

追施猪粪沼液对菜地氨挥发的影响^{*}

靳红梅 常志州[†] 郭德杰 吴华山

(江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏省农业废弃物资源化工程技术中心, 南京 210014)

摘要 氨挥发是肥料氮素损失的主要途径之一。以厌氧发酵后的猪粪沼液为研究对象, 通过蔬菜大棚小区试验, 分析其作为追肥表施于冬季菜地(水芹(*Oenanthe clecumbens* L.)和扬花萝卜(*Raphanus sativus* L. Var. *Radiculus pers.*); 追施氮量分别为 72 kg hm^{-2} 和 54 kg hm^{-2})及夏季菜地(小白菜(*Brassica chinensis* L.)和大叶茼蒿(*Chrysanthemum carinatum* Schousb.)); 追施氮量分别为 42 kg hm^{-2} 和 63 kg hm^{-2})后的氨排放特征及其影响因子。研究表明: (1)施用猪粪沼液后菜地氨挥发激增, 沼液中氮素以氨挥发形态损失较快, 通常发生在施入后 48 h 内; (2)冬季芹菜地和萝卜地施用沼液后的累积氨排放量分别为 8.68 kg hm^{-2} 和 9.90 kg hm^{-2} , 显著高于化肥处理(4.06 kg hm^{-2} 和 5.59 kg hm^{-2}); 而夏季白菜地和茼蒿地则分别为 10.40 kg hm^{-2} 和 11.61 kg hm^{-2} , 与化肥处理间差异不显著(9.81 kg hm^{-2} 和 10.09 kg hm^{-2}); (3)冬季菜地施用沼液后氨挥发损失率分别达到 11.7% 和 17.7%, 显著低于夏季菜地(23.3% 和 26.8%); (4)0~10 cm 土层土壤温度、水分含量、可溶性有机碳含量、氮素水平及形态、微生物生物量及活性, 均与菜地氨挥发有较高的关联度。沼液作为追肥施入农田后会因其自身氨挥发和激发效应而使氨排放增加, 在施用过程中应特别注意温度的影响, 同时应选择合适的施用方式。

关键词 氨挥发; 猪粪沼液; 追肥; 蔬菜地

中图分类号 X71 **文献标识码** A

随着国家对农村生态环境与生物质能利用关注度的提高, 以畜禽粪便为发酵原料的沼气工程数量不断增加, 每年沼液排放量高达 1.3 亿 $\text{t}^{[1]}$ 。沼液含有大量氮、磷、钾等营养元素, 将其作为液体有机肥进行农田回用是沼液处理的主要途径^[2]。量化沼液还田后的氮素利用率是其资源化的一项重要内容。

氨挥发是肥料施用过程中氮素气态损失的一条重要途径^[3,4], 对肥料利用效率和大气质量产生负面影响^[5], 是全球面临的主要环境问题之一。化肥和固体有机肥还田后氨挥发的研究较多^[3, 6-9]; 而对于养殖废水(如沼液、尿液和冲圈水等)作为有机肥还田后的氨挥发损失报道较少^[5, 10]。

沼液呈微碱性($\text{pH} > 7.3$), 含有大量的速效养分, 特别是铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)占总氮量的 70% 以上^[2], 有利于自身氨挥发的发生^[10-11]。此外, 沼液中含有大量的可溶性有机碳(DOC), 一方面能够显著减少土壤中铵态氮向硝态氮转化的幅度^[8], 另一

方面可作为能量激发土壤微生物生长和活性^[12-13], 进而加速其对底物中有机氮的分解^[14], 在此过程中也可能有相当数量的氨产生。

国内对沼液的研究主要集中在其对作物产量、品质^[15], 以及土壤理化性状的影响等方面^[16], 对其肥料利用效率及环境效应的研究较少。沼液还田后是否会由于自身氨挥发或激发效应而使氨排放增加? 强度如何? 还没有系统的研究和报道。本论文以猪粪尿发酵沼液为试验材料, 通过设施蔬菜大棚小区试验, 研究了其作为追肥表施后对冬季和夏季四种菜地氨排放的影响, 旨在为提高沼液的肥效及减少环境影响提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

小区试验在江苏省农业科学院六合动物科学基地的无公害蔬菜大棚内进行。该基地位于南京

^{*} 公益性行业(农业)科研专项(200903011-01)和江苏省自主创新项目(610923cx(09)623)资助

[†] 通讯作者, E-mail: czhizhou@hotmail.com

作者简介: 靳红梅(1982—), 女, 河北吴桥人, 博士, 助理研究员, 主要从事农业废弃物资源化利用方面的研究。E-mail: jinhm1201@hotmail.com; 电话: 025-84390529

收稿日期: 2011-04-01; 收到修改稿日期: 2011-08-22

市六合区竹镇(32°29'N,118°37'E)。大棚于 2008 年投入使用,面积为 360 m²(36 m×10 m),前茬蔬菜为叶用莴苣,2009 年 10 月 5 日收获后此地休闲。每季蔬菜种植前大棚施入的基肥量为堆肥 740 kg(按 25 000 kg hm⁻²的用量施入)和复合肥(N:P:K=18:18:18)25 kg。堆肥为六合基地堆肥厂腐熟的猪粪、兔粪和秸秆混合物,有机质(OM)242 g kg⁻¹,总氮(TN)28.2 g kg⁻¹,总磷(TP)36.7 g kg⁻¹,总钾(TK)17.8 g kg⁻¹。试验地土壤为黄马肝土,0~10 cm 土层土壤 pH 为 6.49,容重 1.15 g cm⁻³,土壤有机碳(SOC)10.84 g kg⁻¹,全氮(TN)1.47 g kg⁻¹,碳氮比 7.37。

冬季种植蔬菜品种为水芹(*Oenanthe clecumbens* L.)和扬花萝卜(*Raphanus sativus* L. Var. *Radiculus pers.*),夏季种植蔬菜品种为小白菜(*Brassica*

chinensis L.)和大叶茼蒿(*Chrysanthemum carinatum* Schousb.),种子从江苏省明天种业公司购得。水芹和扬花萝卜于 2009 年 10 月 14 日移栽和播种,移栽的水芹高度约为 7 cm,移栽密度为 80 株 m⁻²,扬花萝卜撒播密度为 150 株 m⁻²,收获时间分别为 2009 年 12 月 31 日和 2010 年 1 月 15 日;小白菜和大叶茼蒿均于 2010 年 5 月 12 日播种,撒播密度为 200 株 m⁻²,收获时间分别为同年 6 月 11 日和 6 月 26 日。

