

洞庭湖区不同稻田土壤及施肥对养分淋溶损失的影响*

纪雄辉^{1,2} 郑圣先^{1,2†} 石丽红^{1,2} 廖育林^{1,2}

(1 湖南省农业科学院土壤肥料研究所,长沙 410125)

(2 农业部望城红壤水稻土生态环境重点野外观测试验站,长沙 410125)

摘 要 在渗漏池模拟洞庭湖区三种主要水耕人为土的基础上,进行了为期 2 a 的施用化肥 (CF)、控释氮肥 (CRNF) 和配施猪粪 (OM) 对 N、P、K 养分淋失影响的试验,以探明双季稻田养分淋溶损失现状和规律。结果表明,普通筒育水耕人为土 (THS)、底潜筒育水耕人为土 (EHS)、普通铁聚水耕人为土 (TFS) 双季稻田 CF 处理的氮素淋溶损失总量分别占施氮量的 2.28%、0.66% 和 1.50%。其中,THS 的渗漏水总氮 (TN) 浓度与 TFS 相近,但由于渗漏水高而导致 TN 淋失显著增加,EHS 的渗漏水及其 TN 浓度均显著低于其他两种土壤;稻田淋溶损失的氮素形态中,铵态氮占 39.7%,有机态氮占 56.8%,硝态氮仅占 3.5%。三种土壤的总钾 (TK) 淋溶损失分别占施钾量的 14.0%、4.68% 和 11.5%,但渗漏水 TK 浓度高低顺序为: TFS > THS > EHS; 各土壤的总磷 (TP) 淋失均很小且施磷与不施磷 (CK) 无差异。比较不同施肥处理的养分渗溶损失情况显示,CRNF 处理的渗漏水 TN 浓度最高,三种土壤中均显著高于 CK,CF 和 OM 处理仅 THS 和 TFS 的 TN 淋失量显著高于 CK; 配施猪粪和单施氯化钾时,三种土壤的渗漏水 TK 浓度均显著高于 CK。由于养分淋溶损失是一个长期累积的过程,而本试验仅连续 2 a,施用不同氮、钾肥源的 N、K 素淋溶损失差异不显著。

关键词 洞庭湖区; 双季稻田; 渗漏水; 养分淋失

中图分类号 S152.7⁺2; S19; X523

文献标识码 A

洞庭湖区双季稻面积占总耕地的 80% 以上^[1]。高产水稻品种的推广对肥料的依赖越来越强。近年来,区内耕地施肥 (纯氮、磷、钾) 达到了 490 kg hm⁻² 的水平^[2]。由于肥料在土壤环境中的溶解性和移动性,其 N、P 成为水体污染的主要来源^[3]。钾素损失影响作物生长和品质,降低施肥效应^[4]。不少地区报道作为饮用水源的地下水中含硝态氮 (NO₃⁻-N) 已大大超过了 10 mg L⁻¹ 的 WHO 饮用水标准^[5,6]。然而,由于土壤和土体结构的复杂性及研究方法差异,当前报道的有关土壤养分状况,尤其是 N 素淋失量及其形态等方面存在较大的差别^[7-10]。系统地了解洞庭湖区双季稻田土壤养分淋溶损失状况,有助于实施合理的施肥管理。但以往对洞庭湖区稻田养分淋溶损失现状及有效控制措施的研究很少有人涉及。本研究通过利用渗漏池模拟洞庭湖区三种主要水稻土施用不同肥源的 N、P、K 养分淋溶损失的测定,探讨了有效的控制技术,为保护地下水资源、促进该区农业生

产的可持续发展提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤和水稻品种

试验于 2005 年至 2006 年在湖南省土壤肥料研究所网室利用渗漏池模拟洞庭湖区三种主要稻田土壤的基础上进行。试验点年平均降雨量为 1 400 mm,降雨量主要集中在春季和夏季。年平均温度为 16.8,最高和最低月平均温度分别为 28.9 (7 月) 和 4.7 (1 月)。供试土壤为洞庭湖区河流冲积物发育的普通筒育水耕人为土 (Typic Hapli-Stagnic Anthrosols, THS)、湖积物发育的底潜筒育水耕人为土 (Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols, EHS) 和第四纪红土发育的普通铁聚水耕人为土 (Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols, TFS) (表 1)。供试早、晚稻品种 (组合) 分别为湘早籼 31 号和威优 46,插秧密度分别

* 国家自然科学基金项目 (40771120)、国家“十一五”科技支撑计划 (2007BAD87B11) 和中加合作项目 (HN-13) 资助

† 通讯作者: 郑圣先 (1950~), 男, 湖南常德人, 研究员, 研究方向为植物营养与施肥和新型肥料。电话: 0731-4691576, E-mail: sxzheng@ppi.caas.ac.cn

作者简介: 纪雄辉 (1965~), 男, 湖南平江人, 研究员, 博士, 研究方向为植物营养与农业环境。电话: 0731-4693977, E-mail: jixionghui@sohu.com

收稿日期: 2007-01-16; 收到修改稿日期: 2007-04-09

为 17 cm × 20 cm、20 cm × 20 cm, 分别于 3 月 15 日 10 日和 10 月 18 日收割。
和 6 月 18 日播种, 4 月 28 日和 7 月 16 日插秧, 7 月

表 1 三种供试土壤的理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of three paddy soils in the experiment

土壤类型 Soil types	pH	有机质 OM (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	碱解氮 Avail. N (mg kg ⁻¹)	有效磷 Avail. P (mg kg ⁻¹)	速效钾 Avail. K (mg kg ⁻¹)	CEC (cmol kg ⁻¹)	<0.01 mm 黏粒 <0.01 mm Clay (%)
普通筒育水耕人为土 Typic Hapli-Stagnic Anthrosols	4.92	23.8	1.87	185.7	20.2	91	9.96	36.42
底潜筒育水耕人为土 Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols	7.67	44.2	3.02	255.3	27.7	115	14.54	77.64
普通铁聚水耕人为土 Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols	4.77	27.9	1.99	203.1	8.7	163	12.38	42.22

