

控制灌溉下秸秆还田对稻田土壤氮素组成的影响

张忠学^{1,2} 李铁成^{1,2} 齐智娟^{1,2} 兰佳欣¹ 陈鹏^{1,2} 聂堂哲^{1,2}

(1. 东北农业大学水利与土木工程学院, 哈尔滨 150030;

2. 东北农业大学农业农村部农业水资源高效利用重点实验室, 哈尔滨 150030)

摘要: 为探明控制灌溉模式下秸秆还田与不同施氮量对稻田表层土壤氮素组成的影响,以黑龙江省寒地黑土为研究对象,于2017—2018年进行了田间连续定位试验,试验秸秆还田量设置为有秸秆还田(还田量为6 t/hm²)和无秸秆还田2个水平,全生育期施氮量设置N0(0 kg/hm²)、N1(85 kg/hm²)、N2(110 kg/hm²)和N3(135 kg/hm²)4个水平,共8个处理。基于氮稳定性同位素技术,分析了秸秆还田后,稻田土壤表层总可溶性氮组分分配比例,铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、可溶性有机氮(SON)、δ¹⁵N含量变化以及与土壤表层总可溶性氮含量的相关性。2年结果表明:控制灌溉模式下,秸秆还田提高了土壤表层可溶性有机氮占总可溶性氮的比例、氮矿化量以及δ¹⁵N含量。施加秸秆各施氮量处理土壤表层SON含量均低于无秸秆处理,其中N3处理土壤表层NH₄⁺-N与NO₃⁻-N含量较无秸秆N3处理分别降低40.3%、38.7%。与无秸秆处理相比,秸秆还田不仅提高了土壤供氮能力,而且促进了土壤表层总可溶性氮以较稳定的可溶性有机氮形态存在,当施氮量仅为0 kg/hm²时,土壤表层氮矿化量与无秸秆处理最高氮矿化量无显著性差异,且随着施氮量的增加,土壤表层氮矿化量显著高于无秸秆处理(P<0.05)。秸秆中δ¹⁵N含量高,促使土壤表层富集δ¹⁵N,施加秸秆N1、N2处理土壤表层δ¹⁵N含量与无秸秆N2、N3处理无显著性差异,N3处理土壤表层δ¹⁵N含量显著高于无秸秆处理(P<0.05),而且连续2年秸秆还田,导致土壤表层总可溶性氮与铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、可溶性有机氮(SON)以及δ¹⁵N的相关性发生变化。研究结果可为东北地区推行秸秆还田的可行性提供科学依据,对保障东北地区农业水土资源可持续利用具有重要意义。

关键词: 稻田土壤; 控制灌溉; 铵态氮; 硝态氮; 可溶性有机氮; 氮稳定性同位素

中图分类号: S511; S154.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2019)11-0229-10

Effects of Straw Returning on Nitrogen Composition in Paddy Soil under Controlled Irrigation

ZHANG Zhongxue^{1,2} LI Tiecheng^{1,2} QI Zhijuan^{1,2} LAN Jiaxin¹ CHEN Peng^{1,2} NIE Tangzhe^{1,2}

(1. School of Water Conservancy and Civil Engineering, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China

2. Key Laboratory of High Efficiency Use of Agricultural Water Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China)

Abstract: A continuous in situ field experiment from 2017 to 2018 in the cold and black soil region of Heilongjiang Province was carried out to explore the effect of straw returning and different N application rates in successive years on nitrogen composition in surface soil of paddy field under controlled irrigation mode. Two straw returning levels: 6 t/hm² and 0 t/hm², and four N application rates: N0(0 kg/hm²), N1(85 kg/hm²), N2(110 kg/hm²) and N3(135 kg/hm²) were set, a total of eight treatments. The changes of ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), nitrate nitrogen (NO₃⁻-N), soluble organic nitrogen (SON), δ¹⁵N content and total soluble nitrogen distribution ratio in paddy soil surface after straw returning were analyzed based on nitrogen stable isotope technique. The results of 2-year experiment showed that under controlled irrigation condition, straw returning increased the ratio of SON to total soluble N, N mineralization and the content of δ¹⁵N in soil surface layer. The SON content in the surface soil layer of treatments with straw was lower than those without straw at different N application rates. Among all the

收稿日期: 2019-03-18 修回日期: 2019-04-10

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0400108)和国家自然科学基金面上项目(51779046)

作者简介: 张忠学(1967—),男,教授,博士生导师,主要从事节水灌溉理论与技术研究,E-mail: zhangzhongxue@163.com

通信作者: 齐智娟(1987—),女,讲师,博士后,主要从事土壤水热运移和节水灌溉理论与技术研究,E-mail: zhijuan.qi@neau.edu.cn

treatments, the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ contents in the surface soil of N3 treatments were decreased by 40.3% and 38.7% compared with those treatments without straw at the same N application rate. Straw returning promoted the existence of total soluble nitrogen in the soil surface in a more stable form of SON. Straw returning improved soil nitrogen supply capacity compared with treatments without straw returning, there was no significant difference in N mineralization in the surface soil between N0 with straw and maximum N mineralization of the treatment without straw ($P > 0.05$). With the increase of N application, the N mineralization in the surface layer of soil treated with straw returning was significantly higher than that without straw ($P < 0.05$). The high content of $\delta^{15}\text{N}$ in straw promoted the enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ in soil surface. There was no significant difference in the content of soil surface $\delta^{15}\text{N}$ between the treatments of N1 and N2 with straw and treatments of N2 and N3 without straw. The content of soil surface $\delta^{15}\text{N}$ of the treatment with straw was significantly higher than that without straw ($P < 0.05$). Moreover, the correlation between total soluble nitrogen and $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, SON and $\delta^{15}\text{N}$ in the soil surface was changed after two years of straw returning. The results of this study can provide scientific basis for the feasibility of straw returning in Northeast China, which had important significance for ensuring the sustainable utilization of agricultural water and soil resources in Northeast China.

Key words: paddy soil; controlled irrigation; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen; soluble organic nitrogen; nitrogen stable isotope

0 引言

我国水稻种植面积占粮食总面积的 28%,而其耗水量占全国总用水量的 54% 左右,占农业总用水量的 65% 以上^[1],用水量且水分利用效率低。东北黑土区作为我国重要的水稻种植区域,耕地平均占有水资源量 $6.9 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{hm}^2$,仅相当于全国平均水平的 23%^[2]。因此,发展节水灌溉是东北黑土区农业可持续发展的必然选择。在水稻生产过程中产生了丰富的秸秆资源,但目前东北黑土区仍面临秸秆焚烧严重、利用率低等问题^[3]。因此探究节水灌溉条件下推行秸秆还田的可行性,对于促进东北黑土区农业可持续发展,保障国家粮食安全具有重要意义。