1.2 供试沼液

沼液取自六合基地沼气工程的贮液池,发酵原料为猪粪尿及冲圈废水,反应器类型为连续搅拌反应器系统(continuous stirred-tank reactor;CSTR),已正常运行一年。沼液于试验开始前两天一次性取出,置于 PVC 桶内贮存,其基本养分含量见表 1。

表 1 供试猪粪沼液的理化特性
Table 1 Physical and chemical properties of digested pig slurry for field experiment

季节 Season	总固体含量 TS (g L ⁻¹)	pH	总氮 TN	总磷 TP	总钾 TK	可溶性有机碳 DOC	铵态氮 NH ₄ ⁺ - N	可溶性磷 DP
			(mg L ⁻¹)					
冬季 Winter	1.05	7.34	331.5	42.7	209.4	281.5	314.9	13.9
夏季 Summer	1.21	7.43	400.5	54.8	264.0	354.9	365.7	15.8

1.3 试验处理

每种蔬菜设四个追肥处理,分别为:完全施用沼液(DPS)、完全施用化肥(CF)、50% N 来自沼液+50% N来自化肥(DCF)以及空白处理(CT)。每个处理重复 3 次,12 个处理小区完全随机排列。小区面积为 2.5 m×1.5 m,各小区间设置 1 m 宽的保护行。

根据蔬菜养分需求,冬季和夏季每次追施的氮量分别为 18 kg hm⁻²和 21 kg hm⁻²,折算后每个小区施用的沼液量为 20 L。由于沼液中还含有大量的磷和钾(表 1),为使各追肥处理的氮、磷和钾的用量一致,CF 和 DCF 处理除了施用尿素作为氮源外,还添加了磷酸氢二钾(K₂HPO₄·3H₂O)和硫酸钾(K₂SO₄)作为磷和钾的补充。CF 处理中冬季为尿素 14.2 g+K₂HPO₄·3H₂O 6.4 g+K₂SO₄ 4.5 g,夏季为尿素 17.2 g+K₂HPO₄·3H₂O 8.2 g+K₂SO₄ 5.4 g,溶于 20 L 清水后施入;DCF 处理中尿素、K₂HPO₄·3H₂O 和 K₂SO₄ 的用量均为 CF 处理的 50%,溶于 10 L 沼液中,并用清水稀释至 20 L 后施入。肥料人工用喷壶洒施均匀。追肥时间为:水芹

移栽后第 12、27、50 和 77 天;扬花萝卜播种后第 12、27 和 50 天;小白菜播种后第 16 和 23 天;大叶茼蒿播种后第 16、23 和 34 天。各处理其他田间管理措施相同。

1.4 样品采集与测定

1.4.1 氨挥发的测定 挥发的氨采用密闭法进行捕获^[17]。装置由内径 15 cm、高 15 cm 的硬质 PVC 管底座和管盖制成。在蔬菜种植后 24 h(冬季)或 48 h(夏季)内将 PVC 管无底的一端插入土壤 5 cm 深处,在整个生长期内保持位置不变并保持管内无植物。不测定时将管盖打开使空气正常流通。冬季测定时间为蔬菜种植后第 8、12(第一次追肥)、14、15、16、17、18、19、21、23、24、26、28(第二次追肥)、30、31、33、34、36、38、39、41、45、51(第三次追肥)、53、54、56、58、60、63、65、67、70、78(第四次追肥)、79、81、85、87 和 89 天;夏季测定时间为蔬菜种植后第 7、10、15、16(第一次追肥)、17、19、21、23(第二次追肥)、24、25、27、29、31、34(第三次追肥)、35、37、39、41 和 43 天。测定时,在底座内放入 6 cm 高的塑料支架,将装有 20 ml 2% 硼酸(H₃BO₃)溶液

的培养皿放在支架上,拧紧 PVC 管盖,并均匀涂抹一层凡士林确保形成一个完全密闭的环境,用以吸收挥发的氨 (NH_3)。收集 24 h 后打开管盖,将 H_3BO_3 溶液转移至 100 ml 三角瓶中,用 $[\text{H}^+]$ 浓度为 0.005 mol L^{-1} 的硫酸 (H_2SO_4) 溶液进行滴定。此方法测定的氨排放速率的计算公式为:

$$\text{NH}_3 - \text{N} (\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}) = C \times V \times 14/A$$

式中, C 为 $[\text{H}^+]$ 浓度, V 为滴定用去标准酸的体积, 14 为 N 的摩尔质量, A 为密闭装置的底面积。

由于密闭法所测定的氨挥发量较实际氨挥发量小,因此通过室内模拟得到校正系数为 0.65 (试验方法详见王朝辉等^[17])。

1.4.2 土壤温度和水分的测定 土壤 0 ~ 10 cm 温度采用温度记录仪 (WS-T41PRO, 杭州微松环境科技有限公司) 实时监测, 同层土壤体积含水量 (VWC) 采用土壤水分速测仪 (FieldScout TDR 300, Spectrum technologies, Inc., America) 测定。

1.4.3 土壤样品的采集和测定 每次追肥后一天和第二次追肥前一天各取 0 ~ 10 cm 土层土样 1 kg。一部分于 0 ~ 4 °C 条件下保存, 测定硝态氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$)、铵态氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、可溶性有机碳 (DOC)、可溶性总氮 (DTN) 和土壤微生物指标; 另一部分土样风干、研磨后测定其 pH、有机碳 (SOC) 和全氮 (TN)。

土壤 pH 采用 2.5:1 (v/w) 的水土比制备土壤悬液, 用 pH 计测定 (PHS-2F, 上海精密科学仪器有限公司); SOC 采用重铬酸钾氧化滴定法; TN 采用凯氏定氮仪 (Gerhardt Vapodest 30s, Germany); DOC 和 DTN 采用 0.5 mol L^{-1} 硫酸钾 (K_2SO_4) 溶液浸提后, 用 TOC 仪 (Elementar liqui TOC II, Germany) 测定浸提液中有有机碳和总氮的含量; 无机氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N}$) 浓度采用 2 mol L^{-1} 氯化钾 (KCl) 溶液浸提后, 用连续流动分析仪 (FIAstarTM 5000 Systems, FOSS, USA) 测定; 土壤可溶性有机氮 (DON) 为 DTN 与无机氮的差值; 土壤微生物生物量碳 (MBC) 和氮 (MBN) 采用氯仿熏蒸浸提法^[18], 微生物活性 (即微生物基础呼吸速率; BR) 采用呼吸瓶测定法^[19]。