1.2 渗漏池构建

36个渗漏池规格 166 cm × 120 cm × 55 cm (图 1), 渗漏池壁涂覆一层防水漆和油基漆并粉刷成粗糙表面, 阻止水分侧渗及沿土壤和池壁间隙下渗。15 mm PVC 渗漏水接收管安装在渗漏池底部, 内装 1 mm 不锈钢丝网并覆盖砾石以改善排水和防止细土冲入, 池底面向接收管倾斜 2.5°~3.0°, 使通过土壤下渗的水及时流向接收管, 确保渗漏水测定准确性。在渗漏池上部安装直径为 50 mm PVC 管, 并使其底部与土壤表面保持 5 cm 高度, 降雨使表层水超过 5 cm 高度即产生径流 (另作养分径流监测用), 使渗漏池接近田间的真实状况。渗漏池填装土壤按原始剖面层次。2004 年对渗漏池土壤先用水饱和、反复沉降, 并人工模拟制作犁底层。至 2005 年春季用于模拟洞庭湖区双季稻种植并进行不同施肥的养分淋溶和径流损失试验。

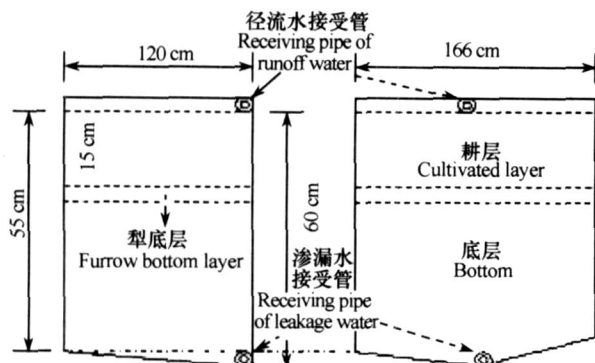


图 1 模拟渗漏池结构示意图

Fig. 1 A sketch picture of the lysimeter frame

1.3 试验设计

试验在模拟渗漏池上进行, 共设 4 个处理: (1) 对照, 不施肥料 (CK); (2) 普通化肥 (CF); (3) 等 N 量控释氮肥 (CRNF); (4) 等 P₂O₅ 量的猪粪。按照洞庭湖区双季稻施肥水平^[11], 施肥处理每季水稻氮 (N)、磷 (P₂O₅) 和钾 (K₂O) 用量分别为 150、75 和 150 kg hm⁻²。CF 处理分别为尿素 (46% N)、过磷酸钙 (17.5% P₂O₅) 和氯化钾 (60% K₂O); CRNF 处理的控释氮肥为湖南兴湘科技开发有限公司生产 (42% N), 磷、钾肥同 CF 处理; 猪粪 (0.81% N, 1.40% P₂O₅, 0.61% K₂O, 66.18% WC) 按 CF 处理等 P₂O₅ 量施入, 不足 N 和 K₂O 由尿素和氯化钾补给; 晚稻施用猪粪前重新测定养分含量, 以保证养分施入的准确性。所有肥料均于插秧前 1 d 施入, 并立即耙入 5 cm 深的土层中。试验重复 3 次, 随机区组排列。稻田整个生育期始终保持约 3 cm 水层。

1.4 渗漏水测定及水样采集

早、晚稻渗漏水采样时间于施肥后第 1、3、7、15、30、50 (55)、70 (90) 天, 6:00 至 10:00 从渗漏水接收管收集 4 h 的渗漏水 (平时渗漏水接收管保持自流状态), 测定水量后装入塑料瓶立即送分析室测定。

1.5 项目测定

土壤的黏粒含量、pH、有机质、全氮、碱解氮、有效磷、速效钾和 CEC 均采用常规分析方法^[12]; 水样中 pH、EC 采用电极法^[11]直接测定, TN、NH₄⁺-N、

NO_3^- -N、TP和TK分别采用开氏法^[12]、靛酚蓝比色法^[11]和酚二磷酸比色法^[11]、碱性过硫酸钾氧化钼蓝比色法^[11]和火焰光度法^[12]。

1.6 统计方法

试验各处理均重复3次,结果取其平均值,用SPSS10软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 三种土壤的稻田渗漏水量分析

稻田渗漏水量与其地理位置、土壤质地及砂黏粒径比率、有机质含量、耕作方式等有关。应用稻田渗漏量测定装置(白铁皮制作的长方形桶,规格为20 cm × 30 cm,有底的测定蒸发量,无底的测定渗漏量+蒸发量,其差值即得渗漏水量)测定被模拟大田渗漏水量的基础上,模拟渗漏池装土至犁底层时,人工调控渗漏池的渗漏水量达到大田近似的结果。2005~2006年双季稻生育期间对3种土壤

渗漏水量监测结果显示,同一土壤各测定时期及年度间差异较小,而土壤间差异极显著。其中,普通筒育水耕人为土(THS)、底潜筒育水耕人为土(EHS)和普通铁聚水耕人为土(TFS)的渗漏水量分别为 1.86 ± 0.07 、 0.80 ± 0.05 和 1.28 ± 0.06 mm d⁻¹,不同土壤的渗漏水量大小与其<0.01 mm黏粒及土壤有机质含量相关,说明渗漏池模拟接近真实状态。

2.2 渗漏水 pH和电导率(EC)

2.2.1 渗漏水 pH 统计各年度平均渗漏水pH(表2)表明,同一土壤年度间pH差异较小,但不同土壤差异明显,以CK为例,酸性土壤THS和TFS渗漏水pH较碱性土壤EHS分别降低0.70($p < 0.01$)和0.72($p < 0.01$)。施肥处理的渗漏水pH均较CK略有增加,但差异不显著,说明渗漏水pH主要决定于土壤酸碱性,施肥导致渗漏水TN及 NH_4^+ -N略有增加(见本文2.3.1节和2.3.2节)是影响pH变化的另一重要原因。

