

# 水分状况与供氮水平对土壤可溶性氮素形态变化的影响

李亚娟<sup>1</sup>, 杨俞娟<sup>2</sup>, 张友润<sup>2</sup>, 滕一波<sup>1</sup>, 方萍<sup>1\*</sup>, 林咸永<sup>2</sup>

(1 浙江大学环境资源学院, 教育部环境修复与生态健康重点实验室, 浙江杭州 310029;

2 浙江大学环境资源学院, 浙江省亚热带土壤与植物营养重点实验室, 浙江杭州 310029)

**摘要:** 采用通气培养试验, 研究比较了两种水稻土在不同水分和供氮水平下的矿质氮(TMN)和可溶性有机氮(SON)的变化特征。结果表明, 加氮处理及淹水培养均显著提高青紫泥的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量; 除加氮处理淹水培养第 7 d 外, 潮土  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量并未因加氮处理或淹水培养而明显升高。无论加氮与否, 控水处理显著提高两种土壤的  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量, 其中潮土始见于培养第 7 d, 青紫泥则始于培养后 21 d; 加氮处理可显著提高淹水培养潮土  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量, 却未能提高淹水培养青紫泥  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量。两种土壤的 SON 含量从开始培养即逐步升高, 至培养 21 ~ 35 d 达高峰期, 随后急剧下降并回落至基础土样的水平; SON 含量高峰期, 潮土 SON/TSN 最高达 80% 以上, 青紫泥也达 60%。综上所述, 潮土不仅在控水条件下具有很强硝化作用, 在淹水条件下的硝化作用也不容忽视, 因此氮肥在潮土中以硝态氮的形式流失的风险比青紫泥更值得关注; 在 SON 含量高峰期, 两种土壤的可溶性有机氮的流失风险也应予以重视。

**关键词:** 水分状况; 供氮水平; 土壤矿质氮; 土壤可溶性有机氮; 硝态氮; 铵态氮

中图分类号: S153.6<sup>+1</sup> 文献标识码: A 文章编号: 1008-505X(2010)05-1153-08

## Effects of water condition and nitrogen level on soil dissolved nitrogen compounds

LI Ya-juan<sup>1</sup>, YANG Yu-juan<sup>2</sup>, ZHANG You-run<sup>2</sup>, TENG Yi-bo<sup>1</sup>, FANG Ping<sup>1\*</sup>, LIN Xian-yong<sup>2</sup>

(1 Ministry of Education Key Lab of Environment Remediation and Ecological Health/College of Environmental and Natural Resources Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China;

2 Zhejiang Key Laboratory of Subtropical Soil Science and Plant Nutrition/College of Environmental and Natural Resources Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

**Abstract:** A ventilated incubation experiment was conducted to investigate the dynamic trends of the soil  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  and soluble organic nitrogen(SON) contents under different water conditions and nitrogen levels in two paddy soils, Alluvial soil and Purplish clayey soil. During incubating period, the content of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in the Purplish clayey soil is significantly higher under the water-logged incubation than that under the water-controlled incubation, whether nitrogen fertilizer is added or not. However, the content of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  in the Alluvial soil is not obviously enhanced under the water-logged incubation or nitrogen fertilization, except for being distinctly elevated at the 7<sup>th</sup> day of the water-logged incubation with nitrogen fertilizer addition. The  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  contents of the two soils are significantly increased under the water-controlled incubation with or without nitrogen fertilization. Whereas, aforesaid phenomena exhibits during whole incubation period in the alluvial soil but starts from the 21st day of incubation in the Purplish clayey soil. The  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  content is significantly increased in the Alluvial soil with nitrogen fertilization under both the water-controlled condition and water-logged condition. While, the  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  content of the Purplish clayey soil with nitrogen addition is not noticeably increased under the water-logged condition. The contents of SON in the two soils are gradually increased and reach the highest level during the period of 21<sup>th</sup> day to 35<sup>th</sup> day of incubation, and then are rapidly

收稿日期: 2009-08-19 接受日期: 2009-11-27

基金项目: 国家重点基础研究发展计划项目(编号: 2007CB109305)资助

作者简介: 李亚娟(1982—), 女, 河南洛阳人, 博士研究生, 主要从事养分与环境要素协同效应及其机制方面的研究。

Tel: 0571-86971729, E-mail: liyajuan207@163.com。

\* 通讯作者 Tel: 0571-86971729, E-mail: pfang@zju.edu.cn

declined to their original levels. On the peak period, the ratio of SON to TSN can reach to 80% in the Alluvial soil and 60% in the Purplish clayey soil, respectively. These results indicate that the nitrification activity in the Alluvial soil is very strong not only under the water-controlled condition but also under the water-logged condition. It is, therefore, important to pay much more attention to the  $\text{NO}_3^-$ -N leaching loss in the Alluvial soil, and the risk of soluble organic nitrogen losses in the two paddy soils during its peak period could not be neglected either.

