

尹爱经, 薛利红, 杨林章, 等. 生活污水灌溉对稻田土壤磷形态和吸附特征的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1434-1442.

YIN Ai-jing, XUE Li-hong, YANG Lin-zhang, et al. Influence of domestic sewage irrigation on phosphorus forms and adsorption in paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(7): 1434-1442.

生活污水灌溉对稻田土壤磷形态和吸附特征的影响

尹爱经^{1,2,3}, 薛利红^{1,2*}, 杨林章^{1,2,4}, 段婧婧^{1,2}

(1.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014; 2.农业部长江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014; 3.省部共建国家重点实验室培育基地-江苏省食品安全重点实验室, 南京 210014; 4.江苏滩涂生物农业协同创新中心, 江苏 盐城 224002)

摘要:通过设置不同氮、磷浓度的生活污水进行水稻的盆栽实验,采用改进的 Hedley 法研究了生活污水灌溉后土壤磷形态和吸附特征的变化。结果表明,相对于施用化肥,生活污水灌溉下养分分散进入稻田,而且氮、磷投入量偏低。这导致了种植水稻后土壤总磷(TP)略有下降,土壤有效磷有显著的降低。施化肥促进了土壤易利用态磷的增加,主要是碳酸氢钠提取态无机磷($\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$)的增加。水稻种植条件下生活污水灌溉显著降低了土壤易利用态磷,增加了土壤中等活性磷,主要特征是土壤碳酸氢钠提取态有机磷($\text{NaHCO}_3\text{-Po}$)减少,氢氧化钠提取态无机磷(NaOH-Pi)增加。生活污水灌溉能增加土壤对磷的最大吸附量,增强了土壤对磷的吸附和缓冲能力。生活污水中不同氮、磷浓度对土壤磷的影响主要表现为高磷污水灌溉显著增加了土壤氢氧化钠提取态有机磷(NaOH-Po)的含量,而高氮污水灌溉促进了水稻生长,提高了土壤溶液磷的平衡浓度,从而促进水稻对磷的吸收并影响土壤的磷形态。生活污水灌溉对土壤有机磷矿化过程影响显著,但其影响机理还需进一步研究。

关键词:生活污水;水稻;磷形态;Hedley;磷吸附

中图分类号:X592 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2017)07-1434-09 doi:10.11654/jaes.2017-0295

Influence of domestic sewage irrigation on phosphorus forms and adsorption in paddy soil

YIN Ai-jing^{1,2,3}, XUE Li-hong^{1,2*}, YANG Lin-zhang^{1,2,4}, DUAN Jing-jing^{1,2}

(1.Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2.China Ministry of Agriculture Key Laboratory at Yangtze River Plain for Agricultural Environment, Nanjing 210014, China; 3.Key Lab of Food Quality and Safety of Jiangsu Province-State Key Laboratory Breeding Base, Nanjing 210014, China; 4.Jiangsu Synthetic Innovation Center for Coastal Bio-agriculture, Yancheng 224002, China)

Abstract:In this study, rice pot experiments were performed using irrigation with domestic sewage containing different nitrogen (N) and phosphorus (P) concentrations. Soil P forms were measured with the modified Hedley method, and soil P adsorption characteristics were also investigated under domestic sewage irrigation. N and P inputs from domestic sewage irrigation were much lower than those in common chemical fertilizers. Consequently, soil total P contents decreased slightly, and soil available P decreased significantly after one season of rice cultivation. Chemical fertilizer application mainly increased soil labile P, such as $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$. Domestic sewage irrigation decreased soil labile P and increased soil moderately labile P, mainly through increases in NaOH-Pi and decreases in $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$. Domestic sewage irrigation

收稿日期:2017-03-07

作者简介:尹爱经(1986—),男,山东青州人,助理研究员,主要研究方向为生活污水农田回用。E-mail:huanxueseng@163.com

* 通信作者:薛利红 E-mail:njxuelihong@gmail.com

基金项目:公益性行业(农业)科研专项(201503106);江苏省自主创新项目(CX(14)2050);国家自然科学基金青年科学基金(41501324);江苏省博士后科研资助计划(1601109C)

Project supported:The Special Fund for Agro-scientific Research on Public Causes(201503106);The Jiangsu Agriculture Science and Technology Innovation Fund(CX(14)2050);The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China(41501324);The Postdoctoral Research Funding Plan of Jiangsu Province(1601109C)

also increased soil maximum adsorbing capacity, adsorption intensity, and buffer capacity for P. Higher P concentrations in domestic sewage could significantly increase soil NaOH-Po content, whereas higher N concentrations in domestic sewage could affect soil P forms by increasing the P equilibrium concentration in the soil solution and enhancing the uptake of P by improving rice growth. Thus, these findings demonstrated that domestic sewage irrigation greatly affected soil organic P mineralization; further studies are needed to determine the mechanisms involved in this process.

