

长期施肥对水稻土有机氮组分及氮素矿化特性的影响

伍玉鹏^{1,2}, 邓婵娟¹, 姜炎彬¹, 胡荣桂^{1,2*}

(1.华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2.农业部长江中下游耕地保育重点实验室, 武汉 430070)

摘要:以湖南省3个国家级稻田土壤肥力变化长期定位监测点(新化、宁乡和桃江)的土壤为对象,研究了20年不同土壤培肥方式(不施肥、单施化肥、化肥配施中量/高量猪粪和化肥配施秸秆)对土壤全氮、有机氮组分及氮素矿化的影响。结果显示,与不施肥相比,单施化肥对土壤全氮的影响在新化和宁乡点均不显著,但化肥配施猪粪或秸秆在三个试验点均显著提高了土壤全氮、碱解氮和微生物量氮的含量。总体来看,长期施肥能够提高土壤有机氮各组分的含量,并提高氨基糖氮和氨基酸氮在全氮中的占比,但不同类型肥料施入后对有机氮组分的影响因试验点的不同而异,这可能是不同试验点土壤理化性质差异导致的。相关分析显示土壤酸解有机氮组分与氮矿化势极显著相关,且在三个监测点,有机物配施化肥的处理土壤氮矿化势均高于单施化肥处理。研究表明,虽然土壤性质上的差异可能导致土壤氮组分对施肥措施的响应不同,但有机无机肥配施提高土壤供氮潜力的效果均优于单施化肥。

关键词:水稻土;长期施肥;有机氮组分;土壤氮矿化;湖南

中图分类号:S153 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)10-1958-07 doi:10.11654/jaes.2015.10.017

Effects of Long-term Different Fertilization on Fractions and Mineralization of Organic Nitrogen in Paddy Soils

WU Yu-peng^{1,2}, DENG Chan-juan¹, JIANG Yan-bin¹, HU Rong-gui^{1,2*}

(1.College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2.Key Laboratory of Arable Land Conservation(Middle and Lower Reaches of Yangtze River), Ministry of Agriculture,Wuhan 430070, China)

Abstract: Applying fertilizers not only improves soil fertility, but may also influence nitrogen transformation in soil. Here the effects of long-term(20 years) different fertilization on total nitrogen(N), organic N components and organic N mineralization in paddy soils were studied at three experimental sites(Xinhua, Ningxiang and Taojiang) in Hunan Province. Fertilization included no fertilizer(CK), chemical fertilizers(NPK), chemical fertilizers plus medium and high amounts of pig manure(MM+NPK and HM+NPK), and chemical fertilizers plus incorporated straw(Str.+NPK). Compared with CK, chemical fertilizers alone did not consistently influence soil total N, alkali-hydrolyzable N and microbial biomass N, but chemical fertilizers plus organic materials(MM+NPK, HM+NPK and Str.+NPK) significantly increased these soil N content in all three experimental sites. In general, the proportions of amino acid N and amino sugar N to total N were improved by long-term fertilization. However, the responses of organic N fractions to fertilization varied in different experimental sites, which may be attributed to the differences in soil properties. Significant positive correlation was observed between hydrolyzable N content and potentially mineralizable N. In all three experiment sites, chemical fertilizer plus organic materials showed a higher potentially mineralizable N than chemical fertilizers alone. In conclusion, soil properties influence the responses of soil organic nitrogen fractions to fertilization, and combined applications of organic and chemical fertilizers show higher soil nitrogen supplying potential than chemical fertilizers alone.

Keywords: paddy soil; long-term fertilization experiment; organic nitrogen fraction; soil nitrogen mineralization; Hunan Province

土壤氮(N)素是影响作物生长的关键因子之一,大部分农业生态系统都采用施用肥料的方法来改善

土壤氮水平。然而,除了额外投入氮素之外,土壤氮能否被植物高效吸收利用也是必须考虑的因素。土壤氮素主要以有机氮的形式存在,其中大部分有机氮通过矿化作用成为无机态氮供植物利用,只有小部分有机氮可直接为植物所吸收^[1]。土壤有机态氮由于存在的形态不同,其矿化速率和矿化特征以及对植物的供氮能力有较大的差异。故关于土壤有机氮组分及其有效

收稿日期:2015-05-29

基金项目:国家自然科学基金(41171212);“十二五”国家科技支撑计划项目(2014BAK19B00)