土壤氮素是土壤最重要的组成部分之一,氮素以有机氮和无机氮存在于土壤系统中,并且不同形态的氮素之间存在相互转化。其中有机态氮是土壤氮素的主要存在形式,占到土壤全氮的 90% 以上^[4]。土壤氮素组成受土壤理化性质、微生物活性、外加氮源、降雨量等多种因素的共同影响。多数研究表明,随着水分条件的改变,稻田的氮素组成会发生改变。杨士红等^[5]研究表明控制灌溉条件下各层土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量低于淹灌稻田;王保君等^[6]研究表明,与常规灌溉相比,浅湿调控灌溉可以提高稻田土壤全氮、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。同样有研究表明,氮肥、水稻秸秆作为外加氮源,也会对土壤氮素组成产生影响。杨显梅等^[7]研究表明,施入氮肥可显著提高 0~40 cm 土层中硝态氮与铵态氮含量;董林林等^[8]研究表明,秸秆还田增加了土壤总氮含量,可增加土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量;LI 等^[9]研究认为,受施肥的影响,来源于还田秸秆的轻组有

机质分解速率变慢,从而使土壤中矿质氮的含量降低;段鹏鹏等^[10]研究认为,过量氮肥的施用降低了土壤矿质氮和可溶性有机氮的含量,但是有机肥和氮肥的配施能显著提高土壤可溶性有机氮和矿质氮的含量,尤其是矿质氮的含量。目前大多研究的重点仍是水分条件、氮肥以及秸秆还田对土壤氮素组成的影响,而对于节水灌溉条件下,秸秆还田与氮肥对土壤氮素组成的影响则鲜有报道。

因此,本文通过 2017 年和 2018 年田间连续定位试验,分析控制灌溉模式下,秸秆还田与不同施氮量处理对土壤表层(0~20 cm)铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、可溶性有机氮(SON)、 $\delta^{15}\text{N}$ 含量的影响以及与土壤总可溶性氮的相关关系,研究秸秆还田与不同施氮量处理对土壤总可溶性氮组分分配比例的影响,为进一步探索东北黑土区节水灌溉条件下如何正确、合理的处理水稻生产过程中产生的秸秆,提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验于 2017 年和 2018 年在黑龙江省水稻灌溉试验站进行,该站(127°40'45"E,46°57'28"N)位于庆安县和平镇,是典型的寒地黑土分布区。从水稻移栽到成熟,该地区 2017、2018 年水稻生长期日气温和降雨量变化如图 1 所示,多年平均水面蒸发量 750 mm,作物水热生长期为 156~171 d,全年无霜期 128 d。气候特征属寒温带大陆性季风气候。供试土壤为黑土型水稻土,种植水稻 20 a 以上,土壤耕层厚度 11.3 cm,犁底层厚度 10.5 cm,土壤容重 1.01 g/cm^3 ,孔隙度 61.8%。2017 年移栽与施肥

前土壤基本理化性质为：pH 值 6.45,耕层土壤(0 ~ 20 cm)基础肥力(均为质量比)为：有机质 41.8 g/kg、全氮 15.06 g/kg、全磷 15.23 g/kg、全钾 20.11 g/kg、碱解氮 198.29 mg/kg、有效磷 36.22 mg/kg 和速效钾 112.06 mg/kg。2018 年移栽与施肥前土壤基本

理化性质为：pH 值 6.45,耕层土壤(0 ~ 20 cm)基础肥力(均为质量比)为：有机质 42.9 g/kg、全氮 17.16 g/kg、全磷 15.25 g/kg、全钾 20.22 g/kg、碱解氮 198.29 mg/kg、有效磷 37.43 mg/kg 和速效钾 112.13 mg/kg。

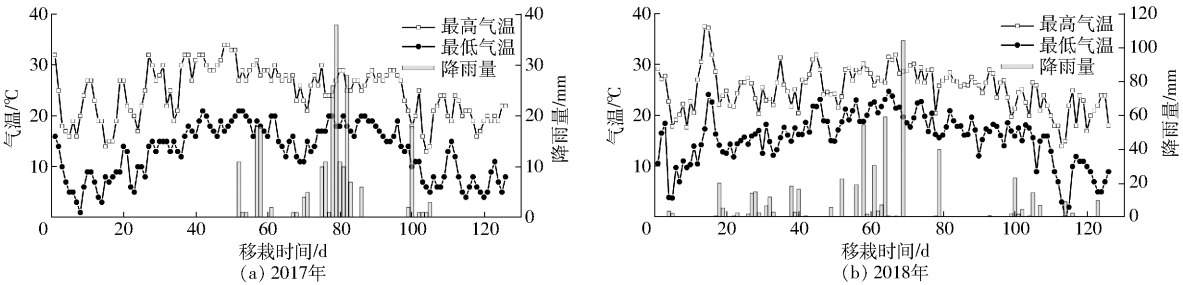


图 1 水稻生长期空气温度和降雨量的日变化曲线
Fig.1 Changes of daily air temperature and rainfall during rice growth period

1.2 试验设计

试验采用施氮量和秸秆还田量 2 因素试验。控制灌溉模式除水稻返青期田面保持 5 ~ 25 mm 浅薄水层外,其余各生育阶段均不建立水层,以根层的土壤含水率为控制指标确定灌水时间和灌水定额,灌水上限为土壤饱和含水率,分蘖前期、分蘖中期、分蘖末期、拔节孕穗期、抽穗开花期及乳熟期土壤含水率下限分别为饱和含水率的 85%、85%、60%、85%、85%、70%。全生育期施氮(纯氮)量设置 4 个水平,即 N0 (0 kg/hm²)、N1 (85 kg/hm²)、N2 (110 kg/hm²)、N3 (135 kg/hm²)。秸秆还田量设置为有秸秆还田(上茬稻草全部还田,还田量为 6 t/hm²)和无秸秆还田 2 个水平。试验共 8 个处理,每个处理设 3 次重复,共 24 个试验小区,每个小区面积 100 m² (10 m × 10 m),各小区之间田埂向地下内嵌 40 cm 深的塑料板,防止各小区间的水氮交换。氮肥按照基肥、蘖肥、穗肥质量比例为 4.5 : 2 : 3.5 分施,基肥于水稻移栽前 1 d 施入,蘖肥于移栽后 24 d 施入,穗肥于移栽后 72 d 施入,各处理磷、钾肥用量(P₂O₅ 45 kg/hm²、K₂O 80 kg/hm²)均一致,磷肥在移栽前一次性施用,钾肥于移栽前和水稻 8.5 叶龄时分 2 次施用,前后施肥量比例为 1 : 1。秸秆于秋季收获后,使用粉碎机粉碎(长度小于 10 cm),然后翻埋于土壤中,翻耕深度 20 cm。试验选用当地的水稻品种“龙庆稻 3 号”,其他大田管理措施如病虫害防治等均与当地高产田保持一致。2017 年 5 月 17 日将长势相同的水稻幼苗进行移栽,9 月 20 日收获;2018 年 5 月 18 日将长势相同的水稻幼苗进行移栽,9 月 22 日收获。

