典型植烟土壤氮素矿化研究

马兴华¹, 荣凡番², 苑举民³, 刘光亮¹, 石 屹^{1*}

[1.农业部烟草类作物质量控制重点开放实验室,中国农业科学院烟草研究所,青岛 266101;2.红云红河烟草(集团)责任有限公司,昆明 650022;3.江西省烟叶科学研究所,南昌 330029]

摘 要:以湖南、湖北和山东烟区的主要植烟土壤为研究对象,采用 Warning 淹水培养方法,研究了不同类型土壤的氮素矿化过程。结果表明,淹水培养 $0\sim14$ d 为土壤铵态氮含量快速增长期,培养 14 d 的土壤铵态氮含量显著高于培养始期,土壤氮素矿化速率为正值,表现为氮的矿化。 $15\sim28$ d 土壤铵态氮含量变化较小。28 d 后土壤铵态氮含量逐渐降低,各阶段的土壤氮素矿化速率为负值,表现为氮的固定。在氮素矿化阶段,土壤铵态氮含量表现为水稻土 > 黄棕壤(南漳) > 黄壤 > 黄棕壤(利川) > 红壤、褐土。在整个培养过程中,水稻土的铵态氮含量最高,棕壤和褐土的铵态氮含量最低,说明水稻土的氮素供应能力较高,棕壤和褐土的氮素供应能力较低。回归分析表明,培养 7、14、21 和 28 d 的氮累积矿化量与土壤有机质含量和全氮含量呈极显著或显著正相关关系,说明有机质和全氮含量是评价土壤供氮能力的有效指标。

关键词:植烟土壤;有机氮矿化;矿化速率;累积矿化量

中图分类号:S572.062 文章编号:1007-5119 (2011) 03-0061-05 DOI:10.3969/j.issn.1007-5119.2011.03.013

Studies on Nitrogen Mineralization of Typical Tobacco-growing Soils

MA Xinghua¹, RONG Fanpan², YUAN Jumin³, LIU Guangliang¹, SHI Yi^{1*}

[1. Key Laboratory of Tobacco Quality Control, Ministry of Agriculture, Tobacco Research Institute of CAAS, Qingdao 266101, China; 2. Hongyun and Honghe Tobacco (Group) Limited Company, Kunming 650022, China; 3. Institute of Tobacco Leaf Science of Jiangxi Province, Nanchang 330029, China]

Abstract: In order to investigate the organic nitrogen mineralization of tobacco-growing soils, six typical tobacco-growing soils: Paddy soil (sampled from Shaoyang), Yellow brown soil from Nanzhang, Yellow soil (sampled from Shaoyang), Yellow brown soil from Lichuan, Red soil (sampled from Nanzhang) and Cinnamon soil (sampled from Yishui), were chosen to measure the nitrogen mineralization by using the Warning incubation method. The soils were waterlogged for 56 days. The results indicated that soil ammonium nitrogen showed a tendency to increase sharply, change gently and then decrease significantly during the incubation period. The soil ammonium nitrogen increased rapidly and soil nitrogen mineralization rate was above zero from 0 to 14 days after incubation (DAI), represented as mineralization of soil nitrogen, and the soil nitrogen mineralization rate of the Paddy soil and the Yellow brown soil from Nanzhang was higher than other soils. The soil ammonium nitrogen content changed gently from 14 DAI to 28 DAI. The soil ammonium nitrogen declined remarkably after 28 DAI, and the soil nitrogen mineralization rate was below zero during this period, represented as immobilization of soil nitrogen. The soil ammonium nitrogen content decreased in the order: Paddy soil > Yellow brown soil from Nanzhang > Yellow soil > Yellow brown soil from Licuan > Red soil, Cinnamon soil during the soil nitrogen mineralization period. The Paddy soil remained the highest, while the Red and Cinnamon soil remained the lowest soil ammonium nitrogen content among the six soils during the incubation. This demonstrated that the Paddy soil had higher nitrogen-supply ability, but the Red and Cinnamon soil's was lower. Regression analysis showed that the accumulative nitrogen mineralization amount of 7, 14, 21 and 28 DAI had significant or very significant correlation with soil organic matter and total nitrogen content, which meant that the soil organic matter and total nitrogen content were available index for evaluating soil nitrogen-supply ability.