作者简介:伍玉鹏(1985—),男,云南曲靖人,博士,讲师,主要从事土壤生态研究。E-mail:wyp19851205@126.com

*通信作者:胡荣桂 E-mail:rgu@mail.hzau.edu.cn

性的研究一直是土壤氮素肥力研究的重点^[2]。

用 $6\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ HCl}$ 在加热条件下水解土壤有机氮,可将土壤有机氮划分为氨基酸氮、氨基糖氮、氨氮、酸解未知氮及非酸解氮。采用这一方法,国内外不少学者研究了不同施肥措施对土壤有机氮组成的影响,但结果并不一致^[4-8]。这可能是因为土壤、气候、作物类型等因素导致的。另外,不同种类肥料本身理化性质差异明显,施用后所增加的有机氮在各组分中的分配比例也就各不相同,从而直接影响土壤氮素的有效性。

我国是水稻生产大国,拥有世界 28% 的水稻种植面积^[9]。湖南省位于我国中部,是我国主要的水稻产地,其水稻产量占全国粮食总产量的 6%,在国家粮食安全保障中起着举足轻重的作用^[10]。湖南农耕历史悠久,20 世纪 70 年代以前均以施用有机肥为主,且 20 世纪 80 年代以来,随着种植效益的持续下降、化肥供应增多、农村劳动力转移,重化肥轻有机肥的现象日趋普遍^[11]。施肥方式的转变是否会对该区域土壤氮素供应产生不同的作用,目前尚未弄清。

本文选取湖南省 3 个稻田肥力变化长期定位监测点的土壤为材料,研究不同施肥方式下土壤有机氮组分及氮素矿化特性的变化,进一步揭示有机氮组分与土壤氮素矿化特性间的关系,旨在为调控该区域土壤氮供应提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 长期定位实验设计及土壤采集

选择湖南省 3 个建于 1986 年的国家级稻田土壤肥力变化长期定位监测点的土壤为研究对象。具体地点为湖南省新化县($27^{\circ}56'\text{N}$, $114^{\circ}42'\text{E}$)、宁乡县($28^{\circ}07'\text{N}$, $112^{\circ}18'\text{E}$)和桃江县($28^{\circ}28'\text{N}$, $111^{\circ}54'\text{E}$)。各监测点均为亚热带季风湿润气候,年均气温约 17°C ,年均降水量为 $1550\sim 1680\text{ mm}$ 。各监测点土壤母质类型与初始理化性状见表 1。

虽然各监测点土壤理化性质存在一定差异,但各

监测点实验设计方案相同,共 5 个处理。对照(CK):不施肥料;单施化肥(NPK):其氮、磷、钾用量根据各点的土壤肥力基础和作物的养分需求状况,采用测土施肥技术确定(表 1);化肥配施中量/高量猪粪(MM+NPK, HM+NPK):以 NPK 处理施用氮肥量为标准,所施猪粪氮占施氮总量的 30%/60%;化肥配施秸秆(Str.+NPK):以 NPK 处理施用氮肥量为标准,晚稻秸秆还田,不足时补充化学肥料。

由于不同监测点全氮施入量不同,不同年份使用的猪粪在含水率、养分含量上存在差异,年度间晚稻秸秆产生量亦不相同,导致不同监测点不同年份施入土壤的猪粪、秸秆量并不完全一致,因此本文并未给出各处理有机物具体的施入量。然而,对于同一监测点来说,每年均按猪粪、秸秆实际测定养分含量来计算确定其在不同处理中的具体施入量,以保证各施肥处理的施氮总量相同。总体来看,所使用的猪粪中 C、N、P 和 K 平均含量分别约为 31.5%、0.66%、0.45% 和 0.58%,秸秆中 C、N、P 和 K 平均含量分别约为 46.7%、0.61%、0.11% 和 1.82%(均以干基计)。各监测点所使用肥料均为单质肥料, N 肥为尿素, P 肥为过磷酸钙, K 肥为氯化钾,但肥料生产厂家并不完全一致。各监测点所有处理均实行早稻-晚稻-冬作的种植制度,小区按国家土壤肥力长期定位监测标准统一设为 66.7 m^2 ,随机排列处理,未设重复。

于 2005 年晚稻收获后,多点采集表层 $0\sim 20\text{ cm}$ 土样,重复三次。将采集的土壤去除动、植物残体,混匀。土样分为两部分,一部分风干过筛备用,另外一部分调节含水量至土壤饱和含水量的 40%(含水量过高的土壤适当风干去除水分,含水量较低的土壤加入蒸馏水调节),在 25°C 、100% 空气湿度的容器内预培养 10 d,用于测定微生物量氮等指标。

