

紫云英翻压后稻田土壤可溶性有机氮迁移特性与损失风险*

杨 静¹, 郭文圻¹, 杨文浩^{1,2}, 周碧青^{1,2}, 张黎明^{1,2}, 邢世和^{1,2†}

(1. 福建农林大学资源与环境学院, 福州 350002; 2. 土壤生态系统健康与调控福建省高校重点实验室, 福州 350002)

摘 要: 可溶性有机氮在氮素转化和生态环境安全方面具有重要的作用。在等氮磷钾条件下以单施化肥(CK)为对照, 研究不同数量紫云英翻压后(CMV1, 15 000 kg·hm⁻²; CMV2, 30 000 kg·hm⁻² 和 CMV3, 45 000 kg·hm⁻²) 灰泥田土壤可溶性有机氮(SON)和溶解性有机氮(DON)的动态变化、迁移特征及损失量。结果表明, 不同施肥处理 20~40 cm 和 40~60 cm 土层 SON 含量分别较 0~20 cm 土层降低了 58.50% 和 78.47%; 施用紫云英利于 SON 在灰泥田土壤剖面中累积, 水稻生育期 0~60 cm 土层 CMV1、CMV2 和 CMV3 处理 SON 密度分别较 CK 处理提高 5.57%、10.11% 和 21.39%; 不同施肥处理 DON 总损失量介于 18.33~58.55 kg·hm⁻², 占可溶性总氮的 46.52%~50.16%, 其中 3.77~37.85 kg·hm⁻² (以 N 计, 下同) 随淹水层径流损失, 14.5~18.02 kg·hm⁻² 随渗滤液迁移损失, 且 DON 在土层间的迁移具有一定的延迟性; 每季水稻 CMV1、CMV2 和 CMV3 较 CK 可分别减少 16.90、31.09 和 37.52 kg·hm⁻² 的 DON 损失。上述结果表明 DON 是稻田土壤氮素损失的重要形态, 施用紫云英后灰泥田 DON 的损失量低于施用等氮量尿素, 可减少水田氮素面源污染。

关键词: 紫云英; 灰泥田; 可溶性有机氮; 溶解性有机氮; 迁移; 损失量

中图分类号: S154 文献标志码: A

Migration and Risk of Loss of Soluble Organic Nitrogen in Paddy Soil After Incorporation of Chinese Milk Vetch

YANG Jing¹, GUO Wenqi¹, YANG Wenhao^{1,2}, ZHOU Biqing^{1,2}, ZHANG Liming^{1,2}, XING Shihe^{1,2†}

(1. College of Resources and Environment, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. Fujian Provincial Key Laboratory of Soil Environmental Health and Regulation, Fuzhou 350002, China)

Abstract: 【Objective】 Soluble organic nitrogen (SON) is one of the most active components of the soil nitrogen pool in farmland and plays an important role in nitrogen transformation and ecological environment security. As SON is highly mobile, it is prone to get lost with runoff or leaching, and thus, and hence affect water quality.

【Method】 To provide a theoretical basis for rational fertilization in paddy fields, prevention and control of non-point source nitrogen pollution from paddy fields and improvement of the theory of nitrogen cycling, a field experiment, designed to have the following treatments, all equivalent in nutrient content, i.e. CK (application of chemical fertilizer only), CMV1 (application of chemical fertilizer plus incorporation of milk vetch at 15 000

*国家自然科学基金项目 (41671490) 和福建农林大学科技创新项目 (KF2105074) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41671490) and the Science and Technology Innovation Fund Project of Fujian Agriculture and Forestry University of China (No. KF2105074)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: fafuxsh@126.com

作者简介: 杨 静(1992—), 女, 福建南平人, 博士研究生, 主要从事可溶性有机氮与环境生态研究。E-mail: yangjing_0305@163.com

收稿日期: 2020-09-10; 收到修改稿日期: 2020-11-25; 网络首发日期 (www.cnki.net) :

kg·hm⁻²); CMV2 (application of chemical fertilizer plus incorporation of milk vetch at 30 000 kg·hm⁻²); and CMV3 (application of chemical fertilizer plus incorporation of milk vetch at 45 000 kg·hm⁻²), was carried out to explore dynamics, migration and loss of SON and dissolved organic nitrogen (DON) in grey-mud field soils. Soil samples from the treatments were analyzed for SON, respectively, using the hot water extraction method. SON concentrations were calculated by deducting TSN from the sum of SIN in the extracts. **【Result】** During the growing period of rice, SON content in the 0-60 cm soil layer varied in the range from 2.09 to 22.32 mg·kg⁻¹, showing a trend of "increasing - decreasing - increasing - decreasing to stable". In the treatments the SON concentration was 140.95% and 364.44%, higher in the 0-20 cm soil layer, respectively, than in the 20-40 cm soil layer and the 40-60 cm soil layer, and 92.75% higher in the 20-40 cm soil layer than in the 40-60 cm soil layer. It is quite obvious that incorporation of Chinese milk vetch during the growth period of rice is beneficial to accumulation of SON in the soil (0-60 cm). In SON concentration in the 0-60 cm soil layer during the rice growth period, Treatment CMV1, CMV2 and CMV3 was 5.57%, 10.11% and 21.39%, respectively, higher than CK. Total loss of DON from the grey-mud fields under different fertilization treatments ranged from 18.33-58.55 kg·hm⁻², accounting for 46.52%-50.16% of the TSN. Of the total loss, 3.77-37.85 kg·hm⁻² was attributed to runoff, while 14.5-18.02 kg·hm⁻² to leaching. Moreover, leaching of DON between soil layers was delayed to some extent. Compared with CK, Treatment CMV1, CMV2 and CMV3 was 16.90, 31.09 and 37.52 kg·hm⁻², respectively, lower in DON loss. **【Conclusion】** Incorporation of milk vetch can increase the accumulation of SON in the 0-60 cm soil layer of the grey-mud field and promote the migration of SON. However, the effects decline with soil depth. DON is one of the important forms of nitrogen loss in paddy fields. Incorporation of milk vetch can reduce DON loss and then mitigate non-point source N pollutant from the paddy fields. The environmental impact of the loss of DON from paddy fields is worthy of attention. If only the loss of inorganic nitrogen with leaching of paddy soil solution is considered, the total nitrogen loss from paddy fields will be underestimated.

