

长期施用家畜废弃物堆肥对土壤剖面¹⁵N 自然丰度的影响*

赵炳梓 张佳宝

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 通过对两个长期田间试验的研究, 分析了日本火山灰土(Andisols)及其溶液中¹⁵N自然丰度($\delta^{15}\text{N}$) 在土壤剖面的分布, 其目的是为了评价 $\delta^{15}\text{N}$ 值能否作为预测家畜废弃物氮在迁移转化过程中形成的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 污染的指标。在日本中央农业综合研究中心(NARC)进行了6年的试验处理包括: 猪场废弃物堆肥(猪粪堆肥), 缓释尿素(缓释肥), 普通铵态氮肥(普通化肥), 及不施肥(对照); 而在日本农业研究所(NARI)进行了12年的试验则包括三个施用量的牛场废弃物堆肥(牛粪堆肥), 以该地长期不施肥的森林土壤(森林)作为对照。研究结果表明在NARC长期施用猪粪堆肥显著改变了 $\delta^{15}\text{N}$ 值在土壤剖面的分布模式, 猪粪堆肥小区0~20 cm的 $\delta^{15}\text{N}$ 值最高, 然后按对照>普通化肥>缓释肥排列, 原因主要为猪粪堆肥本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 值较高及其随后在土壤中的转化等反应; 缓释肥处理后的土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值最低, 表明缓释肥施入土壤后的循环速率较慢或相对于施肥量其损失较低。在NARI土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值随着施肥量的增加而升高。同样不施肥条件下, NARI的森林土壤剖面的 $\delta^{15}\text{N}$ 值比相对应的NARC的对照土壤剖面值高1~2个 δ 单位。NARC土壤剖面100 cm收集的土壤溶液的 $\delta^{15}\text{N}$ 值的大小排列为: 猪粪堆肥>普通化肥>对照>缓释肥; 并且普通化肥小区土壤溶液 $\delta^{15}\text{N}$ 最低值出现在剖面深度200~250 cm左右。以上结果显示土壤表层或土壤溶液中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值将有助于我们在火山灰土地区定性地预测污染物来源。

关键词 ¹⁵N自然丰度, 家畜(猪、牛)废弃物, 日本火山灰土

中图分类号 S14-33

氮肥的施用正处于一个非常尖锐的矛盾中心, 一方面我们需要施肥维持粮食产量, 而另一方面我们得保护环境。施用有机或无机氮肥所引起的环境问题的焦点在于硝态氮对地下水或地表水的污染和氧化亚氮(N_2O)对温室效应的贡献^[1]。在日本, 堆肥(猪、牛场等废弃物)正被广泛地用作为氮肥的主要来源之一, 因为堆肥富含丰富的作物所需的各种营养元素, 同时它可以改善土壤的物理、化学及生物学性质^[2,3]。将堆肥直接施入土壤也是农民们处理堆肥的一种最廉价的手段, 他们往往将大量堆肥施入相对比较小面积的田地里, 其所引起的对地表水和地下水的影响已经引起一些科学家的重视^[4]。日本位于季风气候带, 降雨丰富, 夏季的日降雨量有时可达好几百毫米; 火山灰土(Andisols)占日本旱作土壤的51%以上, 土质疏松深厚^[5]。长期施用堆肥后其在火山灰土中的去向及如何预测肥料转化过程中形成的硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)污染源已经引起了关注。由于污染物在迁移过程中经历了生物和化学变化, 很难用污染源所获得的污染物信息来预测它的来源; 另外, 自然环境中本身存在的污染物可能会与人为导致的污染物相混淆。因此, 在自然环境中往往很难判定一种特定物质的来源或它在自然环境中的经过途径。

近来的许多研究认为土壤中¹⁵N的自然丰度($\delta^{15}\text{N}$)可以反应土壤N来源及其在土壤中的变化, 同时也可作为土壤管理过程中N素转变及N素来源变化的指标^[6-10]。其理论基础是在各生化反应过程中,¹⁴N比¹⁵N优先参与反应, 结果是剩余的未参加反应的基质富集¹⁵N^[11,12]。也就是说, 肥料(有机或无机)

* 中国科学院创新项目(K2-CX2-404)、国家高技术研究发展计划(863计划, 编号2001AA245013)及教育部留学回国人员科研启动基金部分资助

收稿日期: 2002-05-27; 收到修改稿日期: 2002-09-19

在土壤中所经历的每一生化反应过程(包括矿化、硝化、反硝化、挥发及淋失)均可产生同位素的分馏(isotopic fractionation)。分馏的程度(分馏强弱)决定于所参与的每一生化过程^[13]。例如,当反硝化速率很高时,深层淋失的 $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ 的值就比较高,同时发现 $\delta^{15}\text{N}$ 值与深层淋失的 NO_3^--N 浓度成反比^[14]。在温带的森林土壤中,土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值主要决定于硝化速率^[15];而在高度风化的热带土壤中,该值与硝化及反硝化均有关^[16]。但是,在火山灰土上长期施用堆肥对土壤剖面 $\delta^{15}\text{N}$ 值的影响,及如何利用 $\delta^{15}\text{N}$ 值评价所施肥料去向的研究还很少。因此,本研究的主要目的是:(1)了解长期施肥对火山灰土剖面 $\delta^{15}\text{N}$ 值分布的影响;(2)评价土壤或土壤溶液中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值能否作为火山灰土上所施肥料的去向或 NO_3^--N 污染来源的指标。

