

水稻分蘖期沼液施灌对农田水体氮素的影响*

王子臣^{1,2†} 管永祥^{2†} 盛婧¹ 梁永红² 吴昊² 陈留根¹ 郑建初^{1**}

(1. 江苏省农业科学院循环农业研究中心 南京 210014; 2. 江苏省农业环境监测与保护站 南京 210036)

摘要 沼液作为农牧生产废弃物能源化的副产物,是农业面源污染物的重要来源,又是水环境保护亟待解决的薄弱环节。为研究农田安全消纳沼液技术,本文通过设置BS10(一次性基施沼液 1 000 t·hm⁻²)、300%BS(沼液 300%常规施N替代,分蘖期施灌沼液 635.29 t·hm⁻²)、200%BS(沼液 200%常规施N替代,分蘖期施灌沼液 423.53 t·hm⁻²)、100%BS(沼液 100%常规施N替代,分蘖期施灌沼液 211.76 t·hm⁻²)、CF(常规施肥)、CK(不施肥)等处理,监测了稻麦两熟制农田稻季分蘖期田面水及不同深度下渗水水体氮素动态变化情况。结果表明:水稻分蘖期沼液施灌明显增加了田面水总氮和铵态氮浓度,且随沼液施灌量的增加而增大。各沼液施灌处理田面水中氮素含量以铵态氮为主,浓度随着时间推移明显降低。与施灌后 1 d 比较,各处理总氮浓度在施灌后 3 d 下降达 46.67%~73.26%,铵态氮浓度下降达 47.52%~67.60%,其中,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理总氮下降速率分别高出 CF 处理 26.59%、26.43%、24.38%、10.25%,铵态氮下降速率分别高出 CF 处理 14.73%、17.29%、20.08%、6.47%;施灌后 7 d 总氮浓度下降 69.15%~86.43%,铵态氮浓度下降 75.25%~83.73%,其中,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理总氮下降速率分别高出 CF 处理 13.16%、12.27%、11.60%、5.96%,铵态氮下降速率分别高出 CF 处理 6.05%、6.21%、8.48%、3.55%。因此认为沼液施灌后的前 3 d 是稻田消解沼液的关键时期,也是通过控制灌排水减少径流氮损失的关键时期。与常规施肥处理比较,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理对 40 cm 处下渗水总氮和铵态氮含量的影响不明显,但增加了 60 cm 处下渗水总氮和铵态氮浓度,施灌后 7 d,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理 60 cm 处下渗水总氮含量分别高出 CF 处理 0.37 mg·L⁻¹、0.67 mg·L⁻¹、0.13 mg·L⁻¹、0.23 mg·L⁻¹。BS10、200%BS 处理 60 cm 处下渗水铵态氮含量分别高出 CF 处理 0.02 mg·L⁻¹、0.36 mg·L⁻¹。施灌 3 d 后 100%BS 处理对田面水影响最小,对不同深度下渗水的影响也较低。40 cm 处下渗水和 60 cm 处下渗水总氮浓度各处理重复值之间变化幅度较大,方差分析显示在 0.05 水平下无显著性差异。结合水稻安全生产,建议分蘖期沼液施灌应控制在 211.76 t·hm⁻² 范围内。

关键词 沼液 稻麦两熟制农田 稻田水体 氮素 水稻安全生产

中图分类号: X713; S19 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2015)12-1544-08

Effects of biogas slurry application on paddy field water nitrogen content at tillering stage*

WANG Zichen^{1,2†}, GUAN Yongxiang^{2†}, SHENG Jing¹, LIANG Yonghong²,
WU Hao², CHEN Liugen¹, ZHENG Jianchu^{1**}

(1. Center for Circular Agricultural Research, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China;
2. Jiangsu Agro-Ecological Monitoring and Protection Station, Nanjing 210036, China)

Abstract Biogas slurry, the by-product of biogas engineering comprised of agricultural residue and livestock/poultry waste,

* 国家科技支撑计划项目(2012BAD14B12)、国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101004)、江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(14)2106)和江苏省农业三新工程项目(SXGC[2015]291)资助

** 通讯作者: 郑建初, 主要从事农业生态研究。E-mail: zjc@jaas.ac.cn

† 同等贡献者: 王子臣, 主要从事农业生态和水环境治理研究, E-mail: 269715807@qq.com; 管永祥, 主要从事农业生态领域研究, E-mail: gyx5598@126.com

收稿日期: 2015-06-13 接受日期: 2015-09-28

* Supported by the National Technologies R&D Program of China (No. 2012BAD14B12), National Water Pollution Control and Management Technology Projects (No. 2012ZX07101004), Jiangsu Province Agricultural Science and Technology Independent Innovation Fund [No. (CX(14)2106)] and Jiangsu Province Three-New Agricultural Project (No. SXGC[2015]291)