Key words: Milk vetch; Grey-mud fields; Soluble organic nitrogen; Dissolved organic nitrogen; Migration; Loss

氮素在土壤生态系统中的存在形态及迁移转化与土壤氮素供应和生态环境质量密不可分。土壤中可被水或可溶性盐溶液 (0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄、1 mol·L⁻¹ KCl、10 mmol·L⁻¹ CaCl₂ 等) 浸提出来的有机氮称为可溶性有机氮 (soluble organic nitrogen, SON); 利用真空杯、渗滤仪等采集的原位土壤溶液或土壤自然淋洗液中的有机氮称为溶解性有机氮 (dissolved organic nitrogen, DON)^[1]。SON 包括了几乎全部的 DON 和土壤胶体上吸附的以及生物细胞溶出的潜在有机氮, 与土壤有机氮的矿化过程密切相关^[2]。SON 的迁移性强, 在耕层土壤中的吸附率仅为 20%^[3], 易随水分的运移而发生径流或淋溶损失, 影响水质, 产生一定的环境风险。研究^[4]发现, 农田土壤中 SON 含量与矿质氮相当, 是土壤氮库中氮素流失的主要形态。因此, 研究农田生态系统中土壤 SON 的动态变化和迁移特性, 对防控土壤氮素损失、预防水体污染具有重要意义。

农田氮素损失是造成农业生态系统面源污染、水体富营养化的重要原因之一。大量施用氮肥会导致田面可溶性氮浓度升高, 从而增加地表径流损失的风险, 促进淋溶损失^[5]。研究表明, 尿素和生物矿质复混肥的施用增加水溶性有机氮化合物的淋失^[6], 而控释氮肥和腐殖酸肥的施用却可有效降低稻田土壤 SON 的淋失^[7]。有机肥的施用可显著增加土壤 SON 含量, 使土壤累积更多的 SON, 从而增加其淋失的风险^[8]。施用鸡粪有机肥能够增加表层土壤 SON 的含量, 并在降水条件下淋溶至深层土壤中^[9]。长期施用猪粪后土壤中 SON 的淋失量显著增加, 年平均淋失量为 3.8~5.4 kg·hm⁻², 占淋失总氮的 6%~11%^[10]。低量生物炭的施用下黑钙土氮素淋失分别降低 29%和 74%, 紫色土氮素淋失分别减少 41%和 78%; 但高量生物炭的施用却使黑钙土和紫色土氮素淋失量分别增加 22%和 2%^[11]。胡晓珊等^[12]研究绿肥翻压对土壤 SON 的影响表明, 籽粒苋处理土壤中 SON 和矿质氮随土层加深而降低趋势最明显,

这说明籽粒苋可有效减少氮素淋溶。因此,施肥对土壤 SON 的迁移和损失具有显著影响,但不同种类氮肥其组成和化学性质差异显著,对 SON 迁移的影响也各异。

紫云英是我国南方地区常见的绿肥作物,其盛花期含氮量高达 $28\sim 37\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,施用于土壤后可补充土壤有效氮,减少化肥用量。在农业生产中紫云英的施用量通常高达 $15\,000\sim 45\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[13],施入土壤后在矿化作用下能够产生大量的 SON,可能导致农田生态系统的面源污染及地下水污染。然而国内外关于紫云英翻压的研究主要集中于紫云英翻压对作物产量、土壤肥力、土壤微生物和酶活性等影响方面^[14-15],而有关紫云英翻压对稻田土壤 SON 累积和迁移影响程度如何,是否会增加稻田土壤 DON 的损失而产生一定的环境风险等问题仍有待进一步研究。因此,本研究以亚热带典型水稻土(灰泥田)为研究对象,采用总有机碳分析仪和连续流动注射分析仪结合的差减法,研究亚热带灰泥田施用不同数量紫云英后土壤 SON 及 DON 的动态变化规律,揭示亚热带不同施肥处理灰泥田土壤 SON 和 DON 的迁移特征,评估紫云英翻压后 DON 的损失量及可能产生的生态风险,为稻田土壤合理施肥、防控水田土壤氮素面源污染和完善氮素循环理论提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验小区位于福建省闽侯县白沙镇溪头村的福建省农业科学院科教基地 ($119^{\circ}04'10''\text{E}$, $26^{\circ}13'31''\text{N}$),属于典型的亚热带季风性气候,年均温 19.5°C ,年日照时数 $1\,813\text{ h}$,年均降水量 $1\,350\text{ mm}$ 。供试土壤类型为灰泥田(闽侯灰泥田),土壤质地为黏土,试验开始时耕层土壤的基本化学性质为: pH 5.60,有机质 $20.45\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全氮 $1.04\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效磷 $5.19\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,速效钾 $31.07\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

1.2 试验设计

试验在等氮磷钾条件下设置化肥(CK)、低量紫云英(鲜草 $15\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, CMV1)、中量紫云英(鲜草 $30\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, CMV2)和高量紫云英(鲜草 $45\,000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, CMV3) 4个不同的施肥处理,每个处理 3 次重复,采用随机排列,小区面积 12 m^2 ($3\text{ m}\times 4\text{ m}$),各小区间田埂铺设薄膜以防窜渗。试验中施用的化肥为尿素 $481.7\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、过磷酸钙 $900\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和氯化钾 $300\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,尿素和氯化钾 50%作基肥(紫云英翻压后第 9 天),50%做分蘖肥施用(紫云英翻压后第 25 天),过磷酸钙全部作基肥施用。供试紫云英品种为“闽紫七号”,于盛花期异地鲜草翻压回田。紫云英含水量为 $900\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,有机质 $752.8\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮 $30.94\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全磷 $5.91\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全钾 $32.47\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、酸解氨基酸 $82.35\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、蛋白质 $193.4\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。施用紫云英处理中氮磷钾不足的部分在施用基肥时用化肥补齐。试验区采用单季稻种植,在紫云英翻压后 10 d 移栽,株行距 $20\text{ cm}\times 15\text{ cm}$,水稻品种与农事管理措施均与当地保持一致。

1.3 样品采集与处理

根据紫云英腐解特性与水稻生育期在紫云英翻压后 0 d(本底土壤)、5 d、10 d、17 d、24 d、38 d、59 d、80 d、101 d 和 122 d 多点采集 $0\sim 20\text{ cm}$ 、 $20\sim 40\text{ cm}$ 和 $40\sim 60\text{ cm}$ 土壤分层混合样品。采集的鲜样剔除动植物残体、根系和石块等侵入体,混匀后一部分鲜样用于 SON 的测定,另一部分样品经风干过筛后用于测定土壤相关理化性质。紫云英翻压前在各试验小区不同深度土层($0\sim 20\text{ cm}$ 、 $20\sim 40\text{ cm}$ 和 $40\sim 60\text{ cm}$)中垂直埋设两组连接带盖不锈钢管的砂滤管,在采取土壤样品的同时采集 0 cm (淹水层)、 $0\sim 20\text{ cm}$ 、 $20\sim 40\text{ cm}$ 和 $40\sim 60\text{ cm}$ 土壤渗滤液混合样品,装入聚乙烯瓶中密封后带回实验室。渗滤液经 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 微孔滤膜过滤后用于测定溶解性总氮(TSN)和溶解性无机氮(SIN)含量,未能及时测定的样品置于 4°C (短期)和 -20°C (长期)冰箱中保存。在研究过程中为了防止各处理小区之间淹水层的窜

