

沼液稻田消解对水稻生产、土壤与环境安全影响研究

姜丽娜¹, 王 强¹, 陈丁江², 李艾芬³, 钱士明³, 符建荣¹, 汪建妹¹

(1.浙江省农业科学院环境资源与土壤肥料研究所, 杭州 310021; 2.浙江大学环境资源学院, 杭州 310029; 3.浙江省嘉兴市南湖
区农业经济局, 浙江 嘉兴 314051)

摘 要 为研究稻田消解沼液对水稻安全生产、土壤肥力及质量的影响,评价沼液施用后对水体及大气环境污染的风险,提出稻田沼液消解安全容量,在浙江省嘉兴市青紫泥田(属脱潜潜育型水稻土)上,进行3 a定位田间小区试验,考察了不同沼液用量下水稻产量、稻谷及土壤中有害重金属含量差异,测定了稻田氨挥发通量及田面水、下渗水氮含量,并确定了稻田沼液消解容量。结果表明,连续3 a、每年水稻生长季施灌沼液135~540 kg N·hm⁻²的范围内,水稻产量与全化肥区持平或略有增产,施灌沼液处理的稻谷中有害重金属镉、铅、汞、砷含量没有明显增加,除高沼液用量处理土壤速效钾、缓效钾含量明显增加外,其他土壤肥力指标没有明显增加,土壤中重金属含量也没有明显积累。施用沼液处理田面水中铵态氮含量明显高于全化肥处理,但对土壤下渗水氮含量影响较小。2倍氮沼液用量下,水田消解中氨挥发量占总氮投入量的13%,高于全化肥处理10倍以上。在水稻生产安全、农产品安全、土壤质量可持续、农田水环境友好的前提下,水稻生长季沼液稻田消解的安全容量为540 kg N·hm⁻²·a⁻¹,氨挥发是目前沼液稻田消解中主要的环境风险。

关键词 沼液 稻田消解 水稻生产 重金属 氨挥发

中图分类号 S181 **文献标志码** A **文章编号** 1672-2043(2011)07-1328-09

Effects of Paddy Field Disposal of Biogas Slurry on the Rice Production, Soil Quality and Environmental Safety

JIANG Li-na¹, WANG Qiang¹, CHEN Ding-jiang², LI Ai-fen³, QIAN Shi-ming³, FU Jian-rong¹, WANG Jian-mei¹

(1. Institute of Environment, Resource, Soil and Fertilizer, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China; 2. College of Environmental Science and Natural Resources, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 3. Agricultural Economy Bureau of Nanhu District of Jiaxing City of Zhejiang Province, Jiaxing 314051, China)

Abstract The effects of paddy field disposal of biogas slurry on rice production, soil fertility and soil environmental quality were studied through a 3 year field plot experiment with the treatments of biogas slurry irrigation in 135~540 kg N·hm⁻². In this experiment, we investigated the difference of the rice yield, heavy metal content in rice grain and in soil under the different irrigation amount of biogas slurry in rice paddy field, and we monitored the dynamics of the nitrogen (N) content in surface water and in percolation water and fluxes of ammonia volatilization. Results showed that rice grain yields in biogas slurry treatment plots were similar or slightly higher than that in chemical fertilizer (CF) treatment plots; heavy metal contents (Cd, Pb, Hg and As) did not increase significantly in rice grain and in the soil with biogas slurry irrigation. Soil nutrient contents in biogas slurry irrigation plots were not significant different from the chemical fertilizer treatment plots except for soil available and slowly available potassium. The ammonium contents in field surface water in biogas slurry irrigation plots were significantly higher than that in CF plots, but did not significantly increase N contents in percolation water (monitored at about 60 cm depth of the soil). In double-N biogas slurry irrigation plots, the ammonia volatilization accounted for 13% of total N input in the field, which were more than 10 folds of that in CF plots. Under the premise of ensuring rice production and food security, as well as soil environment safety, a safe capacity of biogas slurry disposal in rice field per season was about 540 kg N·hm⁻². However, NH₃ volatilization was the main environmental risk for biogas slurry disposal in paddy field.

Keywords Biogas slurry; paddy field disposal; rice production; heavy metal; ammonia volatilization

收稿日期 2011-01-06

基金项目 浙江省重大(优先主题)项目(2008C13049) 国家自然科学基金项目(40810175) 浙江省重大项目(2005C13004)

作者简介 姜丽娜(1957—),女,浙江宁波人,研究员,主要从事土壤肥料、废弃物资源化利用等方面的研究。E-mail: jln@mail.hz.zj.cn

沼液是沼气工程处理农牧业废弃物后产生的尚未达国家排放标准的废水。大量沼液未经后续处理直接排放,成为我国水体环境的主要污染源之一,沼液的有效处理成为水环境保护中亟待解决的关键问题。土地消解沼液是通过土地及生存于系统中的作物、微生物等共同作用处理废弃物及资源再利用的生态方法,具有处理量大、成本低、对氮磷去除效果好等优点,是目前被认为最易实施及有效的沼液处理方法^[1-2]。国外发达国家多采用林、草地消解农牧业废水,在我国人多地少的国情下,农用地消解将成为我国沼液处理的主要途径。与沼液农田作肥料利用不同,沼液农田消解要在作物耐受范围内尽可能多的消纳沼液,以减少沼气工程消解沼液的农田配置面积及沼液输送等消解成本。农田消解沼液的容量及在超作物农学需肥量沼液进入农田后对作物生产安全性及土壤环境影响的研究国内还很少有报道,农田沼液消解对作物、土壤及环境的无害化研究和评价对沼液的安全有效消解十分重要。国内涉及水稻施用沼液的研究大都集中在替代化肥利用效应上^[3-7],施用量(以氮折算)一般不超过作物农学需肥量,近年来在施用沼液对土壤肥力及生态系统中的重金属含量的研究逐渐增加^[8-9],对土壤及作物消解沼液潜力及容量的研究较少,也很少有连续多年施用及超农学施肥量沼液对农产品安全、水、气环境的影响研究。