表2 2005~2006年不同土壤的渗漏水pH和EC年平均值

Table 2 Mean pH and EC values in leachate from different types of soils in 2005~2006

土壤 Soils	处理 Treatments	年平均 pH Annual average pH			年平均 EC Annual average EC		
		2005年 In 2005	2006年 In 2006	\bar{x}	2005年 In 2005	2006年 In 2006	\bar{x}
普通筒育水耕人为土 Typic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	6.82 ± 0.21	6.77 ± 0.12	6.79 ± 0.17	0.69 ± 0.07	0.83 ± 0.14	0.76 ± 0.13
	CF	6.93 ± 0.21	6.86 ± 0.10	6.89 ± 0.17	0.86 ± 0.10	0.94 ± 0.09	0.90 ± 0.10
	CRNF	6.88 ± 0.17	6.80 ± 0.15	6.84 ± 0.16	0.83 ± 0.08	0.84 ± 0.10	0.84 ± 0.09
	OM	6.82 ± 0.22	6.96 ± 0.15	6.89 ± 0.20	0.79 ± 0.08	1.06 ± 0.15	0.92 ± 0.23
底潜筒育水耕人为土 Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	7.72 ± 0.31	7.27 ± 0.06	7.49 ± 0.31	1.18 ± 0.17	1.12 ± 0.19	1.15 ± 0.18
	CF	7.90 ± 0.31	7.23 ± 0.08	7.57 ± 0.41	1.18 ± 0.19	1.26 ± 0.18	1.22 ± 0.19
	CRNF	7.86 ± 0.27	7.20 ± 0.16	7.53 ± 0.40	1.17 ± 0.20	1.24 ± 0.21	1.20 ± 0.20
	OM	7.83 ± 0.33	7.20 ± 0.12	7.52 ± 0.40	1.17 ± 0.18	1.23 ± 0.18	1.20 ± 0.18
普通铁聚水耕人为土 Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols	CK	6.77 ± 0.16	6.78 ± 0.16	6.77 ± 0.16	1.16 ± 0.25	1.08 ± 0.17	1.12 ± 0.21
	CF	6.85 ± 0.14	6.80 ± 0.13	6.82 ± 0.14	1.18 ± 0.18	1.13 ± 0.16	1.15 ± 0.17
	CRNF	6.75 ± 0.11	6.78 ± 0.17	6.77 ± 0.14	1.15 ± 0.20	1.11 ± 0.12	1.13 ± 0.16
	OM	6.86 ± 0.09	6.81 ± 0.10	6.83 ± 0.10	1.21 ± 0.23	1.18 ± 0.15	1.20 ± 0.24

2.2.2 渗漏水电导率(EC) 同一土壤在不同时期的渗漏水EC变化较小(表2),标准差均在10%~15%;不同土壤比较,TFS和EHS渗漏水EC较为接近,均显著高于THS;施肥处理导致渗漏水EC有增加趋势,但不同施肥处理之间及其与CK之间差异不显著。因为渗漏水是各层次土壤逐级过滤的结果,而试验仅连续2a,不同施肥对土壤下层的影响不显著。

2.3 渗漏水氮素浓度

2.3.1 渗漏水总氮(TN) 水稻生长期间渗漏水TN变异在20%左右(表3),主要在早、晚稻前期TN有所升高,这是由于翻整土壤造成了氮素淋溶增加的缘故。统计2a的渗漏水TN显示,2005年的渗漏水TN明显高于2006年,可能是因为渗漏池装填土壤时的翻动促进了底层土壤TN的释放。三种土壤的渗漏水TN浓度顺序为:THS > TFS > EHS,与

其渗漏水量表现一致的趋势; THS的渗漏水 TN与相应 TFS差异较小,但较相应 EHS显著提高,其中, CF处理 TN提高 48.3% ($p < 0.01$),各处理平均提高 40.0% ($p < 0.01$)。

不同处理的渗漏水 NH_4^+ -N 浓度比较, THS和 TFS的 CF、CRNF和 OM 3个处理之间的渗漏水 TN浓度

差异均不显著,但较 CK极显著增加,其中,这二种土壤 CRNF处理的渗漏水 TN分别提高了 25.4%和 14.3%,CF处理分别提高了 18.2%和 9.1%; EHS的渗漏水 TN仅 CRNF处理较 CK提高了 15.8% ($p < 0.01$),OM和 CF处理的 TN较 CK分别增加了 12.2%和 4.3%,但差异不显著。

表 3 不同土壤的渗漏水 TN、 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N浓度年平均值

Table 3 Mean TN, NH_4^+ -N and NO_3^- -N concentrations in leachate from different types of soils (mg L^{-1})

土壤 Soils	处理 Treatments	TN 浓度年平均值 Annual average TN			NH_4^+ -N 浓度年平均值 Annual average NH_4^+ -N			NO_3^- -N 浓度年平均值 Annual average NO_3^- -N		
		2005年 In 2005	2006年 In 2006	- x	2005年 In 2005	2006年 In 2006	- x	2005年 In 2005	2006年 In 2006	- x
		普通筒育水耕人为土 Typic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	2.16 ± 0.47	1.47 ± 0.36	1.81 B	0.68 ± 0.32	0.84 ± 0.56	0.76	0.05
	CF	2.49 ± 0.52	1.80 ± 0.37	2.15 A	0.82 ± 0.52	1.07 ± 0.60	0.95	0.07	0.08	0.08
	CRNF	2.69 ± 0.45	1.84 ± 0.43	2.27 A	1.38 ± 0.56	1.12 ± 0.47	1.25	0.04	0.10	0.07
	OM	2.44 ± 0.67	1.90 ± 0.44	2.17 A	0.83 ± 0.42	0.94 ± 0.46	0.89	0.04	0.12	0.08
底潜筒育水耕人为土 Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	1.49 ± 0.35	1.29 ± 0.35	1.39 B	0.37 ± 0.17	0.46 ± 0.27	0.42	0.08	0.03	0.05
	CF	1.62 ± 0.36	1.29 ± 0.37	1.45 B	0.40 ± 0.12	0.54 ± 0.29	0.47	0.07	0.03	0.05
	CRNF	1.72 ± 0.41	1.49 ± 0.40	1.61 A	0.45 ± 0.13	0.60 ± 0.33	0.52	0.10	0.03	0.06
	OM	1.64 ± 0.35	1.47 ± 0.37	1.56 AB	0.37 ± 0.12	0.60 ± 0.39	0.48	0.10	0.03	0.06
普通铁聚水耕人为土 Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols	CK	2.21 ± 0.48	1.54 ± 0.44	1.87 B	0.83 ± 0.44	0.57 ± 0.38	0.70	0.06	0.09	0.07
	CF	2.19 ± 0.61	1.89 ± 0.41	2.04 A	0.90 ± 0.42	0.83 ± 0.46	0.87	0.06	0.09	0.07
	CRNF	2.27 ± 0.38	1.91 ± 0.43	2.09 A	1.00 ± 0.46	0.84 ± 0.40	0.92	0.05	0.09	0.07
	OM	2.33 ± 0.57	1.80 ± 0.45	2.07 A	1.11 ± 0.49	0.75 ± 0.51	0.93	0.07	0.10	0.09