Keywords: domestic sewage; rice; phosphorus form; Hedley; phosphorus absorption

磷在作物生长中有不可替代的地位,但磷矿作为不可再生矿产,面临着开发殆尽的局面^[1]。对工业、城镇、农业含磷废弃物进行回收利用是目前全球研究的热点^[2-4]。我国生活污水产生量大,氮、磷营养元素浓度高,生活污水农田回用不仅能够减少污水对水环境的污染负荷,而且能够在保证产量的同时减少化肥的投入,这对面源污染的防控和可持续发展有重要的意义^[5]。稻田作为一种特殊的人工湿地系统,对污水的消纳具有很大的潜力,经处理后的生活污水有毒有害物质很少,对水稻生长发育及粮食安全没有显著的负面影响^[6]。所以,在保证食品安全的前提下,生活污水作为水稻的灌溉用水具有巨大的经济和社会效益及广阔的应用前景。现有稻田污水利用的研究大多关注水稻湿地对污水中氮、磷的去除^[7]、生活污水灌溉的田面水氮、磷动态变化^[8-9]以及不同布水方式对水稻生长的影响等^[10]。生活污水灌溉对土壤磷循环影响的研究较少^[11],尤其是对土壤中磷形态和磷的吸附特征的相关研究还较为缺乏。

土壤中磷的存在形态与其生物有效性密切相关^[12-13],对土壤肥力的管理具有重要意义。李中阳等^[11]研究了城市再生水灌溉对黑麦草生长及土壤磷形态的影响,结果表明再生水灌溉增加了土壤钙结合态磷,同时也增加了土壤活性有机磷含量。生活污水中养分含量较高,而且有大量的溶解有机质,其中氮、磷浓度受污水来源、当地气候、饮食以及污水处理工艺等因素影响,差异较大^[14]。生活污水的氮、磷浓度不仅影响水稻的生长和产量,而且对土壤的磷形态和磷的吸附特征也会产生一定影响。本研究采用不同氮、磷浓度的生活污水进行水稻灌溉,通过改进的 Hedley 法对土壤的磷形态进行分析,研究生活污水灌溉条件下水稻土壤

磷形态的变化以及土壤磷的吸附特征的变化,以为生活污水的稻田合理利用提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 盆栽设置

供试土壤来自南京市高淳区东坝镇稻田,土壤类型为脱潜水稻土,土壤基本理化性质见表 1。实验地点位于江苏省农业科学院内温室大棚。盆栽采用聚乙烯塑料桶(直径 30 cm),填土厚度 30 cm,填土质量 20 kg。水稻品种为武运粳 23 号,育苗移栽,每盆 3 穴,每穴 3 株。于 2015 年 6 月 17 日进行移栽,10 月 13 日收获。

1.2 实验设计

实验设置不施肥对照(N0P0)、常规施化肥对照(NcPc)及 4 个不同氮、磷浓度生活污水处理(低氮低磷 N2P2、高氮低磷 N4P2、低氮高磷 N2P4、高氮高磷 N4P4),每个处理设置 3 个重复。对照采用自来水灌溉,污水处理均不施化肥,生活污水来自化粪池污水,原水水质见表 2,重金属含量均满足农田灌溉水质标准(GB 5084—2005)。通过对化粪池污水进行不同倍数的稀释获得不同氮、磷浓度的生活污水,具体见表 3。常规施化肥处理氮、磷、钾的施用量分别为 210 (N)、70 (P₂O₅)、70 (K₂O) kg·hm⁻²,磷钾肥全部作基肥,泡田时溶于水一次性施入;氮肥分 3 次施入,基肥、蘖肥、穗肥总氮(TN)施用量均为 70 kg·hm⁻²,均为溶于水施入。

