

长期施磷稻田土壤磷素累积及其潜在环境风险*

颜 晓^{1,2} 王德建^{1**} 张 刚¹ 薄录吉^{1,2} 彭小兰^{1,2}

(1. 中国科学院南京土壤研究所 南京 210008; 2. 中国科学院大学 北京 100049)

摘 要 应用常规化学分析法和数学统计方法, 基于太湖地区 13 年的长期定位试验, 研究长期不同施磷水平下[0(不施磷)、30 kg·hm⁻²·a⁻¹(低磷)、60 kg·hm⁻²·a⁻¹(适磷)、90 kg·hm⁻²·a⁻¹(高磷)]稻麦轮作系统稻田土壤磷素累积规律及磷素流失引发的环境风险。在本试验区土壤环境条件下, 可能发生稻田磷素淋溶及径流的土壤耕层(0~15 cm)Olsen-P 临界值分别为 26.0 mg·kg⁻¹ 和 24.8 mg·kg⁻¹。连续 13 年适磷、高磷施肥, 土壤耕层 Olsen-P 含量分别达到 26.9 mg·kg⁻¹ 和 33.2 mg·kg⁻¹, 均高于临界值浓度, 且已导致稻田田面水与 30 cm 渗漏水中总磷浓度显著升高, 大大提高了稻田磷素淋溶及径流的风险。低磷施肥土壤 Olsen-P 长期稳定在(10.1±2.0) mg·kg⁻¹ 水平, 并且每年的稻麦产量与高磷、适磷处理相比并无显著差异, 而长期低磷施肥土壤磷的流失风险也较小。因此, 在太湖地区稻麦轮作体系下, 磷肥不宜以常规适磷水平长期施用, 建议以低磷水平(30 kg·hm⁻²·a⁻¹)长期施用或以适磷水平(60 kg·hm⁻²·a⁻¹)间歇式施用。

关键词 稻麦轮作系统 施磷 磷素累积 Olsen-P 环境风险 耕层土壤 田面水 渗漏水

中图分类号: S153.5; X592 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2013)04-0393-08

Soil phosphorous accumulation in long-term P fertilization paddy field and its environmental effects

YAN Xiao^{1,2}, WANG De-Jian¹, ZHANG Gang¹, BO Lu-Ji^{1,2}, PENG Xiao-Lan^{1,2}

(1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract The continuous and excessive application of phosphorus (P) fertilizers and manure in intensive agricultural systems have led to soil P accumulation and progressive saturation of soil sorption capacity. This has significantly influenced soil P loss and P accumulation in aquatic ecosystems. The Taihu Lake Region of the Yangtse River Delta has for decades been a highly intensive agricultural production zone in China. Here, applications of chemical fertilizers and farmyard manure have been an effective method of improving soil fertility and productivity. Long-term applications of fertilizers and/or manure, often in excess of immediate plant uptake, have resulted in significant P accumulation and loss in this region. This has considerably increased the potential for eutrophication in the Taihu Lake. The change-point theory (with a soil Olsen-P content threshold above which the potential for significant P loss from soils to water systems occurred) has been considered to be scientific and useful in P management in agricultural soils. Up to date, however, there has been less report with respect to the Olsen-P change-point theory for paddy soils in the Taihu Lake Region. In this study, a long-term (13 years) P fertilization experiment in four P application doses (0 kg·hm⁻²·a⁻¹, 30 kg·hm⁻²·a⁻¹, 60 kg·hm⁻²·a⁻¹ and 90 kg·hm⁻²·a⁻¹) was conducted in the Taihu Lake Region to evaluate the accumulation of Olsen-P under rice-wheat rotation cropping system. The experiment evaluated the environmental risks caused by P loss from soils to water systems. Topsoil (0~15 cm), surface water and leachates (30 cm and 60 cm) Olsen-P and total P (TP) contents were determined. Furthermore, a split-line regression model was used to estimate the risks of P loss from soils to water bodies and the change-point of soil Olsen-P in the Taihu Lake Region determined. Although, TP concentrations in surface water bodies and in 30 cm leachate significantly increased with increasing application rate of fertilizer-P, no significant increase was observed in the 60 cm leachate. As

* 国家自然科学基金项目(40871145)和中国科学院知识创新工程重要方向性项目(KZCX2-YW-440)资助

** 通讯作者: 王德建(1957—), 男, 研究员, 博士生导师, 主要从事农田养分循环及环境效应方面的研究。E-mail: djwang@issas.ac.cn
颜晓(1984—), 女, 博士研究生, 主要从事农田生态环境与养分管理方面的研究。E-mail: xyan@issas.ac.cn

收稿日期: 2012-08-18 接受日期: 2012-11-22

the risk of P runoff was mainly in the first 9 days after fertilizer-P application, it was advisable to control paddy field drainage during this period. Split-line regression analysis suggested that the change-points of Olsen-P content in surface soil triggering P leaching and runoff were respectively $26.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $24.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Fertilizer-P application at $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ and $90 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for 13 years resulted in respective soil Olsen-P accumulation of $26.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $33.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, which were all higher than the change-points. TP concentration of 30 cm leachate was also increased significantly. With continuous application of fertilizer-P at $30 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ for 13 years, soil Olsen-P content remained at $(10.1\pm 2.0) \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. This was sufficient for optimum rice/wheat growth without any risk of P loss. It was therefore not suitable to continuously apply $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ of fertilizer-P for a long time in paddy fields. The results demonstrated that intermittent fertilizer-P applications at $30 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ and $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ were suitable for rice-wheat rotation cropping system in the Taihu Lake Region.