1 材料和方法

1.1 试验地点

试验分别在日本中央农业综合研究中心的谷和原试验站(NARC)及日本农业研究所(NARI)内进行,试验地点均在日本的茨城县。试验站1994~1999年间的平均降雨量1077 mm,根据Thornthwaite(1948)^[17]公式计算的年潜在蒸发量794 mm,年平均气温14.6℃。

1.2 施肥方式和采样

1994年5月开始在NARC进行的田间试验包括4个处理,每个处理2个重复,每小区为7 m × 8 m,4个处理为:(1)猪场废弃物堆肥(猪粪堆肥)施用量为 $23 \times 10^3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$,相当于N 800 kg, P_2O_5 1160 kg, K_2O 569 $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$;(2)1000 $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 缓释肥料(缓释肥)(400-0-0 N-P-K,包衣尿素),同时在该处理上加2679 $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的P、K混合肥(0-400-400 N-P-K);(3)4000 $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 普通铵态氮肥(普通化肥)(400-400-400 N-P-K);(4)不施肥(对照)。所有肥料均在夏(甜玉米)、秋(大白菜)两季平均施用。肥料的基本性质如表1所示。作物轮作制度为甜玉米(*Zea mays* L)/大白菜(*Brassica vapa* L var *amplexicaulis*)。

在NARI,牛场废弃物堆肥(牛粪堆肥)分别按施用量 $40 \times 10^3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (牛粪堆肥40)、 $20 \times 10^3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (牛粪堆肥20)、 $10 \times 10^3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (牛粪堆肥10)连续施用了12年,其用量相当于N 650、325、163 $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 。每个处理2次重复,每个小区面积为0.5 hm^2 ;作物轮作包括土豆(*Solanum tuberosum* L)/大白菜,意大利荞麦(*Lolium multiflorum* Lam.) /萝卜(*Raphanus sativus* L.),或者土豆/意大利荞麦/大白菜。同时采集附近的森林土壤作为对照,森林土壤的植被主要为雪松(*Cryptomeria japonica* D. Don)、毛竹(*Phyllostachys* spp.)及一些比较矮小的灌木。

NARC的土壤样品于2000年4月18日用直径2 cm的土钻(Eijkkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands)采取,取土深度从土表每隔10 cm至剖面深100 cm,每个小区的每个深度的土样均是由三个不同点的样品混合而成;同时用吸力杯(Suction Cups, Nikkato Co., Japan)收集100 cm深的土壤溶液(普通化肥小区100~430 cm),吸力杯的外围直径18 mm、长60 mm,收集溶液时施加80 kPa吸力。

NARI的土壤样品于2000年7月27日采集,采集方法与在NARC采集时相同。

表1 施用肥料的基本性质

Table 1 Properties of compost and chemical fertilizer applied at NARC and NARI

地点	肥料	全N量	全C量	$\delta^{15}\text{N}$
Location	Fertilizer	Total N (g kg^{-1})	Total C (g kg^{-1})	(‰)
NARC	猪粪堆肥	56.0	375.2	14.3
	缓释肥	400.0	—	0.13
NARI	普通化肥	100.0	—	0.73
	牛粪堆肥	25.3	435.4	19.1

施肥后所有处理耕作至 15~20 cm。

样品采集完毕立即运回实验室, 分成 3 小份, 第一份在实验室风干, 另外两份冰箱保存, 供测定无机态 N 含量用; 风干样品先过 2 mm 筛, 然后研磨。

1.3 分析

提取液中的 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 用 Continuous Flow Analytical System (Traacs 800, Bran+ Luebbe, Germany) 测定; 土壤 pH (土水 = 1:2.5) 用 pH 计 (HM-5ES, TOA Electronics Ltd, Japan) 测定; 土壤阳离子交换量 (CEC) 的测定步骤根据 Rowell (1994)^[18]; 土壤溶液先用液态 N 冷冻成固体状态, 然后用锡箔纸杯包裹成圆球状, 研磨土壤样品也同样包裹成圆球状, ¹⁵N 自然丰度测定在 Automated Nitrogen and Carbon Analyzer-Mass Spectrometer (ANCA-MS, Europa Scientific, UK) 上进行; 土壤全 N 和全 C 测定在 Automated High Sensitive NC Analyzer (NG-95A, Sumika Chemical Analysis Services, Japan) 上进行。在 ¹⁵N 自然丰度测定和全 N、C 含量测定时每隔 10 个样品用标准样品检验数据的偏差。