国外农牧污土地处理已存在几百年的历史,也由此出现过严重的水体及大气污染等环境问题^[2]。近几十年来,农牧业废水土地处理逐渐向环境友好、无害化方向发展,研究大多集中在废水中氮、磷、钾等在植物-土壤-环境系统中的行为及循环^[10-12],通过径流水、地下水的流失及环境影响的评估^[13-16],废水中氨及甲烷、氧化亚氮等温室气体的排放^[17-23],随废水进入农田的重金属的追踪^[24-25]及化学、生态毒理研究^[26-27],研究多数涉及林、草地及旱地作物,仅在日本、韩国等东南亚国家有少量文献报道^[20-21,28]有关水田作物消解废水的研究,但长期稻田消解沼液研究很少。本研究通过3 a田间定位试验,研究水稻生长期多年重复施用不同量沼液对稻谷产量及安全品质、土壤肥力及其环境质量、水体及大气环境的影响。在作物安全生产、农田质量可持续、水、气环境友好的多目标下,提出水稻生态系统沼液安全消解容量,旨在为沼液水田消解系统的建立和进一步示范推广提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

2007—2009年连续3 a在浙江省嘉兴市南湖区七星镇东进村(N 30.83247°,E 120.84000°)进行沼液消解田间小区定位试验。供试作物为单季晚稻(水稻品种2007年为秀水33,2008年为秀水114,2009年为秀水134)。供试土壤为脱潜潜育型水稻土亚类青紫泥田土属,2007年4月采土样测定基本农化性状:有机质42.2 g·kg⁻¹、pH6.55、全氮3.2 g·kg⁻¹、碱解氮233.9 mg·kg⁻¹、有效磷29.3 mg·kg⁻¹、有效钾165 mg·kg⁻¹、缓效钾441.8 mg·kg⁻¹。供试沼液来自嘉兴绿嘉园种猪场沼气工程,沼液中全氮平均为571 mg·kg⁻¹,碱解氮平均为483 mg·kg⁻¹,全P₂O₅平均为72 mg·kg⁻¹、全K₂O平均为351 mg·kg⁻¹。沼液含铜0.000 084 mg·L⁻¹、铅0.000 58 mg·L⁻¹、砷0.001 03 mg·L⁻¹、汞0.000 036 mg·L⁻¹(分别按GB/T 7475—1987、GB/T 7485—1987、GB/T 7468—1987测定)。

1.2 试验设计

田间小区试验设5个处理:处理①全化肥(1N CF),施用化学氮(N)、磷(P₂O₅)、钾(K₂O),年用量按当地推荐施肥量设置,分别为270、90、150 kg·hm⁻²,氮、磷、钾化肥分别用市售尿素、过磷酸钙及氯化钾;处理②1/2氮沼液+1/2氮化肥(0.5N BS),总用氮量与全化肥同,化肥氮与沼液中氮各占1/2,沼液用量按500 mg·kg⁻¹氮含量折算(以下各处理同),施沼液270 t·hm⁻²;处理③等氮沼液(1N BS)施沼液不施化学氮肥,沼液氮用量270 kg·hm⁻²,与全化肥处理相同,折合沼液用量540 t·hm⁻²;处理④1.5倍氮沼液(1.5N BS),沼液氮用量405 kg·hm⁻²,为全化肥处理的1.5倍,沼液用量810 t·hm⁻²;处理⑤2倍氮沼液(2N BS),沼液用氮量540 kg·hm⁻²,为全化肥处理的2倍,沼液用量1 080 t·hm⁻²。处理③~处理⑤均不施化肥氮,处理②~⑤用化肥磷(过磷酸钙)、钾(氯化钾)补充至处理①磷钾用量相同。

试验中沼液按常规水稻氮肥施用时期分3次施用(移栽前、苗期、分蘖盛期分别占总量的50%、20%和30%)。试验设3次重复,随机区组排列。

在2007年试验基础上,为观察更高沼液用量的影响,2008—2009年加设4倍氮沼液处理(不设重复),沼液氮用量1 080 kg·hm⁻²,为全化肥处理的4倍,沼液用量2 160 t·hm⁻²。施用方法、施用期与小区

试验相同,为避免用量过大时沼液溢出田埂,一次施不完时分两次施,两次相隔 3~5 d。

1.3 采样及测定方法

在田间试验中每小区安装由陶土头、塑料管、胶管组合成的土壤下渗水采样管(埋深 60 cm),在沼液或肥料施用后 1、3、5、7、9 d 分别用下渗水采样器(手持真空泵及采样瓶组成)吸取下渗水样及田面水样品(用塑料瓶取小区中未扰动田面水),测定下渗水及田面水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ (紫外分光光度法) 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ (靛酚蓝比色法) 含量。氨挥发采用田间原位测定(通气法)^[29],在田间试验每小区安装氨挥发测定装置,在施用沼液或肥料后 1、3、5、7、9、11 d 采吸氨海绵块,用 KCl 溶液提取铵态氮后测定氨挥发量并计算出单位面积氨挥发量。在水稻收获期采植株及土壤,按常规方法测定养分含量及肥力指标,测定稻谷中重金属全砷、全铅、全镉、全汞(分别按 GB/T 5009.11—2003、GB/T 5009.12—2003、GB/T 5009.15—2003、GB/T 5009.17—2003 测定),测定土壤中重金属总砷、总汞及总铅、总镉(分别按 GB/T 17134—1997、GB/T 17136—1997、GB/T 17141—1997 测定)。

1.4 统计分析

本文中水稻产量数据按单因子随机区组模型进行方差分析,并进行 LSD 差异显著性测验,土壤养分及谷粒、土壤重金属含量等多年数据按两因素无重复模型(因素 1 处理,因素 2 年度)进行方差分析及 LSD 显著性测验,用 Excel 及进行数据处理及绘图,统计分析用 DPS V2.0 软件。