Key words Rice-wheat rotation system, P fertilization, P accumulation, Olsen-P, Environmental risk, Topsoil, Surface water, Leachate

(Received Aug. 18, 2012; accepted Nov. 22, 2012)

磷是作物生长不可缺少的重要元素,也是引发水体富营养化的一个关键元素。据 Heckrath 等^[1]报道,英国自然水体中约 35%的磷来自农业,德国的比例为 38%,而丹麦达到 70%。另据联合国粮农组织估计,中国农田磷进入水体的量为每年 $19.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,其中太湖流域农田面源磷对水体磷的贡献率高达 19%^[2]。

如何科学管理农田磷素并预防其向水体迁移,一直是各国研究的热点问题。Hesketh 等^[3]通过长期定位试验,提出了引发磷素淋溶的土壤 Olsen-P“突变点”(Change-Point)理论,认为当土壤 Olsen-P 含量低于阈值时,磷素淋溶损失很少,反之则易引起磷素淋溶。这一理论为预防农田磷素流失提供了一种有效手段。但磷的淋溶受土壤性质、气候、水文及农作管理等多种因素影响^[4-5],不同地区、不同性质的土壤,磷的淋溶“突变点”差异较大。例如,李学平等^[6]对不同 pH 紫色土稻田磷素淋失风险评价后发现,酸性、中性和钙质紫色土 Olsen-P 环境风险阈值分别为 $67.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $85.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $113.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。同是稻田土壤,北方稻田磷素径流及淋溶的土壤 Olsen-P 临界值则分别为 $82.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $74.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[7-8]。因此有必要针对具体地区进行土壤 Olsen-P 环境风险阈值研究。针对太湖地区农田磷的面源污染问题,颜廷梅等^[9]及单艳红等^[10]研究了太湖地区乌栅土稻麦轮作系统稻田磷素流失风险并对稻田磷的施肥策略提出建议,但未能提出一个土壤 Olsen-P 临界值。目前土壤 Olsen-P 环境风险阈值研究多是以高磷量施肥来模拟 10 a 或 20 a 后土壤有效磷及土壤溶液磷状况,对土壤磷素随时间的累积规律鲜有探讨;且大多为渗漏计或室内培养模拟试验,田间定位试验较少。本试验基于太湖地区 13 年的长期定位试验,对稻麦轮作系统稻田磷素的长期累积规律、磷的地表径流及淋溶风险进行探讨,并尝试

提出可能引起磷素径流及淋溶风险的土壤 Olsen-P 临界值,以期为太湖地区稻田磷肥的合理施用提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验为始于 1998 年的长期定位试验。试验点位于太湖地区中国科学院常熟农业生态试验站($31^{\circ}33'\text{N}$, $123^{\circ}38'\text{E}$)。该地属北亚热带湿润季风气候,是长江下游典型的水稻产区,年均气温 15.5°C ,最高气温 39.1°C ,年降雨量 1038 mm 。站区地形属阳澄湖低洼平原,海拔 3.2 m ,地下水深 60 cm 左右,土壤类型为乌栅土(系统分类名:普通潜育水耕人为土),质地为粉壤土:粉粒($0.05\sim 0.002 \text{ mm}$)77.5%,砂粒($2\sim 0.05 \text{ mm}$)17.9%,黏粒($<0.002 \text{ mm}$)4.6%。1998 年 6 月试验开始前耕层($0\sim 15 \text{ cm}$)土壤有机质、全氮、全磷、全钾含量分别为 $36.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $2.05 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.71 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $18.9 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,碱解氮、速效磷、速效钾含量分别为 $156 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $7.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $122 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,pH 7.4。

1.2 试验设计

试验为磷肥用量长期试验,设置 4 个磷肥水平,4 次重复,共 16 个小区。小区面积 26.3 m^2 ,随机区组排列,种植方式为稻麦轮作。每年 5 月底小麦收获后,进行翻耕,翻耕深度约 $10\sim 13 \text{ cm}$ 。水稻移栽前 1 周泡田,于每年 6 月 20 日左右移栽,10 月 25 日左右收获,整个生长期除烤田外,均保持约 5 cm 的田面水深。稻麦两季的磷肥(过磷酸钙,含 P 6.11%)均作为基肥一次性施用,氮肥(尿素,含 N 46%)基、追肥比例均为 4:6,钾肥(氯化钾,含 K 49.8%)基、追肥比例均为 5:5。水稻基肥在移栽前一天撒施后用铁耙混入约 $5\sim 6 \text{ cm}$ 的表土中,追肥均采用撒施,不同处理肥料用量见表 1。

表 1 稻麦轮作田间试验水稻、小麦两季的施肥量

Table 1 Treatments and application rates of fertilizers in rice, wheat seasons of rice-wheat rotation system					kg·hm ⁻²
处理编号 Code	处理 Treatment	磷肥 P fertilizer [kg(P)·hm ⁻²]	氮肥 N fertilizer [kg(N)·hm ⁻²]	钾肥 K fertilizer [kg(K)·hm ⁻²]	
P0	不施磷 No P fertilizer	0/0	270/225	90/60	
P1	低磷 Low P	10/20	270/225	90/60	
P2	适磷 Suitable P	20/40	270/225	90/60	
P3	高磷 High P	30/60	270/225	90/60	

表中“10/20”表示水稻每年施磷 10 kg·hm⁻², 小麦每年施磷 20 kg·hm⁻², 以此类推。“10/20” represents that P application rate was 10 kg·hm⁻²·a⁻¹ for rice and 20 kg·hm⁻²·a⁻¹ for wheat, and so on.