**Key words:** water condition; nitrogen level; soil mineral nitrogen; soluble organic nitrogen;  $\text{NH}_4^+$ -N;  $\text{NO}_3^-$ -N

土壤可溶性氮素是指土壤中可以溶于水和盐溶液的氮素<sup>[1]</sup>,分为无机氮和有机氮,其含量受包括土壤类型及其理化性质、肥料种类及用量与用法、水分、季节、气候、耕作方式等诸多因素的影响<sup>[2]</sup>。其中,以铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)和硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)为主的无机态氮和可溶性有机氮(SON),可直接或经过转化后为作物吸收,因而是表征土壤供氮强度的重要指标<sup>[3-4]</sup>;同时, $\text{NO}_3^-$ -N和SON由于自身移动性强,易通过径流或淋溶流失而引起环境污染<sup>[5-6]</sup>。因此,如何调控土壤可溶性氮素含量至适宜水平,使其既能满足作物生长发育和农产品高产优质的需求,又能降低氮素径流或淋溶流失所导致的环境污染风险,是现代农业可持续发展中亟待解决的问题。长期以来,对土壤中可溶性无机氮( $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N)在不同生态系统中的迁移和转化进行了大量的研究<sup>[7-11]</sup>。作为土壤氮素的活跃组分之一,土壤中的可溶性有机氮也日渐引起了人们的重视。不少研究发现,可溶性有机氮在不同生态系统养分迁移和循环中起着重要的作用<sup>[12-16]</sup>,其在植物氮素营养方

面的作用也不容忽视<sup>[17-19]</sup>。因此,要准确评价土壤的供氮能力及流失风险,应综合考虑土壤无机态氮与有机态氮的动态变化及其相互之间的关系。

本试验以两种不同质地的水稻土即潮土和青紫泥为研究对象,通过模拟田间条件的通气培养方法,研究了不同水分状况和供氮水平对土壤无机态氮和可溶性有机氮及总可溶性氮含量变化动态的影响,以揭示水分状况和供氮水平对土壤可溶性氮素形态转化动态的影响特征,并评价两种土壤的氮肥流失风险。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

供试土壤分别采自湖北省潜江市浩口镇柳州村(N 30°22'54.5", E 112°37'21.5")和浙江省嘉兴市王江泾镇荷花村(N 30°53.767', E 110°43.500')表土(0—15 cm),前者为潮土质地砂壤,后者为青紫泥质地粘壤,风干后过2 mm筛备用。其土壤的基本理化性状见表1。

表1 供试土壤基本理化性状  
Table 1 Soil physicochemical properties of selected soil

土壤类型 Soil type	pH	有机质	全氮	全磷	全钾	速效磷	速效钾	最大田间持水量
		OM	Total N	Total P	Total K	Avail. P	Avail. K	Field capacity
		(g/kg)			(mg/kg)		(%)	
潮土 Alluvial soil	8.19	21.74	1.25	0.74	9.55	5.86	72.15	25.00
青紫泥 Purplish clayey soil	5.96	24.59	1.75	0.42	12.41	5.68	129.19	33.00

### 1.2 试验设计

试验采用模拟田间条件的通气培养方法进行。对2种供试土壤分别设2个水分处理,控水即控制土壤含水率为最大田间持水量的70%(CW)和淹水3 cm处理(FW);各水分处理下设2个供氮水平,不加氮(N0)和每kg土壤加氮250 mg(N250),以硫酸铵为氮源,共4个处理组合。称取10 g过2 mm筛的风干供试土样,放入100 mm离心管中,加水或硫酸铵溶液至设计土壤含水量及氮素用量,管口覆

透气封口膜,置于 $30 \pm 2^\circ\text{C}$ 培养箱中培养。每天称离心管重,补足培养过程中散失的水分。分别于培养的第7、14、21、35、49、63、84测定不同形态氮含量,各处理每次测定重复3次。

### 1.3 测定方法

待测离心管中,加入50 mL 2 mol/L KCl溶液,振荡1 h后过滤,取滤液测定其中铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)、硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)及总可溶性氮含量(TSN)<sup>[20]</sup>,并计算土壤总矿质氮(TMN)与土壤可溶性有机氮

含量(SON):

$$TMN = NH_4^+ -N + NO_3^- -N;$$

$$SON = TSN - TMN.$$

采用 DPS 的完全随机设计 4 因子(土壤类型、水分处理、供氮水平、培养时间)有重复试验统计分析过程,进行各试验因子对各测定指标值的影响效应及交互效应的显著性检验,并作多重比较。采用 Excel 的数据分析工具对测定指标在有关处理间作配对比较的 *t* 检验。