渗, 当出现连续降水量超过 50 mm 时, 小区淹水层向外排水 5 cm, 水田淹水层排水所致的潜在径流损失量利用排出水中的 DON 含量进行估算。

1.4 测定项目与方法

土壤相关理化性质采用土壤农化常规分析方法^[16]测定。土壤 SON 采用 70 °C 热水浸提、可溶性总氮(TSN)与可溶性无机氮(NH₄⁺、NO₃⁻和 NO₂⁻, SIN)差减法测定^[17], 即称取 5 g 新鲜土样于 50 mL 具塞三角瓶中, 加入 25 mL 蒸馏水, 置于 70 °C 恒温振荡器加热提取 18 h 后震荡 5 min, 再用高速离心机离心 10 min, 浸提液经 0.45 μm 微孔有机滤膜过滤, 滤液中的可溶性总氮和可溶性无机氮分别采用带有氮检测器的总有机碳分析仪(TOC-L, Shimadzu, 日本)和连续流动注射分析仪(SAN++, Skalar, 荷兰)测定, 土壤 SON 采用 SON = TSN - SIN 计算获得。DON 采用 0.45 μm 微孔有机滤膜过滤采集的淹水层和渗滤液样品, 滤液中 DON 测定方法同 SON。

1.5 数据统计与分析

本研究采用 Excel 2010 和 SPSS 24.0 进行数据处理, 使用 SigmaPlot 14.0 软件作图, 不同处理间 SON 和 DON 差异显著性采用单因素方差分析(邓肯法, $P < 0.05$)。本研究中紫云英翻压 59 d 之后, 不同施肥处理不同层次渗滤液中 DON 含量均低于检出限, 故 DON 的数据仅显示并计算 0~59 d, 潜在淋溶损失量参考 Nie 等^[18]描述的公式进行计算。

$$L_{\text{DON}} = \sum_0^{59} C_{\text{DON}} \times V_w \div 1000 = \sum_0^{59} C_{\text{DON}} \times \frac{B_s \times S \times H_s \times M_w}{\rho} \div 10000 \quad (1)$$

$$R_{\text{DON}} = \sum_0^{59} C_d \times V_d \div 1000 \quad (2)$$

$$T_{\text{DON}} = \frac{L_{\text{DON}} + R_{\text{DON}}}{N} \times 100\% \quad (3)$$

式中, L_{DON} 为 DON 淋溶损失量, kg·hm⁻²; C_{DON} 为 DON 浓度, mg·L⁻¹; V_w 为单位面积土壤溶液体积, m³; B_s 为土壤容重, g·cm⁻³; S 表示面积, hm²; H_s 为土层厚度, cm; M_w 为土壤含水量, g·kg⁻¹; ρ 为渗滤液溶液密度, g·cm⁻³; R_{DON} 为 DON 的径流损失量, kg·hm⁻²; C_d 为淹水层排水的 DON 浓度, mg·L⁻¹; V_d 为单位面积淹水层排水体积, m³; T_{DON} 为 DON 总损失率, %; N 为施氮量, kg·hm⁻²。

土壤 SON 密度指单位面积一定厚度土层中 SON 的质量, 可以指示土壤 SON 的储量。土壤 SON 密度参考张仰等^[19]描述的公式进行计算:

$$D_i = C_i \times B_i \times H_i \div 10 \quad (4)$$

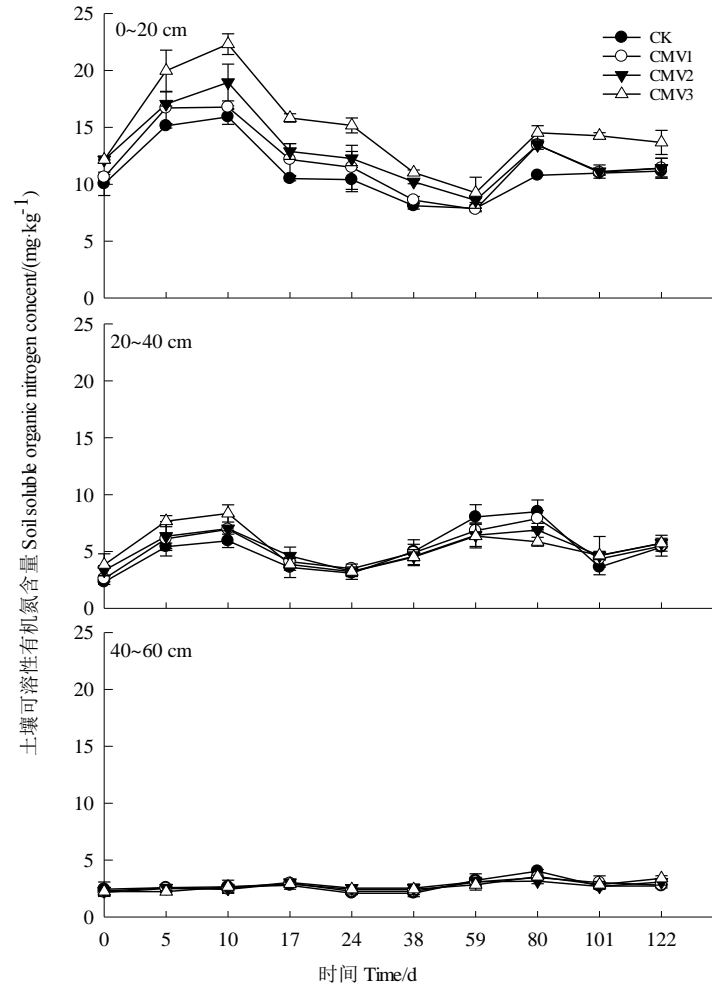
式中, D_i 为第 i 层土壤可溶性有机氮密度, kg·hm⁻²; C_i 、 B_i 、 H_i 分别为第 i 层土壤中对应可溶性有机氮含量(mg·kg⁻¹)、土壤容重(g·cm⁻³)、土层厚度(cm)。0~60 cm 土层 SON 密度则为各层土壤 SON 密度之和。

2 结 果

2.1 翻压紫云英后稻田不同土层 SON 含量的动态变化

供试灰泥田不同土层 SON 的动态变化如图 1 所示。结果表明, 采样期内同一处理不同土层 SON 含量随土层加深而降低, 0~20 cm 土层 SON 浓度(不同处理均值)分别较 20~40 cm 和 40~60 cm 土层提高了 141.0%和 364.4%, 20~40 cm 土层 SON 度较 40~60 cm 土层提高了 92.75%。采样期内同一土层 4 种不同施肥处理 SON 含量具有一定差异, 其中 0~20 cm 土层 CMV3 处理 SON 含量较 CK 处理显著增加, 而 CMV1 和 CMV2 处理与 CK 处理无显著性差异; 20~40 cm 和 40~60 cm 土层不同施肥处理间 SON 含量无显著差异。同一施肥处理不同土层 SON 的动态变化具有一定差异, 其中 0~20 cm 土层不同施肥处理 SON 含量

均表现为紫云英翻压后快速上升,至翻压后 10 d 达到峰值,翻压后 10 d~59 d SON 含量逐渐下降至最低,随后 SON 含量逐渐上升,至翻压后 80 d 达第二个峰值,之后逐渐趋于稳定;20~40 cm 土层 SON 的变化规律具有一定差异,在紫云英翻压后 10 d 达到峰值后,快速下降至最低,并于翻压 24 d 后逐渐上升,至翻压后 80 d 达峰值,之后下降并趋于稳定;40~60 cm 土层不同施肥处理 SON 含量无显著差异。可见,施用紫云英有利于灰泥田 0~20 cm 土层 SON 的累积,且 SON 含量随土层的加深而降低,但具向下迁移的趋势。



注: CK 为施化肥处理, CMV1 为低量紫云英处理, CMV2 为中量紫云英处理, CMV3 为高量紫云英处理。

下同。Note: CK stands for treatment of application of chemical fertilizer, CMV1 stands for treatment of incorporation of milk vetch at a low rate, CMV2 stands for treatment of incorporation of milk vetch at a moderate rate, CMV3 stands for treatment of incorporation of milk vetch at a high rate. The same below.