1.3 样品采集与分析

渗漏水采集装置采用自制采样管, 采样管为直径 3 cm 的 PVC 管, 按照采样深度截取相应的长度, 将底端封死, 在距底端 2 cm 的侧壁打 4 个 0.5 cm 的透水孔, 管壁外用 100 目左右的尼龙网包扎, 防止泥沙进入管内。上端管口用具孔橡皮塞塞紧, 将 1 个孔径 0.3 cm 的气管插入橡皮塞并深入到 PVC 管底部以备抽取渗漏水。将制备好的采样管埋入设定的土层, 收集渗漏水。

分别于 2011 年水稻移栽的第 1 d、3 d、4 d、5 d、9 d、15 d、20 d、25 d、30 d、50 d、60 d、75 d 和 90 d, 采集田面水、30 cm 与 60 cm 深渗漏水。所采样品经过滤处理后, 分析样品中总磷含量。分别于 2000 年、2002 年、2004 年、2006 年、2008 年及 2011 年水稻收获后采取耕层土壤(0~15 cm), 风干过筛, 测定速效磷(Olsen-P)含量。水样总磷测定采用过硫酸钾氧化-钼蓝比色法^[11], 土壤 Olsen-P 测定采用 0.5 mol·L⁻¹ NaHCO₃ 浸提-钼蓝比色法^[12]。

1.4 统计分析方法

数据处理与分析采用 Excel 2003 与 SAS 8.2, 作图采用 Excel 2003。

用 split-line 模型预测在该供试土壤上发生磷淋溶及径流时的土壤 Olsen-P 临界值^[3,13]。该模型是用两条不同斜率的直线描述土壤测试 P(soil test

phosphorus, STP, 此处用土壤 Olsen-P)与土壤溶液 P(田面水总磷或 30 cm 深渗漏水总磷, TP)之间的关系, 两条直线如下: 当土壤中 Olsen-P 低于阈值时, $TP=m_1(\text{Olsen-P})+c$; 当土壤中 Olsen-P 高于阈值时, $TP=m_1(\text{Olsen-P})+m_2(\text{Olsen-P}-T_{\text{Olsen-P}})+c$ 。式中, c 为截距, m_1 为当土壤 Olsen-P 低于阈值时的斜率, m_2 为土壤 Olsen-P 高于阈值时的直线斜率与 m_1 的差, $T_{\text{Olsen-P}}$ 为该土壤 Olsen-P 阈值。 c 、 m_1 、 m_2 、 $T_{\text{Olsen-P}}$ 4 个参数利用统计软件 SAS 8.2 中非线性回归分析 (PROC NLIN)高斯-牛顿(Gauss-Newton)法估计得到^[14]。

2 结果与分析

2.1 长期施磷对稻田耕层土壤 Olsen-P 的影响

连续 13 年的磷肥用量试验显示, 不同磷肥施用量耕层土壤 Olsen-P 表现出不同程度的累积(表 2)。长期不施磷肥(P0), 土壤 Olsen-P 含量不断降低, 从 1998 年 7.56 mg·kg⁻¹ 降至 2011 年 4.73 mg·kg⁻¹, 减少率达 37.5%。1998—2000 年间, 土壤 Olsen-P 浓度显著降低($P<0.05$), 从 7.56 mg·kg⁻¹ 降至 5.83 mg·kg⁻¹, 而 2000—2011 年间, 历年土壤 Olsen-P 含量差异不显著。这说明, 长期不施磷肥与作物连续种植, 土壤有效磷库首先快速耗竭, 但当降至某一水平后, 土壤有效磷含量不再显著降低。

表 2 不同施磷处理稻田耕层土壤 Olsen-P 的含量变化规律

Table 2 Contents and changing trends of Olsen-P in surface soil of paddy field under different P fertilization treatments

年份 Year	P0		P1		P2		P3	
	含量 Content (mg·kg ⁻¹)	增加率 Increasing (%)	含量 Content (mg·kg ⁻¹)	增加率 Increasing (%)	含量 Content (mg·kg ⁻¹)	增加率 Increasing (%)	含量 Content (mg·kg ⁻¹)	增加率 Increasing (%)
1998	7.56±0.10a	—	7.56±0.10c	—	7.56±0.10e	—	7.56±0.10e	—
2000	5.83±0.93b	-22.9	7.15±0.72c	-5.4	10.54±0.89d	39.5	11.49±0.37d	52.0
2002	5.43±0.62b	-28.1	10.13±0.82b	33.9	12.80±1.57d	69.3	16.48±1.22c	118.0
2004	5.89±0.18b	-22.2	11.55±0.31ab	52.7	19.54±0.04c	158.5	28.47±1.77b	276.6
2006	5.21±0.25b	-31.1	12.10±0.71a	60.0	24.35±0.93b	222.1	28.82±2.40b	281.2
2008	5.12±0.17b	-32.3	10.73±0.13ab	42.0	22.32±0.89b	195.2	32.71±0.78a	332.6
2011	4.73±0.23b	-37.5	11.56±0.36ab	52.9	26.89±0.77a	255.7	33.21±0.40a	339.3

同列不同字母表示差异显著($P<0.05$), 下同。Values within a column followed by different letters are significantly different at $P<0.05$. The same below.