1.5 数据分析

追肥后累积氨挥发量随时间的变化采用幂函数进行非线性回归分析, 得到某一时段内氨挥发量 N_{max} (kg hm^{-2})。由 Michaelis - Menten 模型计算出

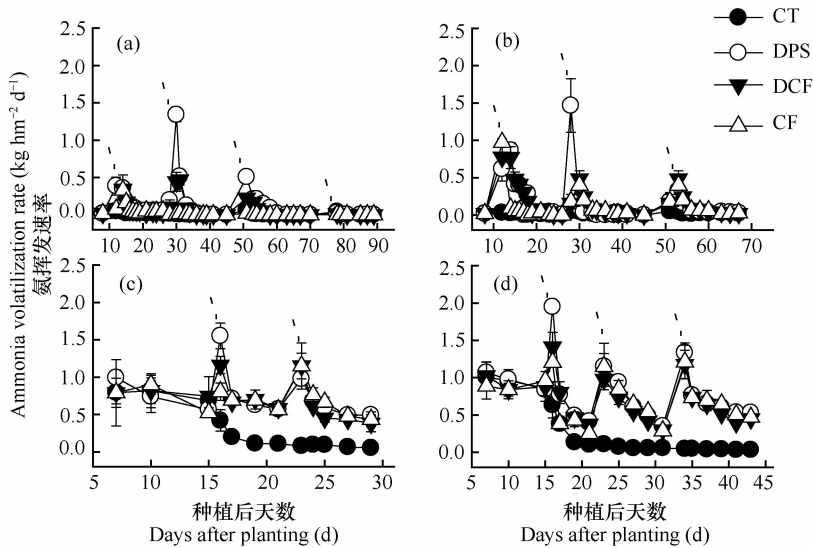
氨挥发量达到 $1/2 N_{\text{max}}$ 时所需的时间 K_m (d), 以此表征肥料中氮素以氨的形式损失的快慢^[20]。实际氨挥发量 $N_{\text{max}}' = N_{\text{max}}/0.65$, 氨挥发损失率 (f) = $N_{\text{max}}'/N_{\text{肥料}} \times 100\%$, 即通过氨挥发损失的氮素占肥料中氮素的比值。

四种作物各追肥处理间的差异采用重复测量方差分析, 多重比较采用 Duncan 法; 0 ~ 10 cm 土层土壤理化指标 (温度、水分、速效养分, 以及微生物生物量和活性) 与该取样时刻氨挥发速率 (芹菜地 8 次, 萝卜地 6 次, 白菜地 4 次, 茼蒿地 6 次) 进行灰色关联度分析^[21]; 同季的两种菜地间以及冬季和夏季菜地间氨挥发的差异采用独立样本 t 检验。数据分析软件为 SPSS 13.0。

2 结果与分析

2.1 追肥后菜地氨排放特征

2.1.1 氨挥发动态 冬季和夏季追肥后菜地氨排放速率激增 (除芹菜第四次追肥后), 冬季菜地施用沼液后氨挥发显著高于其他处理, 而夏季施用沼液后氨挥发与其他处理差异不大 (图 1)。可能是由于夏季追肥后菜地氨挥发测定时间较短, 而短期内氨的排放主要源于肥料自身, 温度是其直接的驱动因子, 因此各追肥处理间氨挥发差异不显著。追肥后氨挥发增加的持续时间较短, 一般发生在 24 ~ 48 h 内 (即 K_m 值; 表 2)。叶菜类菜地 (水芹、小白菜和大叶茼蒿) 各处理中 K_m 值的变化趋势为 $\text{DPS} < \text{DCF} < \text{CF} < \text{CT}$, 而根茎类菜地 (扬花萝卜) 各处理中 K_m 值的变化趋势为 $\text{CF} < \text{DCF} < \text{DPS} < \text{CT}$ (表 2)。叶菜类菜地追施沼液后的 K_m 值小于萝卜地 (表 2), 表明沼液在叶菜类菜地上施用氮素以氨的形式损失得较根茎类菜地快。造成这种现象的可能原因是: 根茎类蔬菜地下部直根的膨大对土壤起了疏松作用, 促进了施用的沼液向更深的土层迁移, 可能减缓其中氨的挥发速率。例如, Nyord 等 (2008) 研究发现, 在肥料施用深度为 10 mm 和 30 mm 时, 氨挥发分别比表施时减少 10% 和 30%^[22]。需要说明的是, 表 2 所列出的 K_m 值是单次追肥后拟合计算所得结果的平均值, 而在根茎类作物生长前期追施沼液后 (即第一次追肥后), 氮素以氨挥发形式的损失量较叶菜菜地大。



注: a.水芹; b.扬花萝卜; c.小白菜; d.大叶茼蒿; 箭头表示追肥时间; 处理编码: CT-对照, DPS-100%沼液, DCF-50%沼液+50%化肥, CF-100%化肥 Note: a. Cress; b. Radish; c. Pak choi; d. Crown daisy. Arrows indicated the topdressing times. Treatment code: CT-control, DPS-100% digested pig slurry, DCF- mixed digested pig slurry and chemical fertilizer in equal part, CF-100% chemical fertilizer

图 1 追肥后菜地氨挥发速率

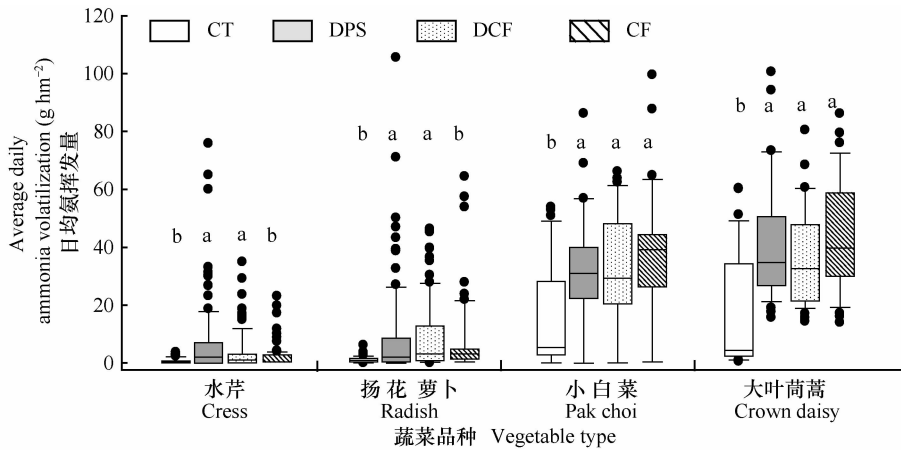
Fig. 1 Ammonia volatilization rate after topdressing in vegetable fields