自然丰度测定结果用 δ (‰) 表示:

$$\delta^{15}\text{N} = 1000 \times (\text{R}_{\text{待测样品}} / \text{R}_{\text{标准样}} - 1)$$

上式中 $\text{R} = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N}$ 。 $\delta^{15}\text{N}$ 的标准样为空气 N_2 ($\delta^{15}\text{N} = 0$); 实际测定时用 DL- α -Alanine ($\delta^{15}\text{N} = -1.17$) 作为标准样。 $\delta^{15}\text{N}$ 值可以为正值或负值, 当该值大于 0 时, 表示样品 ¹⁵N 含量高于标准样 (空气), 否则则为小于标准样。

2 结果与讨论

2.1 施用家畜废弃物堆肥对某些土壤化学性质的影响

在 NARC, 当土壤深度在 60 cm 范围内时, 土壤全 C 量随着深度而递减; 而当土层深度超过 60 cm 时, 各处理的全 C 量随深度变化不大, 在 21.7~32.7 g kg⁻¹ 之间变动 (图 1)。可以预见, 长期连续施用

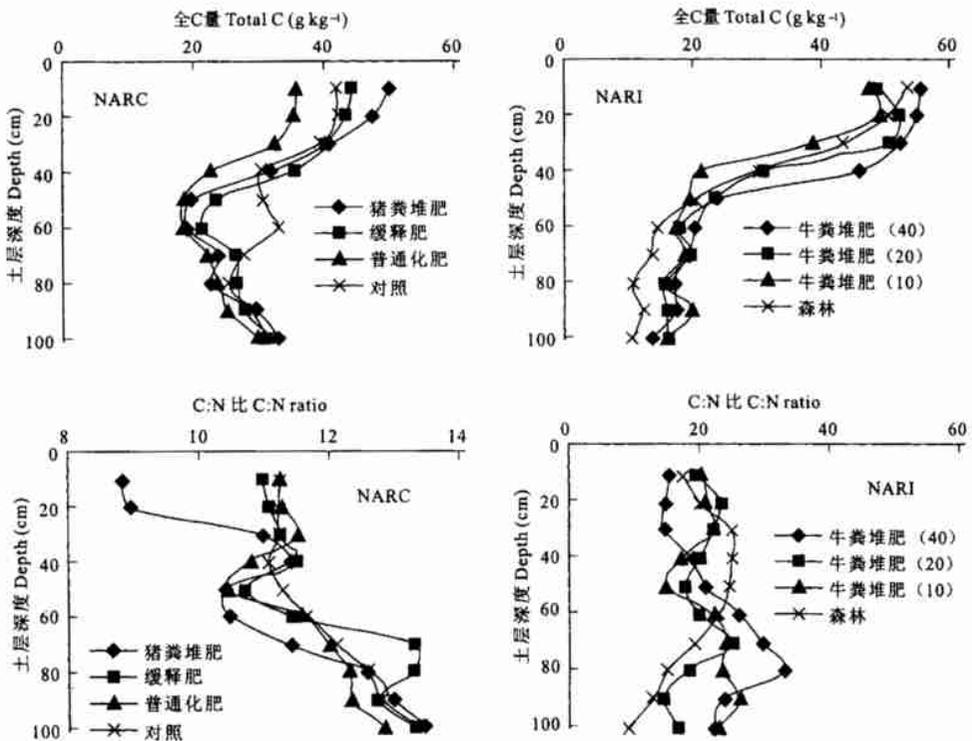


图 1 土壤剖面全 C 含量及 C:N 比

Fig. 1 Total C content and C:N ratio in soil profile

猪粪堆肥的小区土表含 C 量最高, 0~ 20 cm 的平均值达 48.5 g kg^{-1} , 递减序列为: 缓释肥 > 对照 > 普通化肥。缓释肥和对照小区的含 C 量差别较小, 但普通化肥处理的剖面含 C 量最低, 0~ 20 cm 的平均值只有 35.3 g kg^{-1} 。C/N 比值有随土壤深度而递增的趋势; 猪粪堆肥小区 0~ 20 cm 的 C/N 比值远远低于其它处理, 平均只有 8.9, 而其它处理的值均相似并大于或等于 11.0; 在 NARI, 当不考虑森林土壤时, 0~ 60 cm 的含 C 量随着土壤深度而递减, 并且每一土层的含量均随着施肥量的降低而降低; 但 NARI 小区的 C/N 比值在处理间差别不像 NARC 那样显著, 牛粪堆肥(40)处理 0~ 30 cm 的 C/N 比值比其它处理小约 0.6 个单位, 而其它处理间几乎没有差别, C/N 比值随着土壤深度变化很小或几乎不变, 但森林土壤有随深度递减的趋势。

