植物营养与肥料学报 2001,7(4):361～367
Plant Nutrition and Fertilizer Science

淹水培养条件下铵态氮肥对土壤氮素的激发效应

李世清[1,2]　李生秀[1]
(1 西北农林科技大学资源环境学院,陕西杨陵 712100; 2 西北农林科技大学黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨陵 712100)

摘要:应用淹水培养方法,研究了铵态氮肥对土壤氮素的激发效应。结果表明,肥料和培养期间矿化出的铵态氮不可避免地会被粘土矿物固定。因此,在测定激发效应时,只有考虑这一部分氮素,才能获得可靠结果。土壤中有机物料不同,氮肥的激发效应不同。土壤中有机物料 C/N 比值低时,氮肥会表现出正激发效应,反之则为负激发效应。

关键词:氮肥;有机物料;激发效应
中图分类号: S158.2　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1008－505X(2001)04－0361－07

土壤氮素的矿化和固定与土壤氮素有效性有着密切关系。在农业生产实践中,与这一过程直接有关的问题之一是无机氮肥的施用是否会加速土壤有机氮的分解。用^{15}N进行的试验表明,施用无机氮肥后,非标记土壤氮的矿化或作物由土壤中吸收的非标记氮较不施肥对照增加[1~3], 这一现象被认为是无机氮肥的施用加速了土壤有机氮的分解, 并称之为激发效应(priming effect)[4,5]。目前在室内激发效应的测定主要通过培养方法进行, 即加入^{15}N标记的肥料进行培养,然后测定施氮处理和对照处理土壤中未标记矿质氮的差值[6]。但应用这一培养技术,由于铵态氮的挥发损失[7]和矿物固定[8,9],硝态氮的化学和生物反硝化损失不可避免[10],因此用这一方法测定的激发效应,其可靠性大大降低。

本研究试图利用淹水培养,并测定培养期间非交换铵态氮的变化,查明铵态氮肥对土壤氮素的激发效应,同时探讨有机物料对激发效应的影响。

1　材料与方法

1.1　淹水培养

淹水培养分 2 次(分别简称试验 1 和试验 2)进行。

试验 1 用耕层(0～20cm)的红油土和白土为供试土样(表 1)。土样经风干后,过 1mm 筛,进行培养试验。设不加和分别加入含氮 0.609% 及 1.191%的玉米、大豆茎叶 3 个主处理,在各主处理下,又设不加和加铵态氮 2 个氮水平,共 6 个处理,用 Bremner 法培养 14d[11]。作物茎叶和氮肥以 N 200mg/kg 剂量加入。氮肥用$(NH_4)_2SO_4$,培养管用 80 mL 加塞塑料离心管,重复 2 次,同时进行回收试验,确定起始铵态氮。培养结束后,向离心管加入 12.5mL 2mol/L KCl 和 25mL 1mol/L KCl,振荡 1h,离心,取上清液,测定铵态氮。离心管中的土壤残渣在 50℃下烘干,研细,过 0.25mm 筛,测定非交换铵态氮,测定时重复 3 次以上。

试验 2 以耕层(0～20cm)红油土为供试土壤 (表 1),鲜土过 3 mm 筛后,直接用于培养试验。设不加和

收稿日期:2000-12-29
基金项目:国家自然科学基金(39770425、39970151、49890330);国家重点基础研究专项(G1999011707);黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室开放基金(10501－85)资助。
作者简介:作者简介:李世清(1963—),男,甘肃秦安人,博士,副教授,主要从事旱地土壤－植物系统中氮素循环研究。