2 结果与分析

2.1 水稻生长季沼液消解对水稻产量的影响

水稻生长季消解沼液,是沼液稻田消解与水稻生长同步进行的过程,沼液消解容量首先受水稻安全生

产的制约,明确沼液较高的养分浓度及超农学需肥量的养分量对水稻生长的影响十分必要。3 a 定位田间小区试验结果表明(图 1)在试验沼液投入氮量 135~540 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、沼液用量 270~1 080 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 范围内,水稻生长和沼液消解可安全地同步进行,土壤吸附、同化和水稻吸收共同消解了沼液中有有机物和氮、磷、钾等,500~800 $\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$ 浓度沼液在田面有浅水条件下不经稀释灌入稻田,不对水稻产生肥害,不同沼液用量处理稻谷产量均不低于全化肥处理,其中 2007 年 0.5N BS 处理、2009 年 2N BS 处理都比全化肥处理有显著的增产。2008 年和 2009 年 4 倍氮观察处理也可说明 2 倍氮沼液处理是对水稻生产较安全的处理,2008 年 4 倍氮沼液处理产量为 9 050 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,低于全化肥处理,2009 年 4 倍氮沼液处理产量为 10 900 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,高于全化肥处理但低于 2 倍氮沼液处理,表明 4 倍氮沼液用量有影响水稻产量的风险。在本试验的条件下,540 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 氮可认为是稻田安全沼液消解容量,在 2 倍氮至 4 倍氮间可能存在稻田单季最大消解容量,有待于进一步的研究。

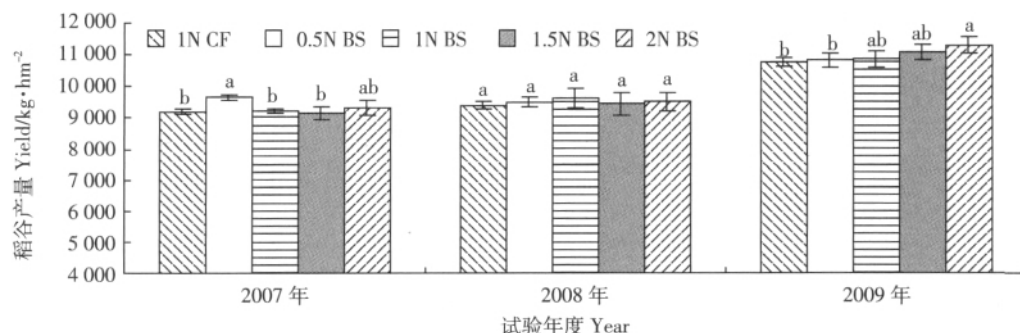
2.2 沼液稻田消解对稻谷食品安全性的影响

连续 3 a 采集水稻生长季沼液消解试验中不同处理谷粒样品送杭州国家农产品安全测试中心测定重金属镉、铅、汞、砷含量(表 1),结果表明,施用沼液处理与全化肥处理相比,谷粒中有害重金属含量统计差异不显著,随着沼液用量从 1N 增加到 2N 水平,谷粒中有害重金属含量没有明显增加,施用沼液 2 倍氮用量内不增加重金属在谷粒中积累,表明水稻生长季沼液稻田消解对稻谷食品品质是安全的。

2.3 水稻生长季沼液稻田消解对土壤质量的影响

2.3.1 沼液稻田消解对土壤肥力的影响

连续 3 a 在水稻收获期测定试验各处理土壤土壤肥力状况,从表 2 可看出,与全化肥处理相比,高量



小写字母不同表示处理间差异达显著水平($P<0.05$)

图 1 生长季沼液水田消解对水稻产量的影响

Figure 1 Effect of biogas slurry application in rice season on rice yield

表 1 生长季沼液稻田消解对稻谷中重金属含量的影响

Table 1 Effect of biogas slurry disposal on content heavy metals of rice grain

试验年度	处理	总铜/ mg·kg ⁻¹	总铅/ mg·kg ⁻¹	总汞/ mg·kg ⁻¹	总砷/ mg·kg ⁻¹
2007 年	1N CF	0.036	0.59	<0.00015	0.13
	1N BS	0.033	0.61	<0.00015	0.13
	2N BS	0.026	0.75	<0.00015	0.12
2008 年	1N CF	0.039	0.68	0.00597	0.11
	1N BS	0.042	0.99	0.00715	0.13
	2N BS	0.035	0.65	0.00334	0.11
2009 年	1N CF	0.015	0.095	0.00311	0.27
	1N BS	0.014	0.12	<0.000150	0.24
	2N BS	0.010	0.18	<0.000150	0.24
3 a 平均	1N CF	0.030 0a	0.46a	0.003 08a	0.17a
	1N BS	0.029 7a	0.57a	0.002 48a	0.17a
	2N BS	0.023 7a	0.53a	0.001 21a	0.16a
LSD _{0.05}		0.004 54	0.297	0.003 21	0.028 8

注 处理间小写字母和大写字母不同,表示差异分别达显著 ($P<0.05$) 及极显著 ($P<0.01$) 水平。下同。

施用沼液处理土壤速效钾、缓效钾的增加达到显著水平,低用量沼液处理则差异不显著,施沼液处理 pH

(0.5N BS 处理外)、土壤有机质、全氮、碱解氮、速效磷差异不显著。1.5N 沼液以上处理氮的投入量明显超过全化肥区,但土壤氮指标没有明显的提高,地上部植株分析结果表明植株吸收氮量没有明显高于全化肥处理,表明超过农学需肥量的氮可能是为稻田微生物系统消解或通过氮挥发进入大气,稻田系统可安全消解超过 0.5 至 1 倍氮量的沼液,而不会引起土壤的氮素富营养化。同样沼液处理中随沼液投入的有机质量都大于全化肥处理,但没有引起土壤有机质的明显积累,表明施入的有机质被土壤中微生物消解。由于沼液中钾含量较高,高量沼液处理投入的钾量明显高于全化肥 1 到 2 倍,投入的钾除了被作物吸收外,以土壤可交换态钾保持在土壤中,对土壤缓效钾也有一定的影响。