图 1 灰泥田不同处理土层可溶性有机氮含量动态变化

Fig. 1 Dynamic changes in soil soluble organic nitrogen(SON) content in the grey-mud fields relative to treatment

2.2 翻压紫云英后稻田土体 SON 密度的动态变化

采样期内灰泥田不同施肥处理 0~60 cm 土层 SON 的密度呈“升高-降低-升高-降低”的变化趋势(图 2)。翻压紫云英后灰泥田土体 SON 密度在翻压后 10 d 内迅速上升至峰值,翻压后 10 d 不同施肥处理 SON 密度较本底土壤显著提高 60.08%~82.73%,翻压 10 d 后逐渐下降,至翻压后 38 d 降至最低,随后逐渐上升,至翻压后 80 d 达到第二个峰值,之后土壤 SON 密度逐渐下降并趋于稳定,翻压后 122 d(水稻成熟期)不同施肥处理 SON 密度较本底土壤提高 13.84%~30.30%。就不同施肥处理而言,采样期内施用紫云英处理(CMV1、CMV2 和 CMV3) SON 密度均值分别较 CK 提高了 5.57%、10.11%和 21.39%。该研究结果

进一步表明,在水稻生育期内施用紫云英有利于 SON 在土体 (0~60 cm) 中累积。

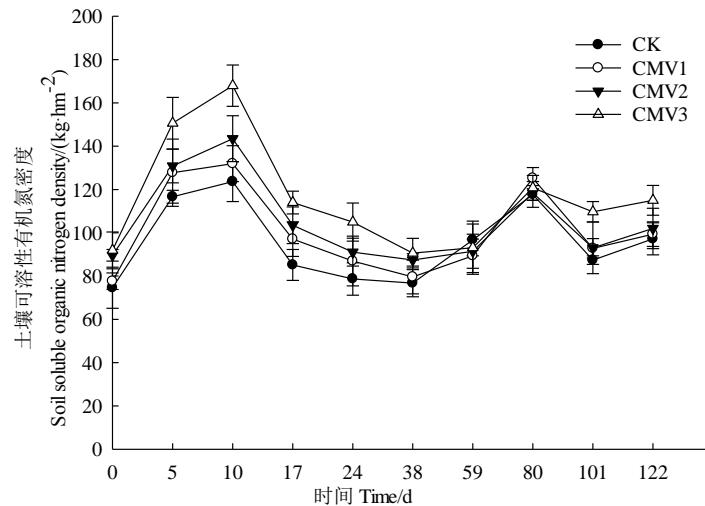


图2 灰泥田不同处理土体可溶性有机氮密度的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes in soil soluble organic nitrogen density in the grey-mud fields relative to treatment

2.3 翻压紫云英后稻田淹水层 DON 的动态变化

采样期内灰泥田不同施肥处理淹水层 DON 浓度均呈先急速上升至峰值后快速下降并逐渐趋于平稳的变化趋势 (图 3)。紫云英翻压后第 5 天, 施用紫云英处理 (CMV1、CMV2 和 CMV3 处理) 淹水层 DON 浓度分别较 CK 处理显著提高了 170.4%、187.2% 和 321.3%。翻压后 5~10 d, 淹水层中 DON 的浓度迅速上升, 于翻压后 10 d 达到峰值, 翻压后 10 d CK 处理淹水层 DON 浓度较 CMV1、CMV2 和 CMV3 处理分别显著提高了 82.99%、410.4% 和 1808%。翻压后 10~17 d, 淹水层 DON 浓度快速下降, 翻压后 17 d CK 处理淹水层 DON 浓度较 CMV1、CMV2 和 CMV3 处理分别显著提高了 33.06%、122.1% 和 144.1%。翻压后 17~24 d, 不同施肥处理淹水层 DON 浓度呈小幅度降低, 不同施肥处理间无显著差异。翻压后 24~38 d, 不同施肥处理变化幅度较小。翻压后 38~59 d, 不同施肥处理淹水层 DON 浓度显著降低, 且不同施肥处理间无显著差异。可见, 采样期内不同施肥处理灰泥田淹水层 DON 浓度具有一定差异, 翻压后 5 d 和翻压后 38~59 d DON 浓度差异表现为: CMV3 > CMV2 > CMV1 > CK, 10~24 d DON 浓度差异表现为: CK > CMV1 > CMV2 > CMV3; 此外, 所有施肥处理淹水层 DON 浓度均于翻压后 10 d 达到峰值。

2.4 翻压紫云英后稻田 DON 的淋溶特性

灰泥田不同采样期不同施肥处理 DON 迁移规律如图 3 所示。结果表明同一采样期同一施肥处理不同土层渗滤液 DON 浓度具有一定差异, 紫云英翻压后 5~24 d 随着土层加深 DON 浓度逐渐降低, 翻压后 38 d 0~20 cm 渗滤液 DON 浓度高于 0 cm, 而翻压后 59 d 0~20 cm 和 20~40 cm 渗滤液 DON 浓度均高于 0 cm。同一土层同一采样期不同施肥处理渗滤液 DON 浓度也具有一定的差异。0~20 cm 土层翻压后 17 d 和 38 d 不同施肥处理渗滤液浓度差异均表现为: CK > CMV1 > CMV2 > CMV3, 翻压后 17 d 和 38 d 时 CK 处理 0~20 cm 渗滤液浓度显著高于 CMV1、CMV2 和 CMV3 处理, 而其他采样期不同施肥处理间渗滤液浓度无显著差异; 采样期内 20~40 cm 和 40~60 cm 土层不同施肥处理渗滤液 DON 浓度无显著差异。同一土层同一施肥处理不同采样期渗滤液 DON 的浓度也具有一定差异。0~20 cm 土层翻压后 5~10 d 渗滤液 DON 浓度无显著变化; 翻压后 10~17 d 快速增加, 翻压后 17 d 不同施肥处理渗滤液 DON 浓度较翻压后 10 d 增加 100.5%~582.3%; 翻压后 17~24 d 渗滤液 DON 浓度逐渐下降; 翻压后 24~38 d 不同施肥处理渗滤液 DON 浓度显著增加, 翻压后 38 d 时渗滤液 DON 浓度较翻压后 10 d 增加 75.19%~90.71%; 翻压后 38~59 d 不同施肥处

