

菜地土氮素的主要转化过程及其损失

金雪霞^{1,2} 范晓晖^{1*} 蔡贵信¹

(1 中国科学院南京土壤研究所 南京 210008; 2 南京农业大学资源与环境学院 南京 210095)

摘要 本文结合国内外文献资料,介绍了土壤 N 素的矿化、硝化和反硝化作用这 3 个主要转化过程及其氨挥发、反硝化损失和淋洗损失这 3 个损失途径,其主要目的是探讨菜地土壤 N 素转化过程和损失途径与粮田土壤的差异。

关键词 菜地; 粮田; 氮素转化; 氮肥损失

中图分类号 S155.4; X131

氮是农作物生长发育过程中重要的营养元素之一, N 在蔬菜的产量和质量形成中起着主导性的作用。N 肥在促进迅速发展我国农业生产中起着重要作用,为满足日益增长的人口对食物的需求,增加 N 肥的投入是不可缺少的。据估算,1994~1998 年 5 年中我国农业中的作物收获 N 量为 8111 万 t,其中 3682 万 t 来自化肥 N,占作物吸 N 量的 45.4%^[1]。但化肥 N 的利用率低,农田生态系统中 N 素损失严重,水田 N 肥损失一般为 30%~70%,旱田 N 肥损失一般为 20%~50%^[2]。N 素损失不仅造成肥料 N 的大量浪费,造成经济上的损失,而且也影响环境质量。

随着我国人口的增加及人们生活水平的提高,对优质蔬菜的市场需求量也越来越大,促进了农业区域结构、产业结构、产品结构进一步调整。因此,蔬菜的生产规模和种植面积在不断扩大。近年来,由于城市建房和工业、交通的需要,占用了许多老菜地,因而城市近、远郊的一些粮地逐步改为菜地。据统计,2001 年全国蔬菜(含菜用瓜)种植面积为 1633.9 万 hm²,占我国农作物总播种面积的 10.5%^[3]。

菜地土壤是耕作土壤中肥力和经济产出较高的土壤。菜地土壤与粮田土壤相比,土壤肥力有明显提高。蔬菜生长周期短,产出量大,肥料施用量和灌溉量都比较高,且次数多,故菜地土壤养分含量尤其是土壤全 N 和 NO₃⁻-N 含量比粮作土壤高。因此,菜地土 N 素的转化过程可能与粮田土不完全相同,造成的 N 素损失也可能不同。此外,由于蔬菜作物具有根系浅和喜高肥水等营养特性,在蔬菜施

肥的过程中也可能会遇到施肥对环境的影响问题。并且在实际生产中,菜农在高产出、高收益刺激下,有时过量投入化肥(尤其是 N 肥)。在一些地区, N 肥用量已高达 3000 kg/hm²,超过作物实际需求量的数倍。从而导致了蔬菜作物 N 素营养失调,硝酸盐和亚硝酸盐严重超标、品质下降、风味欠佳,Wang 等^[4]认为土壤 N 肥的增加是蔬菜硝酸盐含量增加的主要原因。同时引起菜田土壤性状恶化、地下水富营养化且被严重污染等环境问题。

本文主要就土壤 N 素的矿化、硝化和反硝化作用及氨挥发、反硝化损失和淋洗损失进行综述,其主要目的是探讨菜地土壤 N 素转化过程和损失途径与粮田土壤的差异,这对菜地合理施用 N 肥,保护菜地生态环境有着重要的意义。

1 土壤氮素的主要转化过程

无论种植哪种作物,土壤中 N 素的转化与肥料 N 的利用、保持和损失之间有密切的关系, N 素转化作用直接影响着作物的 N 素营养和 N 素在土壤-植物系统中的损失。土壤 N 素的主要转化过程及其损失途径如图 1 所示。从图 1 中可看出,土壤 N 素的转化过程主要有矿化作用、生物固持作用、铵-氨平衡、铵的黏土矿物固定-释放、硝化作用和反硝化作用等;其损失途径主要有氨挥发、反硝化损失和淋洗损失等。本节主要简述土壤 N 素矿化、硝化和反硝化作用。