† Equal contribution authors

** Corresponding author, E-mail: zjc@jaas.ac.cn

Received Jun. 13, 2015; accepted Sep. 28, 2015

is a leading source of agricultural non-point pollution. Biogas slurry is also most difficult to be dealt with in the protection of water environment. To study the safety of the technology of biogas slurry application in paddy fields, 4 treatments of biogas slurry application and two control treatments were designed. The treatments included irrigation $1\ 000\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ of biogas slurry with zero nitrogen urea application at tillering stage of rice (BS10); replacements of 100%, 200% and 300% of nitrogen urea, respectively, with $211.76\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$, $423.53\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ and $635.29\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ of biogas slurry at tillering stage of rice (100%BS, 200%BS and 300%BS). The control treatments were conventional fertilization at $180\ \text{kg}(\text{N})\cdot\text{hm}^{-2}$ of nitrogen urea (CF) at tillering stage of rice, and no-fertilization treatment (CK) at tillering stage of rice. Then the changes in total nitrogen, ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents in field surface water were monitored after 1 day, 2 days, 3 days, 5 days and 7 days of biogas slurry application. The same changes were also monitored in percolated soil water at 40 cm and 60 cm depths. The results showed that biogas slurry application at rice tillering stage obviously increased total nitrogen and ammonia nitrogen contents in field surface water. Both total nitrogen and ammonia nitrogen contents increased with increasing amount of biogas slurry application. Ammonia nitrogen was the main form of nitrogen in every field surface water treatment, and the content significantly dropped over time. Compared with the first day after biogas slurry application, total nitrogen decreased by 46.67%–73.26% on the third day, where in BS10, 300%BS, 200%BS and 100%BS treatments the reduction in total nitrogen were higher than that in CF treatment by 26.59%, 26.43%, 24.38% and 10.25%, respectively. Also compared with the first day after biogas slurry application, total nitrogen decreased by 69.15%–86.43% on the seventh day, where in BS10, 300%BS, 200%BS and 100%BS treatments the reduction in total nitrogen were higher than CF treatment by 13.16%, 12.27%, 11.60% and 5.96%, respectively. Ammonia nitrogen decreased by 47.52%–67.60% on the third day, and 75.25%–83.73% on the seventh day, respectively, compared with the first day after biogas slurry application. And in BS10, 300%BS, 200%BS and 100%BS treatments, the reduction in ammonia nitrogen were higher than CF treatment by 14.73%, 17.29%, 20.08% and 6.47% on the third day, and by 6.05%, 6.21%, 8.48% and 3.55% on the seventh day, respectively. Thus the first three days after application was the critical period for biogas slurry dissolution in paddy fields. It was also the key period to limit nitrogen loss through surface drainage which in turn reduced agricultural non-point source pollution. Compared with conventional fertilization treatment, there was no obvious effect of BS10, 300%BS, 200%BS and 100%BS treatments on total nitrogen and ammonia nitrogen contents of percolated soil water at 40 cm soil depth, however, total nitrogen and ammonia nitrogen contents obviously increased at 60 cm soil depth. Total nitrogen under BS10, 300%BS, 200%BS and 100%BS treatments was higher than that under CF treatment by $0.37\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.67\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.13\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $0.23\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ at 60 cm soil depth, respectively, on the seventh day after treatment. Ammonia nitrogen under BS10 and 200%BS treatments was higher than that under CF treatment by $0.02\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $0.36\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. The impact of treatment 100%BS on total nitrogen and ammonia nitrogen contents was weakest both in field surface water and in percolated soil water at three days after biogas slurry application. Duplicate values of total nitrogen concentration of percolated soil water at 40 cm and 60 cm soil depths under each treatment had considerably large range of variations. Analysis of variance of total nitrogen concentration in percolated soil water showed no significant difference at 0.05 level between 40 cm and 60 cm soil depths. Combined with rice production safety, it was recommended to limit biogas slurry application to less than $211.76\ \text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ during tillering stage.

Keywords Biogas slurry; Rice-wheat cropping system; Paddy field water; Nitrogen; Rice safety production

畜禽养殖场建设沼气工程, 在实现农牧业生产废弃物能源化的同时, 也产生了大量的副产物, 即沼液。沼液若不经过后续处理而直接排放将对周边水体环境造成严重影响, 成为水环境保护中亟待解决的关键问题, 长期困扰着畜牧业的健康发展^[1-4]。沼液因富含氮、磷、有机物、微量元素、多种水解酶等被认为是农作物增产提质^[5-8]、农用地保肥增效^[9-13]的优质肥料。稻田是一个人工湿地系统, 利用沼液灌溉既能满足水稻生长对水分以及大量养分元素的需求, 也能够净化稻田水体环境, 实现沼液的后续无害化处理及资源化利用。探索稻田消纳沼液的潜力及安全消纳技术对指导水稻生产、化肥减量替代、氮磷源头减排、畜禽养殖污染减排等意

义重大^[14]。

前人关于稻田沼液利用的研究已开展多年, 大多数研究集中在将沼液作为肥料进行灌溉研究其对水稻产量、稻米品质以及耕地质量的影响^[8,15-18]。围绕稻田消纳沼液的环境风险方面的研究也有一些报道, 张馨蔚^[18]、乔小珊等^[19]通过盆栽模拟试验研究了沼液不同施灌量对稻田水体环境的影响, 姜丽娜等^[17]、Zhou 等^[20]、Kim^[21]、李松林^[22]、史一鸣^[23]通过大田试验开展了稻田消纳沼液的水土环境影响研究, 但他们对稻田消纳沼液是否会造成地下水污染的认识, 观点不一。其中, 张馨蔚^[18]、乔小珊等^[19]、Zhou 等^[20]等认为稻田大量施灌沼液会显著导致氮素向下淋失, 地下水环境污染风险较高。而姜

丽娜等^[17]、李松林^[22]、史一鸣^[23]认为沼液施灌地下水污染风险较小,地下水氮素各浓度指标与沼液施灌量大小没有明显相关性。因此,他们给出的基于环境安全角度考虑的稻田沼液消纳量存在差异,且缺乏关于沼液施灌后不同深度下渗水水体氮素动态变化的系统性研究及安全风险分析。本文通过田间定位试验,设置不同沼液施灌水平,监测稻麦两熟制农田水稻分蘖期沼液施灌后农田田面水及不同深度下渗水水体氮素的动态变化,以期为稻田安全消纳沼液提供理论支撑。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