1.2 指标测定方法

土壤全氮(TN)采用凯氏定氮法测定,土壤碱解氮(AN)采用扩散法测定,土壤微生物量氮(MBN)采用氯仿熏蒸法测定^[12-13]。

表 1 长期定位监测点土壤基本性质及 NPK 处理化肥施用量

Table 1 Soil basic properties in long-term experimental sites and annual amount of chemical fertilizer for NPK treatment

监测点	土壤基本性质						NPK 处理化肥施用量/ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$		
	成土母质	土壤类型	粘粒含量/%	有机碳/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	全氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	pH	N	P	K
新化	河流冲积物	河沙泥田	12.99	11.3	0.92	5.20	315	24	178
宁乡	河流冲积物	河沙泥田	25.96	17.1	1.76	5.80	530	30	218
桃江	板页岩	黄泥田	25.13	19.4	1.91	6.10	510	54	268

注:理化性状为 1986 年定位站建立前测定结果。

土壤有机氮组分采用 Bremner^[3]法测定,其中:酸解性氮采用凯氏法测定;氨氮采用 MgO 氧化蒸馏法测定; 氨氮+氨基糖氮采用磷酸-硼砂缓冲液 (pH11.2)蒸馏法测定;氨基酸氮采用茚三酮氧化、磷酸-硼砂缓冲液蒸馏法测定;酸解未知氮、氨基糖氮和非酸解氮通过差减法求得。

为了保证氮矿化过程的环境条件一致,采用室内培养的方法测定各土样的氮矿化量^[14]。称取风干土 10 g 放入 100 mL 的塑料管中,然后加水至田间持水量的 65%。管口盖上塑料薄膜以保持土壤水分,置于 28 ℃培养箱中培育,每 3~4 d 利用称重法调整含水量。在培养的第 1、2、3、4、5、6、8、10 周取出土样,加入 KCl 溶液浸提,利用流动分析仪测定滤液中铵态氮和硝态氮的含量。培养前与培养后的矿质态氮(铵态氮与硝态氮之和)之差即为氮矿化量。

1.3 数据处理

采用一级动力学方程拟合土壤有机氮矿化过程中矿质态氮的累积变化。

$$N_t = N_0[1 - \exp(-kt)]$$

式中: N_t 表示 t 时间内的矿化量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; N_0 表示有机氮矿化势,即一定条件下土壤中可以矿化为无机氮的有机氮素量的最大值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; k 表示一阶相对矿化率常数,其意义是单位时间(周)内的矿化氮量占土壤可矿化氮量的比例。

所有试验数据用 Excel、Sigmaplot 和 SPSS 进行计算和统计分析。

2 结果与分析

2.1 土壤全氮、碱解氮及微生物量氮的变化

与不施肥相比,单施化肥对土壤全氮的影响在新化和宁乡点均不显著,但化肥配施猪粪或秸秆在三个试验点均显著提高了土壤全氮、碱解氮和微生物量氮的含量(表 2)。不同有机物质施用对全氮、碱解氮以及微生物量氮的影响因试验点的不同而不同,例如新化点 HM+NPK、MM+NPK 与 Str.+NPK 之间无显著差异,但宁乡与桃江点不同有机物质施用处理之间则存在显著差异。长期施肥普遍提高了土壤碱解氮含量,但在宁乡试验点, NPK 碱解氮含量却显著低于 CK。土壤微生物量氮在不同试验点各处理间的变化趋势均一致,由高到低为 HM+NPK>MM+NPK>Str.+NPK>NPK>CK。总体来说, HM+NPK 在各试验点均表现出了最高的全氮、碱解氮和微生物量氮含量。

表 2 不同处理土壤全氮、碱解氮及微生物量氮变化

Table 2 Soil total nitrogen, alkaline nitrogen, and microbial biomass nitrogen in different treatments

监测点	处理	全氮/ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	碱解氮/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	微生物量氮/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
新化	CK	1.07b	82.25d	28.4b
	NPK	1.08b	94.50c	27.4b
	MM+NPK	1.24a	110.25b	33.6a
	HM+NPK	1.25a	115.50a	36.5a
	Str.+NPK	1.23a	84.58d	33.6a
宁乡	CK	1.63d	157.50d	51.8e
	NPK	1.67d	144.67e	56.4d
	MM+NPK	2.46b	218.17b	96.6b
	HM+NPK	2.67a	254.33a	113.2a
	Str.+NPK	1.86c	191.33c	84.5c
桃江	CK	1.67d	173.83e	35.7e
	NPK	1.97c	209.42c	55.2d
	MM+NPK	2.42b	191.33d	66.3b
	HM+NPK	2.80a	288.17a	79.1a
	Str.+NPK	2.19c	229.83b	62.5c