1.1 N 素矿化作用及其影响因素

1.1.1 N 素矿化作用 N 素矿化作用是指土壤有

①国家自然科学基金项目(40171048)资助。

* 通讯作者

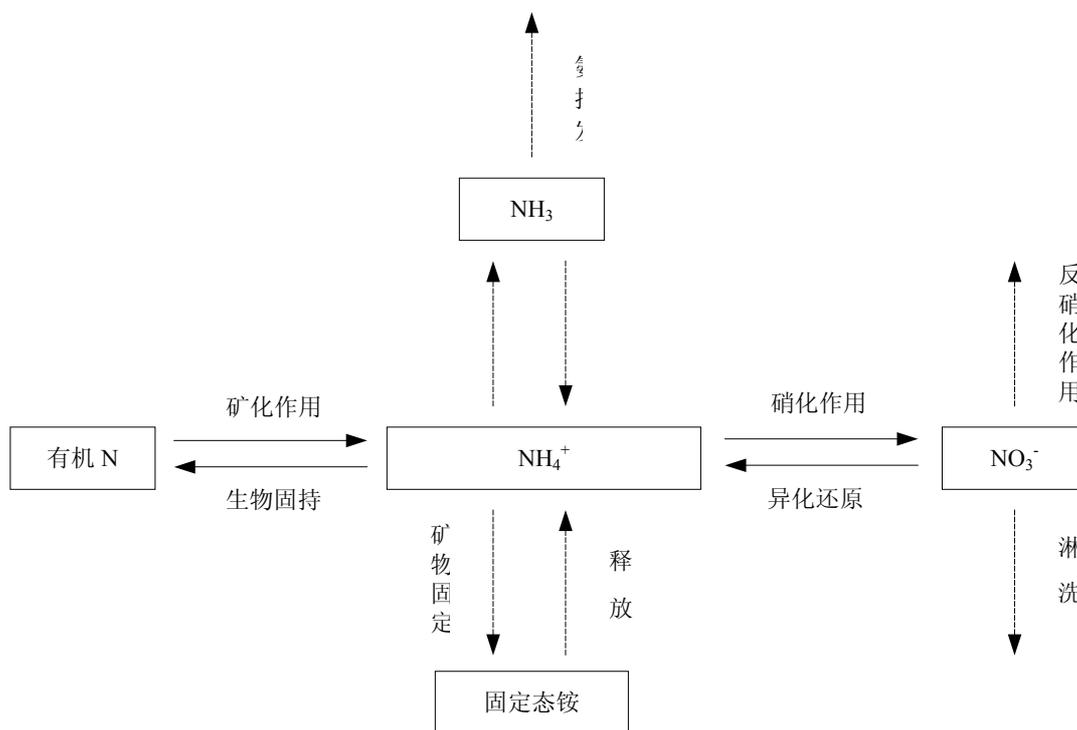


图 1 土壤 N 素内循环示意图

Fig. 1 Sketch map of internal cycle of soil nitrogen

机态 N 经土壤微生物的分解形成铵或氨的作用。土壤 N 素矿化是与土壤对作物 N 素供应的研究紧密相联的。作物在生长期，土壤能为作物提供的可利用的有效 N 量主要是起始矿质 N 和可矿化 N 量。

可矿化 N 主要来自土壤有机 N 的矿化，在南方旱地土壤上，土壤的矿化 N 量为 N 9.26 mg/kg，占土壤全 N 量的 1.89%^[5]。而在北方旱地作物生长期，有时竟有 10% 左右的有机 N 矿化被作物吸收利用^[6]。刘晓宏和郝明德^[7]的矿化培养试验表明，豌豆-小麦-玉米轮作 4 年土壤的矿化 N 量为 N 11.5 ~ 40.1 mg/kg；红豆草-小麦轮作 3 年土壤的矿化 N 量为 N 14.0 ~ 54.2 mg/kg；玉米连作土壤的矿化 N 量为 N 14.2 ~ 59.4 mg/kg。那么只种植蔬菜的土壤 N 素矿化作用又是怎样的呢？Hills 等^[8]得出番茄从肥料中仅获得 30% ~ 40% 的 N 量。Henry^[9]研究表明番茄地 0 ~ 30 cm 土壤矿化 N 量 > 112 kg/hm²。陈清等^[10]得出，0 ~ 60 cm 土壤矿化 N 量为 N 81 kg/hm²，在胡萝卜生长期 0 ~ 60 cm 土壤的 N 素矿化量为 N 58 kg/hm²。李俊良等^[11]假定不施 N 处理的 N 素表现损失为 0，计算出大白菜生长季土壤 N 的表现矿化量为 N 193 kg/hm²，占未施肥区作物吸

N 量的 79%。由以上结果看，与旱作粮田土相比，菜地土的矿化作用似乎强些。金雪霞等^[12]得出结论，与相同类型水稻土相比，菜地土矿化作用相对较弱。

1.1.2 影响因素 土壤矿化 N 量既取决于有机质和全 N 的含量，也取决于其中可矿化部分所占的比例。全 N 和有机质虽然反映了可矿化 N 的库容，但不能反映植物生长期或培养期内土壤能够矿化的比例。有数据表明，旱地土壤矿化势与全 N 达到极显著相关，与碱解 N 也达到显著相关。旱地土壤矿化 N 量与全 N、有机质密切相关。Sun 等^[13]研究得出土壤起始矿化率与 C/N 比呈负相关。

温度影响 N 素的矿化作用。旱地土壤在 20 °C 下培养所求得的矿化势低于在 35 °C 下培养所求得的矿化势。Cabrera 和 Kissel^[14]认为在 35 °C 下培养所得的矿化势，过高地估计了田间 N 素的实际矿化量。Hadas 等^[15]指出，田间实际矿化 N 量比计算值低 13% ~ 26%。

水分含量是土壤 N 素矿化速率的重要影响因素。随着水分含量的增加，旱地土 N 素的矿化作用也增加，在水吸力为 3.3×10^4 Pa（相当于田间持水量）时，矿化速率达最大。土壤在厌氧条件的矿化

N 量低于好气条件,有的土壤全 N 含量很低,其矿化 N 量在淹水时甚至出现负值。

1.2 N 素硝化作用及其影响因素

1.2.1 N 素硝化作用

N 素硝化作用是指在好氧区域中微生物将铵氧化为硝酸或亚硝酸的过程($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$)。在一般土壤中,由于亚硝酸盐的含量极微,土壤硝化作用的主要产物是硝酸盐。肥料 N 施入土壤后,除部分被作物吸收和土壤固定外,其余大部分经过硝化作用转化成 NO_3^- -N。大多数土壤中,进行硝化作用的主要是自养微生物。自养硝化细菌以 CO_2 为 C 源,从 NH_4^+ 的氧化过程中获得能量。