试验于 2013 年 6 月—2014 年 12 月在江苏省常州市武进区礼嘉镇万顷良田稻麦轮作示范区进行。供试水稻品种为‘武运粳 29’。供试田块肥力均匀、地势平坦,土壤基本理化性状为: pH 6.58, 有机质 14.1 g·kg⁻¹, 全氮 1.34 g·kg⁻¹, 速效磷 3.95 mg·kg⁻¹, 速效钾 112 mg·kg⁻¹, 缓效钾 289 mg·kg⁻¹。供试沼液取自武进区农业废弃物综合治理中心礼嘉站,沼液中全氮平均为 850 mg·L⁻¹, 全磷平均为 26 mg·L⁻¹, 全钾平均为 530 mg·L⁻¹。

1.2 试验设计

试验设置 6 个处理,处理 : 常规施肥(CF),施用化学氮(N)、磷(P₂O₅)、钾(K₂O),按当地推荐施肥量设置,分别为 300 kg·hm⁻²、150 kg·hm⁻²、150 kg·hm⁻²,氮、磷、钾化肥分别用尿素(N 46%)、过磷酸钙(P₂O₅ 12%)和氯化钾(K₂O 60%);处理 : 沼液氮量 100%替代常规化学氮量(100%BS),沼液用量按氮含量 850 mg·kg⁻¹折算(以下各处理同此),折合沼液用量 352.94 t·hm⁻²;处理 : 沼液氮量 200%替代常规化学氮量(200%BS),折合沼液用量 705.88 t·hm⁻²;处理 : 沼液氮量 300%替代常规化学氮量(300%BS),折合沼液用量 1 058.82 t·hm⁻²;处理 : 沼液泡田(BS10),一次性基施 1 000 t·hm⁻²;处理 : 不施肥(CK),不施任何肥料。处理 ~ 磷、钾肥分别用过磷酸钙和氯化钾补充至常规施肥量。各试验小区面积 20 m²(长 5 m,宽 4 m),小区四周铺设 1 m 深 HDPE 防渗膜(埋深 0.8 m,地上部 0.2 m),小区田埂高度 0.3 m,田埂内设有 PVC 灌排水管。各处理设置 4 次重复,随机区组排列。

1.3 施用方法

各处理氮肥按照水稻分蘖肥:穗肥比例 6:4 施用,钾肥按照水稻分蘖肥:穗肥比例 5:5 施用,磷肥在水稻移栽后一次性基施。CF 处理,分蘖期

施尿素氮 180 kg·hm⁻²; 100%BS 处理,分蘖期施灌沼液 211.76 t·hm⁻²; 200%BS 处理,分蘖期施灌沼液 423.53 t·hm⁻²; 300%BS 处理,分蘖期施灌沼液 635.29 t·hm⁻²; BS10 处理,分蘖期一次性施灌沼液 1 000 t·hm⁻²; CK 处理,不施任何肥料。采用槽罐车将沼液运至田间,汽油泵+皮管输送接力,经带有刻度的 1 m³专用水箱测量后,均匀施灌在试验小区内。沼液施灌前各小区田面保持 3 cm 左右水层。

1.4 水样采集

在每个试验小区埋设下渗水采集装置,埋深 40 cm 和 60 cm 各 1 处,采集装置由陶土头、滤网、橡皮塞、塑料软管组成,在沼液施灌后 1 d、2 d、3 d、5 d、7 d 分别用真空泵和采集瓶抽取下渗水样,同时采集小区未扰动田面水样(定点 3 处,混合待测)。

1.5 测定方法

分别用全自动流动分析仪(SKALAR San⁺⁺)及时测定水稻分蘖期沼液施灌后田面水、下渗水 40 cm、下渗水 60 cm 水样的总氮(TN)、铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)浓度。

1.6 数据处理

试验数据采用 Microsoft Office Excel(2010)和 SPSS for Windows(13.0)软件处理,文中所列数据均为 4 次重复平均值。

2 结果与分析

2.1 分蘖期沼液施灌对田面水氮素的影响

2.1.1 对田面水总氮含量的影响

与 CF 处理相比,BS10、300%BS 和 200%BS 处理显著增加了田面水总氮含量(TN),BS10 处理在施灌后 7 d 内始终显著高于其他处理;100%BS 处理田面水 TN 含量在施灌后 1 d 高于 CF 处理,在施灌后 2 d 低于 CF 处理,在施灌后 3 d 两者接近于同一水平(图 1a)。各处理田面水 TN 含量随着时间推移明显降低,施灌后 3 d,BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理 TN 含量与施灌后 1 d 比较分别降低 73.26%、73.10%、71.05%、56.92%、46.67%,其中,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理下降速率分别高出 CF 处理 26.59%、26.43%、24.38%、10.25%。施灌后 7 d,BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理 TN 含量分别为:51.88 mg·L⁻¹、34.25 mg·L⁻¹、29.03 mg·L⁻¹、26.42 mg·L⁻¹、27.18 mg·L⁻¹,与施灌后 1 d 比较分别降低 86.43%、85.54%、84.87%、79.23%、73.27%,其中,BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理下降速率分别高出 CF 处理 13.16%、12.27%、11.60%、5.96%。