连续低磷处理(P1)下, 1998—2000 年土壤 Olsen-P 表现为负累积; 2000—2002 年, Olsen-P 显著正累积; 2002—2011 年间, 各年土壤 Olsen-P 含量变化不显著。长期连续低磷处理, 土壤 Olsen-P 含量表现为由最初的亏缺状态转变为盈余累积, 最后维持在基本稳定的水平。

连续 13 年长期适磷(P2)和高磷(P3)处理土壤 Olsen-P 均表现为逐年累积的状态, 但累积速率不同。1998—2000 年, 适磷处理土壤 Olsen-P 含量增加 39.5%, 而高磷处理增加 52.0%, 这相当于低磷处理连续 13 年的累积量。2011 年, 经过 13 年的累积, 适磷处理土壤 Olsen-P 含量增加 255.7%, 高磷处理增加 339.3%, 分别是低磷处理累积率的 4.8 倍和 6.6 倍。

2.2 稻田田面水中总磷的动态变化及环境风险

稻季田面水总磷的动态变化显示(图 1), 各处理小区田面水总磷浓度在施磷肥 1 d 后均达到最大值, P0~P3 首次水样总磷浓度分别为 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $2.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 随后迅速降低。经 90 d 后, 所有处理水样总磷浓度趋于稳定并接近最低值, 这与人^[15-16]的研究结果相似。P0、P1、P2 处理分别在施磷后 20 d、20 d、40 d 左右, 各小区田面水总磷浓度即能降至 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 水平, 而 P3 处理在施磷后 75 d 左右, 田面水总磷浓度才能降至这一水平。在动态监测的各阶段, P1 处理田面水总磷浓度与不施磷处理 P0 相比均无显著差异; P2 处理在施磷后前 9 d 内, 稻田田面水总磷浓度较 P0 与 P1 处理显著升高($P<0.05$), 其他时段无显著差异; P3 处理在施磷后 50 d 内, 田面水总磷浓度显著高于 P0 与 P1 处理, 其他时段差异不显著。可见, 长期施磷量越高, 土壤 Olsen-P 累积量越大, 稻田田面水总磷浓度越高, 磷的径流损失风险愈大, 风险期也越长。在

水稻生长的中后期, 各处理田面水中总磷浓度均略有波动, 这可能是受追施氮肥、降雨及搁田等因素的影响。

Sharpley 等^[17]研究认为, 无论径流还是渗漏水中总磷的浓度长期超过 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 都可能造成地面水的富营养化。中国环保总局规定, 允许直接进入湖、库的河流中总磷含量临界值仅为 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[18]。而综观整个动态研究时期(图 1), 各处理小区田面水总磷浓度几乎都超过易引发水体富营养化的临界水平, 试验期间任一次田间排水都存在诱发附近水域水体富营养化的可能。

2.3 稻田渗漏水中总磷的动态变化及环境风险

各施磷处理土壤 30 cm 与 60 cm 深渗漏水中总磷的动态变化显示(表 3), 长期施磷量不同, 土壤渗漏水总磷浓度不同, 大体表现为施磷量越高, 渗漏水总磷含量越高。在水稻生长各阶段, P0、P1、P2 处理土壤 30 cm 渗漏水中总磷浓度虽有随施磷量增高而增大的趋势, 但处理间差异并不显著; 而 P3 处理土壤 30 cm 渗漏水中总磷浓度在第 5 d、20 d、25 d、30 d 时均显著高于 P0、P1 及 P2 处理($P<0.05$)。在 60 cm 渗漏水中, 总磷浓度也有随施磷量增大而增高的趋势, 但整个动态监测期间所有处理间差异基本均未达显著水平。另外, 同一施磷水平, 不同层次土壤渗漏水中总磷浓度差异达显著者, 也仅有 P3 处理, 表现为除第 75 d、90 d, 其他各时段 30 cm 渗漏水中总磷浓度显著高于 60 cm 渗漏水。这说明, 连续 13 年高磷施用, 已导致稻田 30 cm 渗漏水中总磷显著升高, 而对 60 cm 渗漏水中总磷水平影响不大。

整个动态监测期间, P0~P3 各处理土壤 30 cm 渗漏水总磷浓度的平均值($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)分别为 0.08、0.09、0.12 和 0.16, 60 cm 渗漏水总磷浓度的平均值分别为 0.09、0.09、0.12 和 0.12。由表 3 可以看出, P2 与 P3 处理各层次土壤渗漏水中磷素平均浓度均超过 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。本试验共采集 10 次渗漏水样品, 30 cm 渗漏水总磷浓度超过 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的, P0 处理有 3 次, P1 处理 4 次, P2 处理 7 次, P3 处理 8 次; 60 cm 渗漏水样品中, P0 与 P1 处理均有 3 次, P2 处理 7 次, P3 处理 6 次。可见, 在水稻生长各生育期内, 所有施磷水平均有机会导致磷素不同程度的淋溶, 在不同土壤层次的淋出浓度均可达到致使水体富营养化的水平($0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。不施磷肥与低磷处理磷素的淋溶风险发生在水稻移栽或磷肥基施后的 20 d 内, 而长期适磷与高磷处理在水稻生长的整个生育期内均有淋溶磷的风险。