1.3 测定项目与方法

于水稻收获后,在各试验小区内选取 5 个样品点,使用直径为 3.5 cm 的土钻采集 0 ~ 20 cm 土层

的土壤样品,将土壤样品混匀,剔除肉眼可见的植物残体、砾石等杂物,装入样品袋,带回实验室。一部分土壤样品放入干燥箱 105℃ 干燥至质量恒定,测定土壤含水率;一部分土壤样品使用 1 mol/L KCl 溶液室温振荡 1 h 浸提,浸提液过滤后备用。浸提液使用 AA3 型连续流动分析仪(Seal Analytical GmbH,德国,灵敏度 0.001 AUFS)测定铵态氮、硝态氮含量,采用 K₂S₂O₈ 氧化法在线氧化测定总可溶性氮(TSN)的含量,剩余土壤样品放入样品袋密封冷藏保存。

土壤表层铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)含量计算公式为

$$w = \frac{100c}{m}$$
 (1)

式中 w ——土壤表层铵态氮、硝态氮质量比,mg/kg
 c ——浸提液测试值,mg/L
 m ——土壤质量,g

土壤表层可溶性有机氮(SON)含量计算公式为

$$S = T - w_{\text{NH}_4^+-\text{N}} - w_{\text{NO}_3^--\text{N}}$$
 (2)

式中 S ——土壤表层可溶性有机氮质量比,mg/kg
 T ——土壤表层总可溶性氮质量比,mg/kg
 $w_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ ——土壤表层铵态氮质量比,mg/kg
 $w_{\text{NO}_3^--\text{N}}$ ——土壤表层硝态氮质量比,mg/kg

土壤表层铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、可溶性有机氮(SON)在总可溶性氮(TSN)中的分配百分比计算公式为

$$M_1 = \frac{w_{\text{NH}_4^+-\text{N}}}{w_{\text{TSN}}} \times 100\%$$
 (3)

$$M_2 = \frac{w_{\text{NO}_3^--\text{N}}}{w_{\text{TSN}}} \times 100\%$$
 (4)

$$M_3 = \frac{w_{\text{SON}}}{w_{\text{TSN}}} \times 100\%$$
 (5)

式中 M_1 ——铵态氮在总可溶性氮中分配百分比,%
 M_2 ——硝态氮在总可溶性氮中分配百分比,%
 M_3 ——可溶性有机氮在总可溶性氮中分配百分比,%
 w_{SON} ——土壤表层可溶性有机氮质量比,mg/kg
 w_{TSN} ——土壤表层总可溶性氮质量比,mg/kg

于水稻成熟期从各试验小区内随机选取代表性水稻3株,将水稻植株地上部分分为茎、叶、穗3部分,放入干燥箱105℃、鼓风条件下杀青30 min,然后70℃干燥至质量恒定。干燥后的样品使用球磨机进行粉碎处理,过80目筛后混匀,采用H₂SO₄-H₂O₂消煮法和AA3型连续流动分析仪测定植株各部位全氮含量,剩余样品粉碎过筛后放入样品袋密封保存。

土壤表层(0~20 cm)氮矿化量根据氮平衡公式推算^[11],即

$$N_m = N_e + N_a - N_f - N_i \tag{6}$$

其中
$$N_a = 0.1dP_bC \tag{7}$$

式中 N_m ——氮矿化量,kg/hm²
 N_e ——收获后植株吸氮量,kg/hm²
 N_a ——水稻收获后土壤表层(0~20 cm)矿质氮累积量,kg/hm²
 N_f ——施入氮肥量,kg/hm²
 N_i ——土壤初始矿质氮累积量,kg/hm²
 d ——土层厚度,cm
 P_b ——土壤容重,g/cm³
 C ——土层中矿质氮质量比,mg/kg

将剩余土壤样品放入干燥箱105℃干燥至质量恒定,粉碎、过筛。使用微量天平称取土壤样品,用锡箔杯包好,经自动进样器进入元素分析仪。稳定

同位素 $\delta^{15}\text{N}$ 测试在东北农业大学农业农村部水资源高效利用重点实验室完成,采用元素分析仪(Flash 2000 HT,Thermo Fisher Scientific,美国)和同位素质谱仪(DELTA V Advantage,Thermo Fisher Scientific,美国)联用的方法测定土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 丰度。

氮同位素以 δ 值的形式给出,计算公式为

$$\delta^{15}\text{N} = \frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{sample}} - \left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{standard}}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{standard}}} \times 100\% \tag{8}$$

式中 $\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{sample}}$ ——样品中¹⁵N/¹⁴N含量比
 $\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{standard}}$ ——国际标准样品中¹⁵N/¹⁴N含量比,为常数,即将0.366 3‰作为¹⁵N的标准同位素丰度

1.4 数据分析

采用Excel程序进行数据的相关计算,SPSS 19.0程序进行双变量相关性分析和显著性分析,Origin 9.0软件进行作图。

2 结果与分析

2.1 控制灌溉下秸秆还田与不同施氮量对土壤表层铵态氮、硝态氮、可溶性有机氮含量的影响

稻作控制灌溉模式下,秸秆还田与不同施氮量处理水稻收获后土壤表层(0~20 cm)铵态氮、硝态氮、可溶性有机氮含量见图2和图3。2年试验表明,稻作控制灌溉模式下,无秸秆处理随着施氮量的增加,土壤表层NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、SON含量呈逐渐上升趋势,2017年N1、N2、N3处理NH₄⁺-N含量较N0

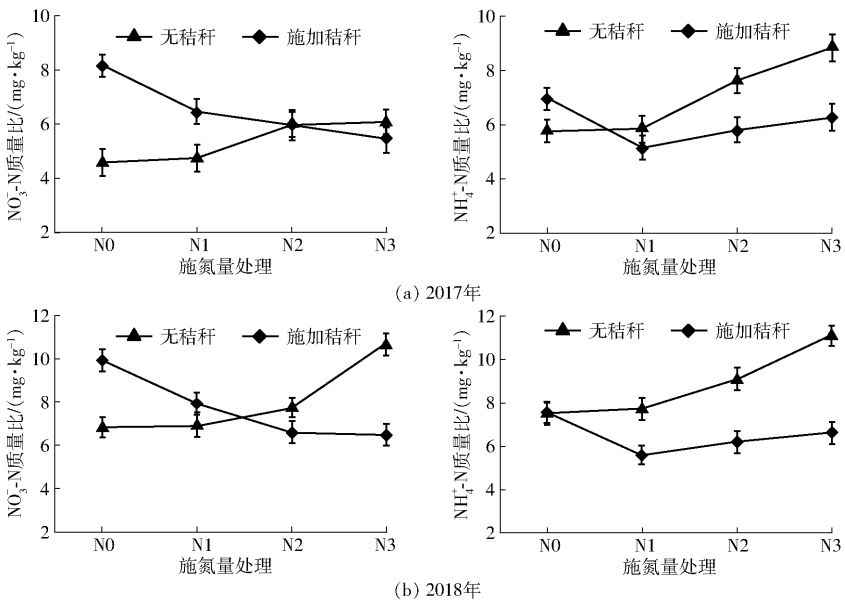


图2 不同处理水稻收获后土壤表层(0~20 cm)无机氮含量

Fig. 2 Inorganic nitrogen content in soil surface (0~20 cm) of each treatment after rice harvesting