注: A、B表示各土壤处理间 L. S. D多重比较差异性极显著 ($p < 0.01$) Note: A, B means significance in difference at $p < 0.01$ according L. S. D MRT

2.3.2 渗漏水铵态氮浓度 从表 3可以看出,在不同土壤中不同处理的渗漏水 NH_4^+ -N 浓度与 TN 表现出相似的规律,但 NH_4^+ -N 浓度显著低于 TN。THS、EHS和 TFS各处理平均渗漏水 NH_4^+ -N 含量与相应的平均 TN 含量的比值较为接近,分别为 0.46、0.32和 0.42,平均为 0.40。对渗漏水 TN 浓度 (x) 与 NH_4^+ -N 浓度 (y) 进行线性回归 (图 2) 表明,渗漏水中的铵态氮与 TN 呈极显著的线性相关。

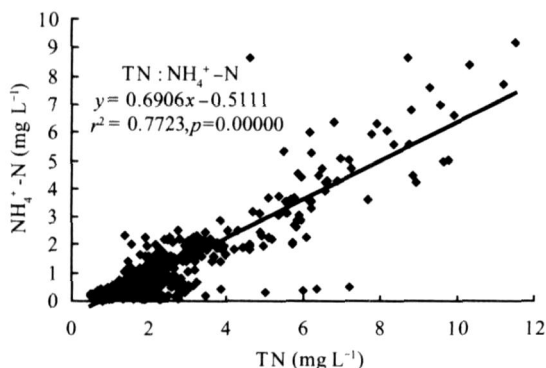


图 2 渗漏水 TN 和 NH_4^+ -N 浓度的相关关系

Fig. 2 Relationship between TN and NH_4^+ -N concentrations in leachate

不同土壤的渗漏水铵态氮浓度顺序为: THS > TFS > EHS, 以 CF 处理为例, THS 渗漏水 NH_4^+ -N 较 EHS 的提高了 102.1% ($p < 0.01$), TFS 的 NH_4^+ -N 较 EHS 的提高了 85.1% ($p < 0.01$)。不同施肥处理以 CRNF 的渗漏水 NH_4^+ -N 最高, THS、EHS 和 TFS 施用 CRNF 的渗漏水 NH_4^+ -N 分别较 CK 增加了 64.5% ($p < 0.01$)、26.2% ($p < 0.05$) 和 31.4% ($p < 0.05$); THS 和 TFS 的 OM 和 CF 处理渗漏水 NH_4^+ -N 均与 CK 差异显著,但 EHS 的 OM 和 CF 与 CK 差异不显著。

2.3.3 渗漏水硝态氮浓度 不同土壤和处理在各测定时期的渗漏水硝态氮均处于很低的水平 (表 3)。试验所采用的酚二磺酸比色法的最低检出浓度为 0.02 mg L^{-1} , 一些渗漏水样品硝态氮甚至低于最低检出限。对双季稻生长期各点平均表明,所有土壤的渗漏水硝态氮浓度均在 0.1 mg L^{-1} 以下,仅为 TN 浓度的 4% 以下。

2.4 渗漏水磷素浓度

以往的研究表明,磷的运移主要是在非淹水条件下进行的,其运移距离很小^[13]。本试验结果表明,所有土壤和处理的渗漏水 TP 浓度均很低。试验所采用的

碱性过硫酸钾氧化钼蓝比色法的最低检出浓度为 0.01 mg L^{-1} , 一些渗漏水样品 TP 浓度甚至低于最低检出限, 所有样品测定结果基本在 $0 \sim 0.05 \text{ mg L}^{-1}$ 。

2.5 渗漏水钾素浓度

图 3 是 2005 年和 2006 年三种土壤 4 个处理的渗漏水钾素浓度动态, 可以看出, 双季稻生长期其渗漏水 TK 浓度变化存在一定的差异。所有土壤表现为早稻中、后期至晚稻中期渗漏水钾浓度较高, 早稻前期和晚稻后期显著下降, 其中, THS 的变幅较大, EHS 和 TFS 的变幅较缓。

不同土壤之间的渗漏水 TK 浓度 2 a 平均值差异极显著, 其顺序为: TFS (12.7 mg L^{-1}) > THS (11.0 mg L^{-1}) > EHS (8.5 mg L^{-1})。可见, 渗漏水 TK 首先与其土壤速效钾含量较为相关, 三种土壤剖

面 50 cm 内均为均一母质, TFS 速效钾含量高使得其钾溶出土壤较多, THS 速效钾含量低于 EHS, 但土壤吸附钾的能力小, 且渗漏水高, 导致 THS 耕层施入钾肥后渗漏加快, 释放出的钾高于 EHS。

