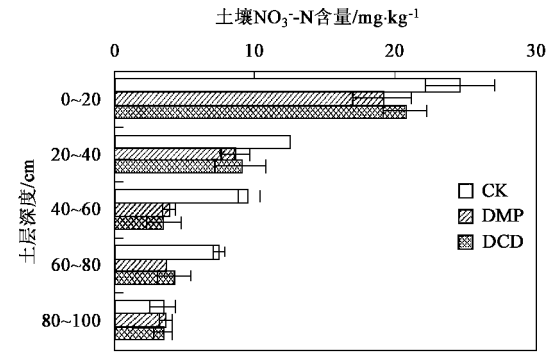


图 7 2004 年秋季玉米田不同土层 NO_3^- -N 含量的变化
Fig.7 Variation of NO_3^- -N content in different soil layer in autumn, 2004

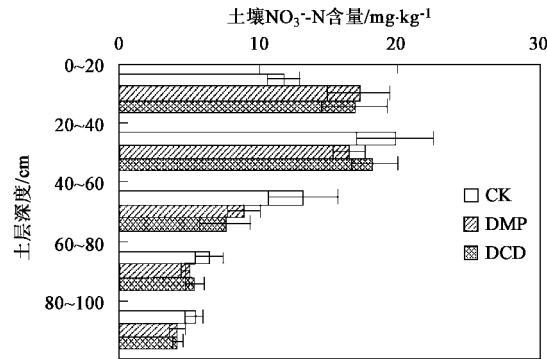


图 8 2005 年秋季玉米田不同土层 NO_3^- -N 含量的变化
Fig.8 Variation of NO_3^- -N content in different soil layer in autumn, 2005

各处理矿质氮总量与 CK 无显著差别的结果,可以认为,在偏酸性的潮棕壤上施用 DMP 同样也不会增加尿素水解前期氨的挥发损失.但 DMP 在 pH 较高的钙质土壤上施用结果如何,还有待于今后进一步研究.

4 结论

综合土壤各形态氮含量的变化结果,可以看出,DMP 的施用对尿素水解仅起短暂的抑制作用,但可较长时间显著抑制土壤铵的氧化进程.这种抑制效应既有利于保存肥料氮,延长肥效,又可显著减少铵氧化产物亚硝态氮和硝酸氮在土体中,特别是作物根系密集层以下土壤剖面中的累积,从而有效降低硝酸盐淋溶损失导致对地下水污染的危险,在施肥量较高、降雨量较大、以及保水能力较差的土壤上效果可能更加显著.因此,新型硝化抑制剂 DMP 的施用通过有效调控尿素氮的转化,在缓解氮污染方面将会发挥积极作用.

参考文献:

[1] 焦燕,黄耀,宗良刚,等. N 肥水平对不同土壤 CH₄ 排放的影响[J]. 环境科学, 2005, **26** (3): 21 ~ 24.

[2] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen cycling with respect to environmental load in farm systems in southwest China[J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 2005, **73**: 119 ~ 134.

[3] Dobbie K E, Smith K A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland [J]. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 2003, **67**: 37 ~ 46.

[4] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, **9** (1): 1 ~ 6.

[5] 寇长林,巨晓棠,张福锁. 三种集约化种植体系氮素平衡及其对地下水硝酸盐含量的影响[J]. 应用生态学报, 2005, **16** (4): 660 ~ 667.

[6] 朱兆良. 氮肥管理与粮食生产和环境[J]. 土壤学报, 2002, **39**(增刊): 3 ~ 11.

[7] Trenkel M E. Controlled-Release and Stabilized Fertilizers in Agriculture [M]. Paris: the International Fertilizer Industry Association, 1997.

[8] 陈利军,史奕,李荣华,等. 脲酶抑制剂和硝化抑制剂的协同作用对尿素氮转化和 N₂O 排放的影响[J]. 应用生态学报, 1995, **6** (4): 368 ~ 372.

[9] Bronson K F, Touchton J T, Hauck R D, et al. Nitrogen-15 recovery in winter wheat as affected by application timing and dicyandiamide[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1991, **55**: 130 ~ 135.

[10] Xu X K, Zhou L K, Van Cleemput O, et al. Fate of urea-¹⁵N in a soil-wheat system as influenced by urease inhibitor hydroquinone and nitrification inhibitor dicyandiamide[J]. Plant Soil, 2000, **220**: 261 ~ 270.

[11] McCarty G W, Bremner J M. Inhibition of nitrification in soil by heterocyclic nitrogen compounds[J]. Biol. Fertil. Soils, 1989, **8**: 204 ~ 211.

[12] 孙志梅,梁文举,武志杰,等. 新型吡唑类化合物 DMP 的硝化抑制效应初探[J]. 应用生态学报, 2006, **17** (2): 201 ~ 204.

[13] 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.

[14] Jenkinson D S, Brookes P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass[J]. Soil Biol. Biochem., 2004, **36**: 5 ~ 7.

[15] Rittmann B E, McCarty P L. Environmental Biotechnology: Principles and Applications[M]. New York: McCarty-Hill, 2001.

[16] 杨宁,胡林林,王建龙,等. 高氮废水低溶解氧条件下亚硝化试验研究[J]. 给水排水, 2003, **29** (12): 52 ~ 55.

[17] Tisdale S L, Nelson W L, Beaton J D, 著,金继运,刘荣乐等译. 土壤肥力与肥料[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1998.

[18] 冉炜,沈其荣,郑金伟,等. 土壤硝化作用过程中亚硝态氮的累积研究[J]. 土壤学报, 2000, **37**(4): 474 ~ 480.

[19] Shen Q R, Ran W, Cao Z H. Mechanisms of nitrite accumulation occurring in soil nitrification[J]. Chemosphere, 2003, **50**: 747 ~ 753.

[20] Shen S M, Pruden G, Jenkinson D S. Mineralization and immobilization of nitrogen in fumigated soil and the measurement of microbial biomass nitrogen[J]. Soil Biol. Biochem., 1984, **16**: 437 ~ 444.

[21] 赵卫光,陈寒松,李正明,等. 含吡唑环的双杂环化合物的合成及其生物活性[J]. 高等学校化学学报, 2001, **22** (6): 939 ~ 942.

[22] Lima J A, Nahas E, Gomes A C. Microbial populations and activities in sewage sludge and phosphorus fertilizer-amended soil [J]. Appl. Soil Ecol., 1996, **4**: 75 ~ 82.

[23] Malhi S S, Nyborg M. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils[J]. Soil Biol. Biochem., 1990, **22**: 913 ~ 922.

[24] 徐星凯,周礼恺, Van Cleemput O. 脲酶抑制剂/硝化抑制剂对土壤中尿素氮转化及形态分布的影响[J]. 土壤学报, 2000, **37**(3): 339 ~ 345.

[25] Banerjee B, Pathak H, Aggarwal P K. Effects of dicyandiamide, farmyard manure and irrigation on crop yields and ammonia volatilization from an alluvial soil under a rice (*Oryza sativa* L.)-wheat (*Triticum aestivum* L.) cropping system[J]. Biol. Fertil. Soils, 2002, **36**: 207 ~ 214.