## 2 结果与分析

方差分析结果表明,培养过程中  $NH_4^+ -N$ 、 $NO_3^- -N$ 、SON 以及 TMN 和 TSN 在不同土壤类型、供氮水平及水分状况间的差异极显著( $P < 0.001$ ),试验因

子间的一阶交互效应也达 0.001 显著水平。表 2 看出,尽管两个供试土壤在整个培养过程中的总矿质氮的平均含量差异不大,但潮土以  $NO_3^- -N$  为主,而青紫泥却以  $NH_4^+ -N$  为主;同时,潮土的 SON 及 TSN 也显著高于青紫泥,这可能是由于潮土比青紫泥具有更强的硝化作用。此外,加氮处理不仅大幅度提高 TMN 含量,也明显提高 SON 含量,说明有一部分矿质氮转化为可溶性有机氮。总体而言,控水处理可显著提高  $NO_3^- -N$  水平,而淹水处理可增加  $NH_4^+ -N$  含量,这符合水分状况对土壤矿质氮形态变化的影响特征。然而两种土壤在不同供氮水平下控水与淹水培养过程中  $NO_3^- -N$  与  $NH_4^+ -N$  以及 SON 含量的变化特征具有很大区别。

表 2 不同形态氮含量在各试验因子的水平间比较(mg/kg)

Table 2 Comparison of mean contents of individual nitrogen fraction between different levels of each experimental factor

氮素形态 Nitrogen type	土壤类型 Soil type		供氮水平 Nitrogen level		水分状况 Water condition	
	潮土 Alluvial soil	青紫泥 Purplish clayey soil	N0	N250	CW	FW
$NH_4^+ -N$	7.73 B	32.91 A	11.57 B	29.07 A	12.98 B	27.66 A
$NO_3^- -N$	34.99 A	10.33 B	13.10 B	32.22 A	38.47 A	6.85 B
TMN	42.72 A	43.24 A	24.67 B	61.29 A	51.45 A	34.51 B
SON	67.36 A	43.90 B	53.47 B	57.79 A	56.94 A	54.32 B
TSN	110.09 A	87.13 B	78.14 B	119.08 A	108.39 A	88.83 B

注(Note): 各试验因子下同行数值后不同大写字母表示差异达 1% 显著水平 For each experimental factor, different capital letters within the same row mean significant at 1% level. TMN—总矿质氮 Total mineral nitrogen; SON—可溶性有机氮 Soluble organic nitrogen; TSN—总可溶性氮 Total soluble nitrogen; CW—控水 Control water; FW—淹水 Flooding water.

### 2.1 土壤铵态氮含量变化特征

由图 1 可见,潮土添加硫酸铵处理的  $NH_4^+ -N$  含量在淹水培养第 7 d 升至最高值,随后急剧下降,培养 14 d 后低于基础土壤,其余 3 个处理的  $NH_4^+ -N$  含量在整个培养期间均未超过基础土壤。这可能是由于潮土具有较强的硝化作用,使培养过程中土壤有机质矿化及硫酸铵中的  $NH_4^+ -N$  很快被硝化,因而土壤矿质氮不能以  $NH_4^+ -N$  的形式存在。青紫泥的  $NH_4^+ -N$  含量除在不加氮处理控水培养 35 d 后降至基础土壤水平外,其余处理均高于基础土壤;而且,无论在淹水还是控水条件下,青紫泥加氮处理的  $NH_4^+ -N$  含量均显著高于对照处理,且在相同氮素水平下淹水处理高于控水处理,这种影响贯穿于培养试验全过程。显然,相对于潮土而言,青紫泥的硝化作用相对较弱,培养过程中土壤有机质矿化及

外加的铵态氮源在淹水条件下主要以  $NH_4^+ -N$  存在,而控水条件下也有相当部分以  $NH_4^+ -N$  存在。

### 2.2 土壤硝态氮含量变化特征

图 2 表明,无论加氮与否,控水处理显著提高两种土壤的  $NO_3^- -N$  含量。显然,控水处理相对于淹水处理明显改善了土壤通气性从而使硝化作用得以加强。然而,值得注意的是控水处理对硝化作用的强化程度及其持续时间在两个土壤间有较大区别。首先,在控水条件下,潮土的硝化作用从培养第 7 d 就开始显现并贯穿于培养试验的全过程,而青紫泥的硝化作用则在培养 21 d 时才开始显现。通过对培养第 7 至 84 d 的土壤  $NO_3^- -N$  含量作配对比较 *t* 检验结果表明,在不加氮时,潮土控水处理  $NO_3^- -N$  的平均含量比淹水处理提高了 8.6 倍,加氮时提高了 5.6 倍,而青紫泥的相应提高幅度则明显低于潮