从不同的处理来看, 施用有机和无机钾与 CK 在前期的渗漏水 TK 差异不明显, 而在后期略有增加。不同施钾处理对 TFS、THS、EHS 的渗漏水 TK 的 2 a 平均值影响均表现为: 配施猪粪 (分别为 13.0 、 11.2 、 8.6 mg L^{-1}) > 单施氯化钾 (分别为 12.9 、 11.0 、 8.7 mg L^{-1}) > CK (分别为 12.0 、 10.6 、 8.0 mg L^{-1})。其中, 施用有机钾与无机钾处理之间差异不显著, 配施猪粪的渗漏水 TK 平均较 CK 的增加 7.37% ($p < 0.05$), 施用氯化钾的较 CK 的增加 6.71% ($p < 0.05$)。

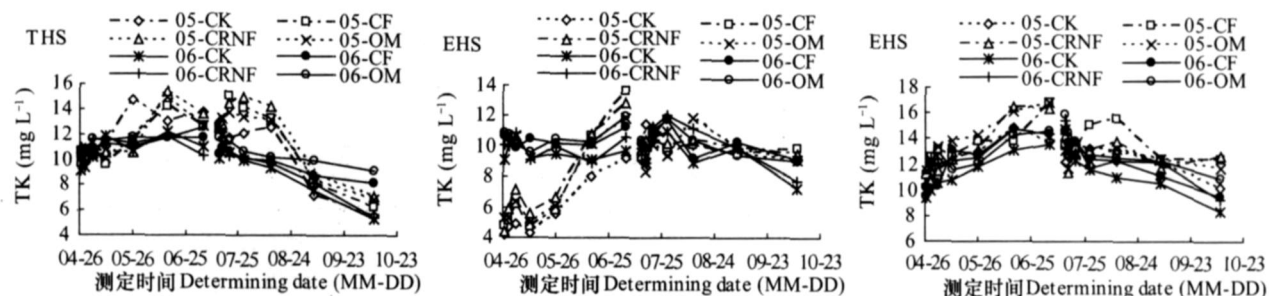


图 3 2005 年至 2006 年双季稻田不同土壤的渗漏水 TK 浓度变化

Fig. 3 Change in TK concentrations in leachate from different types of paddy soils based under double rice cropping in 2005 ~ 2006

2.6 养分淋溶损失分析

统计 2005 年和 2006 年双季稻生长期 N、P、K 养分淋溶损失量平均值 (表 4) 表明, THS、EHS 和

TFS 稻田施用尿素 (CF) 的氮素淋溶损失总量分别为 6.83 、 1.97 和 4.50 kg hm^{-2} , 占施氮量 (300 kg hm^{-2}) 的 2.28% 、 0.66% 和 1.50% (平均 1.48%),

表 4 双季稻生长期不同土壤的养分淋溶损失量 (2005 年与 2006 年的平均)

Table 4 Nutrient leaching loss from different types of paddy soils during the growing season of two crops of rice (average in 2005 ~ 2006)

土壤 Soils	处理 Treatments	TN (kg hm^{-2})	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (kg hm^{-2})	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (kg hm^{-2})	TP (kg hm^{-2})	TK (kg hm^{-2})
普通筒育水耕人为土 Typic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	5.76	2.41	0.21	0.059	33.73
	CF	6.83	3.01	0.24	0.059	34.91
	CRNF	7.22	3.97	0.23	0.056	35.11
	OM	6.90	2.82	0.25	0.054	35.72
底潜筒育水耕人为土 Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols	CK	1.88	0.56	0.07	0.032	10.82
	CF	1.97	0.64	0.07	0.034	11.72
	CRNF	2.17	0.71	0.09	0.031	11.80
普通铁聚水耕人为土 Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols	OM	2.11	0.65	0.09	0.030	11.66
	CK	4.13	1.54	0.16	0.056	26.48
	CF	4.50	1.91	0.16	0.046	28.73
普通铁聚水耕人为土 Anthrosols	CRNF	4.61	2.04	0.16	0.064	28.24
	OM	4.56	2.05	0.19	0.042	28.70

注: 双季稻生育期天数自早稻插秧 (4月 26日) 至晚稻收割 (10月 15日) 共 172 d 计算 Note: The growing season of two crops of is counted from transplantation of early rice (26 April) to harvest of late rice (15 October), totaling 172 days

分别较 CK增加了 18.6% ($p < 0.01$)、4.79% ($p > 0.05$)、9.00% ($p < 0.05$)。氮素淋失的形态中,三种土壤 CF处理的 NH_4^+ -N 分别占 TN 淋失量的 44.1%、32.5%和 42.4%,平均为 39.7%; NO_3^- -N 平均仅占 3.54%;其余部分为有机态氮,平均占 TN 的 56.8%。

THS、EHS和 TFS稻田施用过磷酸钙的 TP淋溶损失分别为 0.059、0.034和 0.046 kg hm^{-2} ,几乎与 CK无差异,仅分别占施磷量 (65.5 kg hm^{-2}) 的 0.090%、0.052%和 0.070% (平均 0.071%);施用氯化钾的 TK淋溶损失分别为 34.9、11.7和 28.7 kg hm^{-2} ,占施钾量 (250 kg hm^{-2}) 的 14.0%、4.68%和 11.5% (平均 10.1%),分别较 CK增加了 3.50%、8.32%和 8.50%。

施用控释氮肥的 N 素淋溶损失较普通化肥略有增加,THS、EHS和 TFS分别增加了 5.71% ($p < 0.05$)、10.2% ($p < 0.05$)和 2.44%;OM 处理的氮和钾素淋溶损失量较 CF也有一定程度的增加,但差异不明显。

3 讨论

土壤养分损失是影响肥料利用率的主要原因之一。对于土壤质地较砂或剖面导水良好的农田来说,养分淋溶损失是不容忽视的关键问题,因此研究稻田养分淋溶,首先必须考虑水分渗漏量。由于土壤渗漏的影响因子较多,采用不同的方法均只是对土壤渗漏水量的近似测定或计算。稻田长年耕作的泥浆渗入及挤压作用而在耕层下形成坚实的犁底层,从而使稻田水渗漏较为缓慢^[14]。普遍认为稻田的日平均渗漏量在 4~10 mm 范围^[7,15]。罗良国等^[9]通过水量平衡法计算北方稻田日渗漏量在 13 mm 左右,刘培斌等^[8]表明稻季暗管排水量为 106 m^3 ,折 2.1 mm。本试验模拟测定双季稻田渗漏水量为 0.8~1.86 mm,与后者较为接近。