分别加入玉米茎叶(含氮 0.609%)、大豆茎叶(含氮 1.191%)、土粪(含氮 0.201%) 和小麦茎叶(全氮 0.725%)5 个主处理,每一主处理下又设不加与加铵态氮 2 个水平,共 10 个处理组合,重复 2 次。有机物料和氮肥用量为 N 200 mg/kg。分别在培养 14、30 和 54d 后浸取铵态氮。浸提时,首先加入 12.5mL 2mol/L KCl,振荡 30min,离心,将上清液转移到 100 mL 容量瓶中,然后加 25mL 2 mol/L KCl,搅拌 1 min,离心,将上清液再转移到上述容量瓶中,再用 1 mol/L KCl 代替 2 mol/L KCl,搅拌,浸取,用 10 mL 蒸馏水代替 KCl,同前搅拌淋洗 2 次,最后用 5 mL 蒸馏水淋洗 1 次,淋洗液均转移至容量瓶中,浸取液定容至 100 mL。浸取后继续培养的土壤仍加 12.5 mL 蒸馏水在 40℃下培养,第 54d 浸取后,离心管中的土壤残渣同试验 1 进行处理,用以测定非交换铵态氮,测定时均重复 3 次以上。

表 1 供试土样的主要性质

Table 1 Main properties of soils used in the experiments

试验号 Exp. No	采样地点 Location	土类 Soil	有机质 O.M.	全氮 Total N	铵态氮 NH_4^+-N	硝态氮 NO_3^--N	非交换铵态氮 Fixed NH_4^+-N
			.....g/kg.....		.....mg/kg.....		
1	夏家沟	白土	6.9	0.68	21.7	30.3	199.4
	西北农大	红油土	15.6	1.48	27.0	27.2	225.5
2	西北农大	红油土	11.2	-	2.5	13.5	190.9

1.2 分析测定方法

土壤、风干土粪和烘干的作物茎叶粉碎过 0.25mm 筛,用以测定化学性质。土壤、土粪和作物茎叶中的全氮用开氏法[12];土壤有机质用重铬酸钾 - 外加热容量法[13];非交换铵态氮用 Silva - Bremner 法[14];浸提液中的硝态氮、铵态氮和蒸馏吸收液中的非交换铵态氮均用连续流动分析仪测定[15]。

2 试验结果

2.1 淹水培养对非交换铵态氮的影响

淹水培养抑制了硝化细菌的活动,创造了有利于有机氮氨化的条件,矿化的最终产物是铵态氮,这种矿化产物在密闭条件下既不会发生挥发损失,更不会产生化学和生物反硝化,因而有着通气培养无法比拟的优点。但是淹水培养产生的铵态氮,会被粘土矿物固定,非交换铵态氮更加显著[8]。2 次培养结果表明,无论培养时间长短,培养过程实际上是铵态氮不断增加的过程。试验 1 中,白土的交换性铵态氮由起始的 N 21.7 增加到 46.5mg/kg,红油土由 27.0 增加到 36.8 mg/kg。试验 2 中,交换性铵态氮含量随培养时间延长而增加。交换性铵态氮增加,导致非交换铵态氮增加。试验 1 中,白土增加 N 30 mg/kg (15.6%),红油土增加 49.1 mg/kg (21.8%);试验 2 中,红油土增加 N 40 mg/kg (21.0%),增加量与培养 30 d 时增加的交换性铵态氮(N 40.3 mg/kg)相当。施入铵态氮和有机物料后,特别是铵态氮肥后,增加幅度更大。因此,在用这一培养方法测定激发效应时,必须要考虑非交换铵态氮的变化。

2.2 铵态氮肥对土壤氮素的激发效应

加入氮肥淹水培养后,测定的交换和非交换铵态氮之和减去不加氮肥土壤在相同条件下培养后测定的交换、非交换铵态氮及加入的肥料氮后的差值,可认为是由氮肥引起的激发效应(ΔN_{PF}),可用下列公式表示:

$$\Delta N_{PF} = [N_{NH_4^+\text{-}N(s+f)} + F_{NH_4^+\text{-}N(f+s)}] - [N_{NH_4^+\text{-}N(s)} + F_{NH_4^+\text{-}N(s)} + A_{NH_4^+\text{-}N}]$$