2.3.2 沼液稻田消解携入重金属量及对土壤中有害重金属含量的影响

试验沼液 270~1 080 t·hm⁻² 用量下,计算每年随沼液携入的重金属镉、铅、砷、汞的量分别为 22.7~90.7、156.6~626.4、278.1~1 112.4 mg·hm⁻² 和 9.7~38.9 mg·hm⁻²,如假定带入的重金属全部滞留在表层土壤中,

表 2 水稻生长季施用沼液对稻田土壤肥力的影响

Table 2 Effect of rice-planting season application of biogas slurry on soil fertility of paddy soil

采样时期	处理	pH	有机质/mg·kg ⁻¹	全氮/g·kg ⁻¹	碱解氮/mg·kg ⁻¹	速效磷/mg·kg ⁻¹	速效钾/mg·kg ⁻¹	缓效钾/mg·kg ⁻¹
2007 年 11 月	1NCF	5.91	41.56	2.68	257.7	41.4	91.6	472.6
	0.5NBS	5.95	41.96	2.81	253.9	47.4	90.2	455.0
	1NBS	6.06	41.09	2.81	255.8	47.2	89.7	461.6
	1.5NBS	6.01	41.61	2.66	256.4	53.7	107.8	493.3
	2NBS	6.05	41.33	2.71	261.5	50.4	116.6	486.5
2008 年 11 月	1NCF	6.06	41.05	2.88	252.6	33.1	99.4	466.2
	0.5NBS	6.30	40.13	2.70	256.4	31.4	98.6	443.9
	1NBS	6.26	40.32	2.71	252.2	49.2	106.2	472.2
	1.5NBS	6.25	40.96	2.78	250.7	51.7	110.2	486.2
	2NBS	6.27	40.64	2.75	256.9	56.2	119.8	499.4
2009 年 11 月	1NCF	6.30	39.76	2.91	259.5	42.1	105.7	473.3
	0.5NBS	6.58	37.48	2.71	265.3	30.3	108.6	470.7
	1NBS	6.36	40.80	3.13	264.1	28.4	108.4	467.7
	1.5NBS	6.25	41.19	2.95	273.7	35.7	135.0	469.9
	2NBS	6.37	38.65	2.73	249.1	32.0	139.3	485.8
3 a 平均	1NCF	6.09b	40.79a	2.82a	256.6a	38.9a	98.9B	470.7bcAB
	0.5NBS	6.28a	39.86a	2.74a	258.5a	36.4a	99.1B	456.5cB
	1NBS	6.23ab	40.74a	2.88a	257.4a	41.6a	101.4B	467.2bcAB
	1.5NBS	6.17ab	41.25a	2.80a	260.3a	47.0a	117.7A	483.1abAB
	2NBS	6.23ab	40.21a	2.73a	255.8a	46.2a	125.2A	490.6aA
LSD _{0.05}		0.16	1.75	0.22	12.5	14.2	39.7	19.5
LSD _{0.01}		0.23	2.54	0.33	18.1	20.7	57.8	28.3

每年土壤耕作层重金属镉、铅、砷、汞含量分别增加 0.010~0.04、0.070~0.28、0.12~0.49 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 0.004 3~0.017 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。假定每年每公顷施用 1 080 t 沼液,连续施用 100 a,则土壤中镉、铅、砷、汞的浓度分别增加 0.004、0.028、0.049、0.001 7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,与国家土壤标准相比,增加量很少。计算表明连续多年施用沼液不会造成重金属在土壤的大量积累而引起土壤中重金属含量的超标,沼液稻田施用是安全的。

田间试验中土壤样品重金属含量测定结果验证了以上计算结果(表 3),与全化肥处理相比,水稻生长季施用沼液各处理土壤中镉、铅、汞、砷略有变化,但都未达统计显著标准,沼液中镉、铅、汞、砷等重金属没有在土壤中明显积累,且高量沼液处理重金属测定值并不比低用量沼液处理高,表明这些重金属的积累不随沼液施用量的提高而明显增加,沼液中镉、铅、汞、砷在土壤中的积累风险较小。

2.4 水稻生长季沼液消解对农田水环境的影响

2.4.1 沼液消解对田面水铵态氮、硝态氮的影响

对沼液施用后不同时间段田面水中铵态氮及硝态氮含量测定结果(图 2、图 3)表明:1~2 倍氮沼液施用量比 1N 化肥处理明显增加了田面水中铵态氮的浓度,而对田面水中硝态氮无明显影响,田面水铵态氮浓度最高达 120 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,比全化肥处理高 1 倍以上,且随沼液用量增加田面水铵态氮浓度明显增高,田面水氮含量提高预示沼液中氮随径流损失的风险增大。田面水中铵态氮浓度随时间推移明显降低,在施用沼液 3 d 后,田面水铵态氮浓度稳定低于 80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,施用 5 d 后可稳定低于 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明沼液在灌入稻田 3 d 后就可达到国家畜禽养殖废水排放标准以下浓度,即便此时遇大雨形成径流,水环境污染的风险也较小,而在 5 d 后水环境污染风险就更

表 3 生长季施用沼液对土壤重金属含量的影响

Table 3 Effect of rice-planting season application of biogas slurry on content of soil heavy metal

试验年度	处理	总镉/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	总铅/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	总汞/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	总砷/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
2007 年	1NCF	0.20	16.9	0.27	7.8
	1NBS	0.21	18.2	0.27	6.8
	2NBS	0.22	15.3	0.27	8.0
2008 年	1NCF	0.14	29.5	0.27	5.5
	1NBS	0.15	29.3	0.25	5.4
	2NBS	0.15	29.3	0.25	5.7
2009 年	1NCF	0.2	39.0	0.17	8.2
	1NBS	0.19	35.4	0.19	8.1
	2NBS	0.19	38.1	0.18	8.3
3 年平均	1NCF	0.18a	28.5a	0.24a	7.2a
	1NBS	0.18a	27.6a	0.24a	6.8a
	2NBS	0.19a	27.6a	0.23a	7.3a
LSD _{0.05}		0.023	3.54	0.023	0.70
国家土壤环境质量标准 *GB 15618—1995		0.3	250	0.3	30