处理增加 1.2%、32.1%、53.1%， NO_3^- -N 含量较 N0 处理增加 3.7%、30.3%、32.8%，SON 含量较 N0 处理增加 8.8%、9.7%、11.8%；2018 年 N1、N2、N3 处理 NH_4^+ -N 含量较 N0 处理增加 2.9%、21.6%、47.7%， NO_3^- -N 含量较 N0 处理增加 0.9%、13.5%、

56.0%，SON 含量较 N0 处理增加 3.2%、4.6%、5.8%。无秸秆相同施氮量处理 NH_4^+ -N 含量高于 NO_3^- -N 含量，2017 年 NH_4^+ -N 含量高于 NO_3^- -N 含量 21.02%~31.53%，2018 年 NH_4^+ -N 含量高于 NO_3^- -N 含量 4.10%~15.19%。

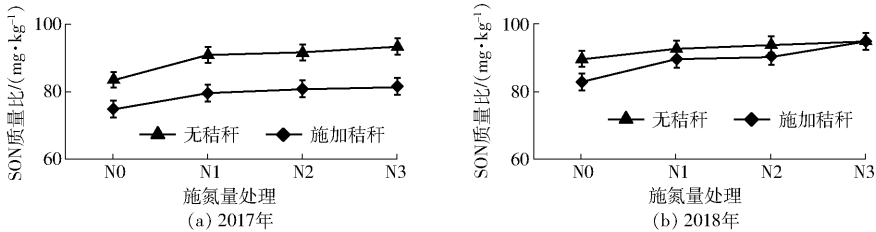


图 3 不同处理水稻收获后土壤表层(0~20 cm)SON 含量

Fig. 3 Soil surface (0~20 cm) SON content of each treatment after rice harvesting

施加秸秆后，2017 年 N0 处理 NH_4^+ -N 含量较 N1、N2、N3 处理分别增加 34.9%、19.9%、10.6%， NO_3^- -N 含量分别增加 26.4%、37.0%、48.7%，2018 年 N0 处理 NH_4^+ -N 含量较 N1、N2、N3 处理分别增加 35.0%、21.7%、14.2%， NO_3^- -N 含量分别增加 20.1%、50.9%、52.7%，2 年 N1、N2、N3 处理 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量随着施氮量的增加而逐渐增加。2017 年 N0 处理 SON 含量较 N1、N2、N3 处理分别减少 5.9%、7.2%、8.2%，2018 年 N0 处理 SON 含量较 N1、N2、N3 处理分别减少 7.5%、8.3%、12.5%，2 年 SON 含量随着施氮量增加而逐渐增加。施加秸秆后 N0、N1、N2 处理 NO_3^- -N 含量高于 NH_4^+ -N 含量 2.0%~24.5%，N3 处理 NO_3^- -N 含量低于 NH_4^+ -N 含量 13.3%。

在相同施氮量水平下，2 年施加秸秆 N0 处理 NH_4^+ -N 含量高于无秸秆 N0 处理，施加秸秆 N1、N2、N3 处理 NH_4^+ -N 含量低于无秸秆 N1、N2、N3 处理，其中 N3 处理 NH_4^+ -N 含量减少了 40.3%。2 年施加秸秆 N0、N1 处理 NO_3^- -N 含量均高于无秸秆 N0、N1 处理，施加秸秆 N2、N3 处理 NO_3^- -N 含量均低于无秸秆 N2、N3 处理，其中 N3 处理 NO_3^- -N 含量减少

了 38.7%。2 年施加秸秆各处理 SON 含量均低于无秸秆处理。

2.2 控制灌溉下秸秆还田与不同施氮量对土壤表层总可溶性氮分配比例变化的影响

稻作控制灌溉模式下，秸秆还田与不同施氮量对水稻收获后土壤表层总可溶性氮分配比例的影响见图 4。总体而言，控制灌溉模式下，2 年无秸秆与施加秸秆处理土壤表层总可溶性氮分配比例 M_3 均大于 M_1 、 M_2 。2 年试验表明，稻作控制灌溉模式下，2017 年无秸秆 N1 处理 M_1 较 N0 处理减小 6.3%， M_2 减小 4.1%，N2、N3 处理 M_1 较 N0 处理增大 17.8%、32.7%， M_2 较 N0 增大 16.2%、15.0%，N1 处理 M_3 较 N0 处理增大 0.7%，N2、N3 处理 M_3 较 N0 处理减小 2.1%、3.0%。2018 年无秸秆 N1 处理 M_1 较 N0 处理减小 0.1%， M_2 减小 2.1%，N2、N3 处理 M_1 较 N0 处理增大 14.2%、31.6%， M_2 较 N0 处理增大 6.7%、39.1%，N1 处理 M_3 较 N0 处理增大 0.2%，N2、N3 处理 M_3 较 N0 处理减小 0.2%、5.7%。

施加秸秆后，2 年 N1、N2、N3 处理 M_1 随着施氮量的增加逐渐增大， M_2 逐渐减小，2017 年 N0 处理 M_1 较 N1、N2、N3 处理分别增大 36.6%、23.2%、14.6%， M_2 分别增大 28.0%、40.7%、54.2%。2018

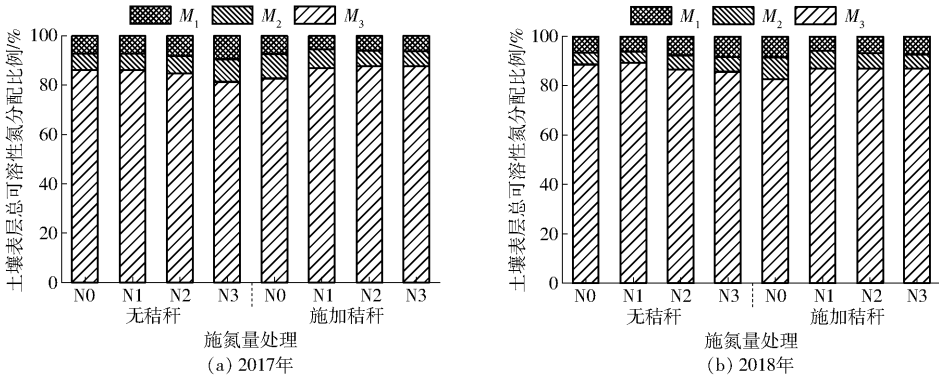


图 4 不同处理水稻收获后土壤表层(0~20 cm)总可溶性氮分配比例

Fig. 4 Distribution ratio of total soluble nitrogen in soil surface (0~20 cm) of each treatment after rice harvesting

年 N0 处理 M_1 较 N1、N2、N3 处理分别增大 38.6%、25.0%、22.6%， M_2 分别增大 28.6%、55.1%、64.3%， M_3 随着施氮量的增加而逐渐增大。

