

# 南京郊区番茄地中氮肥的气态氮损失\*

曹 兵<sup>1,2,3</sup> 贺发云<sup>1,2</sup> 徐秋明<sup>3</sup> 尹 斌<sup>1</sup> 蔡贵信<sup>1</sup>

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院研究生院, 北京 100039)

(3 北京市农林科学院植物营养与资源研究所, 北京 100089)

**摘 要** 采用田间试验研究了番茄地施用化学氮肥后的氮挥发、反硝化损失和  $N_2O$  排放及其影响因素。氮挥发采用通气密闭室法测定, 反硝化损失( $N_2 + N_2O$ )采用乙炔抑制-土柱培养法测定, 不加乙炔测定  $N_2O$  排放。结果表明, 番茄生长期间全部处理均未检测到氮挥发, 其原因是土壤氨分压低于检测灵敏度, 较低的氨分压是由于表层土壤的铵态氮浓度和 pH 都不高所致。在番茄生长期间, 对照区即来自有机肥和土壤本身的反硝化损失和  $N_2O$  排放量相当高, 反硝化损失总量高达  $N\ 29.6\ kg\ hm^{-2}$ ,  $N_2O$  排放量为  $N\ 7.76\ kg\ hm^{-2}$ 。施用化学氮肥显著增加了反硝化损失和  $N_2O$  排放, 3 个施用化学氮肥处理的反硝化损失变化在  $N\ 40.8\sim 46.1\ kg\ hm^{-2}$  之间, 占施入化肥氮量的 5.50%~6.01%;  $N_2O$  排放量为  $N\ 13.6\sim 17.6\ kg\ hm^{-2}$ , 占施入化肥氮量的 2.62%~4.92%; 与尿素相比, 包衣尿素未能显著减低反硝化损失和  $N_2O$  排放。施用尿素的处理在每次追肥后, 耕层土壤均会出现  $NO_3^- - N$  高峰, 继之的反硝化和  $N_2O$  排放高峰。反硝化速率与土壤含水量呈极显著正相关。总的看来, 番茄生长期间没有氮挥发, 而硝化反硝化是氮素损失的重要途径之一。

**关键词** 氮挥发; 反硝化损失;  $N_2O$  排放; 包衣尿素; 番茄

中图分类号 S143.1 文献标识码 A

氮肥施入土壤后, 一部分氮素可能经不同途径而损失, 这不仅造成经济损失和资源浪费, 还会对生态环境产生严重危害。例如, 氮挥发后的重新沉降造成的土壤酸化和森林退化<sup>[1]</sup>, 据估计, 全球每年有 54 Mt 氮排放到空气中, 其中 60% 来源于人类活动, 而有机肥和化肥的施用又是重要的影响因子<sup>[2]</sup>。硝化反硝化过程形成的  $N_2O$  不仅是主要的温室气体之一, 而且还会造成对臭氧层的破坏, 从而使辐射到地球的紫外线增加。目前因人类活动造成的  $N_2O$  排放 70% 来源于农业生产, 其中肥料氮又是农业土壤中  $N_2O$  排放的主要来源<sup>[3,4]</sup>。

我国是一个有着蔬菜种植悠久历史的国家, 施用有机肥是我国蔬菜生产的一项传统措施, 但随着化学肥料的大量施用, 近年来, 在蔬菜生产中有机肥用量逐年降低和化肥投入量急剧增加的趋势越来越严重<sup>[1]</sup>。这种不合理的施肥方式不仅导致蔬菜品质和风味下降, 而且还造成肥料利用率低下、菜地土壤退化、环境污染等问题, 其中氮的问题特别严

重<sup>[5](1)</sup>。

控释肥是提高氮肥利用效率和减少环境污染的可行途径之一, 其中各种聚合物包衣控释肥被公认为更易实现养分释放与作物吸收同步<sup>[6,7]</sup>。许多研究表明控释肥不仅能满足高产高品质作物生长的需要, 还具有作物全生育期肥料作基肥一次性施用从而节省追肥所需的劳动力投入, 减少肥料用量, 提高氮肥利用率并减少环境污染等优点<sup>[8,9]</sup>。

迄今为止有关施肥后的氮素损失及其环境影响的研究主要集中在水稻、小麦、玉米等粮食生产的土壤上, 而蔬菜地上的研究则少见报道。为此, 本试验旨在研究番茄生长期间, 在有机肥基础上增施化学氮肥(包衣尿素和普通尿素)对菜地土壤氮挥发、反硝化和  $N_2O$  排放等气态氮损失的影响, 以为菜地土壤的氮素损失研究和合理施肥提供试验基础, 并为进一步改进菜地的施氮技术提供科学依据。