* 按土壤二级质量标准,土壤 pH<6.5,水田。

小。田面水中硝态氮含量明显低于铵态氮,施用沼液 1 d 后稳定在 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。田面水中硝态氮随时间变化规律表现为刚施入沼液时较高,在 1 d 后就明显下降,随着田面水铵态氮含量的减少,硝态氮含量略有上升。基于施用沼液后 3 d 内氮流失的环境风险较大,所以要合理控制沼液施用时间,避免在 3 d 内预报发生大雨时段施用沼液而造成大的环境风险。也可适当提高排水口高度,以减少较小雨量时氮的径流损失,如提高排水口 5 cm,就可多耐受 50 mm 降雨量,而不产生农田径流。

2.4.2 沼液水田消解对土壤下渗水中氮含量的影响

由施用沼液后不同时间段 60 cm 深土壤下渗水

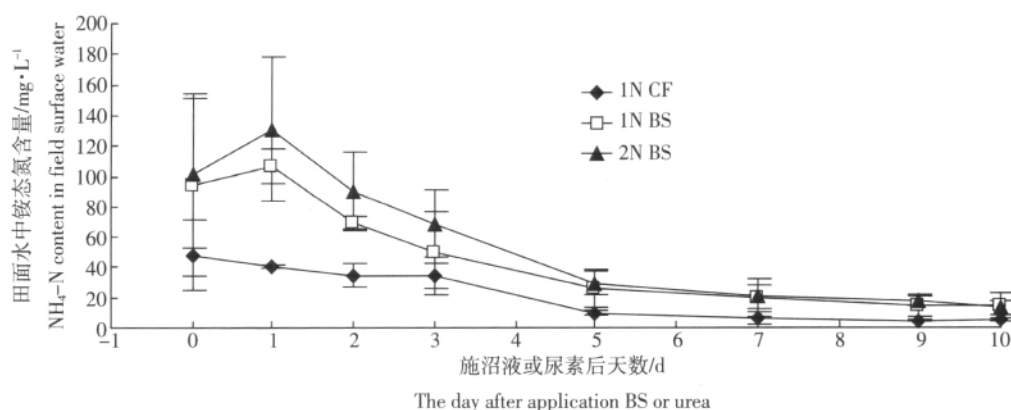


图 2 沼液消解对稻田田面水铵态氮含量的影响

Figure 2 Effect of disposal biogas slurry on $\text{NH}_4\text{-N}$ content of field surface water

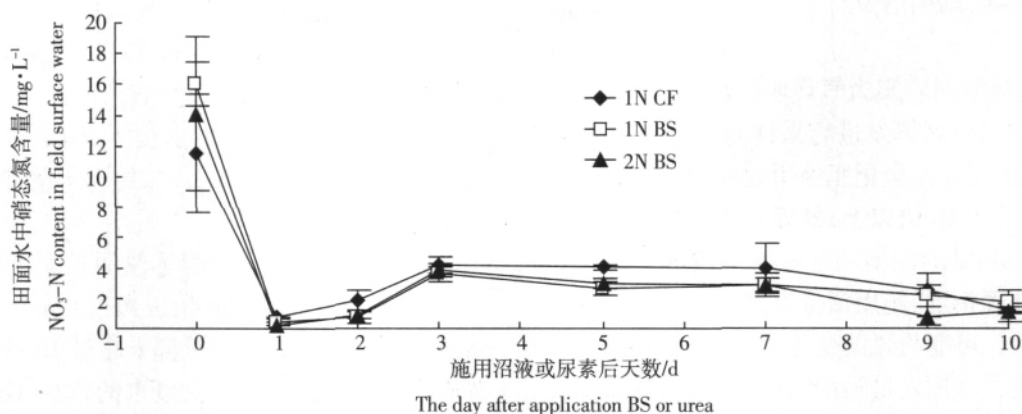


图3 沼液消解对稻田田面水硝态氮含量的影响

Figure 3 Effect of disposal biogas slurry on $\text{NO}_3\text{-N}$ content of field surface water

铵态氮和硝态氮含量(图4、图5)测定结果看出 施用沼液处理下渗水中铵态氮含量都低于全化肥处理,且不随沼液用量增加而明显增加,施用沼液后9 d内,除在第1~3 d含量略高外,5 d后基本平稳。下渗水中

硝态氮含量与全化肥处理接近,差异不明显,也不随沼液用量增加而出现下渗水中硝态氮含量明显提高,施用沼液后不同时间下渗水硝态氮含量波动较小。表明在2倍氮用量沼液范围内,不会对下渗水造成明