注:同一试验点同一列数据后不同字母表示在 $P<0.05$ 水平差异显著。

2.2 土壤有机氮组分含量及比例的变化

表 3 显示不同施肥处理对土壤有机氮组分及比例的影响。酸解性氮是供试土壤全氮的主体,占全氮含量的 68%~89%。总体来看,长期配施有机物质提高了土壤中酸解性氮的含量,但并未明显提高酸解性氮占全氮的比例,且其作用效果因试验点不同而不同。新化点仅 HM+NPK 的酸解氮含量显著高于 CK,且不同有机物质施用处理之间并无显著差异,宁乡点配施有机物质的处理酸解氮均显著高于 CK,且不同有机物质施用处理之间亦存在显著差异,而桃江点的 HM+NPK、MM+NPK 和 Str.+NPK 均显著高于 CK,但 MM+NPK 和 Str.+NPK 无显著差异。化肥施用对酸解性氮的影响同样因试验点不同而异,对于宁乡和桃江来说化肥施用均增加了酸解性氮含量,但在新化点, NPK 处理的酸解性氮含量要小于 CK。与 CK 相比,长期施肥提高了土壤非酸解性氮的含量,在新化点仅 Str.+NPK 与 CK 存在显著差异,在宁乡点则是所有配施有机物质的处理均与 CK 存在显著差异,而桃江点则是单施化肥和配施猪粪的处理与 CK 存在显著差异。

长期施肥增加了土壤中氨基糖氮的含量及其占全氮的比例,在三个试验点增幅最大的均为 HM+NPK 处理。对于宁乡和桃江点来说,氨基酸氮的变化规律均为 HM+NPK>MM+NPK>Str.+NPK>NPK,且均

表 3 不同处理土壤有机氮组分的含量及分布

Table 3 Content and fractions of organic nitrogen in different treatments

监测点	处理	酸解氮										非酸解氮	
		氨基糖氮		氨基酸氮		酸解铵态氮		酸解未知氮		总和		含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %
		含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %	含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %	含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %	含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %	含量/ mg·kg ⁻¹	占全氮/ %		
新化	CK	19.59c	1.8	224.10c	21.0	278.63b	26.2	299.22a	28.1	821.54bc	77.1	243.87b	22.9
	NPK	24.77bc	2.3	268.13bc	24.8	260.22c	24.1	184.23c	17.0	737.35c	68.2	343.29ab	31.8
	MM+NPK	27.29ab	2.2	274.56b	22.2	307.33ab	24.8	285.06ab	23.0	894.24ab	72.2	343.50ab	27.8
	HM+NPK	33.82a	2.7	289.40ab	23.2	314.62a	25.3	311.66a	25.0	949.49a	76.2	296.28ab	23.8
	Str.+NPK	26.08bc	2.1	323.59a	26.2	326.65bc	26.5	200.40bc	16.2	876.72ab	71.0	357.33a	29.0
宁乡	CK	34.69d	2.1	327.18d	20.1	420.70c	25.8	528.07c	32.4	1 310.63d	80.4	319.99c	19.6
	NPK	44.53cd	2.7	434.52c	26.0	441.45d	26.4	433.75d	25.9	1 354.26cd	80.9	320.07c	19.1
	MM+NPK	59.27ab	2.4	613.73b	25.0	591.46a	24.0	747.41a	30.4	2 011.87b	81.8	447.62ab	18.2
	HM+NPK	66.63a	2.5	831.34a	31.2	620.40b	23.3	627.43b	23.5	2 145.80a	80.4	522.32a	19.6
	Str.+NPK	49.56bc	2.7	487.75c	26.2	487.42cd	26.1	445.67cd	23.9	1 470.40c	78.8	394.57bc	21.2
桃江	CK	41.52d	2.5	265.95e	15.9	423.17ab	25.4	740.72ab	44.4	1 471.35d	88.2	196.79c	11.8
	NPK	51.56c	2.6	517.08d	26.2	481.21d	24.4	571.70d	29.0	1 621.55c	82.2	351.27ab	17.8
	MM+NPK	63.34b	2.6	731.06b	30.2	573.00c	23.7	647.19c	26.8	2 014.58b	83.3	404.50a	16.7
	HM+NPK	86.39a	3.1	894.48a	32.0	650.06a	23.3	751.65a	26.9	2 382.58a	85.2	412.51a	14.8
	Str.+NPK	51.90c	2.4	676.36c	30.8	561.33bc	25.6	670.62bc	30.6	1 960.21b	89.4	232.24 bc	10.6