理渗滤液 DON 浓度显著下降。20~40 cm 和 40~60 cm 土层不同施肥处理渗滤液 DON 浓度均于翻压后 24 d 达到峰值, 分别较其他采样时期增加 69.42%~223.1%和 55.48%~94.11%。可见, 随着采样时间的推移, 灰泥田中 DON 有向下层淋溶的趋势, 不同深度土层 DON 浓度峰值出现的时间具有一定延迟性。此外, 施用紫云英能够减缓 DON 向下淋溶。

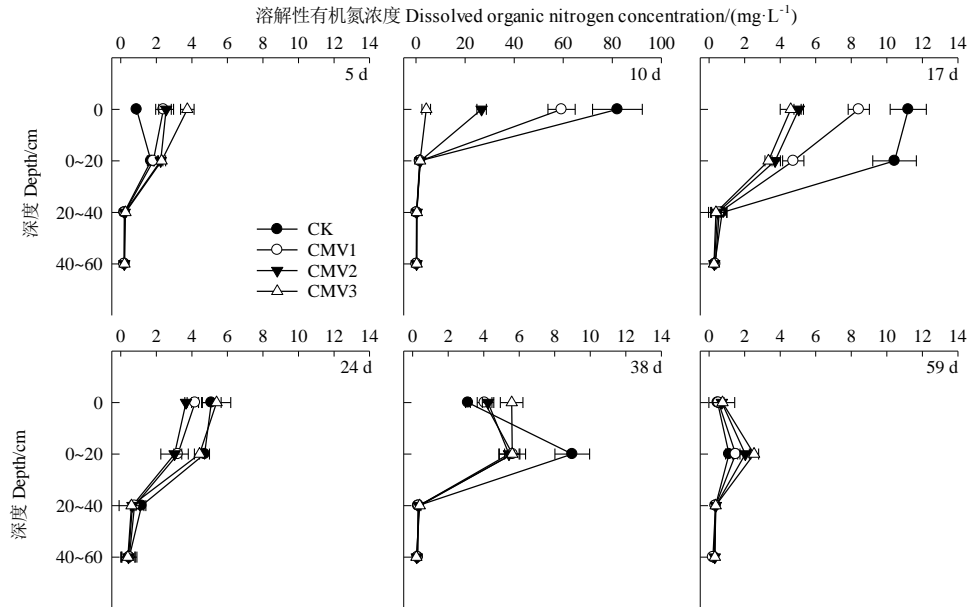


图 3 灰泥田不同处理不同深度渗滤液溶解性有机氮浓度动态变化

Fig. 3 Dynamic changes in dissolved organic nitrogen concentration in leachate from the grey-mud fields relative to depth and treatment

2.5 翻压紫云英后稻田渗滤液 DON 的潜在损失

不同施肥处理灰泥田 DON 潜在损失量见图 4。不同施肥处理 DON 总损失量和损失率的差异均表现为: CK > CMV1 > CMV2 > CMV3, 与 CK 处理相比, CMV1、CMV2 和 CMV3 处理 DON 的损失量分别较 CK 处理显著降低 30.26%、55.67%和 67.18%, 损失率分别较 CK 处理显著降低 6.18%、11.36%和 13.71%。就 DON 淋溶损失而言, 不同施肥处理 DON 的淋溶损失量差异表现为: CK > CMV1 > CMV2 > CMV3, CMV3 处理 DON 淋溶损失量较 CK 处理显著低 19.22%, 其他处理间 DON 淋溶损失量无显著差异。通过淋溶损失量的拟合曲线对时间进行求导可知, 不同施肥处理 (CK、CMV1、CMV2 和 CMV3) DON 淋失速率分别为 $0.32 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $0.30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $0.28 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.25 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 。就 DON 径流损失而言, 施用紫云英处理 (CMV1、CMV2 和 CMV3) DON 径流损失量较 CK 处理分别降低 42.08%、75.73%和 90.03% ($P < 0.05$)。可见, DON 是稻田土壤氮素损失的重要形态之一, 施用紫云英能够减缓供试稻田 DON 的损失, 尤其是减缓径流损失。

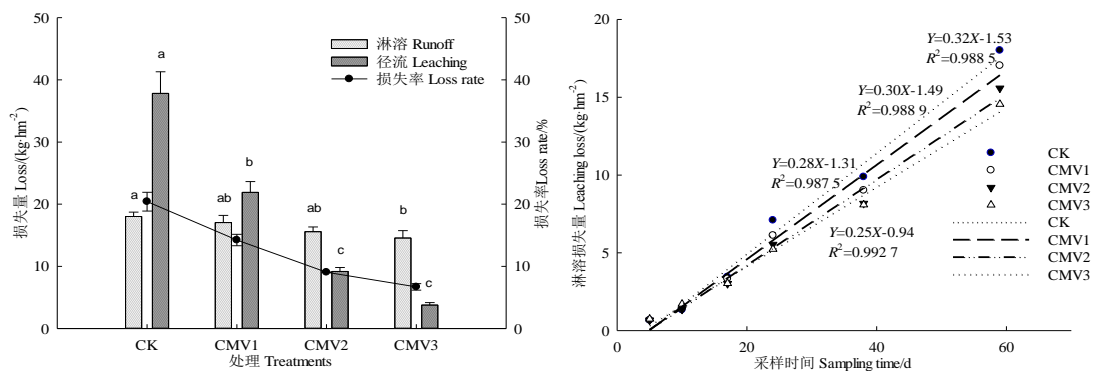


图4 灰泥田不同处理溶解性有机氮的潜在损失及淋失速率

Fig. 4 Potential loss and leaching rate of dissolved organic nitrogen in the grey-mud fields relative to treatment

2.6 翻压紫云英后稻田渗滤液 DON 损失的影响因子

采用线性相关分析紫云英翻压后灰泥田 DON 损失量与可能的影响因子间的关系(表1), 表明紫云英翻压后 DON 的径流损失与 0 cm DON 含量呈极显著正相关, 相关系数高达 0.995; 与降水量和施肥量呈显著正相关, 相关系数分别为 0.495 和 0.418。DON 的淋溶损失与施肥量呈显著正相关, 相关系数为 0.416; 与降水量和 SON 密度呈极显著负相关, 相关系数分别为 -0.745 和 -0.529。可见, 供试灰泥田 DON 的径流损失主要受 0 cm DON 含量、降水量和施肥量的影响, 而 DON 的淋溶损失主要受降水量、SON 密度和施肥量的影响。

表1 灰泥田不同处理溶解性有机氮潜在损失与影响因子的相关系数

Table 1 Correlation analysis of dissolved organic nitrogen potential loss with impact factors in the grey-mud fields relative to treatments

	降水量 ^①	土温 ^②	施肥量 ^③	SON 密度 ^④	0 cm DON	0~20 cm DON	DON 径流损失 ^⑤	DON 淋溶损失 ^⑥
降水量 ^①	1							
土温 ^②	-0.269	1						
施肥量 ^③	0.410*	-0.219	1					
SON 密度 ^④	0.772**	0.179	0.376	1				
0 cm DON	0.446*	0.141	0.371	0.304	1			
0~20 cm DON	-0.629**	0.032	0.014	-0.565**	-0.214	1		
DON 径流 ^⑤	0.495*	0.064	0.418*	0.324	0.995**	-0.256	1	
DON 淋失 ^⑥	-0.595**	0.182	0.416*	-0.633**	-0.342	0.123	-0.370	1

①Precipitation, ②Soil temperature, ③Fertilizer rate, ④SON density, ⑤Runoff loss, ⑥Leaching loss.