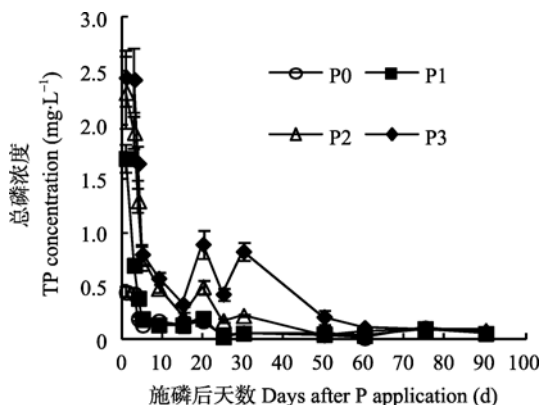


图 1 不同施磷处理稻田田面水总磷的动态变化
Fig. 1 Dynamic changes of total P (TP) concentration in surface water of paddy field under different P fertilization treatments

表 3 不同施磷处理稻田 30 cm 与 60 cm 渗漏水中总磷的动态变化
Table 3 Dynamic changes of total P concentration in leachate of 30 cm and 60 cm soil profile of paddy field under different P fertilization treatments

处理 Treatment	施磷后天数 Days after P application (d)										mg·L ⁻¹
	5	9	15	20	25	30	50	60	75	90	
30 cm	P0	0.12±0.02bc	0.14±0.02ab	0.04±0.01c	0.20±0.03b	0.01±0.00e	0.06±0.02b	0.06±0.01d	0.04±0.02cd	0.07±0.01d	0.04±0.00d
	P1	0.12±0.04bc	0.12±0.03b	0.03±0.01c	0.19±0.01b	0.02±0.01de	0.05±0.02b	0.06±0.01d	0.11±0.08abc	0.09±0.03d	0.07±0.03bcd
	P2	0.10±0.01c	0.16±0.05ab	0.20±0.07a	0.22±0.03b	0.03±0.01cde	0.07±0.02b	0.11±0.03abc	0.15±0.10ab	0.13±0.01bc	0.06±0.01cd
	P3	0.22±0.05a	0.21±0.06a	0.20±0.08a	0.29±0.03a	0.06±0.03ab	0.18±0.04a	0.13±0.04a	0.17±0.08a	0.10±0.01cd	0.06±0.00cd
60 cm	P0	0.12±0.01bc	0.21±0.10a	0.07±0.01bc	0.20±0.03b	0.04±0.01cd	0.04±0.01b	0.09±0.01c	0.03±0.00d	0.09±0.01d	0.06±0.01cd
	P1	0.11±0.02bc	0.13±0.01ab	0.04±0.02c	0.20±0.01b	0.05±0.02abc	0.04±0.02b	0.09±0.01bc	0.06±0.01cd	0.10±0.02cd	0.08±0.02abc
	P2	0.13±0.02bc	0.18±0.03ab	0.10±0.08abc	0.23±0.05b	0.06±0.02a	0.06±0.01b	0.11±0.01ab	0.09±0.05bcd	0.16±0.03ab	0.10±0.04ab
	P3	0.14±0.02b	0.14±0.01ab	0.18±0.08ab	0.20±0.02b	0.04±0.02bcd	0.06±0.02b	0.09±0.01c	0.08±0.03cd	0.18±0.06a	0.11±0.07a

2.4 土壤 Olsen-P 与土壤溶液中磷浓度的关系

根据 Hesketh 等^[3]导致磷素淋溶风险的土壤 Olsen-P“突变点”理论, 尝试用 split-line 模型对稻田表层土壤 Olsen-P 浓度与土壤溶液总磷浓度之间的

相关关系进行分段回归拟合。以 2011 年水稻收获时各小区耕层 Olsen-P 浓度($C_{\text{Olsen-P}}$)为横坐标, 以水稻生长期间各小区所有监测时间点的田面水总磷浓度的平均值(C_{TP})为纵坐标作图(图 2), 所得拟合方程为:

$$\begin{cases} C_{\text{TP}}=0.018\ 1C_{\text{Olsen-P}}+0.079\ 3 & (C_{\text{Olsen-P}}\leqslant 24.8\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \\ C_{\text{TP}}=0.048\ 7C_{\text{Olsen-P}}-0.680\ 63 & (C_{\text{Olsen-P}}>24.8\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \end{cases} \quad (n=15, R^2=0.81)$$

(1)

此分段函数的拐点处 Olsen-P 浓度为 24.8 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 即当表层土壤 Olsen-P 浓度低于该值时, 田面水总磷浓度随土壤 Olsen-P 含量增加而增大不显著; 而当土壤 Olsen-P 浓度大于该值时, 田面水总磷浓度会在短期内迅速升高, 易于随农田排水或降

雨而流失。同样, 以 2011 年水稻收获时各小区耕层 Olsen-P 浓度($C_{\text{Olsen-P}}$)为横坐标, 以水稻生长期间各小区所有监测时间点 30 cm 渗漏水中总磷浓度的平均值(C_{TP})为纵坐标作图(图 3), 所得拟合方程为:

$$\begin{cases} C_{\text{TP}}=0.004C_{\text{Olsen-P}}+0.070\ 0 & (C_{\text{Olsen-P}}\leqslant 26.0\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \\ C_{\text{TP}}=0.009C_{\text{Olsen-P}}-0.060\ 0 & (C_{\text{Olsen-P}}>26.0\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \end{cases} \quad (n=15, R^2=0.64)$$