注:相同试验点相同土壤有机氮组分数据后标有不同字母表示在 $P<0.05$ 水平差异显著。

显著高于 CK,但在新化点则是 Str.+NPK 氨基酸氮含量最高,且 CK 与 NPK 之间并无显著差异。酸解铵态氮在不同试验点对施肥的响应较为复杂,在新化、宁乡和桃江点酸解铵态氮含量最高的处理分别为 Str.+NPK、HM+NPK 和 HM+NPK。新化点单施化肥降低了酸解铵态氮的含量,且与 CK 呈显著差异。对于新化和桃江来说,长期施肥在一定程度上降低了未知酸解氮的含量,但在宁乡点,施用猪粪则显著提高了未知酸解氮的含量。

2.3 土壤氮素矿化特性

在 1 周的培养过程中,各试验点不同施肥处理土壤的矿化过程基本相同,矿化曲线在反应初期较陡,随着培养的进行,曲线逐渐趋于平缓(图 1)。在整个培养过程中,各施肥处理氮矿化量大小顺序均为 HM+NPK>MM+NPK>Str.+NPK>NPK。培养初期,各试验点中不同施肥处理的土壤氮矿化量比较接近,随着培养时间的延续,各施肥处理之间氮矿化量的差异越来越大,CK 土壤的氮矿化量变化较小,而配施有机物质处理的土壤矿化量与不施肥处理的差量逐渐增大;培养后期,除新化点和桃江点的 CK 处理土壤氮矿化量呈缓慢上升的趋势外,其余试验点各施肥处理的土壤氮矿化量均先逐渐上升,达到最大值后稍有下降,最后趋于稳定。

利用一级动力学方程拟合土壤有机氮矿化过程中矿质态氮的累积变化(表 4),发现不同施肥处理土壤的氮矿化势在 75.16~250.90 mg·g⁻¹ 之间变动。相比 CK,长期施肥提高了土壤的氮矿化势,且不同试验点提高幅度由大到小为 HM+NPK>MM+NPK、Str.+NPK>NPK,其中 HM+NPK 土壤氮矿化势比 CK 增加近一倍。对于新化点来说,长期施肥降低了土壤氮矿化速率常数,但对于宁乡和桃江点,结果却恰恰相反,即长期施肥提高了土壤氮矿化速率常数。但不论在哪个试验点,HM+NPK 在所有施肥处理中均表现出最高的氮矿化速率常数。

整合三个试验点共 15 个处理的数据,分析了土壤有机氮组分与氮素矿化势的相关关系(表 5),结果显示:酸解氮总和及酸解氮各组分均与矿化势极显著相关;氨基糖氮、氨基酸氮和酸解氮总和与矿化速率常数极显著相关,酸解铵态氮与矿化速率常数显著相关;非酸解性氮与矿化势和矿化速率常数均无显著的相关关系。

3 讨论

虽然各试验点不同施肥处理间投入的总氮量是一致的,但有机物质配施化肥的处理对土壤全氮、碱解氮以及微生物量氮的改良效果要优于单施化肥的

处理。这一研究结果与前人的报道一致^[15-16]。虽然以化肥形式投入的氮是可溶性的养分,易为植物所利用,但同样十分容易通过淋洗、氮氧化物排放等方式很快损失。相比之下,从有机物质中释放氮的过程则缓慢得多^[17],另外当化肥配合有机物质施用能够同时提供较为充足的碳源及氮源,从而促进土壤微生物的生长^[16],强化微生物对无机态氮的固持作用,提高土壤对氮肥的缓冲能力^[18]。

土壤有机氮的化学形态及其存在状况是影响土壤氮素有效性的重要因子,然而不同的施肥方式如

何影响土壤有机氮组成,目前的研究结果不尽相同^[15,19],本研究中不同试验点有机氮组成对不同施肥措施的响应也并不完全一致。例如在新化点,施肥处理对氨基酸氮提高幅度并不大(提高 1.2%~5.2%),而在宁乡和桃江点提高幅度分别达 4.9%~11.1%和 10.3%~16.1%。这可能是不同试验点土壤理化性质、气候变化等差异导致的。土壤中氨基酸主要以结合形态存在于有机矿质复合体中,存在于土壤溶液及土壤微孔隙中或吸附于其他组分上的氨基酸很少^[20],而新化点土壤粘粒含量最低,可能导致存在于有机矿质复合体中的氨基酸较低,从而导致该点土壤氨基酸氮含量与其他试验点存在较大的差异。土壤理化性质对有机氮组分的影响需要通过进一步研究予以证实。