式中 $N_{NH_4^+-N(s+f)}$ 及 $F_{NH_4^+-N(f+s)}$ 分别为施氮土壤经过培养后测定的交换性和非交换铵态氮；$N_{NH_4^+-N(s)}$ 及 $F_{NH_4^+-N(s)}$ 分别为不加氮对照土壤的交换和非交换铵态氮；$A_{NH_4^+-N}$ 为肥料加入土壤后，立即浸取回收的肥料氮，是加入肥料土壤测定值与不加肥料土壤测定值之差。

利用上式，计算出了 2 次培养试验中氮肥的激发效应见表 2，3。

表 2　氮肥对土壤机氮矿化的影响(试验 1，N mg/kg)

Table 2 The effect of application of N fertilizer on the mineralization of soil organic nitrogen (Exp. No1)

处理 Treatments	起始铵态氮 Initial NH_4^+-N	培养后 After incubation 铵态氮 NH_4^+-N	培养后 After incubation 非交换态氮 Fixed NH_4^+-N	NH_4^+-N[1)]	差值[2)] Differences
白　土 White soil					
土壤	23.3	46.5	229.4	53.2	
土壤＋硫酸铵	212.0	194.8	312.0	95.4	42.2**
土壤＋玉米茎叶	23.3	7.4	236.1	20.8	
土壤＋玉米茎叶＋硫酸铵	212.0	59.2	291.9	−60.3	−81.1**
土壤＋大豆茎叶	23.3	55.3	262.2	94.8	
土壤＋大豆茎叶＋硫酸铵	212.0	172.7	341.8	103.1	8.3
红油土 Red oil soil					
土壤	27.0	36.8	274.6	58.9	
土壤＋硫酸铵	192.6	151.0	330.5	63.4	4.5
土壤＋玉米茎叶	27.2	11.3	278.8	37.6	
土壤＋玉米茎叶＋硫酸铵	192.6	23.8	335.0	−59.3	−96.9**
土壤＋大豆茎叶	27.0	33.9	262.4	43.8	
土壤＋大豆茎叶＋硫酸铵	192.6	131.5	337.5	50.9	7.1

1) 是培养前后铵态氮的差值；2)是施氮和不施氮处理间的差值，代表激发效应；** 表示差异达极显著水平。

1) are the differences of before and after incubation; 2)between difference two treatments, representing the priming effect respectively; ** represents the difference reaching very significant level.

在 2 次试验所用的 3 个土样中，加入 $(NH_4)_2SO_4$ 后培养矿质氮显著增加，增加值 (ΔN_{PF})分别为 N 4.5、42.2 mg/kg (试验 1) 和 34.0 mg/kg (试验 2)，表现出正的激发效应。有机物料加入后，土壤有机氮状况发生变化，改变程度又因有机物料种类不同而异，因而氮肥的激发效应必然也随有机物料不同而异。在第 1 次培养试验，加入 C/N 比(19.2)低的大豆茎叶，2 种土壤均表现为正激发效应；而加入 C/N 比(48.6)高的玉米茎叶，2 种土壤均表现出显著的负激发效应，矿质氮 (ΔN_{PF}) 的减少量分别为 N 81.1 和 96.9 mg/kg。第 2 次培养试验中，由于培养时间长达 54d，腐熟土粪的激发效应最大，含氮量高、C/N 比(19.2)低的大豆茎叶次之，含氮量和 C/N 比(48.6)居中的玉米茎叶也现出了正激发效应，而含氮量低、C/N 比(79.5)大的小麦茎叶仍表现出了负的激发效应。从总体上评价，土壤有机物质 C/N 比低、易矿化分解时，氮肥的正激发效应会更加突出。

表3 氮肥对土壤有机氮矿化的激发效应（试验2，N mg/kg）

Table 3 The priming effects of N fertilizer on the mineralization of soil organic nitrogen (Exp. No.2)