土壤硝化作用受多种因素的影响,如土壤本身的物理、化学性质,土壤 pH,土壤水分含量等因素,因此其硝化作用的变异也很大。范晓晖和朱兆良^[16]对 3 种土壤的培养试验表明,小麦地、水稻田和花生地土壤培养 28 天时,其土壤硝化率分别为 54.4%~100%, 0~77.4%, 0.7%~4.8%。Garrido 等^[17]对 20 多年的小麦-油菜-玉米轮作体系的 5 种土壤进行室内好气培养,9 天期间的土壤硝化速率为 $\text{N } 0 \sim 44 \text{ mg} / (\text{kg 土} \cdot \text{d})$ 。

1.2.2 影响因素

当 NH_4^+ -N 浓度不是硝化速率的限制因子时,最大硝化速率依赖于土壤性质。土壤硝化作用与土壤物理、化学性质的关系,结论很不一致,Anderson^[18]认为不同土壤间硝化作用的差异与土壤类型、全 N 及阳离子交换量没有相关性。而张树兰等^[19]对不同旱作土壤剖面各层次 NO_3^- -N 最大回收量与其主要物理、化学性质相关性的统计结果表明:土壤硝化作用与土壤矿质 N、全 P 及速效 K 呈显著正相关;与阳离子代换量、物理性黏粒呈极显著负相关。并认为土壤的肥沃程度及质地是影响硝化作用的重要因素。如陕北黑垆土和黄绵土,关中红油土和黑油土,陕南水稻土和黄泥土,这 6 种土壤硝化作用的最大速率分别为 $\text{N } 16.6、15.1、13.0、14.0、8.55、2.70 \text{ mg} / (\text{kg 土} \cdot \text{d})$ 。

土壤 pH 是影响硝化作用的重要因素之一。自养硝化作用在 pH 5.5~6.0 的土壤中进行得较慢,在 pH 4.5~5.5 的土壤中进行得非常缓慢,而在 pH 4.5 以下时,基本上停止。当旱作土壤 pH 从 4.7 增高到 6.5 时,硝化速率可增加 3~5 倍。范晓晖和朱兆良^[16]研究表明,3 种农田土壤(0~100 cm)剖面中各层土壤的硝化势与土壤 pH 值呈极显著的正相关($r = 0.750$)。

在一定水分含量范围内,硝化速率随水分含量增加而增加,旱作土壤硝化作用在非常低的水压下就能进行,与水压呈显著指数关系($R^2 = 0.87 \sim 0.99$)^[17]。当水分的增加使氧的供应受到限制时,硝化速率开始下降。理论计算与实验室和田间试验都表明,在 50%~60% WFPS (Water-Filled Pore Space) 时,硝化速率最大。不仅如此,土壤含水量还影响到反应底物 NH_4^+ -N 的传输速度。在含水量低时,虽然通气性好,氧气供应充足,但因传输速度慢,因而硝化速率较低。但是,在水分含量高时,反应底物的传输速率虽然较快,但因通气性差、氧气供应不足,硝化作用也将受阻。

1.3 N 素反硝化作用及其影响因素

1.3.1 N 素反硝化作用

N 素反硝化作用包括生物反硝化作用和化学反硝化作用。生物反硝化作用是在厌氧区域中微生物用硝酸或亚硝酸作为电子受体进行呼吸,从而将底物(NO_3^- 和 NO_2^-)还原成气体 NO , N_2O 和 N_2 的过程($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$)。化学反硝化过程是指 NO_3^- 还原产生的 NO_2^- 的化学分解作用,其产物为 N_2 和氮氧化物,这个过程不是由微生物作用的。

1.3.2 影响因素

土壤通气状况由水分含量、氧气在土壤中扩散的难易程度以及微生物和根系对氧气消耗的多寡所决定的。增加土壤水分含量将减少土壤的通气性,导致氧气的供应减少和土壤还原性增加,从而促进土壤反硝化作用。根系对水分的吸收和土表水分的蒸发,降低了表层土壤的水分含量,增大了充气空间,增加了氧气含量,这不利于反硝化作用进行。在温度、湿度相同的条件下,通气状况强烈影响土壤反硝化作用的进行,嫌气条件下反硝化作用强于好气状况。

NH_4^+ -N 呈还原态,易被土壤胶体吸附和固定; NO_3^- -N 呈氧化态,存在于土壤溶液中,易到达根系表面或被淋失。硝酸盐是反硝化的底物,数量多少直接关系到反硝化产物的多少。高浓度 NH_4^+ 既抑制亚硝酸菌,也抑制硝酸菌,后者更敏感。而 NH_4^+ 的氧化往往比由矿化作用产生 NH_4^+ 的速率快得多,如果此时氧气的供应受到抑制, NO_2^- 不能被彻底氧化成 NO_3^- ,就会促进反硝化作用。

pH 对反硝化作用的影响较复杂,土壤 pH 不仅影响反硝化速率,而且也影响气态产物的分配比例,在 pH 6.0 以下时,氮氧化物还原酶受到抑制,反硝化速率随 pH 下降而降低,但由于 N_2O 还原酶较其

他氮氧化物还原酶对低 pH 更敏感, 因此 N_2O/N_2 比例增加, pH 降至 5.2 时, N_2O 变成主要产物。pH 对 N_2O 排放速率的影响达到极显著水平 ($Y(N_2O) = 7.7322x - 13.097$, $R^2 = 0.9642$, $p < 0.01$)^[20]。