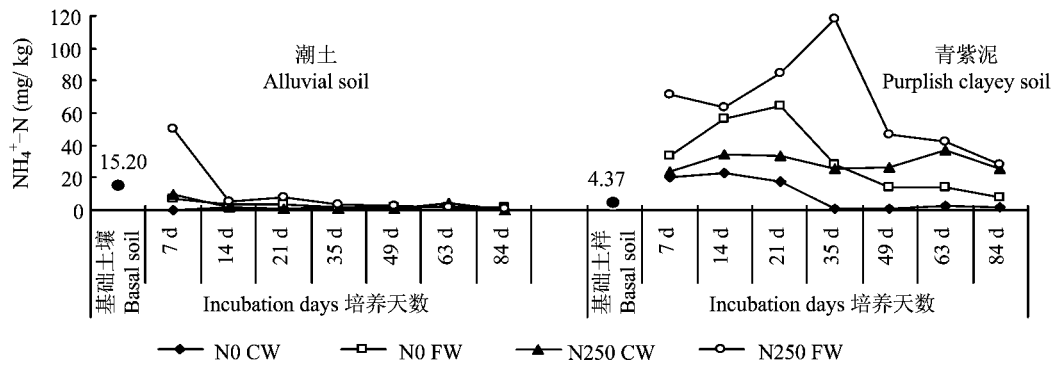


图 1 不同处理土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量的变化动态比较

Fig. 1 The dynamic trends of soil NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N contents under different treatments

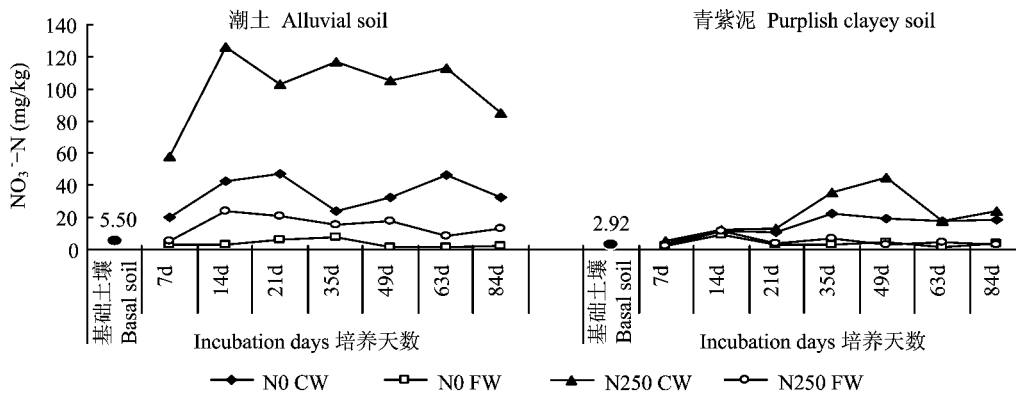


图 2 不同处理土壤 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量的变化动态比较

Fig. 2 The dynamic trends of soil NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N contents under different treatments

土,分别为 2.8 倍和 3.3 倍;同时,添加硫酸铵使潮土的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均含量分别在控水与淹水条件下提高了 1.9 倍和 3.2 倍,但青紫泥的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均含量在 2 种水分状态下却并未因硫酸铵的添加而显著提高。说明潮土的硝化作用不仅比青紫泥更强,而且启动更快,持续时间更长。

整个培养过程中硝态氮占总矿质氮的百分比 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/TMN) 在两个供试土壤间也存在明显的区别(图 3)。潮土培养 14 d 后,无论加氮与否,控水处理的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/TMN 均超过 95%;加氮淹水培养 14~21 d 升至 70%~82%,此后一直高于 80%。说明潮土的硝化作用较为强烈,土壤有机氮矿化及外加铵态氮不仅在控水条件下迅速转化为硝态氮,即使在淹水条件下也有相当一部分铵态氮被硝化。无论加氮与否,青紫泥的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/TMN 在整个淹水培养过程中均低于基础土壤,控水条件下,培养 35 d 前也低于基础土壤;不加氮处理培养 35 d 后超过 90%,加氮处理培养至 35~49 d 才达高峰期,仅为 60%左右。可见,青紫泥在淹水条件下几乎没有硝

化作用,控水条件下的硝化作用也相对较弱且迟缓,由土壤有机质矿化及外加的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 只有一部分通过硝化作用而转化为硝态氮。

### 2.3 土壤可溶性有机氮含量变化特征

图 4 看出,在土壤培养过程中,两个供试土壤的 SON 含量基本都表现为在培养起始阶段逐步升高,培养至 14 d 到 35 d 达高峰期,随后逐步降低,至 49 d 后各处理的 SON 含量基本上都回落到或低于基础土样的水平。在高峰期,潮土的 SON 含量高于青紫泥。除个别时点外,潮土中淹水处理高于控水处理,且淹水条件下加氮处理明显高于对照,相反,青紫泥中控水处理高于淹水处理,加氮处理与对照无明显差异。