\* 国家自然科学基金项目(40171048)资助

作者简介: 曹 兵(1970~), 男, 博士研究生, 研究方向为土壤肥力与植物营养。E-mail: caobing@baafs.net.cn

(1) 李俊良. 莱阳、寿光两种不同种植模式中蔬菜施肥问题的研究. 中国农业大学博士学位论文, 2001

收稿日期: 2005-01-05; 收到修改稿日期: 2005-05-24

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 试验设计

田间小区试验于 2004 年在南京栖霞区东阳科技站进行。耕层土壤有机质含量为  $25.3 \text{ g kg}^{-1}$ , 全氮含量为  $1.52 \text{ g kg}^{-1}$ , 全磷  $2.75 \text{ g kg}^{-1}$ , 全钾  $22.9 \text{ g kg}^{-1}$ , 有效磷(Olsen-P)  $45.9 \text{ mg kg}^{-1}$ , 速效钾  $115 \text{ mg kg}^{-1}$ , pH 为 7.55。供试番茄品种为合作 903, 采用高畦搭架方式栽培, 畦面宽 60 cm, 沟宽 40 cm, 畦上两行, 行间距 30 cm, 株距 40 cm。2 月 2 日播种, 4 月 23 日移栽, 5 月 11 日作高畦并搭架绕蔓, 7 月 16 日收获。

试验设对照(CK)、包衣尿素(PCU200)、减量施氮(U200)和常规施氮(U300) 4 个处理, 施氮量依次为 0、200、200 和  $300 \text{ kg hm}^{-2}$ , 3 次重复, 随机区组排列, 小区面积  $40 \text{ m}^2$ 。常规施氮和减量施氮两个处理均施用普通尿素, 采用 1 次基肥 3 次追肥, 按 20%、20%、30% 和 30% 的比例分别在 4 月 22 日、5 月 11 日、5 月 29 日和 6 月 23 日施用, 其中基肥采用均匀撒施后耕翻, 而追肥时将尿素均匀施入高畦, 然后浇水, 水量约为  $150 \text{ m}^3 \text{ hm}^{-2}$ , 同时其他处理浇入等量清水。包衣尿素在番茄移栽时一次性条施, 施肥带处于番茄苗正下方, 试验用包衣尿素由北京市农林科学院植物营养与资源研究所缓控释肥研究室制作(含氮量 40%)。移栽前各处理还施入等量的腐熟猪粪( $30 \text{ t hm}^{-2}$ , 含氮量  $4.5 \text{ g kg}^{-1}$ ), 菜籽饼( $750 \text{ kg hm}^{-2}$ , 含氮量  $52 \text{ g kg}^{-1}$ ), 过磷酸钙(以  $\text{P}_2\text{O}_5$  计,  $120 \text{ kg hm}^{-2}$ ) 和氯化钾(以  $\text{K}_2\text{O}$  计,  $180 \text{ kg hm}^{-2}$ ), 撒施后翻入土中耙平。番茄生长期间田间水分管理采用农民传统的方法, 灌溉方式为浇灌, 通常在移栽当天及随后的 3~4 d 每天浇水, 以后则视土壤干湿状况而定。

### 1.2 取样与测定方法

**1.2.1 氮挥发** 氮挥发采用通气密闭室法测定<sup>[2]</sup>。试验装置规格及测定方法详见文献[10]。氮挥发试验期间同时测定 0~1 cm 土层温度, 另用专用采土器采集各小区表层 0~1 cm 土样, 之后分别测定表层土壤含水量、pH 和铵态氮含量, 然后计算土表氮分压<sup>[11]</sup>。

**1.2.2 反硝化损失和  $\text{N}_2\text{O}$  排放** 反硝化和  $\text{N}_2\text{O}$  排放采用乙炔抑制-土柱培养法<sup>[12]</sup>。施肥后第 2 天采样, 之后采样间隔时间逐渐延长, 在番茄试验期间共采样 16 次, 每次采样 3 个重复。圆形培养桶采用

PVC 材料制作, 桶内径和深度均为 15 cm, 桶盖中心有一取气孔(用橡皮塞塞住), 每个桶中放入 8 个内径 3.2 cm 的不锈钢土钻取出的 15 cm 长原状土柱, 土柱放入桶中后密封。测定反硝化损失时在培养罐内注入 180 ml 纯化乙炔(约占罐内气体总体积的 10%), 不加乙炔的培养罐测定  $\text{N}_2\text{O}$  排放。培养罐密封后埋在地里培养 24 h。培养后用注射器混匀气体并抽取 20 ml 气体注入 18 ml 的真空瓶中, 带回室内分析。

$\text{N}_2\text{O}$  气样分析采用 Agilent 4890D 气相色谱仪, 色谱柱为填充 80~100 目 porapak Q 的填充柱, 柱温  $55^\circ\text{C}$ , 检测器温度  $330^\circ\text{C}$ , ECD 检测, 采用十通进样反吹阀和四通切换阀进样, 进样量 15 ml, 载气为高纯氮气, 流量  $30 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$ 。