反硝化微生物需要有机物质作为电子供体和细胞能源, 因此, 土壤中有有机物质的生物有效性直接影响到土壤反硝化速率。土壤中易分解有机物质含量高还会间接地促进土壤反硝化作用, 因为易分解有机物质的分解消耗了土壤中的氧, 从而促进了土壤中厌氧环境的形成。Stanford^[21]早在 1975 年就报道, 30 种土壤的反硝化势与土壤有机 C 含量呈显著正相关。

土壤水分含量是影响反硝化速率的主要因子。因此, 在没有其他限制因子存在时, 降雨和灌溉通常将提高反硝化速率。菜地土反硝化速率为 $N\ 0.024 \sim 1.92\ kg/(hm^2 \cdot d)$, 下雨后速率出现峰值, 为 $N\ 3.60\ kg/(hm^2 \cdot d)$ ^[22]。然而, 也可能存在一个水分阈值, 大于此值, 反硝化速率随水分含量的增加而急剧上升; 低于此值, 则水分含量与反硝化速率关系不大。但是, 这个阈值因土壤质地而异, 黏土的阈值高于砂土。de Klein 和 van Logtestijn^[23]发现, 对于砂土、壤土和泥炭土, 其阈值分别为 30%, 40% 和 55% (体积含水量)。进一步研究发现, 尽管阈值随土壤质地而异, 但如以土壤水吸力表示, 则都在 pF 值 (相当于土壤吸力的水柱高度厘米数的对数值) 为 2 或田间持水量左右。

2 土壤氮肥的损失途径

菜地土的 N 总损失方面, 与稻田和旱作粮田相比, 差异很大。李俊良等^[11]研究结果表明, 在施尿素 N 量为 $N\ 90 \sim 450\ kg/hm^2$ 的大白菜土壤中, 其 N 肥的表观损失率 (N 素表观损失/N 肥用量 $\times 100\%$) 为 60%~75%。李俊良等^[24]研究得出, 施入番茄地土壤中的肥料 N 的总损失率达 67.2%~94.7%。

N 素的损失途径主要有氨挥发、反硝化损失和淋洗损失等。它们之间既有区别, 又有密切联系。Freney 等^[25]研究了菲律宾具有不同特点的 4 个实验点的 N 肥损失, 其结果表明, 尿素施入淹水稻田后 10 天的氨挥发损失占施入 N 量的 10%~56%; 而反硝化损失变化很大, 占 3%~50%, 并与氨挥发相互消长。目前关于菜地土 N 肥损失途径的研究主要是反硝化和淋洗损失方面, 而对其氨挥发的报道相对较少。

2.1 氨挥发及其影响因素

氨挥发损失是氨自土表 (旱作) 或水面 (水稻田) 逸散至大气所造成的 N 素损失 (NH_4^+ (代换性) $\rightarrow NH_4^+$ (液相) $\rightarrow NH_3$ (液相) $\rightarrow NH_3$ (气相) $\rightarrow NH_3$ (大气))。土壤 pH 是影响氨挥发损失的主要因子, 较高的 pH 值有利于水溶态 NH_3 的形成, 更易发生 NH_3 毒害。酸性至中性条件下 H^+ 浓度较高, 会降低水溶性 NH_3 的产生, 提高 NH_4^+ 的浓度。也就是说, 随着土壤 pH 的升高, 氨挥发潜力也随之增大。在低 pH ($pH < 6$) 下, 若施肥后土壤 pH 还是低于 6 的话, 土壤氨挥发潜力较弱; 高 pH 的土壤则不同。宋勇生^[26]对太湖地区稻麦轮作系统中化肥 N 的氨挥发损失进行了研究 (耕层土壤 pH 7.15), 得出水稻生长期 N 肥总损失在 30.4%~54.4% 之间, 而氨挥发损失占 25.4%~33.3%; 小麦生长期 N 肥的氨挥发损失占 14.8%~19.2%。奚振邦等^[27]研究得出, 小麦改种甘蓝 1 季时, 土壤 pH 为 7.9, 其尿素的氨挥发量为 11.1%~17.4%。总的看来, 与一般粮田土相比, 关于菜地土氨挥发损失的研究还是较少的。由于菜地土有着酸化的趋势, 故可认为菜地土氨挥发潜力低于粮田土。

2.2 N_2O 排放和反硝化损失及其影响因素

2.2.1 N_2O 排放和反硝化损失 土壤排放的 N_2O 是大气中 N_2O 的主要来源。土壤中的硝化作用和反硝化作用等生物过程是 N_2O 产生的主要过程。有关菜地土反硝化气态损失, 国内外的研究结果不一, Ryden 等^[28]研究得出芹菜地 123 天总计反硝化损失量为 $N\ 51.2\ kg/hm^2$, 占加入肥料 N 的 15.3%; N_2O 损失量为反硝化总量的 12%~18%。Ryden 和 Lund^[22]测定得出每年蔬菜地 (生菜-芹菜-椰菜轮作体系) 土壤反硝化损失的 N 量为 $N\ 95 \sim 233\ kg/hm^2$, 占加入 N 量的 14%~52%。而 Bertelsen 和 Jensen^[29]得出豌豆地反硝化 N 损失量每年仅为 $N\ 1 \sim 12\ kg/hm^2$, 占加入 N 量的 7.1%。梁东丽等^[30]得出 30 年菜地土 (前茬作物为大白菜, 后休闲) N_2O 逸出量占肥料 N 总用量的 0.15%~0.66%, 来自肥料逸出量占土壤 N_2O 总逸出量的 39.8%~70.3%。