处理 Treatments	硝态氮 NO_3^--N	铵态氮 NH_4^+-N	非交换态氮 Fixed N
	培养前 Prior to incubation		
土壤	13.5	2.5	190.9
土壤+硫酸铵	18.5	103.2	190.9
土壤+土粪	31.7	3.1	190.9
土壤+土粪+硫酸铵	32.0	112.7	190.9
土壤+玉米茎叶	15.1	0.0	190.9
土壤+玉米茎叶+硫酸铵	24.3	109.2	190.9
土壤+大豆茎叶	13.3	0.0	190.9
土壤+大豆茎叶+硫酸铵	13.7	105.2	190.9
土壤+小麦茎叶	18.6	0.0	190.9
土壤+小麦茎叶+硫酸铵	18.1	104.1	190.9

	淹水培养后释放出的铵态氮 NH_4^+-N Released in waterlogged incubation				
	14d	30d	54d	Total	
土壤	10.8	32.0	14.7	57.5	230.9
土壤+硫酸铵	69.3	33.1	14.5	116.9	306.2
土壤+土粪	15.1	31.7	17.1	63.9	259.8
土壤+土粪+硫酸铵	102.6	39.2	25.4	167.2	323.9
土壤+玉米茎叶	14.2	11.8	7.8	33.8	242.5
土壤+玉米茎叶+硫酸铵	41.6	59.8	4.4	105.2	297.8
土壤+大豆茎叶	27.1	46.1	12.3	85.5	251.5
土壤+大豆茎叶+硫酸铵	79.5	53.9	20.0	153.4	326.3
土壤+小麦茎叶	18.6	19.0	43.5	43.5	266.0
土壤+小麦茎叶+硫酸铵	37.1	24.3	17.7	79.1	309.5

	培养后与培养前铵态氮的差值 NH_4^+-N difference between before and after Incubation	施氮与不施氮处理的差值(1) Between two treatments
土壤	95.0	
土壤+硫酸铵	129.0	34.0**
土壤+土粪	129.7	
土壤+土粪+硫酸铵	187.5	57.8**
土壤+玉米茎叶	85.4	
土壤+玉米茎叶+硫酸铵	103.5	18.1*
土壤+大豆茎叶	146.1	
土壤+大豆茎叶+硫酸铵	183.6	37.5**
土壤+小麦茎叶	118.6	
土壤+小麦茎叶+硫酸铵	88.0	−30.6**

1)代表氮肥的激发效应；*和**分别表示差异达显著和极显著水平。

1)This is the priming effect. * and ** represents the difference reaching significant and very significant levels, respectively.

3 讨论

国内外研究表明[5, 6, 16]，在某些情况下，氮肥的激发效应（指正激发效应）只是一种表观现象，是加入的标记肥料氮与非标记氮之间固定和矿化转化（immobilization-mineralization turnover, IMT）的结果[6, 16]。由于加入的标记肥料氮与非标记的土壤矿质氮共存于土壤矿质氮库中，微生物进行固定时，标记氮替代了部分非标记土壤矿质氮而转入有机氮。在通气良好的土壤中，这一现象更加突出。这类土壤中矿质氮绝大部分以硝态氮（NO_3^--N）形式存在[8]，在加入^{15}N标记的铵态氮（$^{15}NH_4^+$-N）后，微生物首先选择吸收利用NH_4^+-N[17]。同时，未标记的土壤有机氮又要不断矿化，释放出矿质氮，从而表现出非标记矿质氮的增加，因而只用标记矿质氮的相对增减，无法说明氮肥的激发效应；另一方面，如果用好气培养法测定，由于土壤有机氮的矿化产物和氮肥中铵态氮的挥发损失、硝态氮的反硝化损失等原因，难以准确评价土壤中矿质氮的变化量；用淹水培养法，不仅有机氮的矿化终产物是铵态氮[18, 19]，可以避免铵态氮的挥发损失及其向硝态氮的转换，而且可以避免硝态氮的反硝化损失。因此我们在本研究中，采用了淹水培养法，虽然没有用^{15}N进行标记，无法区别土壤氮和肥料氮，但能准确测定施氮比不施氮土壤淹水培养后矿质氮（包括非交换态氮）的净增加量与加入铵态氮的差值。如果这一差值是正值，意味着不管肥料氮在土壤中发生什么转化过程，加入后净矿质氮增加，表现出正的激发效应。为了进一步阐明在研究激发效应时测定非交换铵态氮的必要性，我们用 2 种方法计算了激发效应：一种计算包括了非交换铵态氮（表 2, 3），一种计算没有包括这一部分氮（表 4）。结果表明，2 种计算方法的结果截然不同。考虑非交换铵态氮，土壤或土壤中加入 C/N 比较低的有机物料培养，氮肥表现出了显著正的激发效应，土壤中加入 C/N 比高的有机物料进行培养，表现为负的激发效应（表 2, 3）；若不包括非交换铵态氮，不管是什么处理，氮肥均表现出了负的激发效应（表 4）。这表明激发效应的大小及存在与否，因测定方法不同会有很大差异。肥料和培养期间矿化出来的铵态氮不可避免地会被粘土矿物固定，因此，在测定激发效应时，必须要考虑这一部分氮素，才能获得可靠结果，反映氮肥激发效应的真实性。