0~ 20 cm 的土壤阳离子交换量(CEC)在处理间的变化趋势与土壤全 C 量的变化趋势相似(表 2)。在 NARC, 猪粪堆肥小区 0~ 20 cm 的 CEC 显著大于其它处理, 达 $48.8 \text{ cmol kg}^{-1}$, 而其它小区在 $38.7 \sim 41.7 \text{ cmol kg}^{-1}$ 之间变化, 在 20~ 50 及 50~ 100 cm 土层, 所有处理间变化很少; 在 NARI, 当不考虑森林土壤时, 0~ 20 cm 的 CEC 值随施肥量的降低而减少, 而其它土层在处理间的变化相对不显著。也就是说, 长期施用家畜粪堆肥对全 C 含量、C/N 比值及 CEC 的影响只有在土壤表层比较显著。

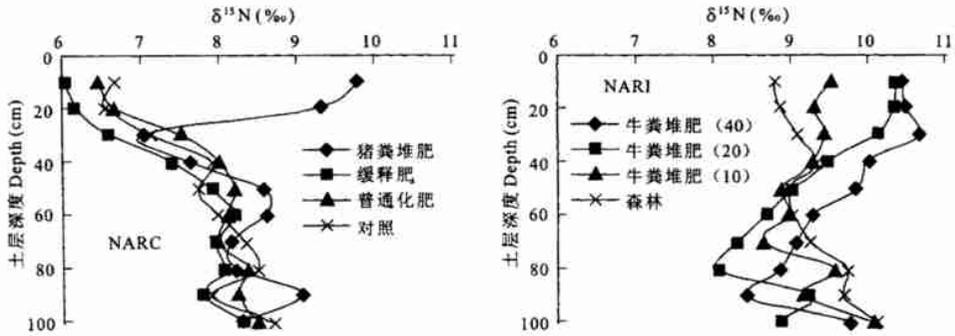
土壤 pH 随着土壤深度及在处理间的变化均很小(数据未列出)。NARC 及 NARI 土壤的变幅分别为 4.8~ 6.1 及 4.8~ 6.7, 呈酸性。

表 2 土壤剖面阳离子交换量分布
Table 2 Cation exchange capacity in soil profile

土层深度 Depth (cm)	NARC				NARI			
	猪粪 堆肥 Swine compost	缓释肥 Slow- release nitrogen fertilizer	普通 化肥 Readily- available nitrogen fertilizer	对照 Control	牛粪 堆肥(40) Cattle Compost(40)	牛粪 堆肥(20) Cattle compost(20)	牛粪 堆肥(10) Cattle compost(10)	森林 Forest
0~ 20	48.8	39.7	38.7	41.7	55.5	45.2	43.4	49.2
20~ 50	40.8	41.4	39.8	40.6	51.5	46.4	49.1	43.1
50~ 100	51.2	53.5	50.8	51.4	54.3	58.5	56.7	48.5

2.2 土壤¹⁵N 自然丰度

在 NARC, 长期施用堆肥显著改变了 $\delta^{15}\text{N}$ 值在土壤剖面的分布模式(图 2)。缓释肥、普通化肥及对照小区的 $\delta^{15}\text{N}$ 值在 0~ 60 cm 随着深度递增, 而当土壤深度大于 60 cm 时, 该值的变化不大, 这与前人报道的结果一致^[6, 10, 12, 15, 16, 19]。但猪粪堆肥小区 0~ 20 cm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值为剖面最大值, 并且该值显著大于其它处理土壤; 只有当深度大于 20 cm 时, 其变化趋势才与其它处理相似。猪粪堆肥、缓释肥、普通化肥及对照小区 0~ 20 cm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值分别为 9.6、6.1、6.6 和 6.6, 即猪粪堆肥土壤比其它小区土壤高 3 个 δ 单位以上, 这主要与所施的猪粪堆肥本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 值比较高(表 1)及其随后的分解有关。有机物中的¹⁴N 首先被矿化, 而分解出来的¹⁴N 又很容易损失(气态或淋洗损失)或被作物吸收利用^[13, 20]。当¹⁵N 贫乏的无机物质释放后, 有机物质颗粒逐渐变小并慢慢地相对富集¹⁵N^[21]。另外, 所施猪粪堆肥比较低的 C/N 比(6.7, 从表 1 计算而来)及相应小区土壤表层亦比较低的 C/N 比(8.9~ 9.0, 图 1), 可能有助于有机质分解过程中反硝化的进行而使土壤中剩余的未参加反应的基质相对富集¹⁵N^[22]。碳(C)是反硝化细菌的能量来源, 当猪粪堆肥施入土壤后厌氧条件更容易发生, 尤其在暂时渍水时。猪粪堆肥对 $\delta^{15}\text{N}$ 值的影响深度为 0~ 20 cm 左右, 与施肥后耕作至 15~ 20 cm 深度相一致。