与稻田和旱作粮田相比, 蔬菜地比粮田排放更多的 N_2O 。Bouwman^[31]的资料表明, 施尿素 ($N\ 300\ kg/(hm^2 \cdot a)$) 水稻田 N_2O 逸出量只占肥料 N 总用量的 0.1%。宋文质等^[32]在 1991~1993 年间用封闭罩测定了旱田土壤 N_2O 的排放量, 得出对照田、施尿素田 ($N\ 300\ kg / (hm^2 \cdot a)$) N_2O 的排放量分别是 N

(1.03 ± 0.4) $\text{kg} / (\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 、(1.91 ± 0.6) $\text{kg} / (\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ， N_2O 逸出量占肥料 N 总用量的 0.29%~0.35%。而黄国宏等^[33] 研究得出大豆田中施 N 不多 (N 35 $\text{kg} / (\text{hm}^2 \cdot \text{a})$)，但 N_2O 排放量却较多，占施 N 量的 4.8%；玉米田 N_2O 排放量仅占施 N 量的 1.3%。其他试验研究得出相似的结论，种植菠菜没有施肥，使土壤 N_2O 的平均释放通量比裸地（也未施肥）提高了 5 倍，而小麦田尽管施肥较多，其 N_2O 的平均释放通量也仅为未施肥菠菜田的 2 倍。种植豆科作物对土壤 N_2O 的释放起较大的促进作用。大豆田仅施少量的底肥（施肥量为小麦地的 13%），其 N_2O 的平均释放通量却为小麦地的 5.8 倍^[34]。

2.2.2 影响因素 由于土壤本身的复杂性及利用方式的多样性，旱田 N_2O 的主要来源是硝化过程还是反硝化过程尚难确定。有人认为，是来自于嫌气条件下的反硝化作用；另有些人认为硝化作用是主要来源，因为土壤中释放的 N_2O 多数是在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的过程中产生的。因此，影响硝化作用和反硝化作用的土壤因子都对土壤 N_2O 的排放量起着重要的作用。

(1) 土壤水分状况：水分含量是土壤硝化作用和反硝化作用的重要影响因子，自然也影响土壤 N_2O 排放和反硝化损失。由于土壤水分不仅影响 O_2 的有效性（ O_2 在水中的扩散速率是空气中的 10^{-4} 倍），进而影响土壤反硝化微生物的活性和合成，而且决定反硝化产物的运移、分布和气体种类，是影响 N_2O 通量的重要因子。当土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量达到一定值后，水分和 C 源将会转化成土壤反硝化的限制因子，在这种状态下土壤中的反硝化量与施肥量无关。梁东丽等^[35] 研究得出，旱地土壤 N_2O 通量与土壤 WFPS 呈极显著正相关 ($r = 0.903$)。徐文彬等^[36] 也得出玉米-油菜轮作田，大豆-冬小麦轮作田和休耕地（前茬作物为油菜）的 N_2O 通量与各自土壤 WFPS 呈显著相关，其相关系数 r 分别达 0.70、0.58 和 0.61。当土壤水分含量大于田间持水量时，硝化作用对 N_2O 的贡献有限，反硝化作用是 N_2O 最大的来源。其他研究者也发现 N_2O 的最大排放速率往往在水分含量为 45%~75% WFPS 时出现^[37]，这种含水量大致相当于田间持水量。颜晓元等^[39] 通过室内培养试验得出，在土壤水分含量相当于田间持水量时，土壤 N_2O 排放速率最大。但无论怎样，只有在适宜 N_2O 产生和排放的土壤水分条件下，N 肥施用及其他因素对农田 N_2O 排放的影响才

有可能显示出来。土壤含水量很低和土壤长期持续淹水都不利于硝化及反硝化细菌的生长。同时，过多的水分在土壤颗粒表面形成较厚的水膜，阻止了气体扩散， N_2O 在空气中的扩散速度是其在水中扩散速率的 10^4 倍，因此土壤在长期淹水状态下的反硝化损失量较低。

另外，也有研究者发现干湿交替能激发 N_2O 排放，即使土壤含水量的微小变化也可引起反硝化速率的迅速增加。土壤的干湿交替由于增加了死亡微生物的量以及打乱了土壤环境和有机物之间的相互作用而使得土壤有机 C 和 N 的矿化量增加，从而使干土再湿土壤的反硝化量显著高于长期湿润的土壤。与水田相比，旱地土尤其是菜地土灌溉频繁，经常出现干湿交替，因此对菜地土壤在干湿交替状态下的 N_2O 气态损失的研究更加重要。梁东丽等^[35] 研究得出由湿变干处理的 N_2O 排放通量高于由干变湿的处理。小麦-玉米轮作的土壤由干变湿时， N_2O 排放通量随土壤 WFPS 含量的增加而增加，至 100% WFPS 时达最大值；但由湿变干时， N_2O 排放通量在 70% WFPS 时达到最大，而且，其 N_2O 排放通量的绝对值也高于由干变湿时 N_2O 的最大通量。

(2) 土壤温度：温度通过影响土壤微生物的活力来影响土壤中 N_2O 的产生速度。在适宜的水分条件下和一定温度范围内， N_2O 排放量随土壤温度的上升而增加。Dorland 和 Beauchamp^[40] 的研究发现，在 $-2 \sim 25$ $^\circ\text{C}$ 的范围内，反硝化量的平方根与温度呈直线关系。黄国宏等^[33] 对大豆田和玉米田 N_2O 排放的研究发现，在冻融期间，虽然温度很低，但仍然有一定的 N_2O 从土壤中排放出来。并认为这部分 N_2O 的排放可能有两个来源。一是土壤中已产生的 N_2O 在上冻期间被封闭在土壤中，当冰雪溶化后再以浓度梯度扩散的方式被释放出来。二是来自于冻融期间土壤微生物的硝化和反硝化作用。另外也有人发现在 0 $^\circ\text{C}$ 的雪覆盖土壤中，土壤微生物并没有死亡或失去活性，仍能进行呼吸作用，这样也许会加速土壤矿化过程，为硝化和反硝化菌提供 N 源。