盆栽水稻整个生长期的用水量及通过污水灌溉带来的氮、磷含量见表 3。各处理设计的灌溉水量相同,并依照水稻生长实际需求灌溉。田面水自然下落至 2 cm 水深时进行灌溉,每次灌溉量约为 2~4 L·盆⁻¹,

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physico-chemical characteristics of the original soil(OS) used in the experiment

pH	有机质/g·kg ⁻¹	全氮/g·kg ⁻¹	全磷/g·kg ⁻¹	有效磷/mg·kg ⁻¹	全钾/g·kg ⁻¹	粘粒/%	粉砂/%	砂粒/%
5.98	22.1	1.52	0.776	25.6	39.8	30.0	34.0	36.0

表2 实验用原污水水质

Table 2 Water quality of original domestic wastewater in the experiment

水质指标	数值	水质指标	数值
pH	7.56	EC/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	424
TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	79.6	Cl/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	62.1
TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	11.1	SO_4^{2-} / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	24.1
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	10.0	Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	53.8
NO_3^- -N/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1.33	Zn/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	57.4
NH_3 -N/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	78.2	Pb/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	8.56
Na/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	76.2	As/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	2.22
K/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	51.6	Cr/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.03
Ca^{2+} / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	31.4	Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.65
Mg^{2+} / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	5.68	Hg/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	0.05

保持水层深度在 2~6 cm。NOP0 和 NcPc 处理生长期均用自来水灌溉,污水灌溉处理除烤田结束统一补水时用自来水灌溉外,均用生活污水灌溉。各处理生长期自来水和生活污水共灌溉 14 次,基肥、蘖肥、穗肥期的灌溉次数分别为 3 次、3 次和 8 次。除施化肥组外,其他处理的灌溉量均为 $45 \text{ L}\cdot\text{盆}^{-1}$,由于施化肥组水稻生长旺盛,为避免田面水落干,实际灌水量偏多。烤田前和收获前让田面水自然落干。污水灌溉处理带入的氮、磷分别为 $468\sim 936 \text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ (折合 N $67.4\sim 134.6 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)、 $27.3\sim 54.6 \text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ (折合 P_2O_5 $8.1\sim 16.2 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)。以常规施化肥为参照,相当于替代 32.1%~64.1%的氮,11.6%~23.2%的磷。

1.3 样品采集与分析

成熟期采集盆栽内全部水稻的籽粒和秸秆,进行测产并分析产量构成因素。籽粒和秸秆烘干后粉碎测定氮、磷含量。植株 TN 和总磷(TP)含量按农业行业标准方法测定,用浓硫酸与双氧水消解样品,凯氏微量法测氮,磷钼蓝法测磷,并计算植株氮、磷吸收^[15]。

水稻收获后将盆栽土整体倒出,充分混合后作为待测土样。土壤样品室温风干,过 2 mm 土筛,备用。土

壤 TP 采用硫酸-高氯酸消解,磷钼蓝比色法测定^[16]。土壤 TN 按浓硫酸与双氧水消解后凯氏定氮法测定。土壤磷库的变化指种植后盆栽土壤 TP 含量减去种植前土壤 TP 含量,即(收获后土壤 TP 浓度-供试土壤 TP 浓度) \times 盆栽填土质量。作物带走磷包括秸秆和籽粒中的磷。本研究土壤呈酸性,所以有效磷采用 $0.03 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NH}_4\text{F}$ 和 $0.025 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 稀盐酸混合溶液提取^[17]。