整个生长季平均氨排放速率在追施沼液的处理中最大,且显著高于其他追肥处理(图2),即 $DPS > DCF > CF > CT$ (芹菜地 $F = 11.75, p < 0.001$; 萝卜地 $F = 9.65, p < 0.001$; 白菜地 $F = 6.73, p < 0.001$; 茼蒿地 $F = 15.38, p < 0.001$)。冬季两种菜地日均氨挥发速率差异显著($p < 0.05$),即芹菜地 < 萝卜地(图2);但 DPS 处理中二者无显著差异,主要是氨挥发速率变异较大造成的(图2)。夏季茼蒿地日均氨挥发速率略高于白菜地,但是差异不显著(图2)。这与 Das 等(2009)在稻田中的研究结果相反,他们发现施用尿素后的土壤氨挥发量远大于使用有机肥后的土壤氨挥发量^[8]。追施沼液处理的氨挥发速率高主要有两个原因:(1)沼液直接产生。沼液中含有大量的 NH_4^+-N ,且 pH 大于 7.3,在环境条件适宜时很容易形成氨排放到大气中,且 NH_4^+-N 浓度越大,氨释放越快^[10];(2)土壤有机氮的分解间接产生。沼液中含有大量的速效碳源(猪粪沼液中 DOC 的含量一般为 $700 \sim 1\,200\text{ mg L}^{-1}$)^[2],可以激发土壤微生物(如氨化细菌)活性,加速土壤中有有机氮降解为简单含氮化合物,脱氨基过程中转变为氨排放到大气中^[13]。

2.1.2 累积氨排放量和氮素损失率 冬季和夏季追肥后,菜地累积氨挥发量用 Michaelis-Menten 公

式的拟合结果见图3。各处理单次追肥后累积氨挥发量与模型的拟合度均达到显著水平(表2),夏季($p < 0.001$)大于冬季($p < 0.01$)。其中,冬季各处理累积氨挥发量与模型的拟合度在 DPS 处理中最高($R^2 > 0.85, p < 0.01$),夏季则是在 DCF 和 CF 处理中最高($R^2 > 0.98, p < 0.001$)。模拟计算结果表明,冬季追施沼液后芹菜地和萝卜地的累积氨挥发量分别达到 8.68 kg hm^{-2} 和 9.90 kg hm^{-2} ,显著高于其他处理($p < 0.05$),即 $DPS > DCF > CF > CT$ (表2);夏季白菜地和茼蒿地其值分别达到 10.40 kg hm^{-2} 和 11.61 kg hm^{-2} (表2),除了显著高于对照外($p < 0.05$),与其他处理差异均不显著(表2)。同季的两种菜地间差异也不显著(表2)。夏季单次追肥量仅为冬季的 1.2 倍,但是日均氨挥发量却为冬季的 4.5 倍~9.1 倍。

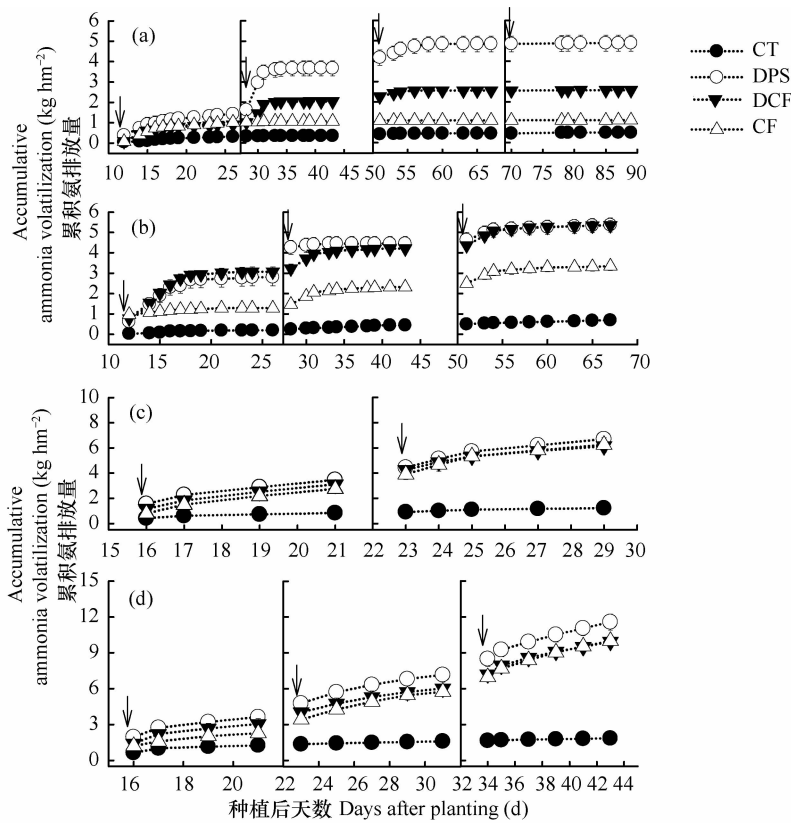
冬季芹菜地和萝卜地追施沼液处理的氨挥发损失率(f)约为 12% 和 18%,显著高于其他处理,即 $DPS > DCF > CF$ ($p < 0.05$; 表2)。这与已有报道中施用化肥的黄瓜地(18%)和白菜地(17%)相差不大^[9, 11],但远高于已报道的马唐和冬萝卜轮作菜地(1.21%~1.50%)^[23]。夏季白菜地和茼蒿地追施沼液处理的 f 值约为 23% 和 27%,与其他处理差异不大,但显著高于冬季菜地和已有的报道结果。



注：处理编码同图1；箱体上线、中线和下线分别表示第三四分位值、中值和第一四分位值；虚线表示平均值；最上方和最下方的线段表示最大值和最小值；黑点表示异常值 Note: Treatment codes were the same as Fig. 1. The upper middle and lower edges of the box indicated the 75th and the 25th percentiles of the data set, respectively. The broken line and fine line indicated the mean and medium values, respectively. The vertical line indicated the minimum and maximum data values. The black dots outside the ends of the vertical lines were outlier or suspected outlier