总体来看,与不施肥相比,长期化肥配施有机物增加了土壤酸解氮总量,却降低了其占全氮的比例。

表 4 不同处理土壤氮素矿化的一级动力学方程参数

Table 4 Potential and constant rate of soil N mineralization

监测点	处理	矿化势 N_0 / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	矿化速率常数 k / 周^{-1}	决定系数 R^2
新化	CK	75.16	0.450	0.976
	NPK	106.61	0.329	0.984
	MM+NPK	116.02	0.376	0.944
	HM+NPK	131.48	0.448	0.897
	Str.+NPK	113.69	0.423	0.973
宁乡	CK	120.87	0.371	0.884
	NPK	138.34	0.442	0.781
	MM+NPK	160.93	0.414	0.758
	HM+NPK	186.79	0.489	0.784
	Str.+NPK	173.40	0.445	0.721
桃江	CK	135.66	0.344	0.982
	NPK	177.84	0.488	0.771
	MM+NPK	194.59	0.487	0.772
	HM+NPK	250.90	0.493	0.851
	Str.+NPK	229.67	0.471	0.846

表 5 土壤有机氮组分与氮素矿化势、矿化速率常数
的相关关系

Table 5 Correlation coefficients (r) between soil N fractions and
soil nitrogen mineralization potential and constant rate

一级动力学 方程参数	酸解氮				总和	非酸解 氮
	氨基 糖氮	氨基 酸氮	酸解铵 态氮	酸解未 知氮		
矿化势 N_0	0.911**	0.907**	0.887**	0.737**	0.897**	0.361
矿化速率常数 k	0.623**	0.715**	0.606*	0.347	0.594*	0.374

注: * 和 ** 分别在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 水平显著相关。

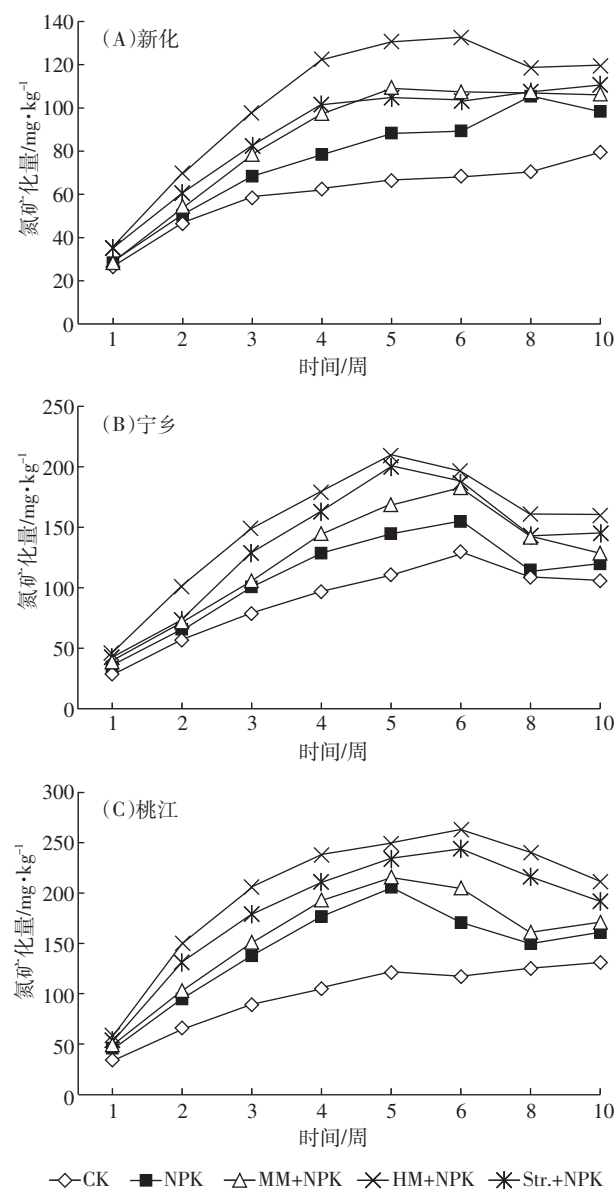


图 1 不同处理在培养周期内 N 的矿化量

Figure 1 Amount of soil mineralized N from different treatments during 10 week incubation