图2 土壤剖面¹⁵N 自然丰度变异Fig. 2 The variation of natural ¹⁵N abundance in soil profile

注: 所有数据为 2~3 个重复的平均值, 其标准差(SE) 范围 $\pm 0.3\%$ 。为了使该图简化, SE 没有在此标出

缓释肥小区土壤的 $\delta^{15}\text{N}$ 值最低, 尤其是 0~40 cm 更为明显, 这可能与所施用的缓释肥本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 值较低及其随后在土壤中的 N 释放速率较慢有关。可以预见, 在作物生长的各个阶段, N 缓慢地从缓释肥中释放以满足作物生长所需。因此, 每当 N 释放后, 它可以比较迅速地被作物所利用, 而作物吸收 N 过程的同位素分馏作用很小^[10, 13, 23]。N 从肥料中释放后与被作物吸收的时间差非常重要, 一旦 N 释放后在土壤中逗留则会引起 N 的气态损失或淋失而引起同位素分馏作用。但是, 当普通化肥作为基肥施入土壤后, 所有的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 会比较迅速地被释放进入土壤, 而此时的 N 对作物生长来说过多, N 需在土壤中逗留比较长的时间后才能被作物吸收, 其结果是在普通化肥小区有更多的 N 在比较长的时期内可用来参与反硝化过程, 这样 N 的反硝化损失就比较大, 导致¹⁵N 富集的 N 残留在土壤中。因前人的研究已经表明 N 的损失过程会导致 N 同位素的分馏^[15]。以上结果亦表示相对于所施用的 N 来说, 缓释肥中的 N 素损失比较少, 并且其在土壤中的循环转化速率可能比普通化肥低。另外, 无机 N 肥缓释肥和普通化肥本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 值分别为 0.1 和 0.7 (表 1), 与空气比较接近, 因为化学肥料是从空气 N_2 ($\delta^{15}\text{N}=0$) 转化而来。总之, 在 NARC 的缓释肥小区, 其比较低的土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值主要是由于 N 的释放和吸收在时间上的比较一致性所致。

在 NARI, 牛粪堆肥(40)和牛粪堆肥(20)处理的 0~20 cm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值较大, 平均值分别为 10.4 和 10.3 (图 2)。因为牛粪堆肥本身的 $\delta^{15}\text{N}$ 值较大, 达 19.1, 并且在 NARI 已经连续施用了 12 年。当不考虑森林土壤时, 0~50 cm 的每一土层的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均随土壤含 N 量的增加而增加, 而土壤含 N 量又与施肥量成正比。

尽管 NARC 的对照土壤和 NARI 的森林土壤均长期没有施肥, 但森林土壤的 0~20 cm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值比对照土壤高 2 个 δ 单位多, 当土壤深度大于 20 cm 时, 其值高 0.9~1.9 个 δ 单位。大白菜属于浅根作物, 本身不能固定空气中的 N_2 , 因此它吸收地表水和降水中 N 的可能性比根系分布较深的树木(比如杉树)的可能性要大。与土壤相比, 地表水中¹⁵N 相对贫乏, 因为地表水的来源, 即雨水的 $\delta^{15}\text{N}$ 值较低, 而根系分布较深的树木吸收矿化 N(尤其是深层土壤的矿化 N)后会导致其相对比较高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值^[12]。在对照小区, 每季收获后作物的地上部分均移走, 而从残余有机质分解矿化来的 N 可能均被下季的 N 缺乏作物完全吸收, 因此对照小区土表的有机质大部分为新分解的作物残留物, 再加上对照小区 N 的损失可能很小(完全被作物吸收), 这就是导致土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 值低的主要原因。相反, 对 NARI 的森林土壤来说, 大量有机质(枯枝落叶分解)聚积在土表(图 1)。当¹⁵N 贫乏的无机 N 通过分解矿化释放到土壤溶液或者被作物吸收或者释放到大气而损失后, 残留的有机颗粒逐渐变小并且逐渐富集¹⁵N^[24]。经过比较长的时段后, 这些¹⁵N 富集的有机小颗粒会逐渐向土壤深层迁移^[21]。

2.3 土壤溶液¹⁵N 自然丰度

土壤剖面 0~100 cm 收集的土壤溶液中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值结果表示, 猪粪堆肥小区的 $\delta^{15}\text{N}$ 值比其它处理几

乎高10个 δ 单位,比相应的土壤中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值高4个 δ 单位,但比所施的猪粪堆肥本身低约2个 δ 单位(表3),表示从猪粪堆肥分解来的N已经向土壤深层迁移。根据同位素稀释原理,Selles和Karamanous^[25]提出一公式用来估计土壤溶液N占所施堆肥分解出来N的百分比:

$$\% \text{Ndf} = [\delta^{15}\text{N}_{(\text{处理})} - \delta^{15}\text{N}_{(\text{对照})}] / [\delta^{15}\text{N}_{(\text{堆肥源})} - \delta^{15}\text{N}_{(\text{对照})}] \times 100$$