图 2 菜地各追肥处理日均氨挥发量

Fig. 2 Average daily ammonia volatilization rates from four types of vegetable fields



注：a.水芹；b.扬花萝卜；c.小白菜；d.大叶茼蒿；箭头表示追肥时间；处理编码同图1 Note: a. Cress; b. Radish; c. Pak choi; d. Crown daisy. Arrows indicated the topdressing times. Treatment codes were the same as Fig. 1

图 3 2009 年冬季和 2010 年夏季菜地各追肥处理的累积氨挥发量

Fig. 3 Accumulative ammonia volatilization during the growing periods of vegetables in winter 2009 and summer 2010 , respectively

表 2 种植季内菜地氨挥发总量及氮素损失率

Table 2 Accumulative ammonia volatilization and loss rate of nitrogen from topdressing fertilizer during the growing period of vegetables							
季节	蔬菜品种	追肥处理	种植天数	累积排放量 $N_{\max}'$	K_m	拟合度 R^2	损失率 f
Season	Vegetable type	Treatment	Planting time (d)	Accumulative ammonia volatilization $N_{\max}'$ (kg hm ⁻²)	(d)	Degree of fitting R^2	loss rate f (%)
冬季	水芹	CT	93	0.84	2.17	0.80**	—
Winter	Cress	DPS	93	8.68	1.23	0.85**	11.7
		DCF	93	4.52	1.24	0.78**	5.9
		CF	93	4.06	1.31	0.75**	5.3
		CT	67	1.12	3.15	0.83**	—
	Radish	DPS	67	9.90	2.23	0.86**	17.7
		DCF	67	8.92	1.68	0.70**	15.8
		CF	67	5.59	1.18	0.80**	9.7
		CT	29	1.91	2.62	0.95***	—
夏季	小白菜	CT	29	1.91	2.62	0.95***	—
Summer	Pak choi	DPS	29	10.40	1.57	0.98***	23.3
		DCF	29	9.54	1.58	0.99***	21.2
		CF	29	9.81	1.88	0.97***	21.9
		CT	43	1.87	2.13	0.98***	—
	Crown daisy	DPS	43	11.61	1.80	0.97***	26.8
		DCF	43	10.02	1.88	0.98***	22.9
		CF	43	10.09	1.91	0.99***	23.1
		CT	43	10.09	1.91	0.99***	23.1

注: ** 和 *** 分别表示 $p < 0.01$ 和 0.001 Note: ** and *** indicated the significance level of 0.01 and 0.001, respectively

2.2 菜地氨挥发的影响因子

由于试验条件的限制,对土壤样品理化指标的测定仅在每次施入沼液前一天和后一天分别取样,样本数量较少,包含有大量的未知信息。如果采用逐步回归分析模型,在提取氨挥发影响因子时存在很大的不确定性,难以探讨结果的实质和意义。因此我们采用

灰色关联度模型对氨挥发可能的影响因子进行邓氏关联度分析。结果表明,冬季和夏季菜地追肥后,0 ~ 10 cm 土层土壤温度、水分、pH、DOC、DON 和 NH_4^+ -N 含量、微生物生物量及活性均与氨挥发速率有较高的关联度(表 3)。其中,DOC、DON、MBC 和 BR 与氨挥发的关系最大(表 3)。

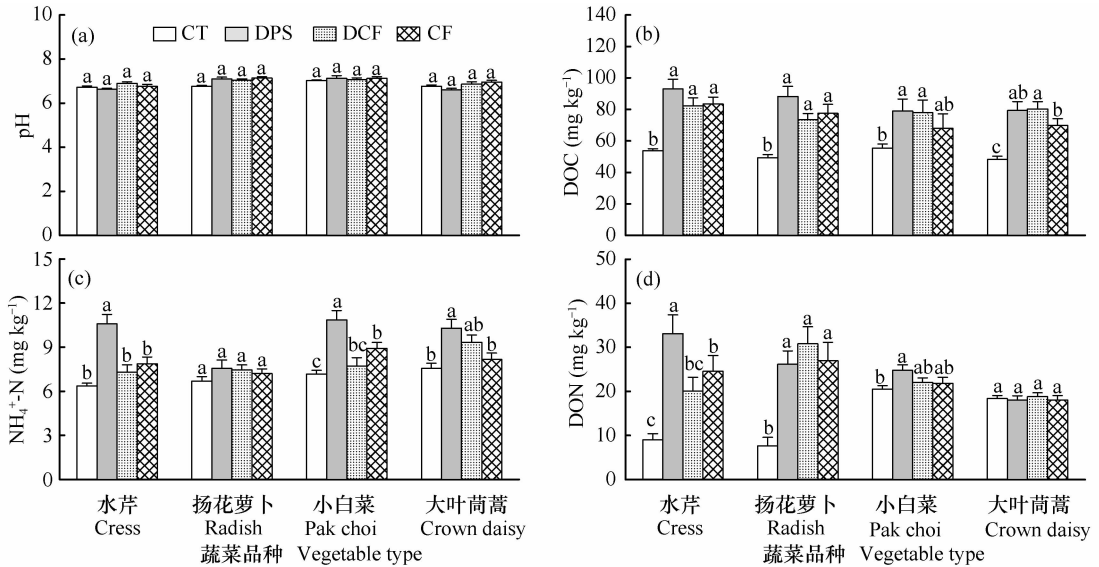
表 3 氨挥发速率与 0 ~ 10 cm 土层土壤理化指标的灰色关联度

Table 3 Gray relationship analysis between ammonia volatilization and soil physical and chemical indicators at 0 ~ 10 cm depth during the growing periods of vegetables in winter 2009 and summer 2010												
蔬菜品种	样本量	TEM	VWC	pH	DOC	DON	NH_4^+ -N	MBC	MBN	MBCN	BR	$q\text{CO}_2$
Vegetable type	Samplesize											
水芹	(n = 8)	0.621	0.645	0.548	0.623	0.681	0.579	0.675	0.644	0.201	0.682	0.014
Cress												
扬花萝卜	(n = 6)	0.669	0.647	0.623	0.601	0.676	0.597	0.641	0.635	0.194	0.627	0.102
Radish												
小白菜	(n = 4)	0.606	0.606	0.644	0.719	0.690	0.671	0.690	0.670	0.200	0.650	0.128
Pak choi												
大叶茼蒿	(n = 6)	0.593	0.633	0.569	0.647	0.587	0.641	0.674	0.658	0.188	0.642	0.144
Crown daisy												