如图 5 所示,两个供试土壤的 SON 占 TSN 的比例相当可观,最高可达 90% 以上。其中潮土 SON/TSN 的百分比的变化规律较为明晰,表现为同一氮素水平下淹水处理高于控水处理 ( $t = 3.62, P = 0.009$ , 不加氮;  $t = 5.16, P = 0.001$ , 加氮),相同水分状态下加氮处理低于无氮处理 ( $t = 4.36, P = 0.003$ , 控水;

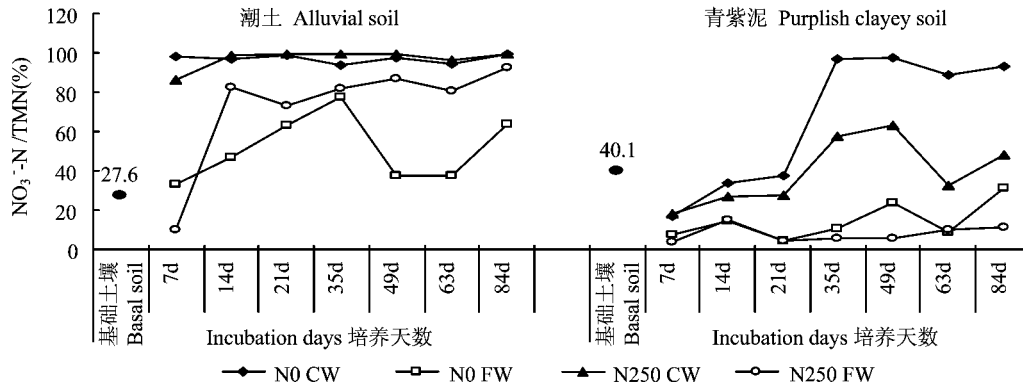


图 3 不同处理土壤 NO<sub>3</sub>-N/TMN 百分比的变化动态比较

Fig. 3 The dynamic trends of percentages of soil NO<sub>3</sub>-N/TMN under different treatments

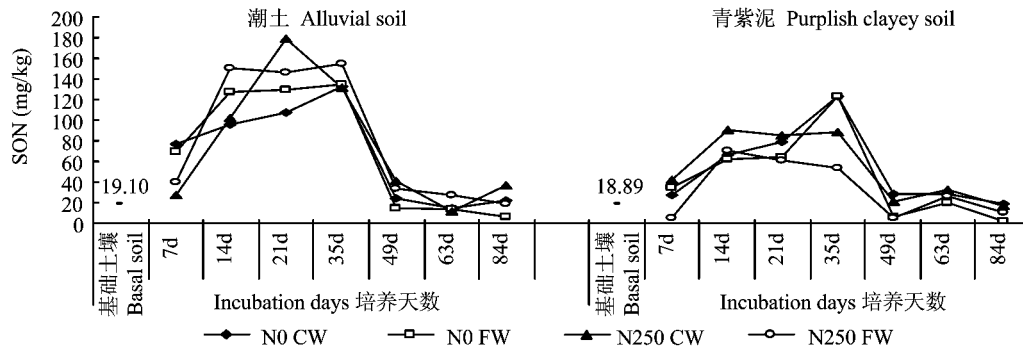


图 4 不同处理土壤 SON 含量的变化动态比较

Fig. 4 The dynamic trends of soil SON contents under different treatments

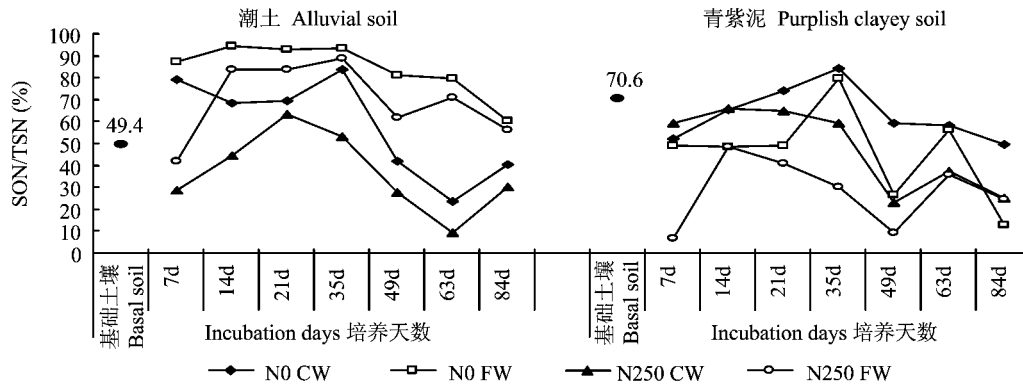


图 5 不同处理土壤 SON/TSN 百分比的变化动态比较

Fig. 5 The dynamic trends of percentages of soil SON/TSN under different treatments