3 讨论

3.1 紫云英翻压对稻田土壤SON迁移特性的影响

水稻生育期不同土层 SON 含量变化具有一定差异, 耕层土壤 SON 含量于紫云英翻压后 0~10 d 显著增加, 至翻压后 10 d 达第一个峰值; 翻压后 10~59 d 则快速下降至最低; 随后逐渐上升, 至翻压后 80 d 达第二个峰值后趋于稳定, 这与王飞等^[20]提出的“紫云英腐解具有快速腐解期、腐解速率迅速降低期、腐解加速期和缓慢分解期 4 个阶段”的结论相一致。本研究中供试紫云英 C/N 低(14.11), 翻压后能快速分解产生 SON, 而施入的化学氮肥(尿素)作为小分子 SON^[21], 可直接给土壤带来大量的酰胺态氮, 故短期内显著提高耕层土壤 SON 含量。由于初期阶段紫云英腐解的产物主要以可溶性小分子有机物(如氨基酸、有机酸等)以及无机养分为主^[20], 在土壤中的移动性较强, 故紫云英翻压后 10 d 不同处理 0~20 cm 和 20~40 cm 土层 SON 含量均达到峰值(图1)。20~40 cm 土层 SON 含量于翻压后 24 d 降至最低后逐渐上升, 与耕层土壤具有一定差异(图1), 这是由于紫云英翻压后 25 d 施用分蘖肥, 酰胺态氮在土壤中的移动性强, 容易随重力水向下迁移^[22], 导致翻压 24 d 后 20~40 cm 土层 SON 含量逐渐升高, 而耕层土壤脲酶活性显著高于底层^[23], 0~20 cm 土层脲酶活性为 0.96 mg·g⁻¹·d⁻¹(以 NH₄⁺-N 计), 较 20~40 cm 和 40~60 cm 土层提高了 43.58%和 48.20%, 尿素作为小分子有机氮施用于土壤后被快速分解为 NH₄⁺^[24], 且该时期水稻生长旺盛, 根系吸收养分能力增强, 从而导致耕层土壤中可溶性氮浓度较低。由于本研究供试土壤质地较为黏重, 故 SON 主要迁移至 20~40 cm 土层, 而 40~60 cm 土层中 SON 含量无显著差异。施

用紫云英能够促进土壤 SON 向下迁移, CMV1、CMV2 和 CMV3 处理 20~40 cm 土层 SON 含量较 CK 处理提高 3.51%、3.69%和 6.10% (图 1), 这可能是由于紫云英的施用显著增加耕层土壤中 SON 含量, 从而增加了 SON 迁移的来源。

施用紫云英对稻田不同土层 SON 含量的影响随深度增加而减弱 (图 1), 究其原因一方面与施入的紫云英和水稻根系分布主要集中于 0~20 cm 土层有关。供试紫云英自身含有大量的蛋白质($193.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)和酸解氨基酸($82.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 施用于土壤后主要累积在表层土壤中, 酶底物充足, 为 0~20 cm 土层微生物活动提供丰富营养和能源, 从而提高有机物质的矿化速率^[25]; 此外, 紫云英的施用有利于水稻的生长, 促进根系分泌物的增加, 而已有研究表明植物根系分泌物是土壤 SON 的重要来源之一^[26]。另一方面与土壤对 SON 的吸附作用有关。有研究^[3]表明, SON 在土壤中的移动性受土壤吸附过程的影响, 本研究供试土壤质地较黏重(黏土), 故 SON 易被土壤所吸附, 下渗能力相对较弱, 且稻田土壤犁底层在地表下 20 cm 处, 对水分下渗具有一定的截留作用, 因此仅有部分的 SON 迁移至下层^[18]。

3.2 紫云英翻压对稻田 DON 浓度的影响

淹水层 DON 主要来源于施入的化肥和有机物料、根系和微生物的代谢产物及分泌物、有机质分解的中间产物等^[1]。本研究表明, 不同处理稻田淹水层 DON 浓度随时间具有一定差异, 紫云英翻压后 5 d 和 38~59 d 稻田淹水层 DON 浓度均表现为: $\text{CMV3} > \text{CMV2} > \text{CMV1} > \text{CK}$, 翻压后 10~24 d 的 DON 浓度表现为: $\text{CK} > \text{CMV1} > \text{CMV2} > \text{CMV3}$ (图 3), 这可能是由于不同处理施用的氮肥种类、配比及其施用时间不同所致。低 C/N 比紫云英翻压后快速分解, 短期内可显著提高 DON 含量^[21], 而 CK 处理此时尚未施用化肥, 导致紫云英翻压处理 5 d 时淹水层 DON 含量高于 CK 处理。翻压后 9 d 时稻田施用基肥, 尿素作为小分子有机氮^[24], 施用后导致 CK 处理淹水层 DON 急速升高, 致使翻压后 10~24 d CK 处理淹水层 DON 浓度显著高于紫云英翻压处理。此后, 施入的尿素被快速分解为无机氮, 而紫云英仍在持续分解并向淹水层释放 DON, 致翻压 38 d 后紫云英翻压处理淹水层 DON 含量高于 CK 处理。施肥是影响稻田 DON 浓度的重要因素^[5], 基肥施用后淹水层 DON 浓度急剧升高, 并于翻压后 10 d 达到峰值 (图 3)。紫云英翻压 10 d 后由于研究区出现持续强降水 (7 天内降水总量为 77 mm) 导致大量的 DON 随地表径流排出稻田, 致使翻压后 17 d 不同施肥处理淹水层 DON 浓度较翻压后 10 d 降低 $2.56 \sim 125.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。因此, 淹水层 DON 含量、降水量和施肥量是稻田径流损失的主要影响因素 (表 1)。施肥后 7 d 是防止稻田氮素流失的关键时期^[27], 应尽量减少稻田排水, 从而有效降低稻田氮素随径流损失。