(2)

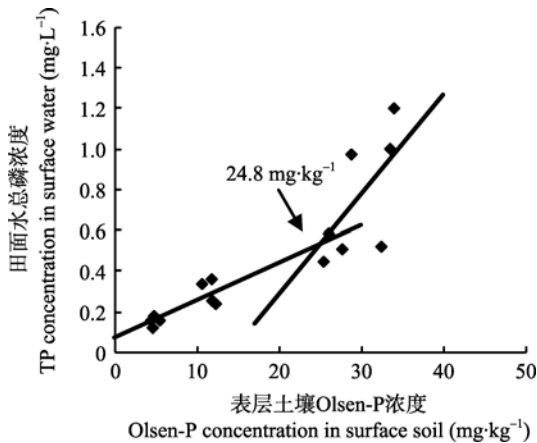


图 2 稻田田面水总磷浓度与表层土壤 Olsen-P 含量的关系

Fig. 2 Relationship between total P concentration in surface water and Olsen-P content in surface soil of paddy field

此分段函数的拐点处 Olsen-P 浓度为 26.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 即当土壤 Olsen-P 浓度大于该值时, 30 cm 渗漏水中总磷浓度升高迅速, 极易随渗漏水流失。

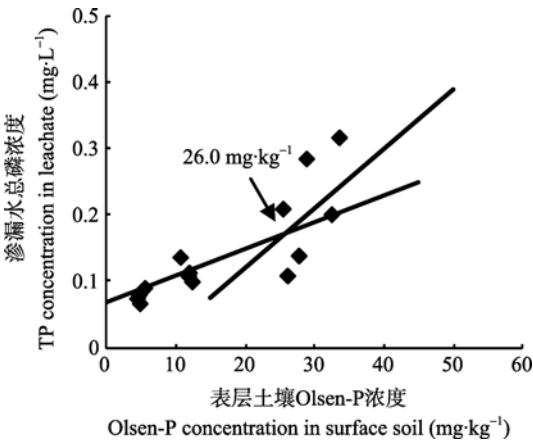


图 3 稻田 30 cm 渗漏水中总磷浓度与表层土壤 Olsen-P 含量的关系

Fig. 3 Relationship between total P concentration in 30 cm leachate and Olsen-P content in surface soil of paddy field

2.5 长期施磷的稻麦产量效应

由不同施磷处理的稻麦产量结果(表 4)来看, 相对于施磷处理, 长期不施磷肥处理各年水稻产量虽

表 4 长期磷肥施用在水稻与小麦上的产量效应
Table 4 Effect of long-term application of P fertilizer on the yield of rice and wheat rotation $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$

作物 Crop	处理 Treatment	年份 Year							
		1998	2000	2002	2004	2006	2008	2010	2011
水稻 Rice	P0	8 177a	6 090a	8 537b	7 698a	7 589b	7 845b	8 248b	8 080c
	P1	8 214a	6 158a	8 757ab	7 767a	8 151ab	8 100ab	8 808ab	9 182a
	P2	8 288a	6 389a	8 955ab	7 854a	8 255ab	7 815b	8 307ab	9 081a
	P3	8 103a	6 323a	9 291ab	7 958a	8 144ab	8 115ab	8 930a	9 257a
小麦 Wheat	P0	—	3 252c	1 943b	4 461b	4 790b	4 635c	4 214b	4 145b
	P1	—	5 031a	2 310ab	5 781a	6 725a	5 366b	6 455a	6 513a
	P2	—	4 818ab	2 169ab	5 549a	7 401a	5 996a	6 050a	6 574a
	P3	—	4 613b	2 547a	5 652a	7 533a	5 340b	6 199a	7 065a

同一作物同列不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$) Values of one crop within a column followed by different letters are significantly different at $P<0.05$.

有下降,但均未达到显著水平,至 2011 年,当土壤 Olsen-P 降至 $4.73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,水稻产量才有显著降低($P<0.05$);但不施磷处理的小麦产量在第 2 年后就显著低于施磷处理($P<0.05$)。

3 讨论与结论

本研究结果显示,在稻麦轮作体系下,连续不施磷肥,土壤 Olsen-P 在 2 年内就由 $7.56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 快速耗竭至 $5.83 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,之后耗竭明显减缓,经 11 年, Olsen-P 含量由 $5.83 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降至 $4.73 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。曲均峰等^[19]通过 15 年的长期定位试验,在单施氮肥的条件下,对全国 6 个不同类型土壤的磷素变化进行研究,发现土壤 Olsen-P 含量基本不受土壤磷表观平衡的影响, Olsen-P 下降有一定阈值,在降至约 $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 后基本保持稳定,这与本试验研究结果基本一致。本研究还发现,连续 13 年低磷施用,土壤 Olsen-P 逐年累积不显著,平均含量为 $(10.1\pm 2.0) \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;由产量结果来看,在低施磷水平上继续增加施磷量,对稻麦产量均无显著影响。鲁如坤^[20]的研究也证明,土壤 Olsen-P 含量只要达到 $5\sim 7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,即可满足水稻高产要求;在南方土壤上,当 Olsen-P 含量大于 $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,施磷对水稻生长已无影响^[12]。因此,在太湖地区稻麦轮作体系下,从稻麦产量要求讲,坚持长期低磷施肥是必要的。