$t = 3.07, P = 0.02$ , 淹水)。培养期间, 淹水处理 SON/TSN 百分比经历了由低到高, 维持一段高峰期后再逐步降低的变化过程, 而控水处理则表现为由低到高, 再由高到低, 复又回升的变化趋势。青紫泥中 SON/TSN 的百分比的变化规律不及潮土清晰, 总体表现为加氮时控水处理高于淹水处理 ( $t = 3.36, P = 0.01$ ), 不加氮时 2 种水分状态间差异不显著 ( $t = 0.65, P = 0.53$ )。淹水条件下, 加氮处理的 SON/

TSN 在培养期间变化起伏较大, 其余 3 个处理从培养第 7 d 开始到结束基本表现出由低到高, 再由高到底的变化趋势。

#### 2.4 土壤总可溶性氮含量变化特征

图 6 可见, 两个供试土壤的 TSN 含量变化趋势基本一致, 表现为前 14 d 逐步升高, 14 ~ 35 d 处于高峰期, 35 ~ 49 d 急剧下降, 49 ~ 84 d 稳定于较低水平。不同处理对土壤 TSN 含量的影响效应从培养 14

d 开始显现。配对比较  $t$  检验结果表明,无论加氮与否,控水处理显著提高潮土 TSN 平均含量( $t = 2.93, P = 0.02$ , 未加氮;  $t = 3.54, P = 0.009$ , 加氮); 青紫泥 TSN 平均含量在 2 种水分状况间的差异未达 0.05 显著性水平。2 种水分状况下,潮土和青紫泥的 TSN 平均含量均因硫酸铵的加入而显著提高; 加氮处理

TSN 平均含量的提升幅度为潮土大于青紫泥,而潮土中控水条件下大于淹水条件。TSN/TN 百分比的变化趋势与 TSN 含量一致,加氮处理可提高两个土壤的总可溶性氮的比例,而控水处理对潮土中 TSN/TN 的提升效应更为突出,对青紫泥而言控水处理降低前期 TSN/TN 却提高后期的 TSN/TN(图 7)。

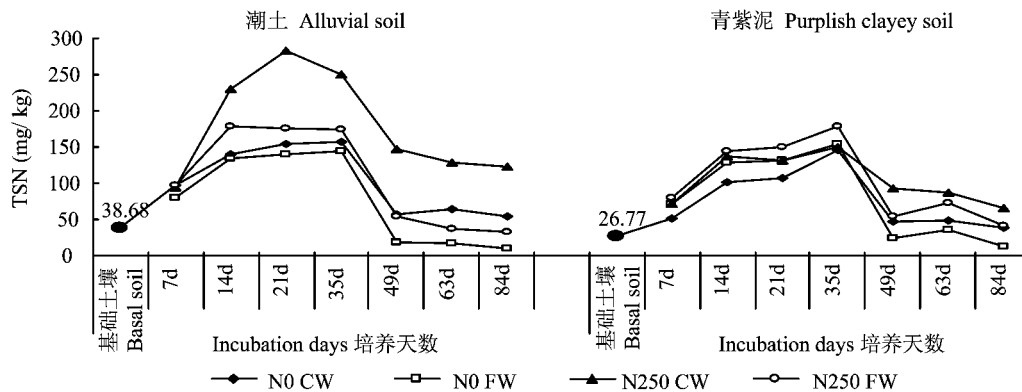


图 6 不同处理土壤 TSN 含量的变化动态比较

Fig. 6 The dynamic trends of soil TSN contents under different treatments

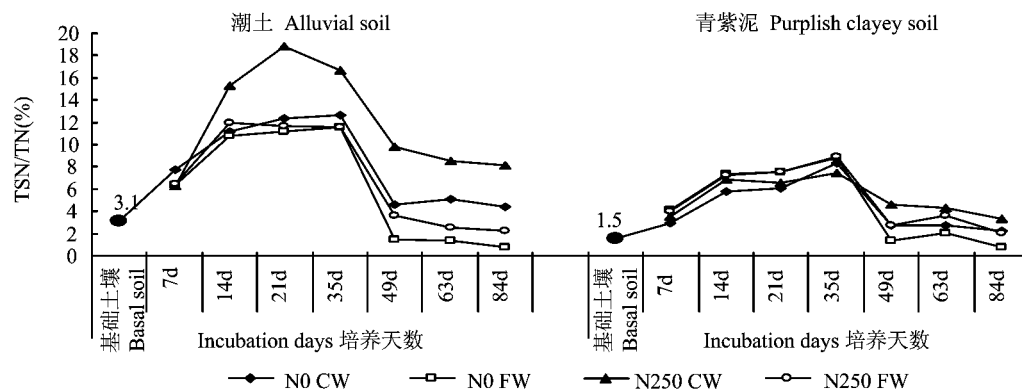


图 7 不同处理土壤 TSN/TN 百分比的变化动态比较

Fig. 7 The dynamic trends of percentages of soil TSN/TN under different treatments