Keywords: tobacco-growing soil; organic nitrogen mineralization; mineralization rate; accumulative mineralization amount

基金项目:国家烟草专卖局项目"我国主要植烟土壤氮素矿化特性、供氮潜力应用研究"(110200601014);中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金

作者简介:马兴华,男,博士,从事作物营养生理研究工作。*通信作者,E-mail:qdshiyi@163.com

收稿日期:2010-01-10

_

土壤中的氮素主要以有机氮的形式存在,约占土壤总氮的80%左右,有机氮基本上不能被植物直接吸收利用,只有在土壤微生物的作用下经过矿化作用转化为无机氮后才能被植物吸收利用。研究表明,烤烟生育期植株吸收的氮素50%以上来自于土壤的氮素矿化^[1-4],而且在相同的施氮量条件下,较高土壤肥力下烤烟吸收的土壤氮量显著高于较低土壤肥力条件下的^[2],说明肥力不同的土壤,土壤氮素供应能力存在差异。淹水培养法具有方法简单,条件容易控制等优点,1982年美国土壤学会建议在旱地上应用,经过多年的试验研究认为,淹水培养法与间歇淋洗法在测定土壤可矿化氮方面具有同样的效果^[5],并且与试验作物的吸氮量和产量有很高的相关性^[6-7],已成为一种可靠的测定土壤供

氮能力的方法。因此本研究利用淹水培养法对我国 具有代表性的植烟土壤进行培养,探讨不同类型土 壤的有机氮矿化过程及其影响因素,评价土壤供氮 能力,为合理施用氮肥,提高氮肥利用率提供理论 依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤为水稻土、黄棕壤、黄壤、红壤和褐土,其中水稻土、红壤和黄壤取自湖南邵阳烟区,黄棕壤分别取自湖北南漳烟区和利川烟区,褐土取自山东沂水烟区。采用多点混合方式采集表层0~20 cm 土壤,样品风干后挑除石块、动植物残体等杂物,过2 mm 筛。供试土壤的基本理化性状如表1所示。

表 1 供试土壤性质 Table1 Properties of soil samples

Two or the period of the complete							
土壤类型	代号	有机质/	全氮/	碱解氮/	颗粒组成/%		
		(g·kg ⁻¹)	(g·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)	>0.05 mm	0.05 ~ 0.001mm	<0.001mm
水稻土	S1	46.81	2.88	198.63	14.48	76.31	9.22
黄棕壤(南漳)	S2	43.59	2.45	180.78	9.22	79.73	11.04
黄壤	S3	22.01	1.45	112.76	8.56	79.17	12.27
黄棕壤(利川)	S4	18.77	1.11	103.54	6.09	79.99	13.92
红壤	S5	13.58	1.16	75.66	5.94	68.35	25.71
褐土	S6	12.52	0.83	77.88	13.37	70.20	16.43

1.2 试验设计

室内培养采用 Warning 等^[8]的淹水培养法。称取过 2 mm 筛风干土样 10.00 g 倒入 100 mL 广口瓶中,每瓶加入 20 mL 蒸馏水,每种土壤装 18 瓶,放入 40 °C 恒温培养箱中培养,自培养之日起,在第 7、14、21、28、42 和 56 天,每个处理取出 3 瓶,加水将土壤转移至 100 mL 三角瓶中至水土比5:1,按 2.0 mol/L 的 KCl 浓度加入结晶 KCl,振荡 30 min后过滤 滤液测定土壤硝态氮和铵态氮含量。

1.3 测定方法

铵态氮含量测定采用靛酚蓝比色法^[9],硝态氮含量测定采用紫外分光光度法^[10]。土壤有机质测定采用高温外热重铬酸钾氧化-容量法,全氮采用半微量凯式定氮法,土壤碱解氮用碱解扩散法,土壤机械组成采用比重计法^[9]。