农田土壤中氮素在重力水流的作用下淋溶进入地下水, 由于 DON 分子量小, 流动性强, 易随下渗水向下迁移损失, 是农田土壤氮素损失的重要来源之一^[28]。本研究结果表明, 随着时间的推移不同处理稻田 DON 均有向下层淋溶的趋势, 且不同层次间具有一定的延迟性 (图 3)。这是由于土壤 SON 和 DON 之间存在吸附-解吸平衡^[2]。本研究供试土壤质地较为黏重, 黏粒含量高 ($519.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 具有较大的比表面积与电荷密度, 有利于土壤吸附渗滤液中的 DON, 减缓其向下淋溶的速度^[29]。研究^[30]表明, 土壤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附和截留作用, 使其在土壤中迁移也具有明显的延迟效应。DON 的累积与淋洗是一个动态平衡的过程, 并受多种因素的共同调控。外源氮肥的添加可显著提高 DON 的含量, 增加 DON 淋失风险 (表 1)。不同类型氮肥其形态、成分和理化性质差异显著, 对 DON 淋失的影响也有一定的差异。本研究结果表明, 施用紫云英处理灰泥田 DON 淋溶速率显著低于等氮量的 CK 处理, 说明施用紫云英能够降低稻田 DON 的淋溶损失。究其原因与 SON 的组分及土壤的吸附和固持作用差异有关。研究^[31]表明, 小分子亲水性 SON 不易被土壤吸附, 吸附后生物稳定性差, 还易出现解吸或被疏水性 SON 代替吸附的现象, 而大分子疏水性 SON 容易被土壤吸附固持。本研究中尿素作为小分子亲水性 SON, 施用于土壤后易溶于土壤溶液, 并在重力水的作用下淋失; 而施用紫云英后分解产生的小分子亲水性 SON 数量相对较少, 多

数为大分子疏水性 SON, 傅里叶红外光谱分析结果发现, 翻压等氮量紫云英的 CMV1、CMV2 和 CMV3 处理土壤 SON 的红外光谱中芳香族化合物吸收峰 ($1\ 572\sim1\ 620\text{ cm}^{-1}$) 平均相对强度分别为 8.68、8.87 和 9.50, 较 CK 处理(8.48)分别增加 2.35%、4.60%和 12.03%, 这些大分子的芳香族化合物易被黏质的灰泥田吸附而固持, 从而降低了稻田 DON 的淋失。

3.3 紫云英翻压后稻田 DON 的损失与环境效应

DON 具有高溶解性和易迁移性, 可能是稻田土壤氮素损失的重要来源^[28]。本研究结果表明, 不同施肥处理稻田 DON 的总损失量介于 $18.33\sim58.55\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 占可溶性总氮的 46.52%~50.16% (图 4), 是稻田土壤氮素损失的重要形态之一。农田土壤 DON 损失主要有两条途径, 一是 DON 随着土壤渗滤液沿垂直方向向下淋溶损失, 水稻是浅根系作物, 20~60 cm 土层的养分难以被水稻根系吸收利用, 故将 20~60 cm 的养分视为具有淋失风险部分进行估算, 结果表明供试灰泥田不同施肥处理每年氮素淋失总量中有 $14.5\sim18.02\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以 DON 的形式迁移损失, 说明施用的氮肥大约 5.32%~6.58%通过 DON 渗滤淋溶损失。另一途径是土壤 DON 随地表径流和田间排水迁出农田而损失。根据农田淹水层向外排水量和浓度进行估算, 供试灰泥田不同施肥处理大约有 $3.77\sim37.85\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以 DON 的形式通过田间排水而流失, 表明施用氮肥的 1.38%~13.82%通过农田排水而损失。本研究施用基肥后, 恰逢连续降雨, 故径流损失是施用化肥处理主要的损失途径。与施用尿素相比, 施用高量紫云英每季水稻可减少 $37.52\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以 DON 的形式损失, 说明较施用等氮量尿素而言, 施用紫云英能够降低 DON 损失所产生的环境风险。因此, 在估算农田生态系统氮素损失时, 若仅考虑土壤溶液中无机氮的损失, 将会低估农田土壤总氮的损失量。

适宜的施肥方式可保证作物产量, 提高氮肥利用率, 减少养分损失, 同时还可减少农田系统产生的环境风险。水稻生育前期淹水层 DON 浓度较高, 应注重田间的水肥管理, 减少农田排水, 有效降低农田氮素排出。在实际生产中还可适当减少水稻生育前期基肥的施用量, 采用“前氮后移”, 分次施用的施肥方式。在紫云英全量还田的条件下, 减少 50%的氮肥, 能够控制土壤 DON 的淋失、降低农田氮素对水环境面源污染的风险。

4 结 论

施用紫云英有利于灰泥田 0~60 cm 土层可溶性有机氮 (SON) 的累积, 促进 SON 向下部土层迁移, 但紫云英翻压对不同土层 SON 含量的影响随深度增加而减弱。溶解性有机氮 (DON) 是稻田土壤氮素损失的重要形态之一, DON 在不同层次间的迁移具有一定的延迟性。估算供试灰泥田中每年施用的氮肥大约 5.32%~6.58%通过 DON 渗滤淋溶损失, 1.38%~13.82%通过 DON 农田排水而损失。较施用等氮量尿素而言, 施用紫云英能够降低 DON 损失所产生的环境风险。稻田 DON 的损失对环境的影响值得关注, 若仅考虑稻田土壤溶液中的无机氮损失, 将会低估稻田土壤总氮的损失量。

参考文献 (References)

- [1] Murphy D V, MacDonald A J, Stockdale E A, et al. Soluble organic nitrogen in agricultural soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5/6): 374-387.
- [2] Song G. Soil soluble organic nitrogen and its influencing factors in rice - wheat rotation system[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015. [宋歌. 稻麦轮作系统中土壤可溶态有机氮及其影响因素[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.]
- [3] Zhao M X, Zhou J B, Yan Z L. Adsorption characteristics of soluble organic carbon and nitrogen in different layer of cultivated soils [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2010, 41(6): 1328-1332. [赵满兴, 周建斌, 延志莲. 不同土层土壤对可溶性有机氮、碳的吸附特性研究[J]. *土壤通报*, 2010, 41(6): 1328-1332.]