这与肖伟伟等^[21]的研究结果一致,王媛等^[22]认为施肥在显著提高酸解总氮的同时,可能也促进了其矿化作用。不同施肥处理普遍提高了土壤酸解有机氮各组分的含量,尤其是氨基糖氮和氨基酸氮,不仅提高了其含量,亦提高了其占全氮的比例。这与 Xu 等^[7]和张玉树等^[23]的研究结果一致。猪粪、秸秆的施用对土壤有机氮组分的影响并不完全相同,可能是所施用肥料因本身所含养分不同而直接导致的^[23]。另外,不同有机物因 C/N 不同而影响微生物的“矿化-同化”过程,亦会间接改变土壤有机氮组分结构。这是由于土壤微生物在分解秸秆过程中需要同化土壤碳素和吸收速效氮素,以合成新的细胞体,过高 C/N 秸秆(猪粪 C/N 约为 48,而秸秆 C/N 高达 77)的施用虽然能够提供丰富的碳源,但氮的缺乏限制了微生物的活性^[24]。

有机态氮是土壤氮素的主要存在形式,是矿质态氮的源和库,因此土壤供氮能力是土壤中不同有机氮组分矿化的综合表现。长期施肥增加了有机氮矿化势,且有机物质配施化肥的处理效果要优于单独施用化肥的处理,该结果与已有的研究一致^[25-26]。这是因为配施猪粪或秸秆能够显著提高土壤碳含量,改善土壤有机质特性,增加土壤的活性有机氮库^[6],有机物质施用也能够通过提高土壤酶活来促进土壤氮矿化的进行^[27]。另外,不同施肥处理对不同土壤有机氮组分的贡献不同,不同有机氮组分因矿化难易程度不同进而间接影响土壤氮素的矿化过程,正如本研究结果显示,酸解氮总和及酸解氮各组分均与矿化势极显著相关,彭银燕等^[2]则进一步指出酸解未知态氮、氨基酸态氮及氨态氮是土壤可矿化态氮的主要贡献者。

4 结论

长期施肥能够改善稻田土壤氮素水平,且化肥配施有机物料时对土壤全氮、碱解氮和微生物量氮的提高效果要优于单独施用化肥。总体来看,长期施肥能够提高土壤有机氮各组分的含量,并提高氨基糖氮和氨基酸氮在全氮中的占比,但有机氮组分对具体施肥措施的响应因试验点的不同而异。长期施肥提高了土壤供氮能力,其中化肥配合有机物施用时效果更为明显。

参考文献:

[1] 莫良玉, 吴良欢, 陶勤南. 高等植物对有机氮吸收与利用研究进展[J]. 生态学报, 2002, 22(1): 118-124.
MO Liang-yu, WU Liang-huan, TAO Qin-nan. Advances in study of plant organic nitrogen nutrition[J]. *Acta Ecology Sinica*, 2002, 22(1): 118-124.

[2] 彭银燕, 黄运湘, 孙梅. 长期施肥条件下水稻土有机氮组分及矿化特性研究[J]. 水土保持学报, 2012, 26(5): 173-181.
PENG Yin-yan, HUANG Yun-xiang, SUN Mei. Fractions of organic nitrogen and N mineralization characteristic under long term fertilization on paddy soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(5): 173-181.
[3] Bermner J M. Organic forms of nitrogen[M]. Madison: American Society of Agronomy, Inc., 1965: 1148-1178.
[4] 富东英, 田秀平, 薛菁芳, 等. 长期施肥与耕作对白浆土有机态氮组分的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6): 1127-1131.
FU Dong-ying, TIAN Xiu-ping, XUE Jing-fang, et al. Effects of long-term culture fertilization and tillage patterns on the speciation of organic nitrogen in albic soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6): 1127-1131.
[5] 彭令发, 郝明德, 来璐. 长期施肥对土壤有机氮影响研究 I. 氮肥及其配施下土壤有机氮组分变化[J]. 水土保持研究, 2003, 10(1): 53-54.
PENG Ling-fa, HAO Ming-de, LAI Lu. Studies of long-term fertilization on soil organic N components I. The variation of soil organic N components of N fertilizer and its mixture[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 10(1): 53-54.
[6] 郝晓晖, 肖宏宇, 苏以荣, 等. 长期不同施肥稻田土壤的氮素形态及矿化作用特征[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2007, 33(5): 544-550.
HAO Xiao-hui, XIAO Hong-yu, SU Yi-rong, et al. Characteristics of nitrogen forms and mineralization in paddy soils of long-term fertilization experiment[J]. *Journal of Zhejiang University (Agric & Life Sci)*, 2007, 33(5): 544-550.
[7] Xu Y C, Shen Q R, Ran W. Content and distribution of forms of organic N in soil and particle size fractions after long-term fertilization[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6): 739-745.
[8] Mulvaney R, Khan S, Hoefl R, et al. A soil organic nitrogen fraction that reduces the need for nitrogen fertilization[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65(4): 1164-1172.
[9] Baker F. Selected indicators of food and agriculture development in Asia-Pacific region 1993-2003[M]. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific, 2004.
[10] 青先国, 艾治勇. 湖南水稻种植区域化布局研究[J]. 农业现代化研究, 2007, 28(6): 704-708.
QING Xian-guo, AI Zhi-yong. On regional distribution of rice cultivation in Hunan Province[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2007, 28(6): 704-708.
[11] 黄铁平. 湖南农业可持续发展中的肥料问题[J]. 农业现代化研究, 2014, 35(5): 578-582.
HUAN Tie-ping. Fertilizer issues of the sustainable agricultural development in Hunan Province[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2014, 35(5): 578-582.
[12] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6): 837-842.

- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- BAO Shi-dan. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [14] Li H, Han Y, Cai Z. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu Region of China under anaerobic conditions: Dynamics and model fitting[J]. *Geoderma*, 2003, 115(3): 161–175.
- [15] 巨晓棠, 刘学军, 张福锁. 长期施肥对土壤有机氮组成的影响[J]. 中国农业科学, 2004, 37(1): 87–91.
- JU Xiao-tang, LIU Xue-jun, ZHANG Fu-suo. Effects of long-term fertilization on soil organic nitrogen fractions[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(1): 87–91.
- [16] Liu E, Yan C, Mei X, et al. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in Northwest China[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3): 173–180.
- [17] Bhandari A, Ladha J, Pathak H, et al. Yield and soil nutrient changes in a long-term rice-wheat rotation in India[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 66(1): 162–170.
- [18] Blankenau K, Olfs H W, Kuhlmann H. Strategies to improve the use efficiency of mineral fertilizer nitrogen applied to winter wheat[J]. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 2002, 188(3): 146–154.
- [19] Schulten H R, Schnitzer M. The chemistry of soil organic nitrogen: A review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 26(1): 1–15.
- [20] 徐阳春, 沈其荣, 茆泽圣. 长期施用有机肥对土壤及不同粒级中酸解有机氮含量与分配的影响[J]. 中国农业科学, 2002, 35(4): 403–409.
- XU Yang-chun, SHEN Qi-rong, MAO Ze-sheng. Contents and distribution of forms of organic N in soil and particle size fractions after long-term fertilization[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2002, 35(4): 403–409.
- [21] 肖伟伟, 范晓晖, 杨林章, 等. 长期定位施肥对潮土有机氮组分和有机碳的影响[J]. 土壤学报, 2009, 46(2): 274–280.
- XIAO Wei-wei, FAN Xiao-hui, YANG Lin-zhang, et al. Effects of long-term fertilization on organic nitrogen fractions and organic carbon in fluvo-aquic soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(2): 274–280.
- [22] 王媛, 周建斌, 杨学云. 长期不同培肥处理对土壤有机氮组分及氮素矿化特性的影响[J]. 中国农业科学, 2010, 43(6): 1173–1180.
- WANG Yuan, ZHOU Jian-bin, YANG Xue-yun. Effects of different long-term fertilization on the fractions of organic nitrogen and nitrogen mineralization in soils[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(6): 1173–1180.
- [23] 张玉树, 丁洪, 王飞, 等. 长期施用不同肥料的土壤有机氮组分变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(10): 1981–1986.
- ZHANG Yu-shu, DING Hong, WANG Fei, et al. Characteristics of organic nitrogen fractions in soils under long-term different fertilization[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(10): 1981–1986.
- [24] Witt C, Cassman K, Olk D, et al. Crop rotation and residue management effects on carbon sequestration, nitrogen cycling and productivity of irrigated rice systems[J]. *Plant and Soil*, 2000, 225(1–2): 263–278.
- [25] Yan D Z, Wang D J, Sun R J, et al. N mineralization as affected by long-term N fertilization and its relationship with crop N uptake[J]. *Pe-dosphere*, 2006, 16(1): 125–130.
- [26] Gurlevik N, Kelting D L, Allen H L. Nitrogen mineralization following vegetation control and fertilization in a 14-year-old loblolly pine plantation[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(1): 272–281.
- [27] Zaman M, Matsushima M, Chang S, et al. Nitrogen mineralization, N_2O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 40(2): 101–109.