### 3 讨论

采用模拟田间实际情况的土壤通气培养试验,结果表明,在为期 84 d 的培养过程中,在控制土壤含水率为 70% 最大田间持水量与保持 3 cm 淹水层的 2 种水分状况下,质地较轻的潮土和质地粘重的青紫泥在添加与未添加外源氮时,土壤总可溶性氮及其主要组分(铵态氮、硝态氮及可溶性有机氮)含量的变化动态具有明显的差别。潮土  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量在加氮处理淹水培养第 7 d 明显提高外,在整个培养过程中均未超过基础土壤的水平; 而外加氮源或淹水处理对青紫泥  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  含量的提升作用则贯穿于培养试验的全过程。同时,土壤  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  占矿质

氮的百分比,潮土加氮处理不仅在控水条件下大于 90%,甚至接近 100%,而且淹水条件下也高达 80% 以上; 而青紫泥加氮处理在控水条件下培养的前 21 d 均低于 40%,至 35 d 始才升至 90% 左右,淹水条件下则低于 15%。说明潮土比青紫泥具有更强的硝化作用,其主要原因可能在于两者的土壤理化性质存在明显差异。前者为质地较轻的砂壤土,后者则为质地粘重的粘壤土,因而潮土比青紫泥具有更好的通气性,所以更有利于  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的硝化; 同时,潮土的 pH 为 8.19,而青紫泥为 5.96,显然潮土的 pH 条件更适合硝化菌的生长代谢。由此可见,外加的铵态氮施入潮土后不仅在控水条件下易硝化为硝态氮,而且在淹水条件下也会被硝化。鉴于硝态氮

比较态氮具有更强的迁移性,所以氮肥在类似潮土等质地较轻、pH 较高的土壤中具有更大的淋失风险,在施肥实践中应予以充分地重视。

在土壤培养过程中,无论加氮与否,也不管是淹水还是控水处理,两个供试土壤的 SON 含量都表现为培养起始阶段逐步升高,培养至 14~35 d 达高峰期,随后逐步降低,至 49 d 后各处理的 SON 含量基本上都回落到基础土样的水平。这一现象与赵明等<sup>[21]</sup>有关添加牛粪堆肥的土壤培养试验结果类似。他们发现,培养初期可溶性有机氮含量逐渐上升,培养 30 d 达到最大值后开始下降,培养 60 d 后快速下降至对照土壤以下。风干土加水培养后土壤 SON 含量的这种起落变化过程也许存在某种普遍性。众所周知,土壤可溶性有机氮的重要来源是土壤微生物的代谢产物<sup>[16]</sup>,因此可以推测,当风干土加水培养后土壤微生物开始活化,土壤有机氮也随之开始矿化。首先矿化的中间产物 SON 逐步积累,当达到某一高峰期后,随着矿化程度的深入,SON 进一步转化为无机态氮,其含量复又回落。此外,在 SON 高峰期,潮土明显高于青紫泥,而且潮土的 SON/TSN 百分比在淹水条件下较高,达 80% 以上;而青紫泥则在控水条件下较高,也达 60% 以上。这可能是由于潮土的理化性状比青紫泥更有利于微生物的活动,具体原因有待进步研究。然而,两种土壤的可溶性有机氮的流失风险也不容忽视,特别是在淹水条件下的潮土中尤为突出。