每次取完气样后, 将不加乙炔的培养罐中土柱破碎混匀后取分样测定土壤含水量以及硝态氮和铵态氮含量, 其中土壤  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  的测定采用连续流动分析仪法(Skalar SAN++), 土壤含水量在  $105^\circ\text{C}$  下烘干测定, 并换算成土壤孔隙含水量<sup>[13]</sup>。

**1.2.3 田间条件下包衣尿素的溶出过程** 称取 5 g 包衣尿素缝合在孔径约为 1 mm 的塑料网袋中(共 21 袋, 每次取样 3 袋), 番茄移栽时将这些网袋一同置于施肥沟中, 分别在 4 月 30 日、5 月 7 日、5 月 19 日、5 月 29 日、6 月 9 日、6 月 20 日和 6 月 29 日取样; 样品取出后用自来水漂洗干净、擦干、磨碎肥料颗粒并用对二氨基苯甲醛比色法测定包衣肥料中残留氮量<sup>[14]</sup>, 然后计算溶出氮量。

**1.2.4 数据处理** 采用 SPSS 中 ANOVA 程序对数据进行方差分析和多重比较, 5% 显著水平。

## 2 结果与amp;讨论

### 2.1 氮挥发

番茄生长期间各处理均未检测到氮挥发, 主要原因是表层土壤的氮分压很低。影响氮挥发的因素很多, 包括土壤性质、气象条件和农业技术措施<sup>[2]</sup>, 而直接的因素则是土壤表面的氮分压和风速, 氮分压是表层土壤的铵态及氨态氮总浓度[即  $(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$ ], pH 和温度的函数<sup>[11]</sup>。本试验中较低的氮分压是由于表层土壤的铵态氮浓度和 pH 都不高所致。菜地追肥多采用表施尿素后浇灌的方法, 加之灌溉较多, 使尿素随水下移从而降低了表层土壤的氮浓度; 如果每次施氮肥后表层土壤的氮浓度和土

壤pH都不高,氮肥的氨挥发就可能很低。图1显示,番茄生长期间各个处理在不同时段的氨分压 $P_{(NH_3)}$ 均低于0.08 Pa,其中大多数氨分压值低于0.04 Pa。图2是相邻试验地在2003年秋季种植大白菜期间的氨挥发通量与氨分压的关系图,从图2中看出,当氨分压低于0.1 Pa时,几乎没有氨挥发发生,而当氨分压高于0.1 Pa时,氨挥发通量随着氨分压的增加而明显增加,也就是说,只有当氨分压高于0.1 Pa时,该试验所用的氨挥发测定装置才能检测到氨挥发。

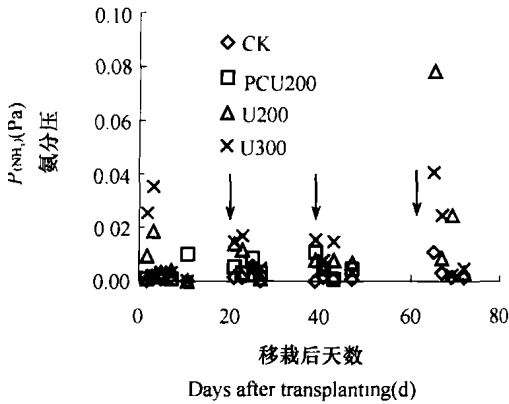


图1 番茄生长期间氨分压变化(箭头为尿素追施时间)

Fig. 1 Changes in ammonia partial pressure during the tomato growing season, with the arrows indicating topdressing for U200 and U300 treatments

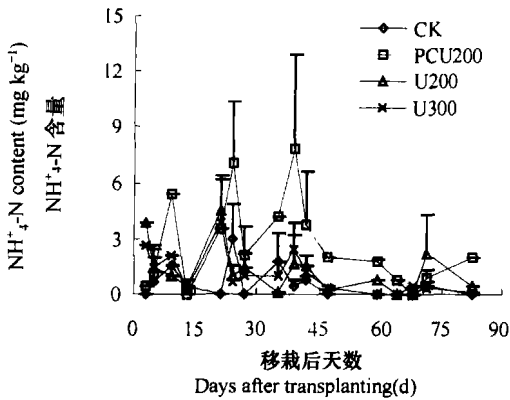


图3 番茄生长期间0~15 cm 土壤无机氮含量变化

Fig. 3 Change in  $N_{min}$  content in 0~15 cm soil layer during the tomato growing season

仅为U200和U300两个处理硝态氮含量的1/4。U200和U300这两个处理在每次追施尿素后,土壤硝态氮含量均会出现较高的峰值,之后因作物吸收以及包括反硝化在内的氮素转化和损失而逐步降低。