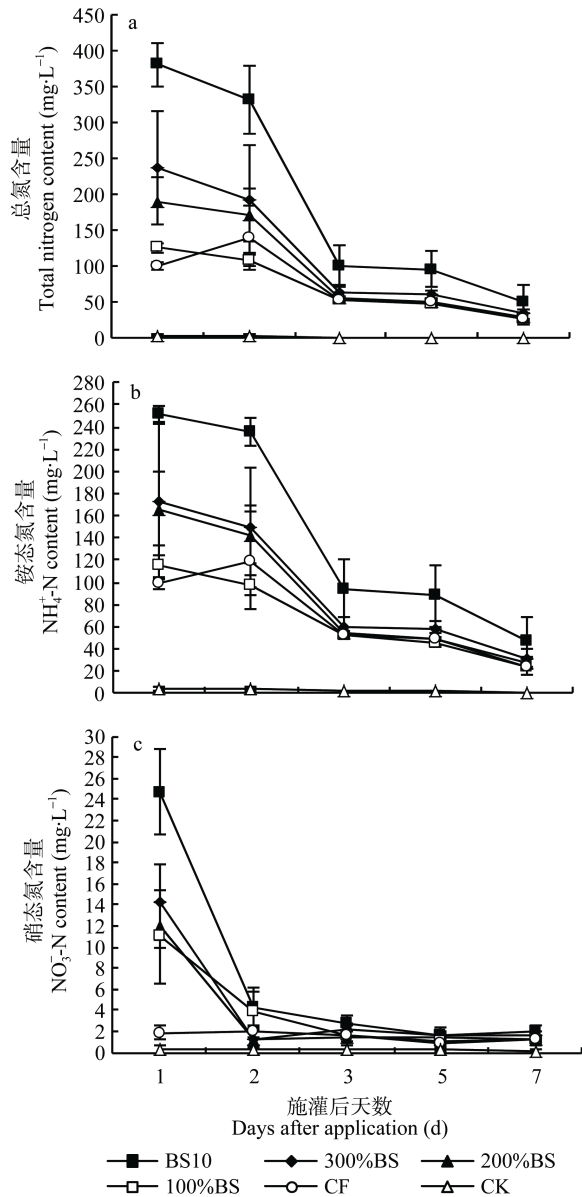


图 1 分蘖期沼液稻田施灌对田面水总氮(a)、铵态氮(b)和硝态氮(c)含量的影响

Fig. 1 Effect of application of biogas slurry at rice tillers stage on total nitrogen (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (c) contents of paddy field surface water

CK: 不施肥对照; CF: 常规施肥(分蘖期施尿素氮 $180 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$); 100%BS: 沼液 100%常规施 N 替代(分蘖期沼液用量 $211.76 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$); 200%BS: 沼液 200%常规施 N 替代(分蘖期沼液用量 $423.53 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$); 300%BS: 沼液 300%常规施 N 替代(分蘖期沼液用量 $635.29 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$); BS10: 沼液泡田(分蘖期一次性施沼液 $1000 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$)。下同。CK: no-fertilization; CF: conventional fertilization [applying $180 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ nitrogen from urea at rice tillers stage]; 100%BS: biogas slurry replacing 100% urea nitrogen (applying $211.76 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ biogas slurry at rice tillers stage); 200%BS: biogas slurry replacing 200% urea nitrogen (applying $423.53 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ biogas slurry at rice tillers stage); 300%BS: biogas slurry replacing 300% urea nitrogen (applying $635.29 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ biogas slurry at rice tillers stage); BS10: applying $1000 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ biogas slurry at rice tillers stage. The same below.

2.1.2 对田面水铵态氮含量的影响

对沼液施灌后不同时间段田面水铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

含量测定结果(图 1b)表明: 与 CF 处理相比, BS10、300%BS 和 200%BS 处理显著增加了田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量, BS10 处理在施灌后 7 d 内始终明显高于其他处理; 100%BS 处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在施灌后 1 d 高于 CF 处理, 在施灌后 2 d 低于 CF 处理, 在施灌后 3 d 两者含量接近于同一水平。各处理田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随着时间推移明显降低, 施灌后 3 d, BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为 $94.79 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $60.79 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $53.95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $52.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $51.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与施灌后 1 d 比较分别降低 62.25%、64.81%、67.60%、53.99%、47.52%, 其中, BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理下降速率分别高出 CF 处理 14.73%、17.29%、20.08%、6.47%。施灌后 7 d 各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量为 $46.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $32.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $27.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $24.36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $24.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与施灌后 1 d 比较分别降低 81.30%、81.46%、83.73%、78.80%、75.25%, 其中 BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理下降速率分别高出 CF 处理 6.05%、6.21%、8.48%、3.55%。

2.1.3 对田面水硝态氮含量的影响

各沼液施灌处理, 田面水硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)含量在施灌后 1 d 均高于 CF 处理, 施灌后 2 d 显著下降; 施灌后 3 d 接近于同一水平, 此时 BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $2.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $2.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.41 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 与施灌后 1 d 比较分别降低 88.88%、85.05%、88.32%、85.78%、15.85%, 其中 BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理下降速率分别高出 CF 处理 73.03%、69.2%、72.47%、69.93%(图 1c)。

2.2 分蘖期沼液施灌对 40 cm 处下渗水氮素的影响

2.2.1 40 cm 处下渗水总氮含量变化

施灌后 1 d, BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理总氮含量(TN)均高于 CK 处理, 平均分别高 $0.67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.94 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 施灌 3 d 后, 300%BS 处理 TN 含量高于 CK 处理, BS10、200%BS、100%BS、CF 处理 TN 含量与 CK 处理基本持平。与 CF 处理比较, 施灌后 1 d, 300%BS 处理 TN 含量高于 CF 处理, 200%BS 处理与 CF 处理基本持平, BS10 和 100%BS 处理低于 CF 处理; 施灌 3 d 后, 300%BS 处理 TN 含量高于 CF 处理, BS10、200%BS、100%BS 处理 TN 含量均低于 CF 处理。各沼液施灌处理间比较, 施灌后 1 d, 下渗水 40 cm 处 TN 含量 $300\%BS > 200\%BS > BS10 > 100\%BS$; 施灌后 3 d, $300\%BS > BS10 > 100\%BS > 200\%BS$; 施灌后 7 d, $300\%BS > 200\%BS > 100\%BS > BS10$ (图 2a)。