试验结果还表明,长期不同施磷处理导致稻田田面水及渗漏水总磷浓度不同,大体表现为施磷量越高,总磷含量越高,高磷与适磷处理存在潜在的环境风险。长期不施磷肥,在水稻移栽初期稻田田面水与渗漏水中也有较高的总磷浓度。水稻移栽后 1 d 内,田面水总磷浓度达到最大值 $0.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;水稻移栽后 20 d 内,渗漏水中总磷浓度也基本大于 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这可能是由于水稻移栽前,耕翻、耙田等农艺管理将下层相对还原性强的土壤翻至表层与田面

水接触,利于土壤磷素的释放,而耙田扰动过程本身也能加速土壤磷素的溶解^[15]。同时,耙田导致表层土壤土质疏松,产生较大土壤孔隙,田面水或降雨等极易沿这些大孔隙(优先流)迅速向土壤下层淋溶^[1,3]。另外,旱田改水田后,淹水条件下土壤闭蓄态磷的释放以及有机阴离子会代换出部分被吸附的磷^[21-22],这些均有可能致使土壤溶液总磷含量升高。

用 split-line 模型拟合得到本试验区土壤环境条件下,指示稻田磷素淋溶及径流风险的土壤 Olsen-P 突变点浓度分别为 $26.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $24.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,这与张焕朝等^[23]及李卫正等^[24]在同一地区的模拟试验结果相近,他们通过单季高量施磷以模拟 10 年或 20 年后土壤磷素累积,得到指示稻田磷素淋溶及径流风险的土壤 Olsen-P 临界值分别为 $26.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $26.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。单季一次性高量施用磷肥,施入的磷素与土壤的平衡反应时间较短,可能会导致当季土壤磷淋溶与迁移偏离实际。本试验结果基于 13 年的磷肥长期试验,与单季高磷施肥模拟相比,更具实际意义。另外,他们认为,当土壤 Olsen-P 浓度小于临界值时,稻田 30 cm 渗漏水及田面水总磷浓度基本不受土壤 Olsen-P 浓度变化的影响,而是维持在一个稳定水平。而本研究结果显示,当土壤 Olsen-P 浓度小于突变点值时,土壤溶液总磷浓度也会随土壤 Olsen-P 的累积而逐渐增高,土壤磷素的流失风险也在逐渐加大。

连续 13 年适磷、高磷施用,土壤 Olsen-P 含量已分别达 $26.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $33.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,虽经过一个稻季的淋洗,仍均高于突变点浓度。土壤溶液中总磷浓度的动态变化也显示,高磷施用,已导致稻田田面水与 30 cm 渗漏水中总磷浓度显著升高。而连续长期适磷施用,土壤溶液中总磷浓度增大幅度虽不及高磷处理显著,但其在监测的各阶段磷浓度也有

较高水平,基本都超过了可引起水体富营养化的临界值($0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。王小治等^[25]及李卫正等^[24]在太湖地区水稻土上进行高量施磷模拟试验,单季施磷高达 $150 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,即2.5倍于本试验的适磷处理,才显著提高了当季土壤30 cm 渗漏水中的总磷浓度。而本试验高磷处理,施磷量虽仅为适磷施肥量的1.5倍,但因是连续13年的长期施用,其对土壤30 cm 渗漏水中的总磷浓度影响也已达显著水平。这充分说明,磷肥在土壤中的长期累积效应是不容忽视的。长期施磷,即使在磷肥用量适宜的情况下,随着土壤 Olsen-P 的不断累积,磷素的流失风险也会逐渐加大。当土壤 Olsen-P 累积量超过突变点时,磷素的流失风险会迅速升高,对附近水体环境造成威胁。

因此,鉴于磷素在土壤中过量累积而引发的环境风险及磷肥施用作物产量边际效应的递减,在太湖地区稻麦轮作体系下,磷肥不宜以常规适磷水平长期施用,建议以低磷即每年 $30 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的水平长期施用或以每年 $60 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的适磷水平间歇式施用。