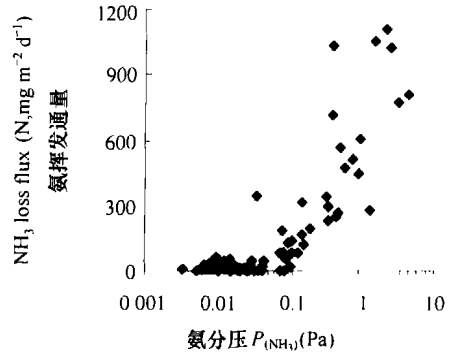
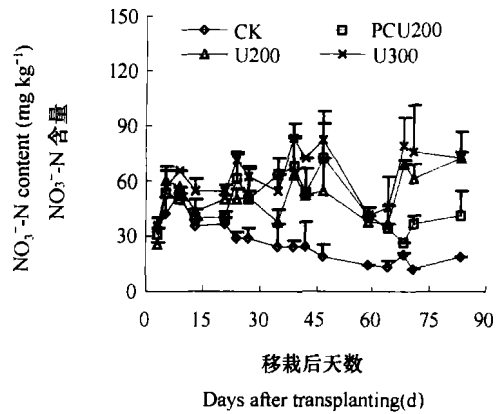


图2 2003年大白菜生长期间氨挥发通量与氨分压的关系

Fig. 2 Relationship between  $NH_3$  loss flux and ammonia partial pressure during the Chinese cabbage growth season in 2003

### 2.2 番茄生长期间0~15 cm 土壤无机氮的动态变化

番茄生育期土壤 $NH_4^+-N$ 、 $NO_3^- -N$ 含量见图3。从图中看出,移栽后10 d内土壤硝态氮含量迅速上升且处理间差异不大,施肥后第3天各处理的硝态氮含量在 $30 \text{ mg kg}^{-1}$ 左右,在第9天时土壤硝态氮含量均上升到 $50 \text{ mg kg}^{-1}$ 以上,其中U200和U300这两个处理的硝态氮含量略高于其他两个处理,说明有机肥的施用对这段时间土壤硝态氮含量的增加起了很大作用。此后由于作物对氮素的大量吸收,CK处理的硝态氮含量逐步降低直至稳定在较低水平,在番茄收获时该处理硝态氮含量为 $19 \text{ mg kg}^{-1}$ ,



PCU200处理的土壤硝态氮则在第20~45天期间含量处于较高的水平,之后逐步降低,这种变化与包衣尿素在土壤中的溶出过程(图4)是吻合的。图4显示,移栽后15 d内包衣尿素的溶出速度较低,累积溶出量仅为10%,其后溶出速度逐步上升,到第

36 天累积溶出量已接近 70%, 随后溶出速度又迅速降低, 移栽后 67 d 尿素累计溶出 85%。另外, 番茄生长期间 4 个处理的铵态氮含量变化趋势与硝态氮相似, 但其含量则低得多, 均低于  $8 \text{ mg kg}^{-1}$ , 其中施用包衣尿素的处理土壤  $\text{NH}_4\text{-N}$  含量略高, 这可能与该肥料中尿素持续缓慢溶出过程有关。

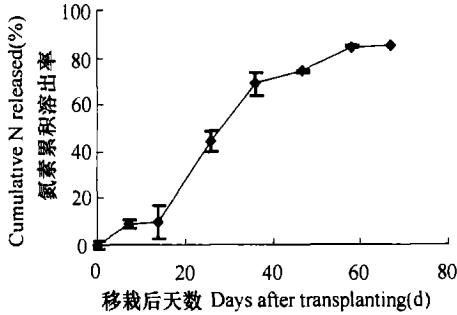


图 4 包衣尿素在田间氮素累积溶出过程

Fig. 4 Course of cumulative nitrogen release of coated urea in field conditions

### 2.3 反硝化损失

番茄生长期间各处理的反硝化速率动态变化过程见图 5。从图 5 中看出, 各处理的反硝化速率在移栽后迅速上升, 移栽后第 3 天, 4 个处理的反硝化速率在  $0.17 \sim 0.21 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  之间, 到第 9 天时反硝化速率上升到  $0.83 \sim 1.15 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 在移栽后 18 d 内, 4 个处理间的反硝化速率差异不大。U200 和 U300 这两个处理在第 19 天追施尿素后, 反硝化速率继续增加, 追肥后第 3 天分别达到  $0.99 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  和  $1.49 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  的高值, 此后 4 个处理的反硝化速率因土壤含水量降低 (图 6) 而迅速下降, 到 35 d 时 4 个处理的反硝化速率均降至  $0.24 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  以下, 并在较低的水平上一直持续到 47 d, 其间在 39 d 这 4 个处理的反硝化速率有所回升 (U200 和 U300 这两个处理第二次追施尿素后的第 3 天), 但最大值也仅为  $0.50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 。到 59 d 时各处理的反硝化速率又因土壤含水量增加 (图 6) 而迅速回升到较高水平, 到第 64 天时 (U200 和 U300 这两个处理第三次追施尿素后的第 3 天), 除了 CK 的反硝化速率略有下降外, PCU200、U200 和 U300 的反硝化速率则继续上升或保持在较高水平, 随后 4 个处理的反硝化速率又因土壤含水量降低 (图 6) 急剧下降, 番茄收获前一天虽然略有回升, 但幅度不大。另外, 从图 5 还可以看出, 在番茄生长期间, CK 处理只是在试验初期与另外 3 个施化肥氮处理的反