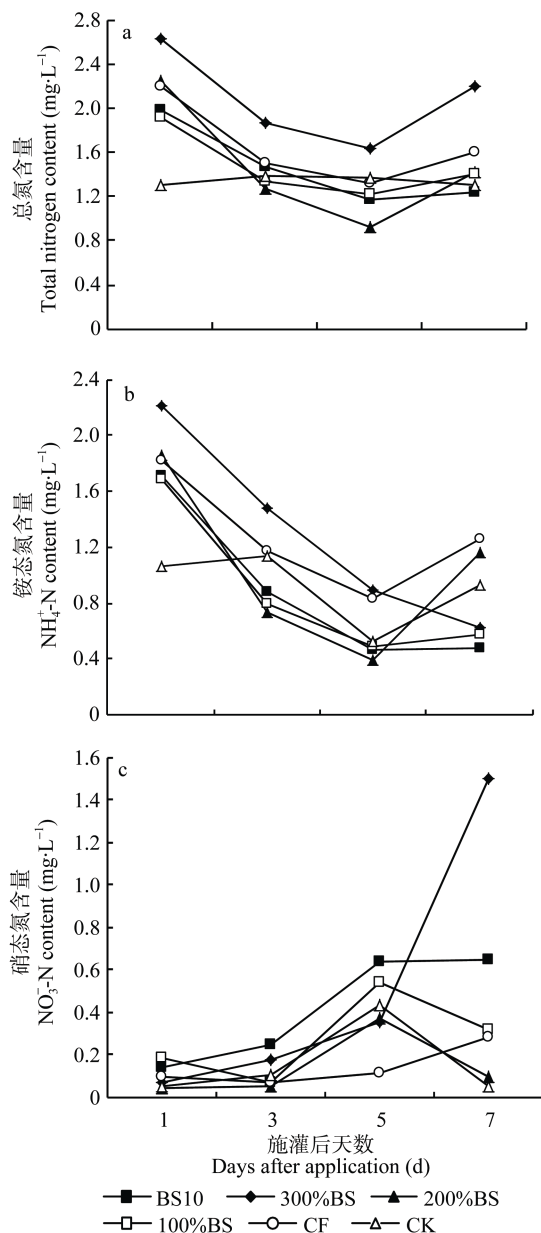


图 2 沼液稻田施灌对 40 cm 处下渗水总氮(a)、铵态氮(b)和硝态氮(c)含量的影响

Fig. 2 Effect of application biogas slurry on total nitrogen (a), NH₄⁺-N (b), NO₃⁻-N (c) contents of soil percolation water at 40 cm soil depth

2.2.2 40 cm 处下渗水铵态氮和硝态氮含量变化

图 2b 是沼液施灌后不同时间段下渗水 40 cm 处铵态氮(NH₄⁺-N)含量变化。施灌后 1 d, BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理 NH₄⁺-N 含量均高于 CK 处理, 分别高出 0.65 mg·L⁻¹、1.15 mg·L⁻¹、0.80 mg·L⁻¹、0.63 mg·L⁻¹、0.76 mg·L⁻¹; 施灌后 3 d, 300%BS、CF 处理 NH₄⁺-N 含量高于 CK 处理, BS10、200%BS、100%BS 处理 NH₄⁺-N 含量低于 CK 处理; 施灌后 7 d, 各处理 NH₄⁺-N 含量大小顺序为 CF>200%BS>CK>300%BS>100%BS>BS10。与 CF 处理

比较, 施灌后 1 d, NH₄⁺-N 含量变化与 TN 含量变化趋势一致。施灌 3 d 后, 300%BS 处理 NH₄⁺-N 含量高于 CF 处理, BS10、200%BS、100%BS 处理 NH₄⁺-N 含量均低于 CF 处理。施灌后 7 d, 各沼液施灌处理均低于 CF 处理, NH₄⁺-N 平均含量由高到低顺序为 CF>200%BS>300%BS>100%BS>BS10。

沼液施灌后不同时间段 40 cm 处下渗水硝态氮(NO₃⁻-N)含量变化如图 2c 所示。各处理 NO₃⁻-N 含量整体呈现逐步上升的趋势, 处理间差异无明显规律。施灌后 1~3 d, 各处理 NO₃⁻-N 含量均维持在较低水平; 施灌后 5 d, 各处理重复值间差异变化大, 但比较平均值可发现, 各沼液施灌处理高于 CF 处理, NO₃⁻-N 含量高低依次为 BS10>100%BS>CK>200%BS>300%BS>CF; 施灌后 7 d, NO₃⁻-N 含量高低依次为 300%BS>BS10>100%BS>CF>200%BS>CK。

2.3 分蘖期沼液施灌对 60 cm 处下渗水氮素的影响

2.3.1 60 cm 处下渗水总氮含量变化

由图 3a 可见, 施灌后 1 d 和施灌后 7 d, BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理总氮(TN)含量均高于 CK 处理, 施灌后 1 d 分别高出 0.83 mg·L⁻¹、0.93 mg·L⁻¹、0.30 mg·L⁻¹、1.25 mg·L⁻¹、0.87 mg·L⁻¹, 施灌后 7 d 分别高出 0.51 mg·L⁻¹、0.81 mg·L⁻¹、0.28 mg·L⁻¹、0.37 mg·L⁻¹、0.14 mg·L⁻¹。与 CF 处理比较, 施灌后 1 d, 100%BS 处理 TN 含量高于 CF 处理, BS10 和 300%BS 处理与 CF 处理基本持平, 200%BS 处理低于 CF 处理; 施灌后 7 d, BS10、300%BS、200%BS、100%BS 处理 TN 含量均高于 CF 处理, 分别高出 0.37 mg·L⁻¹、0.67 mg·L⁻¹、0.13 mg·L⁻¹、0.23 mg·L⁻¹。各沼液施灌处理间比较, 施灌后 1 d, 60 cm 处下渗水 TN 含量 100%BS>300%BS>BS10>200%BS, 施灌后 3 d 为 300%BS>BS10>200%BS>100%BS, 施灌后 7 d 为 300%BS>BS10>100%BS>200%BS。