施加秸秆后，施氮量仅为 N2 (85 kg/hm²) 时， M_1 、 M_2 均低于无秸秆各施氮处理， M_3 均高于无秸秆各施氮处理。施加秸秆后，促进土壤表层中总可溶性氮以较稳定的可溶性有机氮的形式存在。

2.3 控制灌溉下秸秆还田与不同施氮量对土壤表层氮矿化量的影响

图 5(图中不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)) 为稻作控制灌溉模式下，秸秆还田与不同施氮处理下土壤表层 (0 ~ 20 cm) 氮矿化量。2 年试验表明，控制灌溉模式下，无秸秆处理随着施氮量

的增加，土壤表层氮矿化量逐渐增加，2017 年 N3 处理氮矿化量较 N0、N1、N2 处理分别增大 12.8%、22.9%、30.9%，2018 年 N3 处理氮矿化量较 N0、N1、N2 处理分别增大 7.1%、19.2%、30.4%，其中 2017 年与 2018 年 N1、N2、N3 处理氮矿化量显著高于 N0 处理 ($P < 0.05$)。

施加秸秆后，土壤表层氮矿化量随着施氮量的增加而增大，2017 年 N3 处理土壤表层氮矿化量较 N0、N1、N2 处理分别增加 20.2%、34.3%、39.6%，2018 年 N3 处理土壤表层氮矿化量较 N0、N1、N2 处理分别增加 21.4%、38.7%、41.2%，其中 2017 年与 2018 年 N1、N2、N3 处理土壤表层氮矿化量显著高于 N0 处理 ($P < 0.05$)。

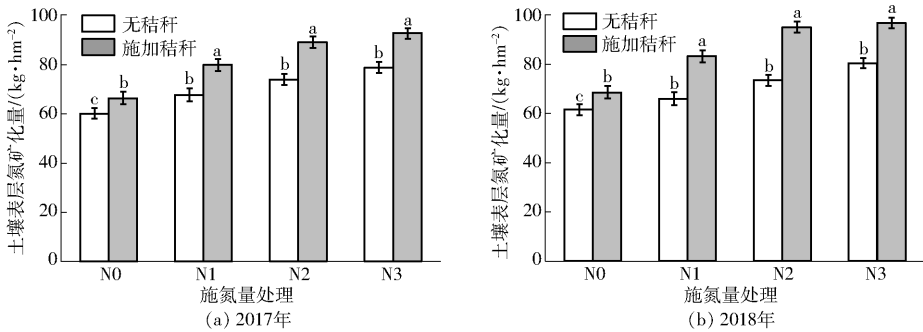


图 5 不同处理土壤表层 (0 ~ 20 cm) 氮矿化量
Fig. 5 Soil surface (0 ~ 20 cm) nitrogen mineralization of each treatment

在相同施氮量水平下，施加秸秆处理土壤表层氮矿化量高于无秸秆处理，2017 年与 2018 年施加秸秆 N0 处理土壤表层氮矿化量与无秸秆 N1、N2、N3 处理无显著性差异 ($P < 0.05$)。

2.4 控制灌溉下秸秆还田与不同施氮量对土壤表层 δ¹⁵N 含量的影响

土壤中的有机质是天然土壤碳库和氮库的源，主要来自地上植物残体，因此土壤中的碳、氮同位素组成与植物残体的同位素组成非常相近^[12]。土壤氮的稳定同位素 δ¹⁵N 丰度的演变，可以灵敏、精确地反映土壤氮生物地球化学循环，并且土壤氮同位素组成特征能有效揭示土壤有机质的分解程度、土壤氮动态和含量的微小迁移^[13-14]。2017 年和 2018 年控制灌溉模式下，秸秆还田与不同施氮量处理水稻收获后土壤表层 (0 ~ 20 cm) δ¹⁵N 含量如表 1 所示。2 年试验中，控制灌溉模式下，2017 年无秸秆 N0 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1、N2、N3 处理分别增加 27.5%、8.6%、2.1%，2018 年无秸秆 N0 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1、N2、N3 分别增加 22.1%、6.6%、1.9%，2017 年 N2、N3 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1 处理分别增加 17.4%、24.9%，2018 年 N2、N3 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1 处理分别增加 14.6%、19.8% ($P < 0.05$)。

表 1 不同处理水稻收获后土壤表层 (0 ~ 20 cm) δ¹⁵N 含量

Tab. 1 Soil surface (0 ~ 20 cm) δ ¹⁵ N content of each treatment after rice harvesting				
施氮量/ (kg·hm ⁻²)	无秸秆 δ ¹⁵ N 含量/%		施加秸秆 δ ¹⁵ N 含量/%	
	2017 年	2018 年	2017 年	2018 年
0	0.579 ^b	0.585 ^b	0.606 ^a	0.611 ^a
85	0.454 ^c	0.479 ^c	0.535 ^b	0.547 ^b
110	0.533 ^b	0.549 ^b	0.556 ^b	0.563 ^b
135	0.567 ^b	0.574 ^b	0.589 ^a	0.592 ^a

注：同列不同字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

施加秸秆后，2017 年 N0 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1、N2 处理分别增加 13.3%、9.0%，2018 年 N0 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量较 N1、N2 处理分别增加 11.7%、8.5%，2017 年与 2018 年 N3 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量与 N0 处理无显著性差异 ($P > 0.05$)。

施加秸秆 N1、N2 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量与无秸秆 N2、N3 处理无显著性差异，施加秸秆 N3 处理土壤表层 δ¹⁵N 含量显著高于无秸秆 N2、N3 处理 ($P < 0.05$)。土壤氮稳定同位素含量对各氮库中氮元素的迁移具有很好的指示作用，本研究通过对比分析控制灌溉模式下秸秆还田与不同施氮量处理土壤表层 δ¹⁵N 含量，能为东北寒地黑土稻田氮转化过程提供有力证据。

2.5 控制灌溉下土壤表层总可溶性氮与氮组分以及 $\delta^{15}\text{N}$ 含量的相关关系

控制灌溉模式下秸秆还田与不同施氮量处理水稻收获后土壤总可溶性氮与氮组分以及 $\delta^{15}\text{N}$ 含量之间的相关系数如表 2 所示。总体而言,2017 年与 2018 年土壤总可溶性氮含量与可溶性有机氮、铵态氮、硝态氮、 $\delta^{15}\text{N}$ 含量之间的相关性发生了较大变化。施加秸秆后,2017 年可溶性有机氮含量与总可溶性氮含量的相关性由显著正相关变为正相关,铵态氮含量与总可溶性氮含量的相关性由正相关变为负相关,硝态氮含量与总可溶性氮含量的相关性由正相关变成显著正相关。2018 年铵态氮含量与总可溶性氮含量的相关性由显著正相关变成负相关,硝态氮与总可溶性氮的相关性由正相关变成负相关, $\delta^{15}\text{N}$ 含量与总可溶性氮含量相关性由正相关变成负相关。出现这种现象的原因可能是除了秸秆本身带有一定量的氮素外,秸秆还田对土壤氮素的变化也产生了重要的影响。2017—2018 年无秸秆处理可溶性有机氮含量与总可溶性氮含量的相关性,由显著正相关变成了正相关,铵态氮与总可溶性氮的相关性由正相关变成显著正相关, $\delta^{15}\text{N}$ 含量与总可溶性氮含量的相关性由负相关变成正相关。2017—2018 年施加秸秆处理硝态氮含量与总可溶性氮含量的相关性由显著正相关变成负相关。可溶性有机氮、硝态氮、铵态氮、 $\delta^{15}\text{N}$ 含量与总可溶性氮含量相关性的变化说明土壤总可溶性氮含量与氮组分以及 $\delta^{15}\text{N}$ 含量的关系不仅受秸秆还田的影响,还受施入氮肥或其他因素的共同影响。但在秸秆还田条件下土壤氮素变化的过程机制尚不清楚,有待进一步研究。