上式%Ndf为从所施堆肥分解出来N的百分比。计算结果表明,在NARC,猪粪堆肥处理的100cm深处收集的土壤溶液中N大约有82.1%为从所施的堆肥分解而来。当然,如果发生了反硝化,该值将小于82.1%。

表3 NARC不同深度土壤溶液中 NO_3^- -N浓度及其 ^{15}N 自然丰度

Table 3 Concentration of NO_3^- -N and values of $\delta^{15}\text{N}$ in soil solution collected in different depths at NARC

处理 Treatment	土壤深度 Soil depth (cm)	NO_3^- -N 浓度 Concentration of NO_3^- -N (mg L^{-1})	$\delta^{15}\text{N}$ (%)
猪粪堆肥	100	24.6 \pm 3.4	12.1 \pm 0.4
缓释肥	100	27.8 \pm 11.8	1.3 \pm 0.2
普通化肥	100	40.8 \pm 8.9	2.2 \pm 0.6
	200	46.5 \pm 7.5	-0.7 \pm 0.6
	250	9.6 \pm 4.0	-0.5
	300	3.8 \pm 0.6	8.9
	350	3.2 \pm 0.1	7.6
	400	3.2 \pm 0.0	7.6
	430	3.5 \pm 0.6	9.1 \pm 0.6
361	3.9 \pm 1.0	6.8 \pm 0.6	
对照	100	5.4 \pm 1.6	2.0 \pm 0.7

注:所有数值表示平均值 \pm 标准差;没有标出标准差的结果是因为有的小区溶液太少,不足以测定 $\delta^{15}\text{N}$ 值。-:采样日地下水位深

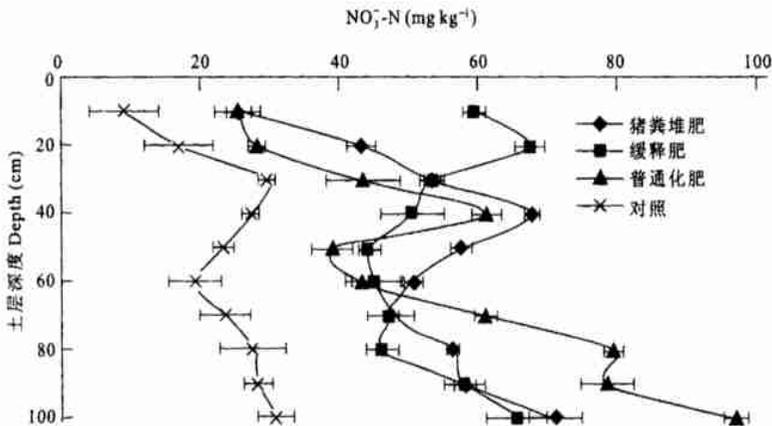


图3 NARC土壤剖面KCl提取的 NO_3^- -N浓度

Fig. 3 Distribution of KCl-extractable NO_3^- -N concentration at NARC

相反, 缓释肥、普通化肥及对照小区在土壤剖面 100 cm 处收集的土壤溶液中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均远远低于相对应的土壤中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值(图 2, 表 3), 表明¹⁵N 相对贫乏的 NO_3^- -N 在缓释肥和普通化肥小区已经从土表淋失到土壤深层, 而在对照小区则可能发生低 $\delta^{15}\text{N}$ 值的矿化 N 或降雨中 N 淋失到土壤深层。表 3 同样表示了缓释肥和普通化肥小区 100 cm 深度土壤溶液中的 NO_3^- -N 远远高于对照小区; 并且所有施肥处理的 KCl 提取 NO_3^- -N 浓度在每一土层均远远高于对照处理(图 3), 证实了我们以上的推测。普通化肥小区的 NO_3^- -N 浓度随着土壤深度迅速增加并在 100 cm 达最大值, 达 97.1 mg kg^{-1} 土, 这是因为当化学肥料进入土壤后, NO_3^- -N 在普通化肥小区比在缓释肥小区更容易产生, 因而普通化肥小区可能有更多的 NO_3^- -N 进入更深层土壤。所以普通化肥小区 100 cm 深度土壤溶液中 $\delta^{15}\text{N}$ 值比相对应的缓释肥小区高的原因可能与普通化肥小区深层土壤溶液中的反硝化引起的同位素分馏作用有关。