2.3.2 60 cm 处下渗水铵态氮和硝态氮含量变化

60 cm 处下渗水 NH₄⁺-N 含量变化如图 3b 所示。施灌后 1~5 d 各处理 NH₄⁺-N 含量呈下降趋势, 施灌后 7 d 与施灌后 5 d 比较略有上升。施灌后 1 d, 各沼液施灌处理 NH₄⁺-N 含量低于 CF 处理, 但高于 CK 处理; 施灌后 3 d, 各沼液施灌处理 NH₄⁺-N 含量均高于 CF 处理, 与 CK 处理基本持平; 施灌后 7 d, BS10、200%BS 处理 NH₄⁺-N 含量分别高出 CF 处理 0.02 mg·L⁻¹、0.36 mg·L⁻¹, BS10、300%BS、200%BS、100%BS、CF 处理分别高出 CK 处理 0.64 mg·L⁻¹、0.48 mg·L⁻¹、0.98 mg·L⁻¹、0.57 mg·L⁻¹、0.62 mg·L⁻¹。

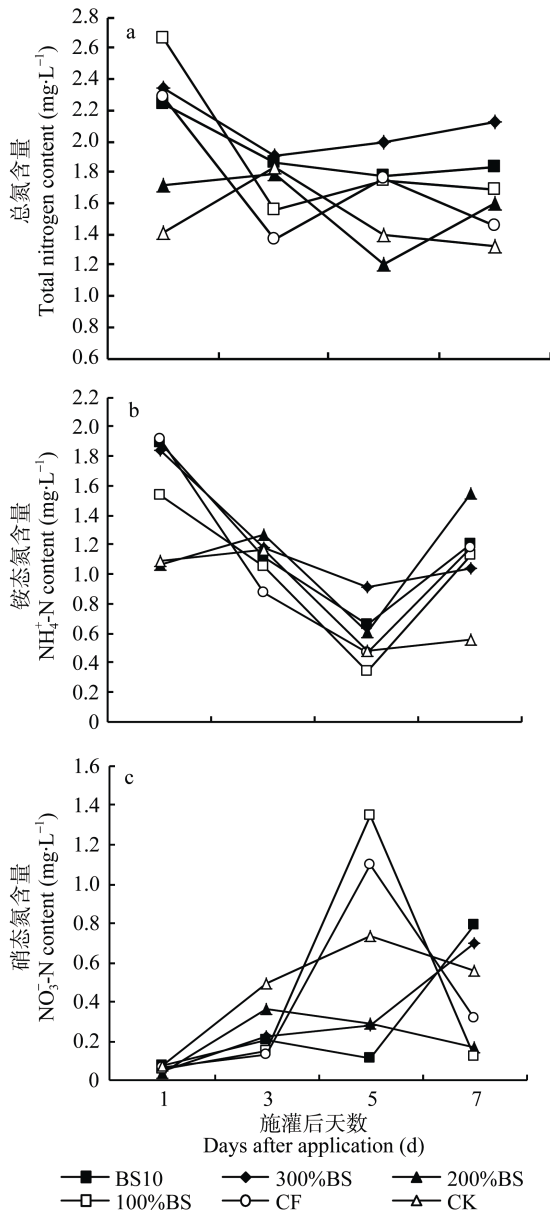


图 3 沼液稻田施灌对 60 cm 处下渗水总氮(a)、铵态氮(b)和硝态氮(c)含量的影响

Fig. 3 Effect of application biogas slurry on total nitrogen (a), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (b), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (c) contents of soil percolation water at 60 cm soil depth

由图 3c 可见, 施灌后 1~3 d, 各施肥处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均低于空白对照处理。施灌后 5 d, 各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量高低依次为 100%BS>CF>CK>200%BS>300%BS>BS10; 施灌后 7 d, 各处理 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量高低依次为 BS10>300%BS>CK>CF>200%BS>100%BS。

3 讨论与结论

3.1 水稻分蘖期沼液施灌对田面水氮素的影响

沼液如何无害化处理及资源化利用一直以来困扰着畜禽养殖业的健康发展, 将稻田作为工程措施消解沼液并探究其消解过程中的环境风险意义重

大。本研究显示水稻分蘖期沼液施灌明显增加了田面水总氮浓度, 且随沼液施灌量的增加而增大, 并随着时间推移明显降低, 与前人研究结果基本一致^[19,24], 这与水稻吸收、稻田土壤吸附、氨挥发等有关^[17,22-23]。铵态氮变化与总氮变化趋势基本一致, 且田面水中以铵态氮为主。这是因为沼液中氮素形态以铵态氮为主, 同时稻田在淹水条件下会形成自然的缺氧环境, 阻碍微生物的硝化作用, 减少了反硝化作用的底物^[25-26], 致使田面上覆水中铵态氮含量增加。沼液 100%替代常规施氮处理与常规化肥处理比较的结果与姜丽娜等^[17]的研究略有不同, 这可能与常规化肥处理的肥料溶解过程及扩散均匀度有关。而田面水硝态氮含量呈现持续下降趋势, 与李松林^[22]田面水中硝态氮浓度呈现下降-上升-下降的变化过程略有不同, 可能是因为稻田是一个复杂的生态体系, 对沼液的消解是作物、土壤、微生物等共同作用的结果。史一鸣^[23]对沼液自净过程的研究表明, 静置条件下沼液自身的生境条件对微生物生存不利, 严重抑制了微生物的活动, 削弱了微生物的自净能力。沼液施灌后, 在作物、土壤、微生物等参与下, 增强了沼液的消解、净化过程。其研究结果^[23]显示, 沼液施灌后 12 d, 田面水氮、磷、COD 浓度基本达到空白对照田的水平。本研究田面水总氮浓度在施灌 3 d 后各处理降解率达 46.67%~73.26%, 因此认为沼液施灌后的前 3 d 是稻田生态系统消解沼液中氮素的关键时期, 也是控制稻田径流氮损失的关键时期, 延缓径流排放 3~5 d 可实现水稻生产源头减排, 降低对环境的污染风险。这一结论在姜丽娜等^[17]、李松林^[22]研究中得到进一步验证, 但在氮素含量的具体结果上与其研究结果略有不同。水稻分蘖期适逢雨季, 在施灌后出现明显降雨, 以及不同处理施灌前大田区域内原有水层的高度存在一定差异, 施灌后稀释程度不一所致。