关于氮素损失及形态,大多数研究表明稻田 NO_3^- -N 的淋溶量远大于 NH_4^+ -N。例如,王胜佳等^[7]测得 NO_3^- -N 淋溶量为 8.4~12.9 kg hm^{-2} ,相当于同期 NH_4^+ -N 渗失量的 8~14 倍,占施肥总量的 5.6%~8.6%;王少平等^[8]认为 NO_3^- -N 淋失量为 37.7 kg hm^{-2} ;罗国良等^[10]表明北方稻田淋失的氮素养分主要以 NO_3^- -N 为主 (3 a 平均为 N 54 kg hm^{-2} ,占施肥量 28.9%), NH_4^+ -N 占很少部分 (N 11.3 kg hm^{-2} ,占施肥量 6.0%)。但吴建富等^[16]

试验表明,潜育性水稻土不同深度的渗漏水氮素存在形态中 NH_4^+ -N 的含量明显高于 NO_3^- -N,单施化肥渗漏水氮总量为 5.39 kg hm^{-2} 。本试验结果则表明洞庭湖区双季稻田长期淹水条件下,氮素淋溶损失总量为 1.97~6.83 kg hm^{-2} ,占施氮量的 1.50%~2.28%;其主要形态为有机态,占 56.8%,其次为铵态氮,占 39.7%。本试验的氮素淋失量与吴建富等^[15]的双季稻田结果较为一致,但王少平等^[8]稻麦轮作制、罗国良等^[10]北方稻田的氮素淋失要高得多,笔者认为,稻麦轮作的前作旱地施肥的土壤残留、北方冬季土壤冻垡促进养分释放是造成稻作时土壤养分渗漏增加的主要原因。至于氮素形态结果上的差异,(1)通过对稻田表层水研究^[17]表明,双季稻田由于长期淹水,土壤和表层水中以硝态氮存在的比例很低,以及耕作层以下缺少有机质提供能量,硝化细菌锐减^[18]导致了淋溶水硝酸盐含量的低水平;(2)土壤黏粒对尿素等有机氮具有一定的吸附能力,但尿素施入稻田迅速溶解,大量有机氮在土壤胶体吸附饱和的情况下,将有部分有机氮进入表层水^[17]。在重力的作用下有机氮将随水迁移至土壤下层,而下层脲酶活性很低^[19],尿素等有机态氮通过吸附-解吸-迁移等过程交替缓慢运移至渗漏水中,导致渗漏水中有机态氮比例增加;(3) NH_4^+ 的迁移半径很小^[20],施肥的 NH_4^+ 不可能通过缓慢下渗的水迁移至下层,而试验表明三种土壤平均 NH_4^+ -N 淋失占 TN 的 39.7%。笔者推断,渗漏水中的铵主要来源于下层土壤中尿素等有机氮的缓慢矿化与分解,从渗漏水中 NH_4^+ -N 与 TN 的极显著线性关系也可以得到证实。

由于氮的形态多样,其在土壤中损失途径较多,而且互相消长^[21]。例如,高温条件下稻田氨挥发加强,但随后的径流损失将降低;如果氨挥发及径流得到有效控制,土壤对氮素的吸附将显著增加,氮素自土壤中溶出而向地下迁移也会增加。研究表明,施用 CRNF 能显著降低氨挥发^[22]、反硝化^[23]以及径流损失^[17],尽管促进了作物的吸收^[17],但也不可避免地导致部分氮迁移至根系以下。本研究表明稻田土壤施用 CRNF 的氮素淋溶损失有增加的趋势,但不同土壤也存在差异,这是因为养分淋溶是通过吸附-解吸-迁移等交替的缓慢过程,受土壤剖面各层次养分含量的影响,因而当季施肥对其影响有限。而试验仅连续 2 a,这也是导致其他施肥处理与 CK 的差异不大的原因。

关于土壤磷淋溶损失,普遍认为土壤对磷素的

固定能力较强。张水铭等^[24]表明,常规施肥条件下,各个水耕人为土水田的渗漏水中的 TP 浓度波动在 $0.03 \sim 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ 之间;但谢学俭等^[13]认为磷随土壤裂隙水运动而迅速向下移动,导致施肥后 1 d TP 和溶解磷分别达 0.6 mg L^{-1} 和 0.3 mg L^{-1} 。这些研究是基于稻麦轮作制进行的,水稻前茬的旱作造成土壤裂隙增加,加速了磷的移动;而双季稻田长期淹水,坚实的犁底层限制了磷素向下移动,因而渗漏水 TP 浓度均处于张水铭等的研究结果下限。

本研究表明,施肥后稻田表层水中钾浓度迅速达到较 TN 更高的浓度,这是由于 NH_4^+ 和 K^+ 竞争土壤胶体上的吸附位点,达到平衡而释放到水溶液中^[25]。而且,与 NH_4^+ 不同, K^+ 不存在大气损失和硝态氮转化等过程。因此,依笔者推断,将有较多的 K^+ 随水向下淋溶,但下渗过程中的 K^+ 也会受到下层土壤的吸附和固定,最终进入渗漏水中的 K^+ 中仅少部分是来源于肥料的,而大部分钾主要是由下层土壤通过矿化或晶格膨胀而释放出来的。由于土壤钾素背景值一般较高,以及下层土壤受试验模拟前长期施肥的缓慢补充,因而不施肥处理也存在较大的钾淋失;2 a 试验仍难以完全说明施钾与不施钾对土壤钾渗漏损失的影响;但施用有机钾,可能由于钾随有机物质移动增加^[27],造成了钾的淋溶有增加趋势。THS 的供钾容量指标很低^[26],其黏粒、有机质含量低导致热通量较大,生长季节的温度变化对土壤钾释放的影响较大^[27];EHS 的有机质和黏粒含量较高,渗漏水量较小,而 TFS 的供钾容量较高^[16],速效钾较高,导致双季稻生长期内渗漏水钾浓度变化较小。