## 参 考 文 献:

- [1] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A *et al.* Soluble organic nitrogen in agricultural soils[J]. *Biol. Fert. Soils*, 2000, 30: 374-387.
- [2] 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京:江苏科技出版社,1992.
- Zhu Z L, Wen Q X. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Jiangsu Technology Press, 1992.
- [3] 李菊梅,李生秀. 可矿化氮与各有机氮组分的关系[J]. 植物营养与肥料学报,2003,9(2): 158-164.
- Li J M, Li S X. Relation of mineralizable N to organic N components[J]. *Plant Nutr. Fert. Sci.*, 2003, 9(2): 158-164.
- [4] 卢红玲,李世清,金发会,邵明安. 可溶性有机氮在评价土壤供氮能力中的作用与效果[J]. 中国农业科学,2008,41(4): 1073-1082.
- Lu H L, Li S Q, Jin F H, Shao M A. Effect of soluble organic nitrogen on evaluating soil N-supplying capacity[J]. *Sci. Agric. Sin.*, 2008, 41(4): 1073-1082.
- [5] 朱兆亮. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境,2000,9(1): 1-6.
- Zhu Z L. Loss of fertilizer N from plant-soil system and the strategies and techniques for its reduction[J]. *Soil Environ. Sci.*, 2000, 9(1): 1-6.
- [6] 尹娟,费良军,田军仓,等. 水稻田中氮肥损失研究进展[J]. 农业工程学报,2005,21(6): 189-191.
- Yin J, Fei L J, Tian J C *et al.* Research advance of nitrogen fertilizer losses from paddy field[J]. *Trans. CSAE*, 2005, 21(6): 189-191.
- [7] Russow R, Stange C F, Neue H U. Role of nitrite and nitric oxide in the processes of nitrification and denitrification in soil: Results from <sup>15</sup>N tracer experiments[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 2009, 41(4): 785-795.
- [8] 王荣萍,余炜敏,黄建国,等. 田间条件下氮的矿化及硝态氮淋溶研究[J]. 水土保持学报,2006,20(1): 80-83.
- Wang R P, Yu W M, Huang J G *et al.* Study on nitrogen mineralization and nitrate leaching in fields[J]. *J. Soil Water Conserv.*, 2006, 20(1): 80-83.
- [9] 范晓辉,林德喜,沈敏,等. 长期试验地潮土的矿化与硝化作用特征[J]. 土壤学报,2005,42(3): 340-343.
- Fan X H, Lin D X, Shen M *et al.* Characteristics of mineralization and nitrification in the calcareous soils from a long-term fertilization experimental field[J]. *Acta Pedol. Sin.*, 2005, 42(3): 340-343.
- [10] 张树兰,杨学云,吕殿青,同延安. 温度、水分及不同氮源对土壤硝化作用的影响[J]. 生态学报,2002,22(12): 2147-2153.
- Zhang S L, Yang X Y, Lü D Q, Tong Y A. Effect of soil moisture, temperature and different nitrogen fertilizers on nitrification[J]. *Act. Ecol. Sin.*, 2002, 22(12): 2147-2153.
- [11] 王艳杰,邹国元,付桦,刘宏斌. 土壤氮素矿化研究进展[J]. 中国农学通报,2005,21(10): 203-208.
- Wang Y J, Zou G Y, Fu H, Liu H B. Development and advance of soil nitrogen mineralization[J]. *Chinese Agric. Sci. Bull.*, 2005, 21(10): 203-208.
- [12] Perakis S S, Hedin L O. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds[J]. *Nature*, 2002, 415: 416-419.
- [13] Siemens J, Kaupenjohann M. Contribution of dissolved organic nitrogen to N leaching from four German agricultural soils[J]. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2002, 165: 675-681.
- [14] Jones D L, Shannon D, Murphy D V, Farrar J. Role of dissolved organic nitrogen(DON) in soil N cycling in grassland soils[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 2004, 36(5): 749-756.
- [15] Chapin III F S. New cog in the nitrogen cycle[J]. *Nature*, 1995, 377: 199-200.
- [16] 刘艳,周国逸,刘菊秀. 陆地生态系统可溶性有机氮研究进展[J]. 生态学杂志,2005,24(5): 573-577.
- Liu Y, Zhou G Y, Liu J X. Advances in studies on dissolved organic nitrogen in terrestrial ecosystems[J]. *Chin. J. Ecol.*, 2005, 24(5): 573-577.
- [17] Bollard E E. Utilization of nitrogen and its compounds by plants[M]. New York: Symposium Volume of the Society for Expeti-

- mental Biology, no XIII, Academic Press, 1956.
- [18] 黄银燕,陈绍红,杨靖. 农业土壤中可溶性有机氮的研究[J]. 安徽农业科学,2003,31(4): 602-605.  
Huang Y Y, Chen S H, Yang J. Study on soluble organic nitrogen of farmland soil[J]. J. Anhui Agric. Sci., 2003, 31(4): 602-605.
- [19] Kielland K. Amino acid absorption by arctic plants: implications for plant nutrition and nitrogen cycling[J]. Ecol., 1994, 75: 2373-2383.
- [20] 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,2000.  
Lu R K. Agriculture chemical analysis methods of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science Technology Press, 2000.
- [21] 赵明,赵征宇,蔡葵,等. 有机肥料对土壤可溶性氮素变化的影响及肥效研究[J]. 山东农业科学,2008,(1): 83-86.  
Zhao M, Zhao Z Y, Cai K *et al.* Studies of the effect of organic manure on the change of soil soluble nitrogen and its fertilizer efficiency[J]. Shandong Agric. Sci., 2008,(1): 83-86.