土壤中有机物料不同，氮肥的激发效应也不同（表 3,4）。加入有机物料，不仅增加了土壤中有机质含量，也增加了含氮量。有机物料的组成和性质不同，对微生物活动的影响不同，因而对土壤氮素固定－矿化的作用也不同[20]。一般认为，土壤中加入的有机物料 C/N 比约为 25 时，固定与矿化达到平衡，净矿质氮增加量为零，C/N 比大于 25 时，固定占优势，净矿质氮变化量为负值；C/N 比小于 25 时，矿化又占优势，净矿质氮变化量为正值[21]。在

表 4　不包括非交换态铵态氮时氮肥的激发效应（N mg/kg）

Table 4　Priming effects of nitrogen fertilizer excluding nonexchangeable ammonium nitrogen

处理 Treatment	试验 1 Exp, No. 1		试验 2
	白土 White Soil	红油土 Red oil Soil	Exp. No. 2
不加有机物料（对照）	－40.4	－51.4	－41.3
加入玉米茎叶	－136.9	－153.1	－37.8
加入大豆茎叶	－71.3	－68.0	－37.3
加入小麦茎叶	－	－	－68.5
加入土粪	－	－	－6.2

本研究中,加入C/N比高的有机物料(如小麦茎叶),能源物质丰富,微生物对矿质氮的固定作用强,因而氮肥的激发效应出现负值;相反,加入C/N比低的有机物料(如大豆茎叶),能源物质相对较少,易矿化有机氮多,施氮后,有助于有机氮的矿化,氮肥为正激发效应。由这些事实看出,在研究氮肥的激发效应时,必须考虑土壤中残留有机物料的种类、组成及数量的多少,以便正确、客观评价氮肥的激发效应。

参考文献:

[1] Broadbemt F E. Effect of fertilizer nitrogen on the release of soil nitrogen[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc.,1965, 29:692-696.

[2] Westerman R L, and Kurtz L J. Priming effect of ^{15}N-labelled fertilizer on soil nitrogen in field experiments[J]. Soil Sci Soc. Am. Proc.,1973,37:725-727.

[3] Westerman R L and Kurtz L T. Isotopic and nonisotopic estimation of fertilizer nitrogen uptake by sudangrass in field experiments[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc.,1974, 38:107-109.

[4] Hauck R D and Bremner J M. Use of tracers for soil and fertilizer nitrogen research[J]. Adv. Agron.,1976,28:219-266.

[5] Jenkinson D S, Fox R H and Rayner J H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen -the so called priming effect[J]. J. Soil Sci.,1985,36:425-444.