参考文献

- [1] 向平安,黄璜,燕惠民,等. 湖南洞庭湖区水稻生产的环境成本评估. 应用生态学报, 2005, 16(11): 2 187 ~ 2 193. Xiang P A, Huang H, Yan H M, *et al* Environmental cost of rice production in Dongting Lake area of Hunan Province (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(11): 2 187 ~ 2 193
- [2] 彭行宇,纪雄辉. 湖南省化肥施用现状及其前景剖析. 湖南农业科学, 2006(6): 66 ~ 69. Peng X Y, Ji X H. Fertilizer application and its applied prospect in Hunan Province (In Chinese). Hunan Agricultural Science, 2006(6): 66 ~ 69
- [3] 单艳红,杨林章,沈明星,等. 长期不同施肥处理水稻土磷素在剖面的分布与移动. 土壤学报, 2005, 42(6): 970 ~ 976. Shan Y H, Yang L Z, Shen M X, *et al* Accumulation and downward transport of phosphorus in paddy soil in long-term fertilization experiments (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(6): 970 ~ 976
- [4] 罗薇,林清火,蔡正早,等. 氮肥品种对砖红壤中钾素淋溶特征的影响. 水土保持学报, 2005, 42(6): 970 ~ 976. Luo W, Lin Q H, Cai Z Z, *et al* Effects of different nitrogen fertilizers on leaching characteristics of potassium in latosol (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 42(6): 970 ~ 976
- [5] 刘宏斌,李志宏,张云贵,等. 北京平原农区地下水硝态氮污染状况及其影响因素研究. 土壤学报, 2006, 43(5): 408 ~ 412. Liu H B, Li Z H, Zhang Y G, *et al* Nitrate contamination of groundwater and its affecting factors in rural areas of Beijing plain (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(5): 408 ~ 412
- [6] 赵燮京,赵小蓉,王昌桃. 成都平原农区地下水中 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 含量变化规律研究. 土壤学报, 2004, 41(1): 56 ~ 60. Zhao X J, Zhao X R, Wang C T. Monitoring $\text{NO}_3^- \text{N}$ variation of groundwater in agriculture region of Chengdu Plain (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(1): 56 ~ 60
- [7] 王胜佳,王家玉,陈义. 稻田土壤氮素淋失的形态及剖面分布特征. 浙江农业学报, 1997, 9(2): 57 ~ 61. Wang S J, Wang J Y, Chen Y. Soil profile distribution characteristics of leached nitrogen form in paddy fields (In Chinese). Acta Agriculturae Zhejiangensis, 1997, 9(2): 57 ~ 61
- [8] 王少平,俞立中,许世远,等. 上海青紫泥土壤氮素淋溶及其对水环境影响研究. 长江流域资源与环境. 2002, 11(6): 554 ~ 557. Wang S P, Yu L Z, Xu S Y, *et al* Analysis on its influence on water environmental quality in Shanghai (In Chinese). Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2002, 11(6): 554 ~ 557
- [9] 刘培斌,张瑜芳. 稻田中氮素流失的田间试验与数值模拟研究. 农业环境保护. 1999, 18(6): 241 ~ 245. Liu P B, Zhang Y F. Research of field test and mathematical simulation on nitrogen losses in paddy rice fields (In Chinese). Agro-environmental Protection, 1999, 18(6): 241 ~ 245
- [10] 罗国良,闻大钟,沈善敏. 北方稻田生态系统养分渗漏规律研究. 中国农业科学, 2000, 33(2): 68 ~ 74. Luo G L, Wen D Z, Shen S M. Study on the percolating regularity of nutrient in rice field ecosystem of Northern China (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2000, 33(2): 68 ~ 74
- [11] 中国农业年鉴编委会. 中国农业年鉴(2004). 北京: 中国农业出版社, 2005. 491. Chinese Agricultural Almanac Editorial Committee. Chinese Agricultural Almanac (2004) (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2005. 491
- [12] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 26, 147, 159. Lu R K ed Analytical Methods of Soil Agricultural Chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. 26, 147, 159
- [13] 谢学俭,冉炜,沈其荣. 淹水条件下水稻田中磷的淋溶研究. 土壤, 2003, 35(6): 506 ~ 509. Xie X J, Ran W, Shen Q R. P loss through vertical leaching from paddy field under submerged conditions (In Chinese). Soils, 2003, 35(6): 506 ~ 509
- [14] 彭星辉,谢晓阳,纪雄辉. 淹水稻田氮素淋溶损失及其控制. 湖南农业科学, 2006(5): 58 ~ 60, 61. Peng X H, Xie X