在旱地土壤条件下，温度是影响 N_2O 排放季节变化的关键因子，而水田则不然。但水田和旱地具有相同的日变化形式，只是后者达到极大值的时间比前者延迟 3 h^[41]。在田间情况下， N_2O 排放的日变化和季节变化可部分地通过气温的变化来解释。在稻麦轮作周期内，显著 N_2O 排放发生的频率随气温的变化呈正态分布，67% 的排放量都集中在 15~

25 °C 范围内^[41]。华北地区小麦-玉米轮作土壤的观测结果显示, N₂O 排放通量季节变化同温度呈正相关^[42]。徐文彬等^[36]认为温度对旱田土壤 N₂O 释放的刺激作用仅是短期效应, 在较短的时间尺度内, 当影响土壤 N₂O 释放的其他因子如土壤湿度、作物生长等都处于亚常状态时, 温度变化被认为是影响 N₂O 释放的唯一重要因子; 随着时间的延长, 其他因素的作用就会体现出来, 并掩盖了温度的影响效应。

(3) 土壤质地: 土壤质地影响土壤通透性和水分含量, 因而影响土壤硝化作用和反硝化作用的相对强弱及 N₂O 在土壤中的扩散速率; 土壤质地还影响土壤有机质的分解速率, 进而影响产 N₂O 微生物的基质供应。徐华等^[43]对稻田土壤 N₂O 排放通量研究得出, 砂质土壤的 N₂O 排放通量极显著大于壤质和黏质土壤, 壤质土壤的 N₂O 排放通量又显著大于黏土。对于旱作土壤来说, 重质地旱作土壤 N₂O 排放通量要高于轻质地土壤。重质地旱作土壤具有较强的保水能力, 土壤产生的 N₂O 气体也不容易向外扩散。土壤黏粒含量高, 孔隙度低的土壤, 有着通气不良的自然基础; 下渗的水分容易在这层蓄积, 进一步强化了土壤的缺氧环境。

2.3 NO₃⁻-N 残留和淋洗损失

收获后耕层土壤中的残留态 N 素, 在下一茬蔬菜生长中仍可被有效地利用, 而超出根系有效吸收范围的这部分土层中的 N 素可能会因频繁的灌溉通过进一步的淋洗渗入更深的土层中, 造成实际上的 N 素损失。小麦、玉米等禾谷类作物的根系在土壤中的分布可达 200 cm 以上, 而叶菜类、根菜类、葱蒜类、茄果类、瓜类和豆类等蔬菜的根系分别较浅, 主要集中在 0~40 cm 的表层土壤。因此, 菜地土壤中淋洗到 40 cm 以下的养分很难再被吸收, 特别是 NO₃⁻-N 又不易被土壤胶体吸附, 会不断随雨水和灌溉水淋洗至土壤深层, 污染菜区地下水。

与其他农作物相比, 大多数蔬菜都属高产作物, 有需肥量大的特性, 因此蔬菜地土壤的 NO₃⁻-N 累积量也远高于一般农田。王朝辉等^[44]调查得出, 菜地 0~200 cm 各土层的 NO₃⁻-N 残留量均高于一般农田土壤, 常年露天菜地 0~200 cm 土壤的 NO₃⁻-N 残留总量 (N 1358.8 kg/hm²) 比农田土壤 (N 245.4 kg/hm²) 高出 4.5 倍。袁新民等^[45]研究得出, 麦茬地改种芹菜 1 季后, 0~400 cm 土壤剖面的 NO₃⁻-N 累积量为 N 1261.7 kg/hm², 麦茬地为 N 831.9

kg/hm²; 尤其是 200~400 cm 芹菜地土壤的 NO₃⁻-N 累积量为 N 640.7 kg/hm², 而麦茬地的 NO₃⁻-N 累积量仅有 N 8.5 kg/hm²。李建设等^[46]调查发现大白菜收获后土壤耕层 N 残留含量高达 231 mg/kg, 远远超过小麦收获后土壤残留 N 54 mg/kg 的水平。

N 素淋洗损失主要是指 NO₃⁻-N 随水垂直向下移动至根系活动层以下而造成的 N 素损失。在江苏江宁对稻-麦轮作田的观测中, 水稻和小麦生长季中淋洗损失的 N (包括土壤及肥料来源) 分别相当于水稻和小麦施 N 量的 1.8% 和 3.4%^[47]。在太湖地区稻-麦轮作区 5 个点进行的定位观测表明, N 素淋洗损失估计为 N 2.85~3.75 kg/(hm²·a), 淋洗损失相当于年施 N 量的 3.0%^[48]。与一般农田相比, 由于菜地土壤本底肥力较高, 施肥及灌溉强度更大, 造成的 N 素淋洗损失也更严重。在一生菜试验地中, 6 个月期间 N 素淋洗损失高达 N 146 kg/hm², 反硝化损失仅为 N 25 kg/hm²^[49]。