硝化速率比较接近, 而在随后的时间均低于其他处理, 这与 CK 的硝态氮含量除了移栽初期以外始终低于其他处理的现象是一致的。

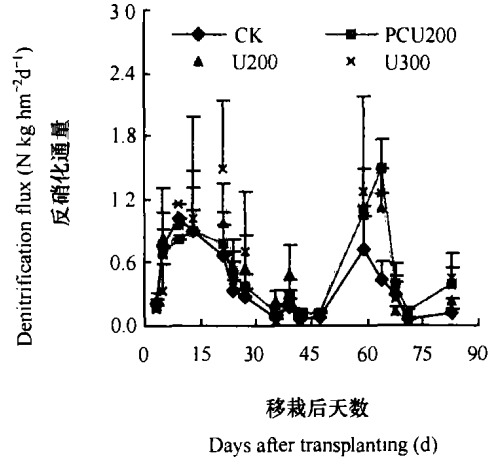


图 5 番茄生长期间土壤反硝化通量

Fig. 5 Change in denitrification flux during tomato growing season

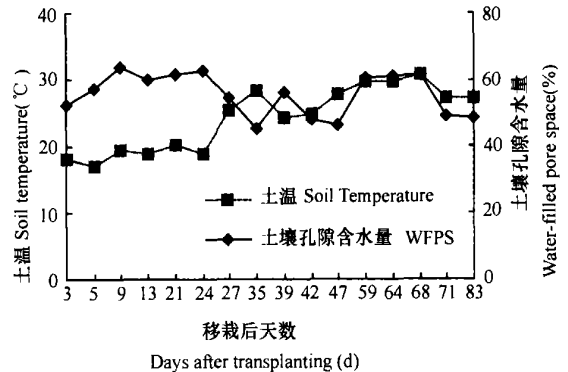


图 6 番茄生长期间 0~15 cm 土层土壤孔隙含水量和温度变化

Fig. 6 Change in water-filled pore space (WFPS) and temperature in 0~15 cm soil layer during the tomato growing season

番茄生长期间的土温对反硝化损失的影响不大, 虽然在 5 月中旬以前土温低于  $20^\circ\text{C}$ , 但这段时间内的反硝化速率比较高 (图 6), 从 5 月中旬到 7 月中旬这段时间内, 土温明显增加, 基本保持在  $24 \sim 31^\circ\text{C}$ , 处于反硝化的适宜温度范围<sup>[15,16]</sup>。土壤含水量的变化则对反硝化有明显的影响, 图 7 表明, 反硝化速率与土壤孔隙含水量呈极显著的正相关, 相关系数达到 0.573, 当土壤孔隙含水量低于 50% 时, 反硝化速率较低, 而当土壤孔隙含水量高于 50%, 反硝化速率明显增加。这是因为反硝化作用是一个在嫌气条件下进行的微生物过程, 土壤含水量增加会促进土壤中嫌气环境的形成, 从而促进反硝化作用。当土壤含水量超过一定的临界值, 反硝化作用会急

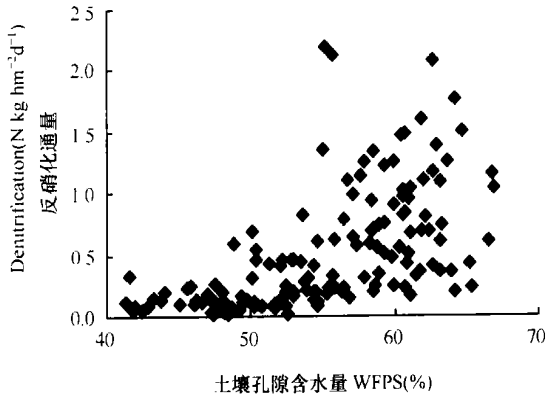


图7 番茄生育期反硝化通量与土壤孔隙含水量的关系

Fig. 7 Relationship between denitrification flux and water-filled pore space (WFPS)