注:TEM-0 ~ 10 cm 土壤温度,VWC-体积含水量,DOC-可溶性有机碳,DON-土壤可溶性有机氮, NH_4^+ -N-铵态氮,MBC-土壤微生物生物量碳,MBN-土壤微生物生物量氮,MBCN-土壤微生物生物量碳氮比,BR-土壤微生物基础呼吸速率, $q\text{CO}_2$ -土壤微生物代谢熵 Note: TEM-soil temperature at 0 ~ 10 cm depth, VWC-volume water content, DOC-dissolved organic carbon, DON-dissolved organic nitrogen, NH_4^+ -N-ammonia nitrogen, MBC-soil microbial biomass carbon, MBN-soil microbial biomass nitrogen, MBCN-ratio of soil microbial biomass carbon and nitrogen, BR-soil microbial basal respiration, $q\text{CO}_2$ -soil microbial metabolic quotient

除 pH 外(图 4a),DOC、DON、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量以及 MBC、MBN 和 BR 在各追肥处理间差异显著($p < 0.05$),且 DPS 处理显著高于 CF 处理(图 4b~图 4d;图 5a~图 5c)。夏季土壤 pH、DOC 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量与冬季相差不大,但 DON 显著低于冬季($p <$

0.01;图 4d),而 MBC、MBN 以及 BR 显著高于冬季($p < 0.05$,图 5a~图 5c)。综合上述结果,分析土壤中 DON 季节间变化的主要原因是,夏季温度升高有利于微生物的活动,造成土壤有机氮分解加速,导致土壤中速效氮源的消耗。



注: a. pH; b.可溶性有机碳; c.铵态氮; d.可溶性有机氮; 不同小写字母表示各追肥处理间差异显著 ($p < 0.05$) ; 处理编码同图1 Note: a. pH; b. dissolved organic carbon; c. ammonia nitrogen; d. dissolved organic nitrogen. Different small letters indicated the significant differences between four topdressing treatments ($p < 0.05$). Treatment codes were the same as Fig. 1

图 4 2009 年冬季和 2010 年夏季菜地 0 ~ 10 cm 土层土壤平均 pH、可溶性有机碳、铵态氮和可溶性有机氮含量
Fig. 4 Average soil pH, contents of dissolved organic carbon, ammonia nitrogen and dissolved organic nitrogen at 0 ~ 10 cm depth during the growing period of vegetables in winter 2009 and summer 2010, respectively

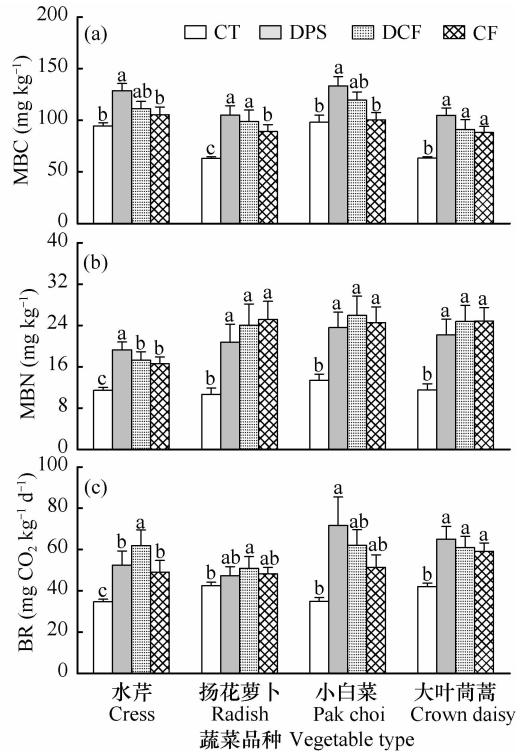
3 讨 论

肥料施用过程的氨挥发是氮素气态损失的一条重要途径^[3]。氨挥发与环境氮素水平和形态(如 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度)、土壤特性(如 pH、质地)等密切相关^[10, 24]。在相同 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 水平下,土壤 pH 每升高一个单位,土壤氨挥发量增加 10 倍^[10]。沼液自身的弱碱性($\text{pH} > 7.3$)及其含有的大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 使得其中的氮素很容易以氨气的形式挥发至大气中,加上研究中土壤近中性,因此追施沼液后氮素以氨的形式损失得较快($K_m < 48$ h,表 2),氨挥发速率激增(图 1)。

除了肥料自身的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 产生的氨以外,土壤微生物(如氨化菌)分解有机氮也是一个主要因素,且与土壤微生物生物量和活性密切相关(表 3),持续的时间可能更长。由于沼液中氮素含量有限,因此多作为追肥施用。沼液中含有大量的 DOC(猪粪沼液中其含量一般为 $700 \sim 1\,200\text{ mg L}^{-1}$)^[2],进入

土壤后可作为速效能量刺激土壤微生物生长,增加其活性^[12-13]。虽然研究中没有测定与产氨直接相关的菌群的数量和活性,但是从总的微生物生物量和活性这两个指标看,施用沼液的处理显著高于化肥处理(图 5)。由此推测追施沼液可能加速微生物对底物中有机氮的氨化作用^[8, 14],进而导致其氨挥发显著高于化肥处理。特别是在追肥 48 h 后,由微生物分解底物所产生的氨量在总氨排放中的比重可能逐渐增加,但比例究竟有多大仍需要深入的研究。

在相同追肥处理条件下,温度升高也会造成氨挥发增加^[6, 10, 24]。沼液还田时较高的温度一方面会极大地影响沼液自身的氨挥发强度,另一方面微生物活性可能较低温时增加,加速底物中有机氮的分解^[14],在此过程中也可能有相当数量的氨产生。冬季芹菜地第四次追肥后,氨挥发速率没有显著的增加,主要的原因是此时气温和土温较低,除了直接影响沼液自身的氨挥发外,还可能降低土壤微生物活性(图 5),从而会减少由于微生物活动所产生