通过淋洗损失的 N 量, 决定于土壤中 NO₃⁻-N 的含量和通过土体的渗漏水量, 后者主要决定于土壤的田间持水量、土壤含水量、以及降水或灌溉水量。标记 N 肥在旱地条件的淋洗结果表明, N 的淋洗率在 10%~40% 之间, 施肥量越高, 淋洗率越大; 淋洗 N 量与渗漏水量之间存在明显的相关关系^[50]。

3 小结

与粮田相比, 菜地土 N 素转化作用及其损失途径有以下几点差异:

- (1) 菜地土存在酸化趋势, 故其土壤硝化作用有减弱趋势。
- (2) 菜地土 pH 低, 灌水次数多, 故其氨挥发较少。
- (3) 菜地土 NO₃⁻-N 含量高, 干湿交替频繁, 故其 N₂O 排放量较高。
- (4) 蔬菜根系浅, 菜地土 NO₃⁻-N 含量高, 灌水次数多且灌溉量大, 故蔬菜地 N 淋洗损失较大。

参考文献

- 1 沈善敏. 氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失. 土壤学报, 2002, 39 (增刊): 12~25
- 2 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策. 土壤与环境, 2000, 9 (1): 1~6
- 3 中国农业年鉴编辑委员会编. 中国农业年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2002, 23: 152~176

- 4 Wang ZH, Li SX. Effects of N forms and rates on vegetable growth and nitrate accumulation. *Pedosphere*, 2003, 13 (4): 309 ~ 316
- 5 李辉信, 胡锋, 刘满强, 蔡贵信, 范晓晖. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征. *土壤*, 2000, 32 (4): 194 ~ 197
- 6 胡田田, 李生秀. 土壤供氮能力的研究 II. 几种测氮方法的测定值与作物吸氮量的关系. *干旱地区农业研究*, 1993, 11 (增刊): 62 ~ 67
- 7 刘晓宏, 郝明德. 添加无机氮磷与有机肥对土壤有机氮矿化的影响. *中国生态农业学报*, 2002, 10 (1): 54 ~ 56
- 8 Hills FJ, Broadbent FE, Lorenz OA. Fertilizer nitrogen utilization by corn, tomato or sugarbeet. *Agron. J.*, 1983, 75: 423 ~ 426
- 9 Henry GT. Petiole sap nitrate sufficiency values for fresh market tomato production. *Journal of Plant Nutrition*. 2001, 24 (6): 945 ~ 959
- 10 陈清, 张晓晟, 张宏彦, 吴建繁, 李晓林. 氮素供应对露地胡萝卜生长及其氮素利用的影响. *中国蔬菜*, 2003, (1): 4 ~ 6
- 11 李俊良, 陈新平, 李晓林, 张福锁. 大白菜氮肥施用的产量效应、品质效应和环境效应. *土壤学报*, 2003, 40 (2): 261 ~ 265
- 12 金雪霞, 范晓晖, 蔡贵信, 贺发云, 李辉信, 黄耀. 菜地土壤氮素矿化和硝化作用的特征. *土壤*, 2004, 36 (4): 382 ~ 386
- 13 Sun H, Tang Y, Zhao QG. Nitrogen mineralization of prunings of six N_2 -fixing hedgerow species in a dry valley of the Jinsha river. *Pedosphere*, 2002, 12 (1): 25 ~ 31
- 14 Cabrera ML, Kissel DE. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Sci. Am. J.*, 1988, 52: 1027 ~ 1031
- 15 Hadas A, Poigenbanm S, Feigin A, et al. Nitrogen mineralization in field at various soil depths. *J. Soil Sci.*, 1989, 40: 131 ~ 137
- 16 范晓晖, 朱兆良. 我国几种农田土壤硝化势的研究. *土壤通报*, 2002, 33 (2): 124 ~ 125
- 17 Garrido F, Hénault C, Gaillard H, Pérez S, Germon JC. N_2O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 559 ~ 575
- 18 Anderson QE. The effect of low temperatures on nitrification of ammonia in cecil sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 1960, 24: 286 ~ 289
- 19 张树兰, 杨学云, 吕殿青, 同延安. 几种土壤剖面的硝化作用及其动力学特征. *土壤学报*, 2000, 37 (3): 372 ~ 379
- 20 张秀君, 徐慧, 陈冠雄. 影响森林土壤 N_2O 排放和 CH_4 吸收的主要因素. *环境科学*, 2002, 23 (5): 8 ~ 12
- 21 Stanford G, Roger A, Vander Pol, Stanislaw Dzienia. Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 1975, 39: 284 ~ 289
- 22 Ryden JC, Lund LJ. Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, 44: 505 ~ 511
- 23 de Klein CAM, van Logtestijn RSP. Denitrification in the top soil of managed grasslands in the Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant Soil*, 1994, 163: 33 ~ 34
- 24 李俊良, 朱建华, 张晓晟, 孟祥霞, 陈清, 李晓林, 张福锁. 保护地番茄养分利用及土壤氮素淋失. *应用与环境生物学报*, 2001, 7 (2): 126 ~ 129
- 25 Freney JR, Trevitt ACF, De Datta SK, Obcemea WN, Real JG. The interdependence of ammonia volatilization and denitrification as nitrogen loss processes in flooded rice fields in the Philippines. *Biol. Fertil. Soils*, 1990, 9: 31 ~ 36
- 26 宋勇生. 太湖地区稻麦轮作体系中氮肥的氨挥发及氮素平衡的研究 (硕士论文). 南京: 中国科学院土壤研究所, 2003
- 27 奚振邦, 施秀珠, 黄伟祥, 姚政. 应用微气象学方法测定尿素的氨挥发损失. *上海农业学报*, 1987, 3 (4): 47 ~ 55
- 28 Ryden JC, Lund LJ, Letey J, Focht DD. Direct measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1979, 43 (1): 110 ~ 118
- 29 Bertelsen F, Jensen ES. Gaseous nitrogen losses from field plots grown with pea or spring barley estimated by ^{15}N mass balance and acetylene inhibition techniques. *Plant Soil*, 1992, 142: 287 ~ 295
- 30 梁东丽, 同延安, Ove Emteryd, 马林英. 菜地不同施氮量下 N_2O 逸出量的研究. *西北农林科技大学学报 (自然科学版)*, 2002, 30 (2): 73 ~ 77
- 31 Bouwman AF. Compilation of a global inventory of emission of nitrous oxide. Wageningen, 1995, 57 ~ 76
- 32 宋文质, 王少彬, 曾江海, 王智平, 张玉铭. 华北地区旱田土壤氧化亚氮的排放. *环境科学进展*, 1997, 5 (4): 49