1.4 统计分析

数据采用 Excel 2003 分析 方程拟合采用 SPSS 13.0,作图采用 Sigmaplot 9.01。

2 结 果

2.1 土壤铵态氮含量变化

由图 1 可见,培养过程中,各土壤的铵态氮含量呈单峰曲线变化,水稻土、黄棕壤和黄壤的铵态氮含量在培养 28 d 后最高,红壤和褐土的铵态氮含量在培养 14 d 后最高。整个培养过程可分为 3 个阶段:土壤铵态氮含量快速升高期、土壤铵态氮含量变化平稳期、土壤铵态氮含量迅速降低期。培养开始至 14 d 为铵态氮含量迅速升高期,以水稻土增加幅度最大,与培养始期比较增加了 1 014.7%,黄棕壤(南漳)次之,增加了 585.3%,黄壤、黄棕壤(利

川)分别增加了 557.5%、474.8%,红壤和褐土增加幅度较小,分别为 221.0%和 169.9%。培养 14~28 d 各土壤的铵态氮含量变化较小,铵态氮含量变化表现为:水稻土>黄棕壤(南漳)>黄壤>黄棕壤(利川)>红壤、褐土。培养 28 d 后土壤铵态氮含量迅速降低,其中以黄棕壤(南漳)降低幅度最大。在不同的培养时间,水稻土的铵态氮含量均高于其他土壤,红壤和褐土的铵态氮含量均处于较低的水平。

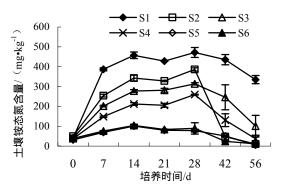


图 1 培养过程中土壤铵态氮含量变化,误差棒为标准差, S1 等代号参表 1

Fig. 1 Changes of soil NH₄⁺-N content during incubation

2.2 土壤硝态氮含量变化

由于淹水抑制了土壤硝化细菌的活动,因此培养后土壤硝态氮含量降低,而且在培养过程后硝态氮的含量维持在较低水平(图2)。在培养过程中,黄棕壤(南漳)硝态氮含量最高,水稻土次之,且变化较小;黄壤、黄棕壤(利川)、红壤和褐土在培养7~28 d变化较小,表现为黄棕壤(利川)>黄

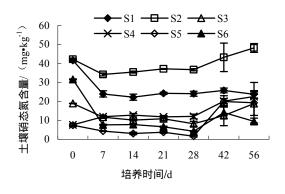
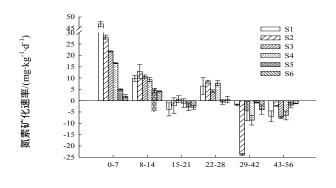


图 2 培养过程中土壤硝态氮含量变化 Fig.2 Changes of soil NO₃-N content during incubation

壤 > 褐土 > 红壤; 28 d 后,黄棕壤(南漳) 黄棕壤(利川) 黄壤、红壤和褐土的硝态氮含量呈增加趋势。

2.3 土壤氮素矿化速率和累积矿化速率

土壤氮素矿化速率反映的是土壤氮素在不同的培养时间段内单位时间的矿化量,由图 3 可以看出,培养 0~7 d 土壤氮素矿化速率最高,8~14 d 的次之,这可能与风干处理过程中促进了氮素的释放有关[11]。在土壤培养 0~7 d 内,土壤的氮素矿化速率表现为水稻土>黄棕壤(南漳)>黄壤>黄棕壤(利川)>红壤>褐土,且差异显著;培养 8~14 d 内,水稻土、黄棕壤(南漳)、黄壤、黄棕壤(利川)的氮素矿化速率差异较小且显著高于红壤和褐土的。培养 29~42 d 和 43~56 d,各土壤的氮素矿化速率均为负值,表现为氮素的净固定,培养土壤的铵态氮含量迅速减少,而且在 29~42 d,黄棕壤(南漳)单位时间的氮素净固定量显著高于其他土壤,其铵态氮含量降低最多。

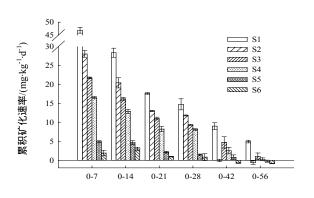


培养时间/d 图 3 土壤氮素矿化速率变化

Fig.3 Changes of N mineralization rate of different soils

土壤氮素累积矿化速率是指在整个培养期间内,自培养开始,不同的培养时间长度下单位时间的矿化量。由图 4 可见,随培养时间延长,土壤氮素累积矿化速率逐渐降低,当培养时间达到 42 d 时出现负值。水稻土的累积矿化速率最高,其次为黄棕壤(南漳)。在培养 28 d 内累积氮素矿化速率表现为黄棕壤(南漳)>黄壤>黄棕壤(利川)>红壤>褐土,且差异显著。随培养时间增加,到 42 d