表 2 不同处理水稻收获后土壤表层(0~20 cm)总可溶性氮与氮组分、 $\delta^{15}\text{N}$ 含量之间的相关系数

Tab.2 Correlation coefficient between total soluble nitrogen and nitrogen components and $\delta^{15}\text{N}$ content in soil surface (0~20 cm) of each treatment after rice harvesting

年份	参数	总可溶性氮含量	
		无秸秆	施加秸秆
2017	可溶性有机氮含量	0.971 *	0.931
	铵态氮含量	0.873	-0.257
	硝态氮含量	0.894	0.952 *
	$\delta^{15}\text{N}$ 含量	-0.110	-0.158
2018	可溶性有机氮含量	0.925	0.943
	铵态氮含量	0.982 *	-0.305
	硝态氮含量	0.946	-0.797
	$\delta^{15}\text{N}$ 含量	0.185	-0.094

注: * 表示 $P < 0.05$ 。

3 讨论

土壤氮库主要分为矿质氮和有机氮,矿质氮与有机氮含量是土壤肥力的内部表征^[15]。自然界土壤中,绝大多数的氮素是有机氮,而可溶性有机氮又是土壤有机氮中最活跃的组分。土壤可溶性有机氮是土壤微生物氮素的重要来源,一些小分子量 SON (如游离氨基酸等)可以直接被植物吸收利用^[16]。本研究表明,控制灌溉模式下,无秸秆处理土壤表层(0~20 cm)SON 含量随着施氮量的增加而增加,这是因为尿素作为小分子的 SON,补充了土壤中的 SON 含量。施加秸秆后,土壤表层(0~20 cm)SON 含量低于无秸秆处理,且随着施氮量的增加逐渐上升。这与吕盛等^[17]得出的结论一致。这可能是因为,当碳氮比较高的秸秆施入土壤后为微生物提供了充足的碳源,微生物大量生长繁殖,由于外源氮源的缺乏,微生物会同化土壤中的可溶性有机氮,造成土壤可溶性有机氮的降低,但随着施氮量的增加,外源氮源充足,土壤表层(0~20 cm)SON 含量逐渐上升,土壤表层 M_3 逐渐增大,促进土壤表层总可溶性氮以较稳定的可溶性有机氮形态存在,从而可以减少土壤氮素流失,防止流域水体污染。

矿质氮可以直接被植株吸收利用,是植株重要的氮素来源,秸秆还田、施肥管理、水分管理等田间管理措施均会对土壤矿质氮含量产生影响。本研究表明,控制灌溉模式下,无秸秆处理可以提高土壤表层(0~20 cm) NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量, NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量随着施氮量的增加而增加,且 NH_4^+-N 含量高于 NO_3^--N 含量,这可能是因为控制灌溉条件下,土壤处于非饱和状态,非饱和状态土壤通气性良好且白天受光照影响温度升高显著^[5],较高的氧气含量和温度使土壤脲酶活性增强,利于肥料氮素水解,从而显著增加了稻田土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量^[18]。施加秸秆后,N0、N1、N2 处理 NO_3^--N 含量高于 NH_4^+-N 含量,这可能是因为秸秆为硝化细菌提供了充足的碳源,硝化作用增强,导致 NO_3^--N 含量升高,随着施入氮肥量的增加,N3 处理 NH_4^+-N 含量高于 NO_3^--N 含量;当施氮量为 0 kg/hm^2 时,土壤表层(0~20 cm) NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量均高于其他施氮量处理,这可能是因为秸秆的组成主要为纤维素、半纤维素和木质素,质量分数分别为 34.62%~41.50%、18.00%~21.39% 和 9.27%~17.70%^[19-20],这些成分相对较难矿化,无法在水稻生长过程中为其提供充足的氮源,致使植株长势差,且这些成分分解速率较慢,故还有相当数量秸秆滞

留于土壤,导致 N0 处理在水稻收获后,土壤表层残留的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量高,故 N0 处理 M_1 、 M_2 高于其他处理;施氮量 N1、N2、N3 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均低于无秸秆处理,这可能是因为秸秆还田后使土壤养分进一步提高,特别是速效氮含量提高,较高的速效氮含量抑制脲酶的活性,土壤易发生氨挥发和硝酸盐淋失,导致土壤表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量下降^[21]。因此,适宜东北黑土区的秸秆还田量与秸秆还田方式仍有待进一步研究。

多数学者认为,水稻秸秆本身含有一定量的氮素,且在秸秆腐解的过程中整体呈现先快后慢的趋势,因此,连年施加秸秆可持续增加土壤肥力。董林林等^[8]研究表明连续 10 年秸秆还田可增加土壤 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量,濮超等^[22]研究表明连续 7 年秸秆还田可增强表层土壤氮库,这与本文的研究结果一致,本研究表明,2018 年各处理土壤表层 SON、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均高于 2017 年各施氮量处理。这可能是因为秸秆还田后,前期秸秆中的可溶性糖等有机物(多糖、有机酸、氨基酸和无机养分)释放较多,释放较快,随着腐解时间的进一步延长,纤维素和半纤维素消耗殆尽,秸秆中的木质素仍保留在土壤中,逐年积累,且腐解缓慢^[23]。

土壤氮素矿化水平直接影响土壤氮素供应状况,本研究表明,控制灌溉模式下,无秸秆处理,土壤表层(0~20 cm)氮矿化量随着施氮量的增加而增大,这可能是因为施入氮肥(尿素)作为小分子易分解的 SON,在土壤中的周转速率快,进入土壤后在脲酶和硝化细菌等作用下快速转化成矿质氮^[24]。施加秸秆后,土壤表层(0~20 cm)氮矿化量随着施氮量的增加而增大,且高于无秸秆相同施氮量处理,这可能是因为微生物活动增强,加速尿素中的小分子 SON 以及秸秆中 SON 矿化^[25],使得相同施氮量处理时,施加秸秆处理氮矿化量高于无秸秆处理,施加秸秆可以提高土壤供氮能力。