- Y, Ji X H. Nitrogen leaching in paddy rice field and its countermeasure (In Chinese). *Hunan Agricultural Science*, 2006 (5): 58 ~ 60, 61
- [15] Chowdary V M, Rao N H, Sama P B S. A coupled soil water and nitrogen balance model for flooded rice fields in India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 34: 1 ~ 17
- [16] 吴建富, 张美良, 刘经荣, 等. 不同肥料结构对红壤稻田氮素迁移的影响. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(4): 368 ~ 373. Wu J F, Zhang M L, Liu J R, *et al* Effect of different structure of fertilizer on the migration of nitrogen in red rice soil (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2001, 7(4): 368 ~ 373
- [17] 纪雄辉, 郑圣先, 鲁艳红, 等. 施用尿素和控释氮肥的双季稻田表面水氮素动态及其径流损失规律. *中国农业科学*, 2006, 39(12): 2 521 ~ 2 530. Ji X H, Zheng S X, Lu Y H, *et al* Dynamics of floodwater nitrogen and its runoff loss, urea and controlled release nitrogen fertilizer application regulation in rice with (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(12): 2 521 ~ 2 530
- [18] 梁东丽, 同延安, Ove E, 等. 黄土性土壤剖面中 N₂O 排放的研究初报. *土壤学报*, 2002, 39(6): 802 ~ 809. Liang D L, Tong Y A, Ove E, *et al* In-situ measurement of N₂O emissions from profile of Loess soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(6): 802 ~ 809
- [19] Zhang Y L, Wang Y S. Soil enzyme activities with greenhouse subsurface irrigation. *Pedosphere*, 2006, 16(4): 512 ~ 518
- [20] 朱兆良, 文启孝著. 中国土壤氮素. 江苏: 江苏科学技术出版社, 1992. 213 ~ 249. Zhu Z L, Wen Q X. eds. *Nitrogen in Soils of China* (In Chinese). Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 213 ~ 249
- [21] 郑圣先, 刘德林, 聂军, 等. 控释氮肥在淹水稻田土壤上的去向及利用率. *植物营养与肥料学报*, 2004, 10: 137 ~ 142. Zheng S X, Liu D L, Nie J, *et al* Fate and recovery efficiency of controlled release nitrogen fertilizer in flooding paddy soil (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2004, 10: 137 ~ 142
- [22] Ghosh S, Majumdar D, Jain M C. Methane and nitrous oxide emissions from an irrigated rice of North India. *Chemosphere*, 2003, 51: 181 ~ 195
- [23] 李方敏, 樊小林, 刘芳, 等. 控释肥料对稻田氧化亚氮排放的影响. *应用生态学报*, 2004, 15: 2 170 ~ 2 174. Li F M, Fan X L, Liu F, *et al* Effects of controlled release fertilizers on N₂O emission from paddy field (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15: 2 170 ~ 2 174
- [24] 张水铭, 马杏法, 汪祖强. 农田排水中磷素对苏南太湖水系的污染. *环境科学*, 1993, 14(6): 24 ~ 29. Zhang S M, Ma X F, Wang Z Q. Pollution of phosphorus in farmland drainage to water system in Taifu Lake of Southern Jiangsu (In Chinese). *Chinese Journal of Environmental Science*, 1993, 14(6): 24 ~ 29
- [25] 王火焰, 周健民, 陈小琴, 等. 氮磷钾肥料在土壤中转化过程的交互作用. 硫酸铵在水稻土中的转化. *土壤学报*, 2005, 42(1): 70 ~ 77. Wang H Y, Zhou J M, Chen X Q, *et al* Interaction of NPK fertilizers during their transformation in soils. Transformation of ammonium sulfate in the paddy soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(1): 70 ~ 77
- [26] 郑圣先, 李明德, 戴平安, 等. 湖南省主要旱地土壤供钾能力的研究. *中国农业科学*, 1995, 28(2): 43 ~ 50. Zheng S X, Li M D, Dai P A, *et al* Potassium supplying capacity of main upland soil in Hunan Province (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 1995, 28(2): 43 ~ 50
- [27] 潘大伟, 梁成华, 杜立宇. 土壤含钾矿物的释放研究进展. *土壤通报*, 2005, 36(2): 253 ~ 258. Pan D W, Liang C H, Du L Y. Progress in research on potassium release from K-bearing minerals in soil (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2005, 36(2): 253 ~ 258

EFFECT OF FERTILIZATION ON NUTRIENT LEACHING LOSS FROM DIFFERENT PADDY SOILS IN DONGTING LAKE AREA

Ji Xionghui^{1, 2} Zheng Shengxian^{1, 2†} Shi Lihong^{1, 2} Liao Yulin^{1, 2}

(1 Soil and Fertilizer Institute, Hunan Academy of Agricultural Sciences, Changsha 410125, China)

(2 Key Field Monitoring Experimental Station for Reddish Paddy Soil Eco-environment in Wangcheng, Ministry of Agriculture of China, Changsha 410125, China)

Abstract A two-year lysimeter experiment was carried out using simulated soil profiles of three major types of Anthrosols (Paddy soil) in the Dongting Lake area on effect of conventional chemical fertilizer (CF), controlled release nitrogen fertilizer (CRNF), and addition of pig manure (OM) on N, P and K leaching loss, to explore status quo and laws of nutrient leaching loss from paddy fields under the double rice cropping system in Dongting Lake area. Results show total nitrogen (TN) leaching loss accounted for 2.28%, 0.66% and 1.50%, respectively, of the fertilizer-N applied in paddy field of Typic Hapli-Stagnic Anthrosols (THS), Endogleyic Hapli-Stagnic Anthrosols (EHS) and Typic Fe-accumuli-Stagnic Anthrosols (TFS) in Treatment CF. The significantly higher amount of leachate led to distinctly greater TN

loss in THS than in TFS, even though TN concentration in the leachate from THS was close to that in TFS; both the amount of leachate and the TN concentration therein from EHS were significantly lower than that from the other two soils. Among the N lost through leaching, ammonium N ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), organic nitrogen and nitrate N ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) accounted for 39.7%, 56.8% and 3.5%, respectively. Total potassium (TK) leaching loss from THS, EHS and TFS accounted for 14.0%, 4.68% and 11.5% of the fertilizer-K applied, showing a decreasing order TFS > THS > ETS. The total phosphorus (TP) leaching losses from these soils were very limited, and not much different between treatments. Among all the treatments, TN concentrations in leachate in Treatment CRNF were the highest and significantly higher than that in CK in all the soils, and those in Treatments CF and OM were relatively lower than in Treatment CRNF, but significantly higher than that in CK only in THS and TFS. TK concentrations in leachate from Treatments OM and Treatment K (potassium chloride) were distinctly higher than that in CK in all the soils. Because nutrient leaching loss is a long-term and progressive process, this study has been conducted continuously for only 2 years, so the difference in N and K leaching losses between N and K fertilization treatments was not significant.

Key words Dongting Lake area; Paddy fields under double rice cropping system; Leachate; Nutrient leaching loss