$\delta^{15}\text{N}$ 值在普通化肥小区的垂直分布表明土壤剖面 200 cm 左右土壤溶液中 $\delta^{15}\text{N}$ 值最低, 均小于 0(表 3), 反应了¹⁵N 相对贫乏的 NO_3^- -N 淋失到该土层并且聚积在该土层而反硝化、淋失等损失比较少, 这与 200 cm 深土壤溶液中高浓度的 NO_3^- -N (46.5 mg L^{-1}) 相一致; 剖面大于 300 cm 深的土壤溶液 $\delta^{15}\text{N}$ 值突然大幅增至 8 左右, 表明该土层的 NO_3^- -N 可能产生了与反硝化有关的同位素分馏作用。1994 年 4 月至 2001 年 4 月监测的地下水动态变化结果显示该地的地下水位在 120~400 cm 之间变动(具体数据未在此列出), 出现频率最高的为 300 cm 左右, 这与以上所提的 300 cm 深的土壤溶液 $\delta^{15}\text{N}$ 值突然大幅增加与反硝化有关的结论相一致。

3 小 结

长期施用家禽废弃物堆肥使 0~20 cm 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值升高。在 NARC, 100 cm 深度土壤溶液中 $\delta^{15}\text{N}$ 值在猪粪堆肥处理和其它处理间的差别比 0~20 cm 土壤中 $\delta^{15}\text{N}$ 值的差别更为明显; 缓释肥小区的 $\delta^{15}\text{N}$ 值无论是在 0~20 cm 的土壤中还是 100 cm 深处的土壤溶液中, 其值均为所有处理中最低。以上结果显示, 一旦我们知道火山灰土表层土壤或土壤溶液中的 $\delta^{15}\text{N}$ 值, 该值可能有助于我们定性地分析火山灰土中有机或无机 N 污染的来源; 缓释肥小区的最低 $\delta^{15}\text{N}$ 值或许是我们评估比较肥料之间 N 损失的一种简易而有应用前景的方法。当然为获得更加详细的和定量解释肥料源-库之间的关系, 进一步的研究十分必要。

致 谢 本研究的试验部分为本文第一作者在日本做博士后工作期间完成, 感谢日本中央农业综合研究中心土壤肥料部的前田守弘博士及其他科研人员的帮助。

参考文献

- Greenwood D J. Production or productivity: The nitrate problem? *Ann. Appl. Biol.*, 1990, 117: 209~231
- Harada Y, Haga K, Osada T, et al. Quality of compost produced from animal wastes. *JARQ*, 1993, 26: 238~246
- Berti W R, Jacobs L W. Chemistry and phototoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25: 1 025~1 032
- Bergstöm L M F, Kirchmann H. Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *J. Environ. Qual.*, 1999, 28: 1 283~1 290
- Wada K. *Ando Soils in Japan*. Fukuoka-shi: Kyushu University Press, 1986
- 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 27~34
- 邢光熹. 同位素自然丰度变异及其在环境污染研究中的应用. 原子能农业译丛, 1981, 2: 1~6
- Evans R D, Ehleringer J R. A break in the nitrogen cycle in aridlands? Evidence from $\delta^{15}\text{N}$ of soils. *Oecologia*, 1993, 94: 314~317
- Gu B, Alexander V. Estimation of N_2 fixation based on differences in the natural abundance of ^{15}N among freshwater N_2 -fixing and non- N_2 -fixing algae. *Oecologia*, 1993, 96: 43~48
- Piccolo M C, Neill C, Cerri C C. Natural abundance of ^{15}N in soils along forest-to-pasture chronosequences in the western Brazilian Amazon Basin. *Oecologia*, 1994, 99: 112~117
- Nadelhoffer K J, Fry B. Nitrogen isotope studies in forest ecosystems. In: Lajtha K, Michener R H. eds. *Stable Isotopes in*

- Ecology and Environmental Science. Oxford: Blackwell Scientific Publ., 1994. 22~ 44
12. Nadelhoffer K, Shaver G, Fry B. ^{15}N natural abundance and N use by tundra plants. *Oecologia*, 1996, 107: 386~ 394
 13. Sutherland R A, Kessel C V, Farrell R E. Landscape-scale variations in plant and soil nitrogen-15 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1993, 57: 169~ 178
 14. Farrell R E, Sandercock P J, Pennoek D J. Landscape scale variations in leached nitrate: Relationship to denitrification and natural nitrogen-15 abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1996, 60: 1410~ 1415
 15. Koba K, Tokuchi N, Yoshioka T. Natural abundance of nitrogen-15 in a forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1998, 62: 778~ 781
 16. Picolo M C, Neill C, Melillo J M. ^{15}N natural abundance in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon Basin. *Plant Soil*, 1996, 182: 249~ 258
 17. Thomthwaite C W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 1948, 38: 55~ 94
 18. Rowell D L. *Soil Science: Methods and Applications*. UK: Longman Group, 1994
 19. Eshetu Z, Högberg P. Effects of land use on ^{15}N natural abundance of soils in Ethiopian highlands. *Plant Soil*, 2000, 222: 109~ 117
 20. Kohzu A, Yoshioka Y, Ando T. Natural ^{13}C and ^{15}N abundance of field-collected fungi and their ecological implications. *New Phytol.*, 1999, 144: 323~ 330
 21. Nadelhoffer K J, Fry B. Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundance in forest soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1988, 52: 1633~ 1640
 22. Yoneyama T, Kouno K, Yazaki J. Variation of natural ^{15}N abundance of crops and soils in Japan with special reference to the effect of soil conditions and fertilizer application. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1990, 36: 667~ 675
 23. Karamanos R E, Rennie D A. Variations in natural nitrogen-15 abundance as an aid in tracing fertilizer nitrogen transformation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, 44: 57~ 62
 24. Legard S F, Freney J R, Simpson J R. Variations in natural enrichment of ^{15}N in the profiles of some Australian pasture soils. *Aust. J. Soil Res.*, 1984, 22: 155~ 164
 25. Selles F, Karamanos R E. Variations in natural nitrogen-15 abundance as an aid in manure-nitrogen studies. *J. Environ. Qual.*, 1986, 15: 24~ 30