剧增加<sup>[17]</sup>。Weier 等的研究表明,当土壤孔隙含水量(WFPS)从60%增加到90%时,沙土和壤土的反硝化速率分别增加了6倍和14倍<sup>[18]</sup>。尽管如此,由于土壤中实际的反硝化过程受土壤水分、温度、硝态氮浓度和水溶性碳含量的综合影响,从图5中也可以看出,当土壤水分状况相同时,硝态氮含量高的处理其反硝化速率也高;而当土壤含水量偏低时,反硝化作用受到抑制,不同处理间的反硝化速率差异缩小,如番茄移栽后37~47 d和71~83 d这两个时段,由于土壤相对干旱,虽然3个施化肥氮处理的土壤硝态氮含量仍然较高(图3),但所有处理的反硝化速率均比较低(图5)。

番茄生长期间的反硝化损失列于表1。从表中可以看出,3个施化肥氮处理的反硝化损失明显高于CK处理,说明在有机肥的基础上增施化肥能明显促进中后期菜地土壤的反硝化损失,而且在中后期特别明显。PCU200、U200和U300处理来自化学氮肥的反硝化损失分别占化肥施入氮量的5.62%、6.01%和5.5%(表1),与前一年相邻试验地的大白菜生长期间4.33%~8.55%的范围差别不大(内部交流资料),略高于丁洪等在茄子生长期间所测定的反硝化损失(占施氮量的5.1%<sup>[19]</sup>),但低于Ryden和Lund所报道的灌溉菜地经由反硝化发生的14%~52%的氮肥损失<sup>[20]</sup>。

## 2.4 N<sub>2</sub>O 排放

番茄生长期间 N<sub>2</sub>O 排放的总趋势与反硝化一

致,但 N<sub>2</sub>O 速率低于反硝化速率(图5和图8),说明反硝化对 N<sub>2</sub>O 排放的贡献较大。番茄移栽后第3天,4个处理的 N<sub>2</sub>O 速率在 N 0.03~0.08 kg hm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> 范围内,随后 N<sub>2</sub>O 速率逐步上升,在移栽后18 d内,4个处理的 N<sub>2</sub>O 速率峰值差异较小(图8),这与处理间土壤无机氮含量(主要是硝态氮)差异较小的特征是吻合的(图3)。CK处理的 N<sub>2</sub>O 速率在21 d降至 N 0.08 kg hm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>并在较低水平下持续到试验结束。U200和U300在每次追施尿素后均出现 N<sub>2</sub>O 排放高峰并在施肥后10 d左右降至追肥前水平或更低,其中最高峰值出现在第一次追肥后的第3天,两个处理均为 N 1.05 kg hm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>。PCU200处理除了在试验初期出现较高的 N<sub>2</sub>O 以外,还在39~59 d这段时间内出现 N<sub>2</sub>O 排放高峰,主要原因是包衣尿素在此期间溶出速度较高,使得土壤中的硝态氮含量相对较高(图3和图4)。

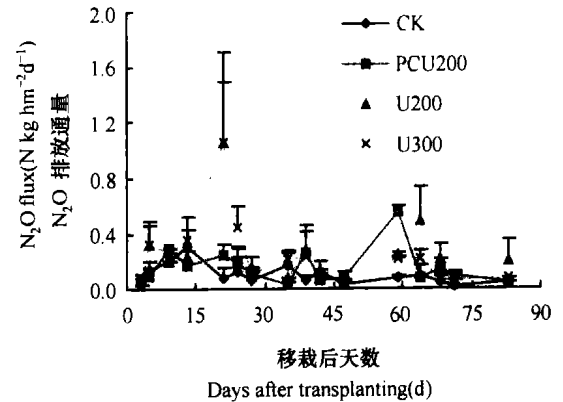


图8 番茄生长期间 N<sub>2</sub>O 排放通量变化

Fig. 8 Change in N<sub>2</sub>O flux during the tomato growing season

4个处理的 N<sub>2</sub>O 排放量列于表1。从表中看出,3个施化肥氮处理的 N<sub>2</sub>O 排放量大多显著高于CK处理。番茄生长期间4个处理的 N<sub>2</sub>O 总排放量为 N 7.76~17.6 kg hm<sup>-2</sup>,在有机肥的基础上施用化学氮肥增加了67%~126%的 N<sub>2</sub>O 排放量,说明菜地土壤中施氮对环境的影响还是比较大的。PCU200、U200和U300这3个处理来自氮肥的 N<sub>2</sub>O 排放量分别占施氮量的2.62%、4.92%和3.28%,高于前一年相邻试验地大白菜生长期间1.09%~1.63%的范围(内部交流资料)和国际上常用的占施氮量的0.25%~2.25%的范围<sup>(2)</sup>,介于其他作者在菜地土

(2) Bouwman A F. Method to estimated direct nitrous oxide emissions from agricultural soils. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, 1994, Report 773004004

表 1 番茄生长期不同处理的反硝化损失和 N<sub>2</sub>O 排放Table 1 Denitrification loss and N<sub>2</sub>O emissions from different treatments during the tomato growing season