施用秸秆与化肥在提高土壤肥力与供氮能力的同时,也改变了土壤的氮同位素特征^[26]。本研究表明,控制灌溉模式下,无秸秆施氮量 N0 处理 $\delta^{15}\text{N}$ 含量显著高于其他施氮量处理,N1、N2、N3 处理土壤

表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量逐渐升高;施加秸秆后,N0 处理 $\delta^{15}\text{N}$ 含量显著高于其他施氮量处理,N1、N2、N3 处理土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量逐渐升高。这可能是因为化肥氮 $\delta^{15}\text{N}$ 含量较低,一般为 $-0.38\% \sim 0.09\%$,秸秆中 $\delta^{15}\text{N}$ 含量一般为 1%,高者可达 2%^[27],随着施氮量的增加,植株吸收的化肥氮增多,导致土壤中重同位素富集。这与郭智成等^[27]的研究结果一致。可溶性有机氮、硝态氮、铵态氮、 $\delta^{15}\text{N}$ 含量与总可溶性氮含量相关系数的变化说明土壤总可溶性氮含量与氮组分以及 $\delta^{15}\text{N}$ 含量的关系不仅受秸秆还田、施入氮肥的影响,还可能受降雨量、温度、光照、土壤 pH 值等多种因素的共同影响。

4 结论

(1) 稻作控制灌溉模式下,施加秸秆各施氮量处理水稻收获后土壤表层 SON 含量均低于无秸秆处理,可溶性有机氮在总可溶性氮中分配比例随着施氮量的增加逐渐增大,秸秆还田后促进土壤表层总可溶性氮以较稳定的可溶性有机氮形态存在,其中 N1、N2、N3 处理土壤表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量低于无秸秆 N1、N2、N3 处理,N2、N3 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量低于无秸秆 N2、N3 处理。无秸秆还田处理随着施氮量的增加,土壤表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SON 含量逐渐增加,且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。

(2) 稻作控制灌溉模式下,秸秆还田可提高土壤供氮能力,N0 处理土壤表层氮矿化量与无秸秆处理最高氮矿化量无显著性差异($P > 0.05$),随着施氮量的增加,土壤表层氮矿化量显著高于无秸秆处理($P < 0.05$)。无秸秆还田处理随着施氮量的增加,土壤表层氮矿化量逐渐增大。

(3) 稻作控制灌溉模式下,施加秸秆后,N1、N2 处理土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量与无秸秆 N2、N3 处理无显著性差异,施加秸秆 N3 处理土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量显著高于无秸秆 N2、N3 处理($P < 0.05$)。无秸秆 N0 处理土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量显著高于 N1、N2、N3 处理,N1、N2、N3 处理土壤表层 $\delta^{15}\text{N}$ 含量随着施氮量的增加而增加。土壤表层 TSN 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SON、 $\delta^{15}\text{N}$ 的相关性不仅受施入秸秆、氮肥的影响,还可能受其他多种因素的共同影响。

参 考 文 献

[1] 程建平. 水稻节水栽培生理生态基础及节水灌溉技术研究[D]. 武汉:华中农业大学,2007.
CHENG Jianping. Study on foundation of physi-ecology and technique of water-saving irrigation for rice[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University,2007. (in Chinese)

[2] 郎景波,陈士钧,姜腾飞. 黑龙江省旱田节水增效灌溉示范项目建设综述[J]. 黑龙江水专学报,2003,30(4):29-30.
LANG Jingbo, CHEN Shijun, JIANG Tengfei. Overview on demonstration item construction of upland field watersaving synergic action irrigation in Heilongjiang Province[J]. Journal of Engineering of Heilongjiang University, 2003, 30(4):29-30. (in

- Chinese)
- [3] 王金武,唐汉,王金峰. 东北地区作物秸秆资源综合利用现状与发展分析[J/OL]. 农业机械学报,2017,48(5):1-21. WANG Jinwu,TANG Han,WANG Jinfeng. Comprehensive utilization status and development analysis of crop straw resource in northeast China[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2017,48(5):1-21. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20170501&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.05.001. (in Chinese)
- [4] 寇恒. 土壤氮素及其研究方法综述[J]. 亚热带水土保持,2018,30(2):64-67,70. KOU Heng. Summary of soil nitrogen and its research methods[J]. Subtropical Soil and Water Conservation,2018,30(2):64-67,70. (in Chinese)
- [5] 杨士红,彭世彰,徐俊增. 控制灌溉稻田部分土壤环境因子变化规律[J]. 节水灌溉,2008(12):1-4,8. YANG Shihong,PENG Shizhang,XU Junzeng. Study on impacts of soil moisture condition on paddy soil environment under water-saving irrigation[J]. Water Saving Irrigation,2008(12):1-4,8. (in Chinese)
- [6] 王保君,王伟,胡乃娟,等. 麦秸还田下水氮管理对稻田土壤养分、酶活性及碳库的短期影响[J]. 核农学报,2016,30(5):957-964. WANG Baojun,WANG Wei,HU Naijuan,et al. Short-term effect of different water and nitrogen managements on paddy soil nutrient,enzyme activity and carbon pool under wheat straw-returning fields[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences,2016,30(5):957-964. (in Chinese)
- [7] 杨显梅,李广,闫丽娟,等. 施氮对土壤矿质氮、小麦氮素吸收及产量的影响[J]. 分子植物育种,2019(3):1-13. YANG Xianmei,LI Guang,YAN Lijuan,et al. Effects of nitrogen application on soil mineral nitrogen, N uptake of wheat and yield[J]. Molecular Plant Breeding, 2019(3):1-13. (in Chinese)
- [8] 董林林,王海侯,陆长婴,等. 秸秆还田量和类型对土壤氮及氮组分构成的影响[J]. 应用生态学报,2019,30(3):1-10. DONG Linlin,WANG Haihou,LU Changying,et al. Effect of straw returning amount and type on soil nitrogen and nitrogen composition[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2019,30(3):1-10. (in Chinese)
- [9] LI X G,JIA B,LV J T,et al. Nitrogen fertilization decreases the decomposition of soil organic matter and plant residues in planted soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017,112:47-55.
- [10] 段鹏鹏,张玉玲,丛耀辉,等. 氮肥与有机肥配施协调土壤固定态铵与可溶性氮的研究[J]. 植物营养与肥料学报,2016,22(6):1578-1585. DUAN Pengpeng,ZHANG Yuling,CONG Yaohui,et al. Regulation of soil fixed ammonium and soluble N through combined application of N fertilizer and manure[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers,2016,22(6):1578-1585. (in Chinese)
- [11] 杜臻杰,齐学斌,李平,等. 猪场废水灌溉对土壤氮素时空变化与氮平衡的影响[J/OL]. 农业机械学报,2017,48(8):262-269. DU Zhenjie,QI Xuebin,LI Ping,et al. Effect of piggery wastewater irrigation on temporal-spatial variation and balance of nitrogen[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2017,48(8):262-269. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20170830&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.08.030. (in Chinese)
- [12] 杨广容,HAO Xiying,李春莉,等. 集约化生产对农田土壤碳氮含量及 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 同位素丰度的影响[J]. 应用生态学报,2012,23(3):751-757. YANG Guangrong,HAO Xiying,LI Chunli,et al. Effects of intensive agricultural production on farmland soil carbon and nitrogen contents and their $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotope abundances[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2012,23(3):751-757. (in Chinese)
- [13] 袁红朝,李春勇,简燕,等. 稳定同位素分析技术在农田生态系统土壤碳循环中的应用[J]. 同位素,2014,27(3):170-178. YUAN Hongchao,LI Chunyong,JIAN Yan,et al. Stable isotope technique in the soil carbon cycling research of agricultural ecosystems[J]. Journal of Isotopes,2014,27(3):170-178. (in Chinese)
- [14] 郭康莉,张水勤,冀拯宇,等. 连续施用不同量污泥堆肥对土壤氮组分及 $\delta^{15}\text{N}$ 的影响[J]. 同位素,2018,31(2):65-76. GUO Kangli,ZHANG Shuiqin,JI Zhengyu,et al. Effects of continuous application of composted sewage sludge on soil organic nitrogen fractions and $\delta^{15}\text{N}$ in sandy Fluvo-aquic soil. [J] Journal of Isotopes,2018,31(2):65-76. (in Chinese)
- [15] 郝小雨,马星竹,高中超,等. 长期施肥下黑土活性氮和有机氮组分变化特征[J]. 中国农业科学,2015,48(23):4707-4716. HAO Xiaoyu,MA Xingzhu,GAO Zhongchao,et al. Variation characteristics of fractions of active nitrogen and organic nitrogen under different long-term fertilization practices in black soil[J]. Scientia Agricultural Sinica,2015,48(23):4707-4716. (in Chinese)
- [16] 杨静. 水稻生育期不同施肥处理土壤可溶性有机氮成分动态及其迁移规律[D]. 福州:福建农林大学,2018. YANG Jing. Dynamics and leaching characteristics of soluble organic nitrogen compositions in paddy soil under different fertilization treatments during rice growth period[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University,2018. (in Chinese)
- [17] 吕盛,王子芳,高明,等. 秸秆不同还田方式对紫色土微生物量碳、氮、磷及可溶性有机质的影响[J]. 水土保持学报,2017,31(5):266-272.