3.2 水稻分蘖期沼液施灌对下渗水氮素的影响

稻田消纳沼液是否存在地下水污染风险, 污染程度如何一直存在争议。张馨蔚^[18]的水稻盆栽试验结果表明施灌沼液对下渗水的影响明显, 高处理的养分淋溶严重, 超出水稻生态系统承受范围。乔小珊等^[19]研究表明稻田单季每千克土灌溉 2 250 mL 沼液时下渗水中养分含量在灌溉后期急速上升, 造成地下水环境富营养化的可能性增加。Zhou 等^[20]在稻田中施灌沼液后发现, 氮的下渗损失占 11%~15%, 且下渗水中主要以铵态氮为主, 硝态氮含量较低。然而, 也有学者认为稻田中施用沼液对地下

水污染风险较小。姜丽娜等^[17]研究表明施用沼液处理下渗水中铵态氮含量低于全化肥处理, 硝态氮含量与全化肥处理接近, 差异不明显, 且不随沼液用量增加而明显增加。Kim^[21]研究猪场沼液施灌稻田试验发现下渗水中硝态氮增加不明显。李松林^[22]研究未发现施灌沼液导致地下水氮素各浓度指标超标造成地下水氮污染, 同时地下水总氮、铵态氮、硝态氮浓度并未随沼液施用量的增加而增大。史一鸣^[23]研究显示在 2 400 t·hm⁻² 的沼液用量下, 地下水铵态氮浓度小于常规化肥处理, 且不会导致当季地下水硝态氮浓度超标。

在本试验条件下, 分蘖期稻田 40 cm 处和 60 cm 处下渗水总氮、铵态氮、硝态氮各指标值 4 个重复之间波动幅度较大, 方差分析显示 0.05 水平下各沼液处理与常规施肥处理之间差异不明显, 且与沼液施灌量大小没有明显的相关关系, 与姜丽娜等^[17]、李松林^[22]得出的结论基本一致, 这可能与土层的通透性有关, 具体的影响因子尚待进一步研究。但各处理平均值与空白对照处理比较发现, 沼液施灌导致了 40 cm 处和 60 cm 处下渗水总氮、铵态氮含量增加, 且沼液施灌处理对 60 cm 处下渗水总氮增加幅度大于常规化肥处理, 并以铵态氮为主, 硝态氮含量较低, 此结论与 Zhou 等^[20]研究结果基本一致。原因可能是沼液施灌较常规施肥及空白对照处理额外增加了田面水层高度, 并受施灌期间降雨的影响, 形成了过量的水分运动, 使得田面较高浓度的总氮、铵态氮来不及被土壤吸附和发生转化而直接向地下水淋失。

3.3 水稻分蘖期沼液施灌量推荐

观察发现, BS10、300%BS 和 200%BS 处理 3 d 后田间水层出现葱绿状泡沫层, 部分秧苗叶片发黄, 后续分蘖发生迟缓, 说明分蘖期沼液施灌量在 200%BS 处理(423.53 t·hm⁻²)以上影响了水稻秧苗的正常生长及水稻分蘖群体的构建。原因可能是大量沼液施灌导致田面养分浓度过高形成渗透胁迫, 导致水稻幼苗生理失水; 也可能是大量沼液施灌增加了田面水层高度, 形成淹水状态, 导致秧苗生理缺氧。由田面水及下渗水氮素动态变化可见, 100%BS 处理对水体氮素的影响与常规施肥处理基本持平, 因此认为该处理存在的环境风险较低。综上, 水稻分蘖期沼液施灌应控制在 100%BS 处理量之内, 即分蘖期田间安全消解量应控制在 211.76 t·hm⁻² 范围内。

参考文献

- [1] 郝先荣. 中国沼气工程发展现状与展望[J]. 中国牧业通讯, 2011(12): 28-31
Hao X R. Present situation and prospect of biogas projects in China[J]. China Animal Husbandry Bulletin, 2011(12): 28-31
- [2] 叶小梅, 常志州, 钱玉婷, 等. 江苏省大中型沼气工程调查及沼液生物学特性研究[J]. 农业工程学报, 2012, 28(6): 222-227
Ye X M, Chang Z Z, Qian Y T, et al. Investigation on large and medium scale biogas plants and biological properties of digestate in Jiangsu Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2012, 28(6): 222-227
- [3] 王子臣, 吴昊, 管永祥, 等. 养殖场粪污“三分离一净化”综合处理技术集成研究[J]. 农业资源与环境学报, 2013, 30(5): 63-67
Wang Z C, Wu H, Guan Y X, et al. Integrated technology of “Three Separations and One Purification” treatment on livestock and poultry farm fecal sewage[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2013, 30(5): 63-67
- [4] 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[J]. 农业工程学报, 2011, 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[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(1): 291-296
- [5] 宋成芳, 单胜道, 张妙仙, 等. 畜禽养殖废弃物沼液的浓缩及其成分[J]. 农业工程学报, 2011, 27(12): 256-259
Song C F, Shan S D, Zhang M X, et al. Concentration and determination of composition of biogas slurry[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2011, 27(12): 256-259
- [6] 吴华山, 郭德杰, 马艳, 等. 猪粪沼液施用对土壤氮挥发及玉米产量和品质的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(2): 163-168
Wu H S, Guo D J, Ma Y, et al. Effects of pig manure-biogas slurry application on soil ammonia volatilization and maize output and quality[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(2): 163-168
- [7] 孙国峰, 周炜, 何加骏, 等. 猪粪沼液施用后土壤理化性状及小麦产量的变化[J]. 江苏农业学报, 2012, 28(5): 1054-1060
Sun G F, Zhou W, He J J, et al. Changes of soil physical and chemical properties and wheat yield after swine manure or slurry application[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2012, 28(5): 1054-1060
- [8] 唐微, 伍钧, 孙百晔, 等. 沼液不同施用量对水稻产量及稻米品质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2268-2273
Tang W, Wu J, Sun B Y, et al. Effects of application amounts of biogas slurry on yield and quality of rice[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(12): 2268-2273
- [9] 曹云, 常志州, 马艳, 等. 沼液施用对辣椒疫病的防治效果及对土壤生物学特性的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(3):