时褐土的矿化量为负值,培养时间继续增加,黄棕壤(南漳) 黄棕壤(利川) 红壤和褐土的矿化量均为负值,表现为土壤矿质氮的净固定。总体来说,培养期间的土壤氮素累积矿化速率符合对数函数,函数方程如表2所示。



培养时间/d

图 4 土壤氮素累积矿化速率变化

Fig. 4 Changes of cumulative N mineralization rate of different soils

表 2 培养过程中不同土壤氮素矿化动态的拟合方程,Y 为 氮素累积矿化速率/($mg\cdot kg^{-1}\cdot d^{-1}$),X 为培养时间/d

 Table2 Fitted regression of N mineralization during incubation

 土壤类型
 拟合方程
 决定系数 R²

土壤类型	拟合方程	决定系数 R^2
水稻土	$Y = -19.905 \ln X + 82.380$	0.966**
黄棕壤(南漳)	$Y = -14.613 \ln X + 57.710$	0.967**
黄壤	Y = -9.901n $X + 41.554$	0.993**
黄棕壤(利川)	$Y = -7.939 \ln X + 32.867$	0.969**
红壤	$Y = -2.676 \ln X + 10.636$	0.926**
褐土	$Y = -1.689 \ln X + 6.111$	0.722*

注:*和**分别代表差异达显著和极显著水平,下同。

2.4 土壤氮矿化量与土壤理化性状的关系

相关分析表明(表3),培养7d和14d的氮矿化量与土壤有机质含量呈极显著正相关,相关系数分别为0.922和0.928;与土壤全氮也呈极显著正相关,相关系数分别为0.932和0.924。培养21d和28d的氮矿化量与土壤有机质含量及全氮含量呈显著正相关,相关系数分别为0.907、0.899、0.897和0.875。培养期间的氮矿化量与土壤 C/N相关不显著。培养7d和14d的氮矿化量与土壤粘粒含量相关不显著,但培养21d和28d的氮矿化量与土壤粘

粒含量呈显著负相关,相关系数分别为 - 0.820 和 - 0.841。

表 3 培养过程中土壤氮矿化量与部分土壤理化性状的关系 Table 3 Relationships between the accumulative mineralizable N and some soil physical and chemical properties

培养时间/d	有机质	全氮	C/N	< 0.001mm 粘粒
7	0.922**	0.932**	0.568	-0.772
14	0.928**	0.924**	0.63	-0.807
21	0.907*	0.897*	0.644	-0.820*
28	0.899*	0.875*	0.707	-0.841*

3 讨论

本研究结果表明,淹水培养过程中,土壤铵态 氮含量呈速增、平缓、速降3个阶段。淹水培养初 期土壤铵态氮含量迅速升高,氮素矿化速率较高, 这可能与干土效应有关,即在土壤风干过程中死亡 微生物体的矿化,被保护的土壤有机氮的释放,以 及一些死亡的原生动物促进了微生物的活性,从而 增加了氮素的释放量[11]。在不同类型土壤中,以水 稻土的铵态氮含量和矿化速率最高,黄棕壤(南 漳) 黄壤、黄棕壤(利川) 红壤和褐土依次降低, 这可能是因为水稻土有机质含量最高,加水培养后 水稻土微生物(细菌、真菌、放线菌)数量增加最 多[12], 更多的有机氮被矿化出来; 而红壤和褐土由 于有机质含量较低,所以氮矿化量较低。淹水条件 下由于抑制了土壤硝化细菌的活性,有利于土壤的 氨化,所以产物以铵态氮为主(图1)。土壤的氨化 过程实质是微生物通过酶所促使的化学反应,随着 培养时间的延长, 铵态氮含量逐渐增多, 但增幅已 降低。逐渐累积的铵态氮影响了酶促反应,抑制了 氨化微生物的活动,土壤微生物是一个多群体的组 合, 氨化微生物受到抑制, 其他微生物就会大量繁 殖起来,这些微生物以矿化的有机物为碳源,以矿 化出的铵态氮为氮源,逐渐繁殖,导致了铵态氮含 量降低(图1),所以随着培养时间的延长,各土壤 的铵态氮含量降低,以黄棕壤(南漳)铵态氮含量 下降速率最快,可能是由于黄棕壤(南漳)中含有 较多的以铵态氮为氮源的微生物。