注: a.微生物量碳 (MBC) ; b.微生物量氮 (MBN) ; c.微生物基础呼吸速率 (BR) ; 不同小写字母表示各追肥处理间差异显著 ($p < 0.05$) ; 处理编码同图1 Note: a. microbial biomass carbon (MBC); b. microbial biomass nitrogen (MBN); c. microbial basal respiration (BR). Different small letters indicated the significant differences between four topdressing treatments ($p < 0.05$). Treatment codes were the same as Fig. 1

图 5 2009 年冬季和 2010 年夏季生长季菜地 0 ~ 10 cm 土层平均土壤微生物生物量碳和氮及活性

Fig. 5 Average soil microbial biomass carbon, nitrogen and basal respiration at 0 ~ 10 cm depth during the growing periods of vegetables in winter 2009 and summer 2010, respectively

的氨。夏季气温和土温较高,虽然单次追肥量仅为冬季的 1.2 倍,但是日均氨挥发量为冬季的 4.5 倍~9.1 倍。因此,在施用沼液等 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量较高的肥料时,施用时间选择十分重要^[25-26],否则会造成氮素的大量损失,并影响大气环境。

设施大棚的快速发展已成为蔬菜种植的主要模式之一^[27]。特别是冬季大棚种植蔬菜,由于密闭保温的时间较长,如果肥料中的氮素通过氨的形式累积在空气中,很容易造成氨毒害。研究结果表明,追施沼液的氨挥发损失率(f)显著高于化肥,同时也高于其他菜地的报道结果^[11, 24-25]。但在冬季和夏季单次追施沼液 $\text{N } 18 \text{ kg hm}^{-2}$ 和 21 kg hm^{-2} 的条件下,菜地日均氨排放速率仅为大田作物的 3% ~ 20%^[10, 26]。在此施肥量下,施用沼液后菜地整个生长季氨挥发累积量不大,不会对植物造成氨毒害;相反,大棚空气中适当浓度的氨可能作为植物生长的气体肥料^[25]。

种植根茎类和叶菜类蔬菜的菜地追施沼液后氨挥发特征有所不同。虽然整个生长季内萝卜地

追施沼液后其中的氮素以氨挥发的形式损失得较慢(即 K_m 值较大,表 2),但其氨挥发的持续时间更长,排放强度更大(特别是第一次追肥后,图 1b),导致平均氨排放速率和累积排放量均显著大于叶菜类菜地。一方面,可能是因为叶菜类蔬菜生长速率快,对氮吸收快且吸收量大,肥料氮损失较小;另一方面,土壤微生物活动也可能是造成差异的原因之一。萝卜地氨挥发与 MBC 显著相关(表 3),且 MBC 和 BR 均显著高于芹菜地($p < 0.01$;图 5a 和图 5c),可能加速土壤有机氮的分解,进而增加氨排放总量。由于试验中只有一种根茎类的蔬菜,因此仅从氨挥发损失的角度讲,沼液是否在叶菜类蔬菜上施用其肥料利用效率更高还有待进一步研究。

综上,沼液在施用过程中应采取适当的施肥方式以减少其氨挥发损失。沼液在还田过程中应避免高温时施用,同时用硫酸酸化此类铵化类型的肥料并适当深施对减少氨挥发损失效果更明显^[22]。直接滴灌是深施减少氨挥发最有效的方式^[28],但是滴灌对设备的要求很高,沼液中颗粒物和微生物絮

凝体含量较高^[2],会造成滴灌设备堵塞。此外,要避免滴灌时由于沼液浓度过高而对植物根系造成的伤害。如何降低沼液应用过程中的设备成本,增加其推广效果,是后续沼液田间应用的主要研究方面之一。

4 结 论

菜地追施沼液后氨挥发激增,且通常发生在施入后 48 h 内,整个生长季氨挥发总量和氮素损失率高于化肥。除了沼液自身的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 产生的氨外,可能存在沼液中 DOC 激发土壤微生物活性,通过分解底物中有机氮而增加氨挥发的作用。土壤温度、水分、氮素水平和形态、微生物生物量及其活性是影响氨挥发的主要因子。种植叶菜类和根茎类蔬菜的菜地追施沼液后氨挥发特征有所不同。从提高肥效、减少大气污染的角度讲,沼液在还田过程中应特别注意施用温度,同时应选择合适的运筹方式。

参 考 文 献

- [1] Lu J, Zhu L, Hu G, et al. Integrating animal manure-based bioenergy production with invasive species control: A case study at Tongren Pig Farm in China. *Biomass and Bioenergy*, 2010, 34(6): 821—827
- [2] 靳红梅,常志州,叶小梅,等. 江苏省大型沼气工程沼液理化特性分析. *农业工程学报*, 2010, 27(1): 291—296. Jin H M, Chang Z Z, Ye X M, et al. Physical and chemical characteristics of anaerobically digested slurry from large-scale biogas project in Jiangsu Province (In Chinese). *Transactions of the CSAE*, 2010, 27(1): 291—296
- [3] Cai G X, Chen D L, Ding H, et al. Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2): 187—195
- [4] Bittman S, Mikkelsen R. Ammonia emissions from agricultural operations: Livestock. *Better Crops with Plant Food*, 2009, 93(1): 28—31
- [5] Fanguero D, Senbayran M, Trindade H, et al. Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. *Bioresource Technology*, 2008, 99(15): 7 132—7 142
- [6] 宋勇生,范晓晖,林德喜,等. 太湖地区稻田氨挥发及影响因素的研究. *土壤学报*, 2004, 41(2): 265—269. Song Y S, Fan X F, Lin D X, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region and its influencing factors (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(2): 265—269
- [7] 李红梅,关春林,周怀平,等. 施肥培肥措施对春玉米农田土壤氨挥发的影响. *中国生态农业学报*, 2007, 15(5): 76—79. Li H M, Guan C L, Zhou H P, et al. Effect of fertilization on soil ammonia volatilization in spring corn fields (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(5): 76—79
- [8] Das P, Sa J -H, Kim K -H, et al. Effect of fertilizer application on ammonia emission and concentration levels of ammonia, nitrate, and nitrite ions in a rice field. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 154(1/4): 275—282
- [9] 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
- [10] Martines A M, Nogueira M A, Santos C A, et al. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. *Bioresource Technology*, 2010, 101(12): 4 690—4 696
- [11] 葛晓光,王晓雪,付亚文,等. 长期定位施氮条件下菜田氮素循环的研究. *中国蔬菜*, 1999(1): 13—17. Ge X G, Wang X X, Fu Y W, et al. Studies on nitrogen cycle under experiment of long-term, fixed position nitrogen application in vegetable field (In Chinese). *China Vegetables*, 1999(1): 13—17
- [12] Fontaine S, Barot S, Barre P, et al. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 2007, 450(7 167): 277—280
- [13] Subke J -A, Hahn V, Battipaglia G, et al. Feedback interactions between needle litter decomposition and rhizosphere activity. *Oecologia*, 2004, 139(4): 551—559
- [14] Moorhead D L, Sinsabaugh R L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs*, 2006, 76(2): 151—174
- [15] 王卫平,朱凤香,陈晓阳,等. 沼液浇灌对土壤质量和萝卜产量品质的影响. *中国农学通报*, 2009, 25(24): 484—487. Wang W P, Zhu F X, Chen X Y, et al. Influence of biogas slurry irrigation on the soil environment and radish quality (In Chinese). *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(24): 484—487
- [16] 张媛,洪坚平,王炜,等. 沼液对石灰性土壤速效养分含量的影响. *中国沼气*, 2008, 26(2): 14—16. Zhang Y, Hong J P, Wang W, et al. Effect of biogas slurry on the available nutrient of calcareous soil (In Chinese). *China Biogas*, 2008, 26(2): 14—16
- [17] 王朝辉,刘学军,巨晓棠,等. 田间土壤氨挥发的原位测定——通气法. *植物营养与肥料学报*, 2002, 8(2): 205—209. Wang Z H, Liu X J, Ju X T, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2002, 8(2): 205—209
- [18] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703—707
- [19] Hu S, van Bruggen A H C. Microbial dynamics associated with multiphasic decomposition of ^{14}C -labeled cellulose in soil. *Microbial Ecology*, 1997, 33(2): 134—143
- [20] Sommer S G, Ersbøll A K. Soil tillage effects on ammonia volatil-