参考文献

- [1] Heckrath G, Brookes P C, Poulton P R, et al. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1995, 24(5): 904–910
- [2] 张维理, 徐爱国, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策. III. 中国农业面源污染控制中存在问题分析[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(7): 1026–1033
Zhang W L, Xu A G, Ji H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies. . A review of policies and practices for agricultural non-point source pollution control in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7): 1026–1033
- [3] Hesketh N, Brookes P C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(1): 105–110
- [4] Sharpley A N, Daniel T, Sims T, et al. Agricultural phosphorus and eutrophication[M]. 2nd ed. USDA -ARS Publication, 2003
- [5] 吕家珑. 农田土壤磷素淋溶及其预测[J]. *生态学报*, 2003, 23(12): 2689–2701
Lv J L. Phosphorus leaching from agricultural soils and its prediction[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2689–2701
- [6] 李学平, 石孝均, 刘萍, 等. 紫色土磷素流失的环境风险评估——土壤磷的“临界值”[J]. *土壤通报*, 2011, 42(5): 1153–1158
Li X P, Shi X J, Liu P, et al. Environmental risk assessment about purple soil phosphorus loss — Its phosphorus “Change-point”[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2011, 42(5): 1153–1158
- [7] 周全来, 赵牧秋, 鲁彩艳, 等. 施磷对稻田土壤及田面水磷浓度影响的模拟[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(10): 1845–1848
Zhou Q L, Zhao M Q, Lu C Y, et al. Effects of P application on P concentrations in paddy soil and its surface water: A simulation test[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(10): 1845–1848
- [8] 周全来, 赵牧秋, 鲁彩艳, 等. 磷在稻田土壤中的淋溶和迁移模拟研究[J]. *土壤*, 2006, 38(6): 734–739
Zhou Q L, Zhao M Q, Lu C Y, et al. Simulation of leaching and transport of P in paddy soil[J]. *Soils*, 2006, 38 (6): 734–739
- [9] 颜廷梅, 杨林章, 单艳红. 稻田土壤养分的迁移规律及其环境风险[J]. *土壤学报*, 2008, 45(6): 1189–1193
Yan T M, Yang L Z, Shan Y H. Movement of soil nutrients in paddy field and its environmental risk[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(6): 1189–1193
- [10] 单艳红, 杨林章, 颜廷梅, 等. 水田土壤溶液磷氮的动态变化及潜在的环境影响[J]. *生态学报*, 2005, 25(1): 115–121
Shan Y H, Yang L Z, Yan T M, et al. The variation of P & N contents in paddy soil water and its environmental effect[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(1): 115–121
- [11] 国家环保局. 中华人民共和国国家标准 GB11893—89 水质总磷的测定——钼酸铵分光光度法[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989
SEPA. National standards of Peoples Republic of China GB11893-89 water quality determination of total phosphorous — Ammonium molybdate spectrophotometric method[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 1989
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
Lu R K. The analysis methods of soils and their agrochemistries[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [13] McDowell R W, Koopmans G F. Assessing the bioavailability of dissolved organic phosphorus in pasture and cultivated soils treated with different rates of nitrogen fertiliser[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(1): 61–70
- [14] 薛富波, 张文彤, 田晓燕. SAS8.2 统计应用教程[M]. 北京: 兵器工业出版社, 2004: 202–209
Xue F B, Zhang W T, Tian X Y. The SAS8.2 software statis-

- tical applications tutorial[M]. Beijing: Weapon Industry Press, 2004: 202–209
- [15] 张志剑, 王珂, 朱荫涓, 等. 水稻田表水磷素的动态特征及其潜在环境效应的研究[J]. 中国水稻科学, 2000, 14(1): 55–57
Zhang Z J, Wang K, Zhu Y M, et al. Dynamic characteristics of phosphorus in surface water of paddy field and its potential environmental impact[J]. Chinese Journal of Rice Science, 2000, 14(1): 55–57
- [16] 金洁, 杨京平, 施洪鑫, 等. 水稻田面水中氮磷素的动态特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 357–361
Jin J, Yang J P, Shi H X, et al. Variations of nitrogen and phosphorus in surface water body of a paddy field[J]. Journal of Agro-environmental Science, 2005, 24(2): 357–361
- [17] Sharpley A N, Withers Paul J A. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus[J]. Fertilizer Research, 1994, 39(2): 133–146
- [18] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB3838-2002 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
SEPA, AQSIQ. GB3838-2002 environmental quality standards for surface water[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002
- [19] 曲均峰, 李菊梅, 徐明岗, 等. 中国典型农田土壤磷素演化对长期单施氮肥的响应[J]. 中国农业科学, 2009, 42(11): 3933–3939
Qu J F, Li J M, Xu M G, et al. Response of typical soil phosphorus evolution to long-term single nitrogen fertilization[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2009, 42(11): 3933–3939
- [20] 鲁如坤. 土壤磷素水平和水体环境保护[J]. 磷肥与复肥, 2003, 18(1): 4–8
Lu R K. The phosphorus level of soil and environmental protection of water body[J]. Phosphate & Compound Fertilizer, 2003, 18(1): 4–8
- [21] 鲁如坤. 土壤磷素化学研究进展[J]. 土壤学进展, 1990, 18(6): 1–5
Lu R K. Advances in soil phosphorus chemistry[J]. Advances of Soil Science, 1990, 18(6): 1–5
- [22] 蒋柏藩. 土壤磷的化学行为与有效磷的测试[J]. 土壤, 1990, 22(4): 181–183, 189
Jang B F. Chemical behavior of soil phosphorus and soil available phosphorus testing[J]. Soils, 1990, 22(4): 181–183, 189
- [23] 张焕朝, 张红爱, 曹志洪. 太湖地区水稻土磷素径流流失及其 Olsen 磷的“突变点”[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2004, 28(5): 6–10
Zhang H C, Zhang H A, Cao Z H. Research on phosphorus runoff losses from paddy soils in the Taihu Lake region and its Olsen-P “Change-point”[J]. Journal of Nanjing Forestry University, 2004, 28(5): 6–10
- [24] 李卫正, 王改萍, 张焕朝, 等. 两种水稻土磷素渗漏流失及其与 Olsen 磷的关系[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2007, 31(3): 52–56
Li W Z, Wang G P, Zhang H C, et al. Phosphorus move down by leaching and related to Olsen-P of surface soil in two paddy soils[J]. Journal of Nanjing Forestry University, 2007, 31(3): 52–56
- [25] 王小治, 盛海君, 栾书荣, 等. 渗育性水稻土渗滤液中的磷组分研究[J]. 土壤学报, 2005, 42(1): 78–83
Wang X Z, Sheng H J, Luan S R, et al. Fractionation of phosphorus in leachate from perogenic paddy soils in the TaiHu Lake region[J]. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(1): 78–83