- 507–516
Cao Y, Chang Z Z, Ma Y, et al. Effects of application of anaerobically digested slurry on suppression of pepper (*Capsicum frutescens* L.) blight and soil biological characteristics[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46(3): 507–516
- [10] 冯伟, 管涛, 王晓宇, 等. 沼液与化肥肥施对冬小麦根际土壤微生物数量和酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 1007–1012
Feng W, Guan T, Wang X Y, et al. Effects of combined application of biogas slurry and chemical fertilizer on winter wheat rhizosphere soil microorganisms and enzyme activities[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4): 1007–1012
- [11] Ronald W, Crites E, Toe M, et al. *Natural Wastewater Treatment Systems*[M]. New York: CRC/Taylor Francis, 2006: 1–19
- [12] Duan R, Fedler C. Performance of a combined natural wastewater treatment system in West Texas[J]. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 2010, 136(3): 204–209
- [13] Wilhelm S R, Schiff S L, Robertson W D. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 2. Application of conceptual model in sandy aquifers[J]. *Groundwater*, 1996, 34(5): 853–864
- [14] 盛婧, 孙国峰, 郑建初. 典型粪污处理模式下规模养猪场农牧结合规模配置研究 . 固液分离–液体厌氧发酵模式[J]. *中国生态农业学报*, 2015, 23(2): 199–206
Sheng J, Sun G F, Zheng J C. Pig farm-cropland configuration under typical waste treatment modes — A case study of anaerobic liquid fermentation following solid-liquid separation of waste[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23(2): 199–206
- [15] 高威. 规模化养猪场处理废水稻麦田利用技术研究[D]. 扬州: 扬州大学, 2014
Gao W. Research on application of pig slurry from large-scale pig farm to rice-wheat fields[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2014
- [16] 徐晓萌. 调节 pH 对沼液稻田灌溉肥效和环境的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2013
Xu X M. Effects of biogas slurry application with pH adjustment on its fertilizer efficiency and environmental impacts in paddy field[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013
- [17] 姜丽娜, 王强, 陈丁江, 等. 沼液稻田消解对水稻生产、土壤与环境安全影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(7): 1328–1336
Jiang L N, Wang Q, Chen D J, et al. Effects of paddy field disposal of biogas slurry on the rice production, soil quality and environmental safety[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(7): 1328–1336
- [18] 张馨蔚. 沼液还田对植物及其水土环境的影响研究[D]. 重庆: 西南大学, 2012
Zhang X W. Effect of biogas slurry irrigation on plants, water and soil environment[D]. Chongqing: Southwest University, 2012
- [19] 乔小珊, 张馨蔚, 陈玉成, 等. 沼液灌溉对稻田水环境影响分析[J]. *中国沼气*, 2013, 31(4): 21–26
Qiao X S, Zhang X W, Chen Y C, et al. Risk analysis of biogas slurry application for paddy water environment[J]. *China Biogas*, 2013, 31(4): 21–26
- [20] Zhou S, Nishiyama K, Watanabe Y, et al. Nitrogen budget and ammonia volatilization in paddy fields fertilized with liquid cattle waste[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2009, 201(1): 135–147
- [21] Kim J G. Influence of liquid pig manure on rice growth and nutrient movement in paddy soil under different drainage conditions[J]. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 2004, 37(2): 97–103
- [22] 李松林. 大量施灌沼液稻田氮素动态特征及其对环境的影响[D]. 杭州: 浙江大学, 2011
Li S L. Nitrogen dynamics in paddy field after irrigation of biogas slurry and its impact on the environment[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011
- [23] 史一鸣. 稻田生态系统消解沼液的潜力及风险评估[D]. 杭州: 浙江大学, 2010
Shi Y M. The potential capacity for paddy field ecosystem to decontaminate biogas slurry and its risks assessment[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2010
- [24] 黄才洪, 孙锡发, 王昌全, 等. 尿素不同分施比例对稻田表层水中氮素动态变化特征的研究[J]. *西南农业学报*, 2008, 21(4): 1019–1023
Huang C H, Sun X F, Wang C Q, et al. Study on the dynamics of nitrogen in surface water of paddy field as affected by different splitting application ratio of urea[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2008, 21(4): 1019–1023
- [25] Arth I, Frenzel P, Conrad R. Denitrification coupled to nitrification in the rhizosphere of rice[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(4): 509–515
- [26] Kronzucker H J, Kirk G J D, Siddiqi M Y, et al. Effects of hypoxia on $^{13}\text{NH}_4^+$ fluxes in rice roots: Kinetics and compartmental analysis[J]. *Plant Physiology*, 1998, 116(2): 581–587