- ization from surface-applied or injected animal slurry. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23(3): 493—498
- [21] 谭学瑞, 邓聚龙. 灰色关联分析: 多因素统计分析新方法. 统计研究, 1995, 12(3): 46—48. Tan X R, Deng J L. Grey connected analysis: A new method of multifactor statistical analysis (In Chinese). *Statistical Research*, 1995, 12(3): 46—48
- [22] Nyord T, Schelde K M, Sogaard H T, et al. A simple model for assessing ammonia emission from ammoniacal fertilisers as affected by pH and injection into soil. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(19): 4 656—4 664
- [23] 崔键, 周静, 马友华, 等. 春季马唐—秋季冬萝卜红壤和黄壤中尿素氨挥发损失状况的研究. 安徽农业大学学报, 2007, 34(2): 265—269. Cui J, Zhou J, Ma Y H, et al. N-loss of ammonia-volatilizing from urea applied in both red soil and yellow soil with the rotation of *Digitaria ischaemum* in spring and winter radish in autumn (In Chinese). *Journal of Anhui Agricultural University*, 2007, 34(2): 265—269
- [24] 李宗新, 王庆成, 刘开昌, 等. 不同施肥模式下夏玉米田间土壤氨挥发规律. 生态学报, 2009, 29(1): 307—314. Li Z X, Wang Q C, Liu K C, et al. Law of field soil ammonia volatilization in summer maize under different fertilizer patterns (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(1): 307—314
- [25] Castro A, Stulen I, De Kok L J. Atmospheric NH_3 as plant nutrient: A case study with *Brassica oleracea*. *Environmental Pollution*, 2008, 154(3): 467—472
- [26] Mkhabela M S, Gordon R, Burton D, et al. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 130(1/2): 41—49
- [27] Van der Stelt B, Temminghoff E J M, Van Vliet P C J, et al. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. *Bioresource Technology*, 2007, 98(18): 3 449—3 455
- [28] Rotz C A. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 2004, 82(13): E 119—E 137

EFFECT OF TOPDRESSING WITH DIGESTED PIG SLURRY ON AMMONIA VOLATILIZATION IN VEGETABLE FIELDS

Jin Hongmei Chang Zhizhou[†] Guo Dejie Wu Huashan

(Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Jiangsu Agricultural Waste Treatment and Recycle Engineering Research Center, Nanjing 210014, China)

Abstract Ammonia (NH_3) volatilization is a major pathway for gaseous nitrogen loss from fields applied with manure. To explore effects of topdressing of bio-digested manure slurry on ammonia volatilization, a field experiment was carried out in a vegetable greenhouse, applying bio-digested pig manure slurry (DPS) on winter vegetable, cress (*Oenanthe clemumbens* L.) and radish (*Raphanus sativus* L. Var. *Radiculus pers.*), and summer vegetable, pak choi (*Brassica chinensis* L.) and crown daisy (*Chrysanthemum carinatum* Schousb.). The topdressing rates of nitrogen were 72 kg hm^{-2} , 54 kg hm^{-2} , 42 kg hm^{-2} and 63 kg hm^{-2} , respectively, during the growing periods of vegetables. Results showed that (1) topdressing of DPS led to explosion of ammonia volatilization within 48 h; (2) the accumulative ammonia release of the growing season reached 8.68 kg hm^{-2} and 9.90 kg hm^{-2} in cress and radish fields, respectively, which were significantly higher than those in the plots topdressing with chemical fertilizer (CF) (4.06 kg hm^{-2} and 5.59 kg hm^{-2}); however, in the pak choi and crown daisy fields, the value was 10.40 kg hm^{-2} and 11.61 kg hm^{-2} , respectively, which were not so significantly higher than those in the plots topdressing with CF (9.81 kg hm^{-2} and 10.09 kg hm^{-2}); (3) ammonia volatilization contributed 11.7% and 17.7% to the total N loss, respectively in the cress and radish plots topdressing with DPS in winter, and 23.3% and 26.8% in the pak choi and crown daisy plots in summer. The former was significantly lower than the latter; (4) temperature, water content, content of soluble organic carbon, form and concentration of nitrogen, biomass and activity of microbes in the surface soil at 0 ~ 10 cm depth were found to be the main contributors to ammonia volatilization. Application of bio-digested manure slurry in the vegetable field increased nitrogen loss through ammonia volatilization from DPS per se and its stimulative effect on decomposition of soil organic nitrogen. It is, therefore, essential to pay adequate attention to effects of temperature and application method in using bio-digested manure slurry as a soil amendment.

Key words Ammonia volatilization; Bio-digested pig manure slurry; Topdressing; Vegetable field