- [4] Kong X Z, Yu H M, Shu L Z, et al. Impact of land use on the content and migration pattern of soluble organic nitrogen[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2015, 46(6): 1359-1365. [孔祥忠, 于红梅, 束良佐, 等. 农田利用方式对土壤可溶性氮素含量及迁移的影响[J]. 土壤通报, 2015, 46(6): 1359-1365.]
- [5] Zhou W, Lü T F, Yang Z P, et al. Research advances on regulating soil nitrogen loss by the type of nitrogen fertilizer and its application strategy[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(9): 3051-3058. [周伟, 吕腾飞, 杨志平, 等. 氮肥种类及运筹技术调控土壤氮素损失的研究进展[J]. 应用生态学报, 2016, 27(9): 3051-3058.]
- [6] Jiao J X, Yang W, Li Y Y, et al. Impact of combined manure and chemical fertilization on nitrogen leaching from paddy field in red earth hilly area of China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(6): 1159-1166. [焦军霞, 杨文, 李裕元, 等. 有机肥化肥配施对红壤丘陵区稻田土壤氮淋失特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(6): 1159-1166.]
- [7] Yang S H, Peng S Z, Xu J Z, et al. Effects of water saving irrigation and controlled release nitrogen fertilizer managements on nitrogen losses from paddy fields[J]. Paddy and Water Environment, 2015, 13(1): 71-80.
- [8] Liang B, Kang L Y, Ren T, et al. The impact of exogenous N supply on soluble organic nitrogen dynamics and nitrogen balance in a greenhouse vegetable system[J]. Journal of Environmental Management, 2015, 154: 351-357.
- [9] Quan Z, Lu C Y, Shi Y, et al. Manure increase the leaching risk of soil extractable organic nitrogen in intensively irrigated greenhouse vegetable cropping systems[J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science, 2015, 65(3): 199-207.
- [10] Long G Q, Jiang Y J, Sun B. Seasonal and inter-annual variation of leaching of dissolved organic carbon and nitrogen under long-term manure application in an acidic clay soil in subtropical China[J]. Soil and Tillage Research, 2015, 146: 270-278.
- [11] Zhou Z H, Li X Q, Xing Y, et al. Effect of biochar amendment on nitrogen leaching in soil[J]. Earth and Environment, 2011, 39(2): 278-284. [周志红, 李心清, 邢英, 等. 生物炭对土壤氮素淋失的抑制作用[J]. 地球与环境, 2011, 39(2): 278-284.]
- [12] Hu X S, Tang S M, Cao W D, et al. Effects of plantation and utilization of green manures during the summer fallow season on soil Dissolved organic carbon and nitrogen, and inorganic nitrogen in greenhouse[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2015(3): 21-28. [胡晓珊, 唐树梅, 曹卫东, 等. 温室夏闲季种植翻压绿肥对土壤可溶性有机碳氮及无机氮的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2015(3): 21-28.]
- [13] Liu W. Study on nutrients accumulation and decomposition charater of *Astragalus sinicus* L. and effect of application in paddy field[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2010. [刘威. 紫云英养分积累规律和还田腐解特性及其效应研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2010.]
- [14] Zhou X Q, Wu H W, Koetz E, et al. Soil labile carbon and nitrogen pools and microbial metabolic diversity under winter crops in an arid environment[J]. Applied Soil Ecology, 2012, 53: 49-55.
- [15] Zhou X, Li Z M, Xie J, et al. Effect of reducing Chemical on rice yield, output value, content of soil carbon and nitrogen after utilizing the Milk Vetch [J]. Agricultural Science and Technology, 2015, 16(2): 266-271.
- [16] Lu R K. Analytical methods for soil and agricultural chemistry [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.]
- [17] Chen C R, Xu Z H, Zhang S L, et al. Soluble organic nitrogen pools in forest soils of subtropical Australia[J]. Plant and Soil, 2005, 277(1/2): 285-297.
- [18] Nie S N, Zhao L X, Lei X M, et al. Dissolved organic nitrogen distribution in differently fertilized paddy soil profiles: Implications for its potential loss[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2018, 262: 58-64.
- [19] Zhang Y, Gong X W, Lü G H, et al. Soil Nitrogen content and components under different halophyte communities in saline desert[J]. Soils, 2019, 51(5): 871-878. [张仰, 龚雪伟, 吕光辉, 等. 盐生荒漠植物群落土壤氮素含量及其组分特征[J]. 土壤, 2019, 51(5): 871-878.]
- [20] Wang F, Lin C, Li Q H, et al. A study on organic carbon and nutrient releasing characteristics of different *Astragalus sinicus* manure use levels in a single cropping region of subtropical China[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2012, 21(4): 319-324. [王飞, 林诚, 李清华, 等. 亚热带单季稻区紫云英不同翻压量下有机碳和养分释放特征[J]. 草业学报, 2012, 21(4): 319-324.]
- [21] Tian F F, Ji H F, Wang L Y, et al. Effects of various combinations of fertilizer, soil moisture, and temperature on nitrogen

- mineralization and soluble organic nitrogen in agricultural soil[J]. Environmental Science, 2018, 39(10): 4717-4726. [田飞, 纪鸿飞, 王乐云, 等. 施肥类型和水热变化对农田土壤氮素矿化及可溶性有机氮动态变化的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4717-4726.]
- [22] Xi J G, Zhou J B. Leaching and transforming characteristics of urea-N added by different ways of fertigation[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2003, 9(3): 271-275. [习金根, 周建斌. 不同灌溉施肥方式下尿素态氮在土壤中迁移转化特性的研究[J]. 植物营养与肥科学报, 2003, 9(3): 271-275.]
- [23] Wan S X, Zhu H B, Tang S, et al. Effects of *Astragalus sinicus* manure and fertilizer combined application on biological properties of soil in Anhui double cropping rice areas along the Yangtze River[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2015, 21(2): 387-395. [万水霞, 朱宏斌, 唐杉, 等. 紫云英与化肥配施对安徽沿江双季稻区土壤生物学特性的影响[J]. 植物营养与肥科学报, 2015, 21(2): 387-395.]
- [24] Zhang F L, Wu M Q, Xia Y, et al. Changes in nitrogen and phosphorus in surface water of paddy field in Jiangnan Plain[J]. Acta Pedologica Sinica, 2019, 56(5): 1190-1200. [张富林, 吴茂前, 夏颖, 等. 江汉平原稻田田面水氮磷变化特征研究[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1190-1200.]
- [25] Yan Z L, Fang Y, Chen J C, et al. Effect of turning over Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.) on soil nutrients and microbial properties in paddy fields[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20(5): 1151-1160. [颜志雷, 方宇, 陈济琛, 等. 连年翻压紫云英对稻田土壤养分和微生物学特性的影响[J]. 植物营养与肥科学报, 2014, 20(5): 1151-1160.]
- [26] Luo Y Q, Zhao X Y, Li M X. Ecological effect of plant root exudates and related affecting factors: A review[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(12): 3496-3504. [罗永清, 赵学勇, 李美霞. 植物根系分泌物生态效应及其影响因素研究综述[J]. 应用生态学报, 2012, 23(12): 3496-3504.]
- [27] Zhang S J, Zhang G, Wang D J, et al. Effects of straw returning coupled with application of nitrogen fertilizer on rice yield and dynamic[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(2): 435-445. [张世洁, 张刚, 王德建, 等. 秸秆还田配施氮肥对稻田增产及田面水氮动态变化的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(2): 435-445.]
- [28] Wang H X. Contents, dynamics and leaching characteristics of dissolved organic carbon and nitrogen in soil[D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A & F University, 2008. [王红霞. 土壤中溶解性有机碳、氮及其迁移淋溶特性研究[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2008.]
- [29] Li X Y, Zheng X F, Zhou J B. Contents and characteristic of organic carbon and nitrogen in wheat rhizosphere with different soil textures[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43(3): 610-613. [李晓月, 郑险峰, 周建斌. 不同质地小麦根际土壤有机碳、氮含量及特性研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(3): 610-613.]
- [30] Gan L. A preliminary study on the dynamics of nitrogen transport and transformation in soils under the conditions of irrigation with sewage effluent and fertilization[D]. Beijing: China Agricultural University, 2002. [甘露. 污水灌溉与施肥条件下氮素在土壤中迁移转化动态的初步研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2002.]
- [31] Huang Q, Wu J T, Chen J, et al. Adsorption of dissolved organic carbon (DOC) on soil: A review[J]. Soils, 2015, 47(3): 446-452. [黄倩, 吴靖霆, 陈杰, 等. 土壤吸附可溶性有机碳研究进展[J]. 土壤, 2015, 47(3): 446-452.]

(责任编辑: 陈荣府)