- ~ 55
- 33 黄国宏, 陈冠雄, 吴杰, Oswald Van Cleemput. 东北典型旱作农田 N_2O 和 CH_4 排放通量研究. 应用生态学报, 1995, 6 (4): 383 ~ 386
- 34 于克伟, 陈冠雄, 杨思河, 吴杰, 黄斌, 黄国宏, 徐惠. 几种旱地农作物在 N_2O 释放中的作用及环境因素的影响. 应用生态学报, 1995, 6 (4): 387 ~ 391
- 35 梁东丽, 同延安, Ove Emteryd, 方日尧, 张树兰. 干湿交替对旱地土壤 N_2O 气态损失的影响. 干旱地区农业研究, 2002, 20 (2): 28 ~ 31
- 36 徐文彬, 洪业汤, 陈旭晖, 王羽. 贵州省旱田土壤 N_2O 释放及其环境影响因素. 环境科学, 2000, 21 (1): 7 ~ 11
- 37 Hansen S, Mahlum JE, Bakken LR. N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biology & Biochemistry, 1993, 25: 621 ~ 630
- 38 Granli T, Bøckman OC. Nitrous oxide from agriculture. Norwegian J. of Agricultural Sci., 1994, 12 (suppl.): 7 ~ 128
- 39 颜晓元, 施书莲, 杜丽娟, 邢光熹. 水分状况对水田土壤 N_2O 排放的影响. 土壤学报, 2000, 37 (4): 483 ~ 489
- 40 Dorland S, Beauchamp E. Denitrification and ammonification at low soil temperatures. Soil Sci., 1991, 71: 293 ~ 303
- 41 郑循华, 王明星, 王跃思, 沈壬兴, 张文, 龚晏邦. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响. 环境科学, 1997, 18 (5): 1 ~ 5
- 42 曾江海, 王智平, 张玉铭, 宋文质, 王少彬, 苏维瀚. 小麦-玉米轮作期土壤排放 N_2O 通量及其总量估算. 环境科学, 1995, 16 (1): 32 ~ 35
- 43 徐华, 邢光熹, 蔡祖聪, 鹤田治雄. 土壤水分状况和质地对稻田 N_2O 排放的影响. 土壤学报, 2000, 37 (4): 499 ~ 505
- 44 王朝辉, 宗志强, 李生秀, 陈宝明. 蔬菜的硝态氮累积及菜地土壤的硝态氮残留. 环境科学, 2002, 23 (3): 79 ~ 83
- 45 袁新民, 李晓林, 同延安, 张福锁. 粮田改种蔬菜后土壤剖面中水分和硝态氮分布的变化. 见: 李晓林, 张福锁, 米国华主编. 平衡施肥与可持续优质蔬菜生产. 北京: 中国农业大学出版社, 2000, 283 ~ 287
- 46 李建设, 高艳明, 孙权. 氮肥形态与大白菜产量及硝酸盐累积的关系. 中国蔬菜, 2002, 6: 15 ~ 17
- 47 Zhu JG, Han Y, Liu G, Zhang YL, Shao XH. Nitrogen in percolation water in paddy fields with a rice/wheat rotation. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57: 75 ~ 82
- 48 马立珊. 农田氮素管理与环境质量和作物品质. 见: 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科技出版社, 1992, 267 ~ 287
- 49 Jackson LE, Stivers LJ, Warden BT, Tanji KK. Crop nitrogen utilization and soil nitrate loss in a lettuce field. Fert. Res., 1993, 37 (2): 93 ~ 105
- 50 Cookson WR, Rowarth JS, Cameron KC. The effect of autumn applied ^{15}N -labelled fertilizer on nitrate leaching in a cultivated soil during winter. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 56: 99 ~ 107

NITROGEN TRANSFORMATION AND LOSSES IN SOILS GROWN WITH VEGETABLES

JIN Xue-xia^{1,2} FAN Xiao-hui¹ CAI Gui-xin¹

(1 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008;

2 College of Natural Resources & Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095)

Abstract This paper reviewed achievements in the research on nitrogen transformation (nitrogen mineralization, nitrification, denitrification) and pathways of fertilizer nitrogen loss (ammonia volatilization, denitrification and leaching) in soils. Its main purpose is to discuss difference between soils grown with vegetables and grain crops in nitrogen transformation and pathways of nitrogen loss.

Key words Vegetable field, Grain crop field, Nitrogen transformation, Nitrogen losses