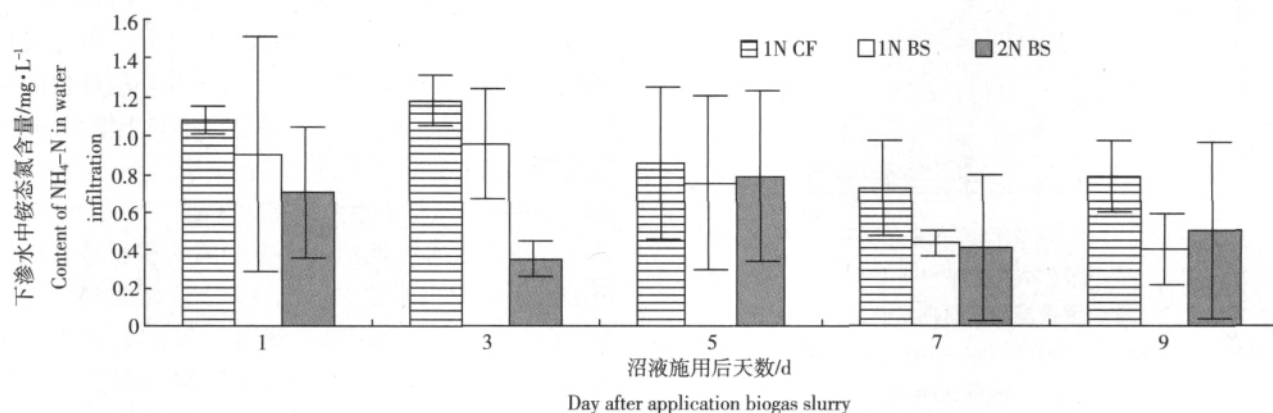


图4 施用沼液对土壤下渗水铵态氮含量的影响

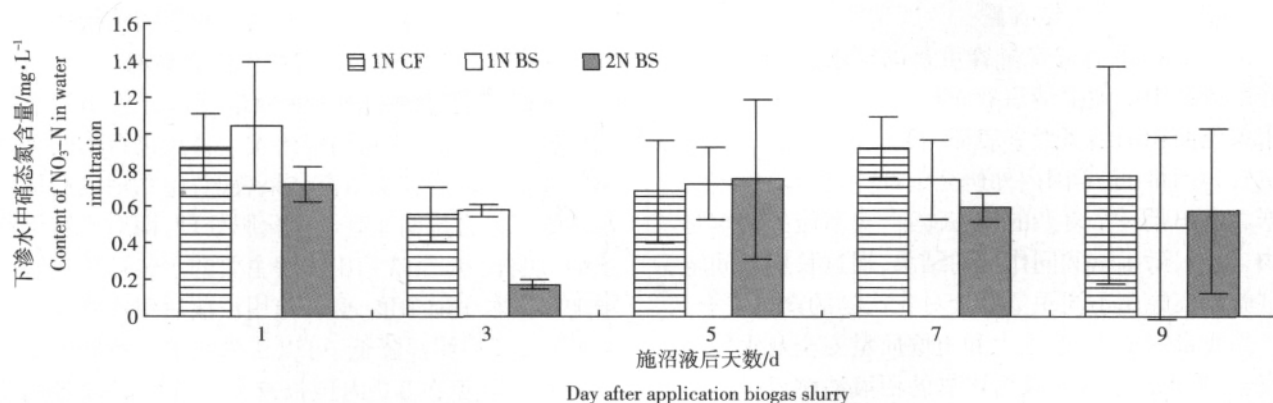
Figure 4 Effect of application biogas slurry on $\text{NH}_4\text{-N}$ content of soil percolation water

图5 施用沼液对土壤下渗水硝态氮含量的影响

Figure 5 Effect of application biogas slurry on $\text{NO}_3\text{-N}$ content of soil percolation water

显的氮含量增加,施用沼液对地下水污染的环境风险较小。

2.5 沼液稻田消解对农田大气环境的影响

对沼液施用后氨挥发进行采样测定(图 6),结果表明 稻田灌施沼液比全化肥施用处理明显增加了氨的挥发,增加量达 10 倍以上,氨挥发通量在施沼液后第 1 d 最大,以后随时间增加逐渐减少,第 6 d 以后基本与全化肥处理相近。施用沼液处理在开始几天氨挥发量变异较大,可能与气温变化及沼液施用量有关,测定结果表明,氨挥发量随沼液用量提高而提高,水稻生育期氨挥发达到 32~70 kg·hm⁻²,约占沼液施入氮量的 13%,氨挥发是沼液施入稻田后最大的损失途径,也是沼液施用中不良气味产生的主要原因,在今后的研究中,应研究减少氨挥发的技术和手段,既减少沼液氮的损失又降低大气环境风险。

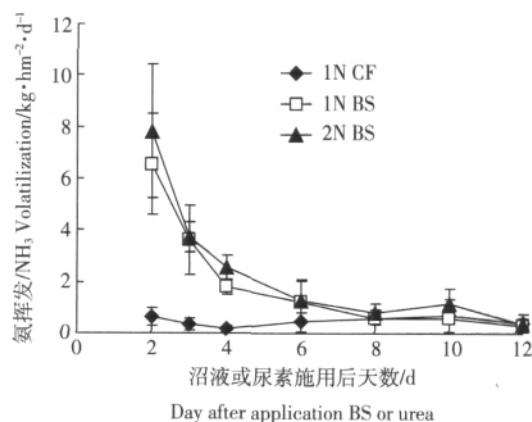


图 6 沼液施用后氨挥发通量

Figure 6 Ammonia volatilization fluxes in the rice field after biogas slurry application

3 讨论

3.1 沼液稻田消解安全容量

沼液的稻田消解安全容量是确定水稻种植区生态养殖体系中土地消纳沼液面积配置的重要参数,一般用单位面积消纳氮量来表征。稻田安全消解容量的确定较为困难,迄今国内外研究中都没有给出确定的数据。稻田是一个复杂的生态体系,对沼液的消解是作物、土壤、微生物共同作用的结果,通过长期田间定位试验考察施用不同用量沼液对农作物的产量安全、农产品质量安全、土壤肥力和土壤质量安全及水气环境安全,可得出该区域较为可靠的沼液消解容量。本文在 3 a 定位试验研究后,综合不同沼液用量处理对水稻产量、稻谷产品安全的影响,以及对土壤肥力、土

壤中有害重金属的积累,沼液施用对地下水、田面水硝态氮、铵态氮含量的影响,以及沼液施用后对氨挥发的影响,在水稻生产安全、农产品安全、土壤质量可持续、稻田水环境友好的前提下,确定沼液稻田消解的安全容量为 540 kg N·hm⁻²,约为水稻常规施氮量的两倍。