NATURAL ^{15}N ABUNDANCE IN SOIL AFFECTED BY LONG-TERM APPLICATION OF ANIMAL WASTES

Zhao Bing-zi Zhang Jia-bao

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Summary

Two field experiments were conducted on Andisols in Japan to evaluate changes in natural ^{15}N abundance in the soil profile and to estimate whether the values of $\delta^{15}\text{N}$ can be used as an indicator of fertilizer sources or fertilizer fate. The 6 year experiment at the National Agricultural Research Center (NARC) consisted of the following treatments: swine compost (COMPOST), slow-release nitrogen fertilizer (SRNF), readily available nitrogen fertilizer (RANF), and no fertilization (CONTROL). Experimental plots at the Nippon Agricultural Research Institute (NARI) received cattle compost at different rates for 12 years; a forest soil at this site was sampled for comparison. Swine compost greatly changed $\delta^{15}\text{N}$ distribution pattern in the soil profile, with the highest $\delta^{15}\text{N}$ values occurring in the top 20-cm layer of the COMPOST plot, decreasing in the sequence of CONTROL \geq RANF $>$ SRNF, mainly due to relatively high $\delta^{15}\text{N}$ value of swine compost and its subsequent decomposition. In contrast, SRNF resulted in the lowest $\delta^{15}\text{N}$

values in soil, indicating small nitrogen losses relative to input and low nitrogen release rates. Values of $\delta^{15}\text{N}$ increased with compost application rates at NARI, and, for the unfertilized soil, the values of the FOREST plot at NARI were 1~ 2 δ units larger than the CONTROL plot at NARC. In leachate collected at 100 cm depth, $\delta^{15}\text{N}$ values decreased in the sequence of COMPOST > RANF \geq CONTROL > SRNF. The lowest $\delta^{15}\text{N}$ values of leachate of RANF plot was observed in the depth of 200~ 250 cm. These results indicated that $\delta^{15}\text{N}$ values in upper soil or leachate may help us infer pollution sources of organic or inorganic nitrogen qualitatively in Andisols.

Key words Andisols, Animal (swine, cattle) wastes, Natural ¹⁵N abundance

欢迎订阅 2003 年《中国农业资源环境文摘》 原名《中国农业文摘—土壤肥料》

《中国农业文摘—土壤肥料》于 1985 年创刊,收录了全国 200 余种农业科技期刊中关于土壤学、肥料学、植物营养学和生态环境科学方面的文献,是本专业核心期刊评价的指标刊物,也是我国本学科惟一种文献检索刊物。

为适应新形势下科研工作与农业生产的要求,《中国农业文摘—土壤肥料》于 2003 年起更名为《中国农业资源环境文摘》,刊物性质与发行范围不变。《中国农业资源环境文摘》的报道内容包含原来《中国农业文摘—土壤肥料》所报道的土壤调查、土壤分类学、土壤物理、土壤化学、土壤生物学、土壤肥力、土壤耕作学、土壤改良、水土保持、化学肥料、有机肥料、农业化学分析等的报道范围,同时增添并侧重报道生态农业、环境科学、资源可持续利用以及学科之间交叉领域的新理论、新技术和新方法,使交叉领域内容新颖的文献及时报道出来,为广大土壤科学、资源与环境科学的科技工作者服务,促进学术交流,推动学科发展。

本刊仍为双月刊,国内统一刊号: CN 11-4920/S,国际标准刊号: ISSN 1672-0849,16 开。邮发代号: 18-124。每期定价 10.00 元,全年定价 60.00 元。公开发行,全国邮局均可订阅。如错过订期,可直接向编辑部订阅。编辑部地址:北京市中关村南大街 12 号中国农业科学院科技文献信息中心,邮政编码: 100081。编辑部电话:010-68919886 转 2313 或 2312。E-mail: giosy@mail.caas.net.cn。

《中国农业资源环境文摘》编辑部