前人研究发现,土壤有机质含量及组成、全氮、 土壤质地、土壤 C/N 比等对氮矿化有显著影响^[13-15], 不同土壤类型由于土壤质地不同,导致水汽热状况 的差异,从而影响氮矿化,土壤的 C/N 比反映着土 壤有机质的矿化难易程度,其值越高,有机质越不 易矿化。本研究结果表明 土壤氮矿化量与土壤 C/N 比相关不显著, 培养 7 d、14 d、21 d 和 28 d 的土 壤氮矿化量与土壤有机质含量和土壤全氮含量均 呈极显著正相关或正相关关系,说明有机质和全氮 含量越高的土壤其氮矿化量越高,土壤供氮能力越 强,因此烤烟生产的施肥决策中应充分根据土壤的 有机质和全氮含量制定施肥策略,充分利用土壤自 身供氮潜力,使养分供应与烤烟营养需求规律相吻 合, 改善烟叶的品质。就本研究结果而言, 在水稻 土、黄棕壤和黄壤上种植烤烟的化学氮肥投入量应 低于在红壤和褐土上种植烤烟的氮肥投入量。由于 不同土壤的氮素供应能力与强度不同,在满足烤烟 生长、烟叶适产优质特色的前提下,不同土壤氮肥 基肥与追肥的投入量与追肥的施用时间还需要进 一步研究。

参考文献

- [1] 李春俭,张福锁,李文卿,等. 我国烤烟生产中的氮素管理及其与烟叶品质的关系[J]. 植物营养与肥料学报,2007,13(2):331-337.
- [2] 马兴华,张忠锋,荣凡番,等.高低土壤肥力条件下烤烟对氮素吸收、分配和利用的研究[J].中国烟草科学,2009,30(1):1-4,9.
- [3] Yang L L, Zhang F S, Mao R Z, et al. Conversion of natural ecosystems to cropland increases the soil net nitrogen mineralization and nitrification in Tibet[J]. Pedosphere, 2008, 18(6): 699-706.
- [4] 王鹏,曾玲玲,王发鹏,等. 黄壤上烤烟氮素吸收、分配及利用的研究[J]. 植物营养与肥料学报,2009,15

- (3):677-682.
- [5] 李生秀,艾绍英,何华. 连续淹水培养条件下土壤氮素的矿化过程[J]. 西北农业大学学报,1999,27(1):
- [6] 叶优良,李生秀. 石灰性土壤起始 NO_3 -N 对土壤供氮能力测定方法的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2002,8(3):310-317.
- [7] 卢红玲, 李世清, 金发会, 等. 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.
- [8] Warning S A, Bremner J M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability[J]. Nature, 1964, 201: 951-952.
- [9] 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,1999:159-160.
- [10] 赵俊晔,于振文.不同土壤肥力条件下施氮量对小麦氮肥利用和土壤硝态氮含量的影响[J].生态学报,2006,26(3):815-822.
- [11] 周建斌,李生秀,李辉桃. 土壤生物体氮的含量、转化及供氮意义[J]. 西北农业大学学报,1997,25(2): 106-110.
- [12] 林江辉,李辉信,胡锋,等.干土效应对土壤生物组成及矿化与硝化作用的影响[J].土壤学报,2004,41(6):924-930.
- [13] 李辉信,胡锋,刘满强,等. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征[J]. 土壤,2007(4):194-214.
- [14] Reich P B, David F, Grlgal J. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soil [J]. Ecology, 1997, 72: 335-347.
- [15] Dilly O, Blume H P, Sehy U, et al. Variation of stabilized microbial and biologically active carbon and nitrogen in soil under contrasting land use and agricultural management practices[J]. Chemosphere, 2003, 52: 557-569.