本文提出的稻田消解容量明显大于国内报道有关水稻施用沼液的用量,伍玉光^[4]、左辛^[5]、戴德球^[6]、张进等^[7]的研究中,沼液用量都未超过 150 kg N·hm⁻²,国外在水稻上消解利用畜禽废水的较少,Gnanamani^[30]、Kim^[28]、Zhou^[20]的水稻试验施用养殖废水最大用量不超过 405 kg N·hm⁻²。国外在草地及旱地作物上消解废水的研究较多,以消解废水为目的的用量则明显大于国内以肥料利用为主要目的用量。Matsunaka^[11]、Diez^[27]、Mantovi^[31]在草地、玉米、麦-玉米-甜菜轮作制中最大的沼液用量分别为 460、486 kg N·hm⁻² 和 774 kg N·hm⁻²,但在高用量时出现硝态氮的淋溶和盐渍化的增加,麦子倒伏、品质下降,甜菜品质下降。从国内外研究来看,农田对废水的消解容量在不同作物、不同土壤上有明显的差异,适合的消解容量一般通过田间试验获得,在作物产量、品质安全及环境评价的基础上确定适宜的消解容量。对适合不同土壤、不同作物的废水消解容量还需进一步的研究。

3.2 沼液稻田消解中重金属行为追踪

农牧业废水土地消解中重金属的积累是人们最担心的不安全因素之一。从 3 a 定位试验测定结果看,在水稻生长季 2 倍氮沼液用量下土壤、稻谷中重金属含量没有明显大于全化肥处理,本文研究结果与国内张进^[7]、倪亮^[8]、叶伟宗等^[9]沼液施用稻田对土壤重金属、农产品没有明显积累的结果一致,也与国外 L'Herroux^[24]、Mantovi 等^[31]对长期施用猪粪水等液状有机肥类型对土壤、产品中沒有明显积累的结果一致。

3.3 沼液稻田消解对水体富营养化的影响

本研究通过测定田面水氮浓度来评价沼液消解的环境风险,是基于水田径流发生特点进行的较为简单的评价方法。本文研究结果表明,施用沼液后田面水中氨态氮含量明显高于全化肥处理,而对土壤下渗水的影响较少,沼液稻田消解主要的水体环境风险是增加径流水中氮浓度,但从施用沼液后田面水氨态氮浓度在 3 d 后明显降低,可以认为在水田特殊的田埂结构下,避免在 3 d 内预报有大到暴雨时段施用沼液,灌沼液后封闭排水口或加高田埂高度可降低沼液中氮通过径流损失,使施用沼液对水体的负面影响降

低至最低。同类的研究国内还未见报道,国外同类研究中,韩国 Kim^[28]研究相当于化肥的 1~2 倍氨液态猪粪施用后,径流水中氨态氮、硝态氮含量明显增加,而下渗水中硝态氮增加不明显,除径流水中硝态氮含量外,与本文的结果基本一致。Zhou 等^[20]在渗漏性较高(平均渗漏量 $2.14 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) 的水田中进行饲料稻施用养牛废水试验时,测定氮的下渗损失为 11%~15%,且下渗水中主要是以氨态氮为主,硝态氮的含量很低。Matsunaka^[11]用 lysimeter 研究养牛废水发酵沼液施用中氮的循环中,认为硝态氮的淋溶损失占 6%~12%。本文没有对下渗损失量作出估计,只从不同时间考察了与全化肥处理土壤下渗水浓度的差异,鉴于对硝态氮影响较小,可以认为在水田由于犁底层的隔断,其淋溶损失可能要小于 Zhou 和 Matsunaka 结果。

3.4 沼液稻田消解对氨挥发的影响

氨态氮是畜禽养殖废水中的主要氮成分,氨挥发是主要的损失途径。本文中沼液稻田系统中消解,稻田氨挥发量明显高于全化肥处理,占施用沼液氮量的 13% 以上,氨挥发增加可认为是沼液施用对环境的主要负面影响。国内对沼液等施用农田后氨挥发的影响研究很少,国外对猪粪水农田施用中氨挥发研究较多,Huijsmans^[18]、Smith^[19]、Zhou^[20]、Hou 等^[21]研究都表明施用畜禽废水后氨挥发高于全化肥处理,废水用量提高氨挥发提高、土壤湿润或淹水条件可减少氨的挥发,深施、施后旋耕及与土壤混合都可比表面喷洒明显降低氨的挥发 30% 以上。氨挥发是造成大面积施用沼液地区空气污染及恶臭的主要原因之一,要降低施用沼液对空气质量的负面影响,降低氨挥发十分必要,今后在沼液施用技术降低氨挥发上有待于进一步研究。

4 结论

3 a 定位田间小区试验结果表明,水稻生长季年消解沼液在 $135 \sim 540 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 范围内,施用沼液区水稻产量与全化肥区持平或略有增产,稻谷中有害重金属镉、铅、汞、砷含量没有明显增加。超过农学需氮量 1 倍的沼液为作物及土壤消解,除土壤速效钾、缓效钾明显增加,其他土壤肥力指标没有明显增加,土壤中重金属没有明显积累,连续多年施用沼液造成稻田富营养化及土壤质量劣化的可能性较小。连续施用沼液对地下水环境没有显著影响,但田面水中铵态氮含量明显高于全化肥处理,在施后 3 d 内有增加径流氮损失的环境风险。2 倍氮沼液用量下,水田消解中

氨挥发占总氮投入量的 13%, 高于全化肥处理 10 倍以上,氨挥发是目前沼液稻田消解中较难避免的主要环境风险。在水稻生产安全、农产品安全、土壤质量可持续、农田水环境友好的前提下,沼液水田消解的安全容量为 $540 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

参考文献:

- [1] 邓良伟. 规模化畜禽养殖废水处理技术现状探析[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14 (2) 23-26.
DENG Liang-wei. Review on treatment technology of intensive livestock wastewater[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2006, 14 (2) 23-26.
- [2] 郭笃发, 陈友云. 污水土地处理系统的研究现状[J]. 山东师范大学学报(自然科学版), 1994, 9 (2) 35-88.
GUO Du-fa, CHEN You-yun. Review of wastewater land treatment system research[J]. *Journal of Shandong Normal University (Natural Sciences Edition)*, 1994, 9 (2) 35-88.
- [3] 王远远, 刘荣厚. 沼液综合利用研究进展[J]. 安徽农业科学, 2007, 35 (4) 1089-1091.
WANG Yuan-yuan, LUI Rong-hou. Progress of comprehensive utilization of biogas slurry[J]. *Journal of Anhui Agri Sci*, 2007, 35 (4) 1089-1091.
- [4] 伍玉光, 曾广初, 曾秋萍. 沼液在粮食生产中的试验效果分析[J]. 江西能源, 2004 (4) 43-44.
WU Yu-guang, ZENG Guang-chu, ZENG Qiu-ping. The plenty of scope for the liquid manure of methane used in grain production[J]. *Jiangxi Energy*, 2004 (4) 43-44.
- [5] 左辛. 沼液在寒地水稻生产中的应用效果初报[J]. 黑龙江农业科学, 2008 (2) 31-63.
ZUO Xin. Preliminary investigation on the biogas slurry used in rice production in cold region[J]. *Heilongjiang Agricultural Sciences*, 2008 (2) 31-62.
- [6] 戴德球, 范伟胤, 李冀武, 等. 水稻施用沼液生产试验报告[J]. 中国沼气, 2000, 18 (2) 34-35.
DAI De-qiu, FAN Wei-yin, LI Ji-wu, et al. Report of biogas slurry application on rice[J]. *China Biogas*, 2000, 18 (2) 34-35.
- [7] 张进, 张妙仙, 单胜道, 等. 沼液对水稻生长产量及其重金属含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28 (10) 2005-2009.
ZHANG Jin, ZHANG Miao-xian, SHAN Sheng-dao, et al. Growth status, grain yield and heavy metals content of rice (*Oryza sativa* L.) as affected by biogas slurry application[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28 (10) 2005-2009.
- [8] 倪亮, 孙广辉, 罗光恩, 等. 沼液灌溉对土壤质量的影响[J]. 土壤, 2008, 40 (4) 608-611.
NI Liang, SUN Guang-hui, LUO Guang-en, et al. Effect of marsh gas sewage irrigation on soil quality[J]. *Soils*, 2008, 40 (4) 608-611.
- [9] 叶伟宗, 陆宏, 石伟勇, 等. 沼液灌溉对梨品质和土壤肥力及环境质量的影响[J]. 上海农业科技, 2007 (6) 76-77.
YE Wei-zong, LU Hong, SHI Wei-yong, et al. Effect of biogas slurry

- application on pear quality, soil fertility and environment[J]. *Shanghai Agricultural Science and Technology*, 2007 (6) 76-77.
- [10] Sørensen P, Amato M. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil[J]. *European Journal of Agronomy*, 2002, 16 (2) 81-95.
- [11] Matsunaka T, Sawamoto T, Ishimura H, et al. Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland[C]. International Congress Series 1293, Elsevier, 2006 242-252.
- [12] Arienzo M, Christen E W, Quayle W, et al. A review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164 (2-3) 415-422.
- [13] Daudén A, Quilez D, Vera M V. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in mediterranean soil lysimeters[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33 (6) 2290-2295.
- [14] Yagüe M R, Quilez D. Response of maize yield, nitrate leaching, and soil nitrogen to pig slurry combined with mineral nitrogen[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39 (2) 686-696.
- [15] McDowell R W, Sharpley A N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land[J]. *The Science of the Total Environment*, 2001, 278 (1-3) 113-125.
- [16] Katz B G, Griffin D W, Davis J H. Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin 1. Chemical and microbiological indicators[J]. *Science of The Total Environment*, 2009, 407 (3) 2872-2886.
- [17] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68 (4) 1410-1420.
- [18] Huijsmans J F M, Hol J M G, Vemeulen G D. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland[J]. *NJAAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, 2001, 49 (4) 323-342.
- [19] Smith K A, Jackson D R, Misselbrook T H, et al. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques[J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 2000, 77 (3) 277-287.
- [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, & Soil Pollution*, 2009, 201 (1) 135-147.
- [21] Hou H, Zhou S, Hosomi M, et al. Ammonia emissions from anaerobically-digested slurry and chemical fertilizer applied to flooded forage rice[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2007, 183 (1) 37-48.
- [22] Sommer S G, Genermont S, Cellier P, et al. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. European[J]. *Journal of Agronomy*, 2003, 19 (4) 465-486.
- [23] Thomsen I K, Pedersen A R, Nyord T, et al. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136 227-235.
- [24] L'Herroux L, Roux S L, Appriou P, et al. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France) [J]. *Environmental Pollution*, 1997, 97 (1-2) 119-130.
- [25] Babel S, Dacera D D M. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application 1. A review[J]. *Waste Management*, 2006, 26 (9) 988-1004.
- [26] Alvarenga P, Palma P, Gon Alves A P, et al. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land[J]. *Environment International*, 2007, 33 (4) 505-513.
- [27] Diez J A, Torre A I D L, Cartagena M C, et al. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30 (6) 2165-2172.
- [28] 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.
- [29] 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[J]. *植物营养与肥料学报*, 2002, 8 (2) 205-209.
- WANG Zhao-hui, LIU Xue-jun, JU Xiao-tang, et al. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil 1. Venting method [J]. *Plant Nutrient and Fertilizer Science*, 2002, 8 (2) 205-209.
- [30] Gnanamani A, Kasturi Bai R. Influence of biodigested slurry on rice-gram cultivation[J]. *Bioresource Technology*, 1992, 41 (3) 217-221.
- [31] Mantovi P, Baldoni G, Toderi G. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land 1. Effects of long-term application on soil and crop[J]. *Water Research*, 2005, 39 (2-3) 289-296.