处理 Treatment	反硝化损失 Denitrification losses			N <sub>2</sub> O 排放 N <sub>2</sub> O emissions		
	数量 Amount	差值 Difference	占施氮量的比率 of applied N	数量 Amount	差值 Difference	占施氮量的比率 of applied N
	——(N, kg hm <sup>-2</sup> ) ——		(%)	——(N, kg hm <sup>-2</sup> ) ——		(%)
CK	29.6 a <sup>1)</sup>			7.76 a		
PCU200	40.8 b	11.2	5.62	13.0 ab	5.24	2.62
U200	41.6 b	12.0	6.01	17.6 b	9.84	4.92
U300	46.1 b	16.5	5.50	17.6 b	9.84	3.28

1) 不同字母表示处理间 5% 水平上的差异显著性 Different letters in each column mean significant difference at the 5% level

壤上的观测结果之间<sup>[8, 19, 21]</sup>。3 个施化肥氮处理的 N<sub>2</sub>O 排放比率较高可能与试验期间南京地区气温较高有关, 因为温度上升会极大地促进 N<sub>2</sub>O 排放量的增加<sup>[13]</sup>。此外, 在氮肥用量相同的情况下, 包衣尿素的 N<sub>2</sub>O 总排放量低于普通尿素, 前者的 N<sub>2</sub>O 排放量比后者降低了 26%, 但差异未达到显著性水平 (表 1)。

### 3 小 结

本试验各处理在每次施肥后均未检测到氨挥发, 其原因是土表氨分压较低 (< 0.08 Pa), 低于氨挥发密闭室法的检测灵敏度 0.1 Pa, 较低的氨分压是由于表层土壤的铵态氮浓度和 pH 均不高所致。

在番茄生长期间, 尤其是生长初期, 来自有机肥和土壤本身的反硝化损失和 N<sub>2</sub>O 排放量相当高, 反硝化损失总量高达 N 29.6 kg hm<sup>-2</sup>, N<sub>2</sub>O 排放量为 N 7.76 kg hm<sup>-2</sup>。施用化学氮肥显著增加了反硝化损失和 N<sub>2</sub>O 的排放, 3 个施用化学氮肥处理的反硝化损失为 N 40.8~46.1 kg hm<sup>-2</sup>, 占施入化肥氮量的 5.50%~6.01%; 它们的 N<sub>2</sub>O 排放量为 N 13.6~17.6 kg hm<sup>-2</sup>, 占施入化肥氮量的 2.62%~4.92%。与普通尿素相比, 本次试验中包衣尿素未能显著降低反硝化损失和 N<sub>2</sub>O 排放。结果还表明, 反硝化速率与土壤孔隙含水量呈极显著正相关, 50% 土壤孔隙含水量是本试验条件下的临界值。

总的看来, 番茄生长期间没有氨挥发, 而硝化反硝化是氮素损失的重要途径之一。菜地与一般粮田相比, 因土壤 pH 相对较低而灌溉较多, 氮肥的氨挥发可能不会很高; 菜地上大量施用氮肥和频繁的灌溉使土壤水分较高以及土壤剖面中累积了较多的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, 从而导致硝化和反硝化损失较大。

### 参 考 文 献

- [1] Zottl H W. Remarks on the effects of nitrogen deposition to forest ecosystems. *Plant and Soil*, 1998, 128: 83~89
- [2] 蔡贵信. 氨挥发. 见: 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. 171~196. Cai G X. Ammonia volatilization. In: Zhu Z L, Wen Q X. eds. *Nitrogen in Soils of China (In Chinese)*. Nanjing: Jiangsu Science and Technique Press, 1992. 171~196
- [3] Delgado J A, Mosier A R. Mitigation alternatives to decrease nitrous oxides emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux. *J. Environ. Qual.*, 1996, 25: 1105~1111
- [4] Mosier A, Kroeze C. Potential impact on the global atmospheric N<sub>2</sub>O budget of the increased nitrogen input required to meet future global food demands. *Chemosphere Global Change Sci.*, 2000, 2: 465~473
- [5] 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: 中国农业出版社, 2000. Li X L, Zhang F S, Mi G H. *Fertilizing for Sustainable Production of High Quality Vegetables (In Chinese)*. Beijing: China Agricultural University Press, 2000
- [6] Shaviv A. Advances in controlled-release fertilizers. *Advances in Agronomy*, 2001, 71: 1~49
- [7] Shoji S. MEISTER-Controlled Release Fertilizer. Japan: Konno Printing Co., Ltd. Sendai, 1999. 59~104
- [8] Cheng W, Nakajima Y, Sudo S, et al. N<sub>2</sub>O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release fertilizers. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, 2002, 63: 231~238
- [9] Minami K. N cycle, N flow trends in Japan, and strategies for reducing N<sub>2</sub>O emission and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pollution. *Pedosphere*, 2005, 15(2): 164~172
- [10] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氨挥发的研究. *土壤学报*, 2005, 42(2): 253~259. He F Y, Yin B, Jin X X, et al. Ammonia volatilization from urea applied to two vegetable fields in Nanjing suburbs (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(2): 253~259
- [11] Denmead O T, Freney J R, Simpson J R. Dynamics of ammonia volatilization during furrow irrigation of maize. *Soil Sci. Soc. Am.*