LÜ Sheng, WANG Zifang, GAO Ming, et al. Effects of different straw returning methods on microbial biomass carbon, nitrogen, phosphorus and soluble organic matter in purple soil[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, 31(5): 266 – 272. (in Chinese)

[18] 张忠学, 陈鹏, 聂堂哲, 等. 不同水氮调控模式对稻田土壤氮素分布与有效性的影响[J/OL]. 农业机械学报, 2018, 49(11): 210 – 219.

ZHANG Zhongxue, CHEN Peng, NIE Tangzhe, et al. Effects of different water and nitrogen regulatory models on nitrogen distribution and availability in paddy soils[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2018, 49(11): 210 – 219. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20181125&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2018.11.025. (in Chinese)

[19] 黄茜, 黄洪洪, 江木兰, 等. 木质素降解菌的筛选及混合菌发酵降解秸秆的研究[J]. 中国生物工程杂志, 2008(2): 66 – 70.

HUANG Xi, HUANG Fenghong, JIANG Mulan, et al. The selection of lignin-degrading funguns and the straw fermentation by mixed strains[J]. China Biotechnology, 2008(2): 66 – 70. (in Chinese)

[20] 孙万里, 陶文沂. 木质素与半纤维素对稻草秸秆酶解的影响[J]. 食品与生物技术学报, 2010, 29(1): 18 – 22.

SUN Wanli, TAO Wenxin. Effect of lignin and hemicellulose on enzymatic hydrolysis of cellulose from rice straw[J]. Journal of Food Science and Biotechnology, 2010, 29(1): 18 – 22. (in Chinese)

[21] 王改玲, 李立科, 郝明德, 等. 长期施肥及不同施肥条件下秸秆覆盖、灌水对土壤酶和养分的影响[J]. 核农学报, 2012, 26(1): 129 – 134, 27.

WANG Gailing, LI Like, HAO Mingde, et al. Effect of long-term fertilization stubble mulch and irrigation under different fertilization on soil enzyme and soil nutrients[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2012, 26(1): 129 – 134, 27. (in Chinese)

[22] 濮超, 刘鹏, 阚正荣, 等. 耕作方式及秸秆还田对华北平原土壤全氮及其组分的影响[J]. 农业工程学报, 2018, 34(9): 160 – 166.

PU Chao, LIU Peng, KAN Zhengrong, et al. Effects of tillage and straw mulching on soil total nitrogen and its components in north China plain[J]. Transactions of the CSAE, 2018, 34(9): 160 – 166. (in Chinese)

[23] 龚振平, 邓乃榛, 宋秋来, 等. 基于长期定位试验的松嫩平原还田玉米秸秆腐解特征研究[J]. 农业工程学报, 2018, 34(8): 139 – 145.

GONG Zhenping, DENG Naizhen, SONG Qiulai, et al. Decomposing characteristics of maize straw returning in Songnen Plain in long-time located experiment[J]. Transactions of the CSAE, 2018, 34(8): 139 – 145. (in Chinese)

[24] 田飞飞, 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.

TIAN Feifei, JI Hongfei, WANG Leyun, et al. Effects of various combinations of fertilizer, soil moisture, and temperature on nitrogen mineralization and soluble organic nitrogen in agricultural soil[J]. Environment Science, 2018, 39(10): 4717 – 4726. (in Chinese)

[25] 侯贤清, 李荣, 吴鹏年, 等. 秸秆还田配施氮肥对土壤碳氮含量与玉米生长的影响[J/OL]. 农业机械学报, 2018, 49(9): 238 – 246.

HOU Xianqing, LI Rong, WU Pengnian, et al. Effects of straw returning with nitrogen application on soil carbon, nitrogen content and maize growth[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2018, 49(9): 238 – 246. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20180928&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2018.09.028. (in Chinese)

[26] 孟凡乔, 诸葛玉平, 吴文良, 等. 利用¹⁵N 自然丰度法区分有机和常规生产的作物[J]. 核农学报, 2011, 25(6): 1300 – 1305.

MENG Fanqiao, ZHUGE Yuping, WU Wenliang, et al. Identification of organically and conventionally produced crops by natural ¹⁵N abundance method[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2011, 25(6): 1300 – 1305. (in Chinese)

[27] 郭智成, 李玉中, 董一威, 等. 不同氮肥处理对土壤和番茄中稳定性氮同位素丰度的影响[J]. 中国农业气象, 2013, 34(5): 545 – 550.

GUO Zhicheng, LI Yuzhong, DONG Yiwei, et al. Effect of different fertilizer on the stable nitrogen isotope of tomato and soil[J]. Chinese Journal of Agrometeorology, 2013, 34(5): 545 – 550. (in Chinese)