[6] 沈善敏. 无机氮对土壤氮素矿化与固定的影响[J]. 土壤学报, 1986, 23: 10-16.

[7] 李生秀, 刘彩云. 石灰性土壤铵态氮的挥发损失. Ⅰ. 土壤性质对铵态氮挥发损失的影响[J]. 干旱地区农业研究, 1995,11: 125-129.

[8] 李世清, 卜彤英, 李生秀. 石灰性土壤中 NH_4^+-N 的硝化与粘土矿物固定[J]. 干旱地区农业研究,1995,11:99-107.

[9] 李世清, 李生秀, 田霄鸿, 高亚军. 土壤氮素矿化过程中非交换 NH_4^+-N 的变化[J]. 西北农业学报,1995,4:77-80.

[10] 刘小兰, 李世清. 土壤氮素与环境[J]. 干旱地区农业研究, 1998, 16: 36-40.

[11] Bremner J M. Nitrogen availability[A]. *In* :Black C A (ed.). Methods of soil analysis, Part 2[M]. Am. Soc. of Agron. Madison, Wis.,1965. 1324-1345.

[12] Bremner J M and Mulvaney C S. Nitrogen-Total[A]. *In* :Page A L (ed.). Methods of soil analysis, Part 2[M]. Am. Soc. of Agron. Madison, Wis.,1982. 595-624.

[13] 南京农业大学. 土壤农化分析(第二版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 1981. 29-39.

[14] Silva J A and Bremner J M. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 5. Fixed ammonium[J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc.,1966, 30:587-594.

[15] Smith K A and Scott A. Continuous-flow and discrete analysis[A]. *In* :Smith K A (ed.). Soil analysis[M]. Marcel Dekker, New York,1983. 115-169.

[16] Jansson S L and Persson J. Mineralization and immobilization of soil nitrogen[A]. *In* :Stevenson F J(ed.). Nitrogen in agricultural soils[M]. Am. Soc. of Agron., Madison,Wis., 1982. 229-252.

[17] 李世清. 西北地区土壤中的微生物体氮[D]. 西北农林科技大学博士学位论文, 1998.

[18] Warning S A and Bremner J M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of soil nitrogen availability[J]. Nature, 1964, 201:951-952.

[19] Keeney D R. Nitrogen-availability indices, Part 2 [A]. *In* :Page A L (ed.). Am. Soc. of Agron.,Madison, Wis., 1982. 651-688.

[20] Mary B, Recous S, Darwis D and Robin D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil[J]. Plant and Soil,1996,181:71-82.

[21] Vlek P L G, Fillery I R P and Burford J R. Accession, transformation, and loss of nitrogen in soils of the arid region[A]. *In* :Monteith J (eds.). Soil water and nitrogen[M]. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. 1981. 133-179.

Priming effect of ammonium nitrogen fertilizer on soil nitrogen under waterlogged condition

LI Shi-qing[1,2], LI Sheng-xiu[1]

(*1 College of Resou. and Envir. Sci., Northwest Sci. and Tech. Univ of Agric. and Forestry, Yangling Shaanxi, 712100, China; 2 State Key Lab. of Soil Erosion and Dryland Farming on Loess Plateau, Northwest Sci. and Tech. Univ. of Agric. and Forestry, Yangling Shaanxi, 712100, China*)

Abstract: The priming effect of nitrogen fertilizer on soil nitrogen was studied by using waterlogged incubation method. The results showed that ammonium nitrogen of fertilizer and being released in the incubation could be fixed by clay mineral inevitably, in order to obtain the reliable results, this form of nitrogen must be considered in determining the priming effect. On the other hand, the priming effects of nitrogen fertilizer were different with the type of organic materials in soil, in general, the C/N ratio of organic material being low, the nitrogen fertilizer had positive priming effect, on the contrary, the nitrogen fertilizer had negative priming effect.

Key words: nitrogen fertilizer; organic material; priming effect