- J., 1982, 46: 149~ 155
- [12] Ryden J C, Skimer J H, Nixon D J. Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using acetylene-inhibition. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19: 753~ 757
- [13] Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 1994, 12 ( Supl. ): 7~ 128
- [14] 山添文雄. 详细肥料分析法. 东京: 养贤堂, 1976. 60~ 67
- [15] Aulakh M S, Rennie D A, Paul E A. The effect of various cover management practices on gaseous nitrogen losses and mineral nitrogen accumulation. *Can. J. Soil Sci.*, 1983, 63: 593~ 605
- [16] Aulakh M S, Rennie D A, Paul E A. Field studies on gaseous nitrogen losses from soils under continuous wheat versus a wheat fallow rotation. *Plant and Soil*, 1983, 75: 15~ 27
- [17] Doran J W, Mielke L N, Power J F. Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space. *Trans. 14th Congress. Soil Science*, 1990, 3: 94~ 99
- [18] Weier K L, Doran J W, Power J F. *et al.* Denitrification and the dinitrogen/ nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1993, 57: 66~ 72
- [19] 丁洪, 王跃思, 项虹艳, 等. 菜田氮素反硝化损失与 N<sub>2</sub>O 排放的定量评价. *园艺学报*, 2004, 31 ( 6 ): 762~ 766. Ding H, Wang Y S, Xiang H Y, *et al.* Denitrification loss and N<sub>2</sub>O emission from nitrogen fertilizer applied to vegetable field (In Chinese). *Acta Horticulturae Sinica*, 2004, 31 ( 6 ): 762~ 766
- [20] Ryden J C, Lund L J. Nature and extent of directly measured denitrification loss from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, 40: 505~ 511
- [21] 梁东丽, 同延安, Ove Emteryd, 等. 干湿交替对旱地土壤 N<sub>2</sub>O 气态损失的影响. *干旱地区农业研究*, 2002, 20 ( 2 ): 28~ 31. Liang D L, Tong Y A, Ove E, *et al.* The effects of wetting and drying cycles on N<sub>2</sub>O emission in dryland (In Chinese). *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2002, 20 ( 2 ): 28~ 31

## GASEOUS LOSSES FROM N FERTILIZERS APPLIED TO A TOMATO FIELD IN NANJING SUBURBS

Cao Bing<sup>1,2,3</sup> He Fayun<sup>1,2</sup> Xu Qiuming<sup>3</sup> Yin Bin<sup>1</sup> Cai Guixin<sup>1</sup>

(1 State Key laboratory of Soil and Sustainable Agricultural, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

(3 Institute of Plant Nutrition and Resources, Beijing Academy of Agricultural and Forestry Sciences, Beijing 100089, China)

**Abstract** A field experiment was conducted to investigate gaseous losses from N fertilizers applied to a tomato field and affecting factors. Ammonia volatilization was measured by the enclosure chamber method. Denitrification loss (N<sub>2</sub>+ N<sub>2</sub>O) was measured by the acetylene inhibition-intact soil core technique, and N<sub>2</sub>O emission was also measured in the absence of acetylene. Results show that ammonia volatilization was not detected in all the treatments during the tomato growing season. It was presumed that ammonia partial pressures on the surface soil were lower than the detection limit of the method, as a result of the low ammonical N concentration and low pH in the surface soil. During the tomato growing season, in the CK treatment denitrification loss and N<sub>2</sub>O emission were relatively high, which amounted to 29.6 kg hm<sup>-2</sup> and 7.76 kg hm<sup>-2</sup>, respectively. Application of N fertilizer significantly increased denitrification loss up to the range of N 40.8~ 46.1 kg hm<sup>-2</sup>, or 5.50%~ 6.01% of the applied N; and N<sub>2</sub>O emission up to the range of N 13.6~ 17.6 kg hm<sup>-2</sup>, or 2.62%~ 4.92% of the applied N in the three fertilized treatments. Application of polymer coated urea didn't show any significant effect on reducing denitrification loss and N<sub>2</sub>O emission in comparison with urea. In the two urea treatments soil nitrate peaks were observed after each topdressing event, and subsequent flux peaks of denitrification loss and N<sub>2</sub>O emission were found. There was a significant positive correlation between denitrification fluxes and water-filled pore space (WFPS). It is concluded that ammonia volatilization is negligible, whereas nitrification-denitrification is an important pathway of N losses during the tomato growing season.

**Key words** Ammonia volatilization; Denitrification loss; N<sub>2</sub>O emission; Polymer coated urea; Tomato