采用改进后的 Hedley 法进行磷形态连续提取^[18]。取过 2 mm 筛的土壤约 0.5 g,分别加入 25 mL 提取液,震荡 16 h 后离心,分析上清液,残渣进行下一步提取分析。第一步加入阴离子交换树脂膜(AMI)提取,为树脂交换态磷(Resin-P),是土壤中生物有效性最高的磷形态。第二步加入 NaHCO_3 溶液提取,磷钼蓝法直接测定 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$,代表吸附在晶体铁铝氧化物表面的无机磷,是土壤有效磷的重要组成部分^[12,19]。 NaHCO_3 提取液消解后测定 TP,通过 TP 与 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 相减后得到 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$, $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 是结构较为简单的钙磷有机物,代表易矿化的有机磷。第三步加入 NaOH 溶液提取,磷钼蓝法直接测定 NaOH-Pi ,代表吸附于无定型铁铝氧化物的无机磷,是土壤供给作物磷的缓冲库。溶液进一步消解后测定溶液 TP,通过 TP 与 NaOH-Pi 相减后得到 NaOH-Po ,代表相对稳定的有机磷。第四步加入 HCl 溶液提取 HCl-P ,代表钙结合态矿物磷^[9],缺磷的条件下,其仍然可以为作物提供所需的磷^[20]。Hedley 法通常把 Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 作为易利用态磷(L-P), NaOH-Pi 和 NaOH-Po 一般被认为是中等活性的磷形态(ML-P), HCl-P 是钙结合态磷,性质较为稳定。

磷的等温吸附实验:取过 2 mm 土筛的土壤样品 2.5 g 放入离心管,加入含磷量不同的 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 CaCl_2 溶液 50 mL。磷的浓度梯度为 0、2.5、5、10、25、50、80 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在各处理中滴两滴甲苯以抑制微生物活性。在 25 $^\circ\text{C}$ 下恒温连续震荡 24 h,然后在 10 000

表3 不同处理下水稻灌溉量及污水带入的营养

Table 3 The loads of water and nutrients under different irrigation treatments in the rice pot experiment

处理	污水量/ $\text{L}\cdot\text{盆}^{-1}$	自来水量/ $\text{L}\cdot\text{盆}^{-1}$	污水 TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	污水 TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	输入 N/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$	输入 P/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$
NOP0	0	45	0	0	0	0
NcPc	0	52	0	0	1460	235.3
N2P2	39	6	10~15	0.5~0.8	468	27.3
N4P2	39	6	20~25	0.5~0.8	936	27.3
N2P4	39	6	10~15	1.0~1.5	468	54.6
N4P4	39	6	20~25	1.0~1.5	936	54.6

$r \cdot \text{min}^{-1}$ 的速度下离心,分别测定上清液中的磷浓度,以差减法计算吸附量。以平衡溶液的磷浓度为横坐标,以土壤的吸磷量为纵坐标绘制等温吸附曲线,并用 Langmuir 方程拟合。其表达式一般为:

$$C/S=1/(K_L \times S_m)+C/S_m$$

式中: C 为吸附平衡液中的磷浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; S 为单位质量土壤固相对磷素的吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; K_L 是与结合能有关的一个常数(即吸附平衡常数), $\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$; S_m 为单位质量土壤固相对磷素的饱和和吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。由 K_L 和 S_m 两个数值的乘积,可计算得到磷素的最大缓冲容量(MBC), $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。并根据实验结果计算易解吸磷(RDP)、磷零吸持平衡浓度(EPC_0)等参数^[21]。RDP 是 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ CaCl_2 溶液提取的磷,代表在一定条件下易溶磷从土壤进入溶液或地表径流的难易程度。 EPC_0 是土壤溶液中的磷在达到吸持与解吸动态平衡时的浓度, EPC_0 主要用来表征土壤的固磷能力, EPC_0 越小,土壤固磷能力越大,反之,则土壤固磷能力越小^[22]。原土(OS)和各处理(NOP0、NcPc、N2P2、N4P2、N2P4、N4P4)的3个重复样品均进行了磷的等温吸附实验,各参数的最终结果表示为平均值 \pm 标准差。

1.4 数据分析

采用 Microsoft Excel 软件对数据进行统计;采用 SPSS 中 Duncan 法对数据进行差异显著性分析($P < 0.05$),采用 Sigma plot 软件制图。

2 结果与分析

2.1 土壤 TP 和有效磷的变化

水稻收获后土壤 TP 和有效磷的含量见表 4,土壤 TP 浓度介于 $628.6 \sim 769.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,除 N4P4 土壤 TP 含量显著下降外($P < 0.05$),其他处理略有下降,但与原土差异不显著。NcPc 的土壤 TP 含量与原土含量

没有显著差异,高氮处理组土壤 TP 含量略低于低氮处理组。各处理土壤有效磷介于 $5.42 \sim 13.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,经过一季水稻种植,土壤有效磷显著下降($P < 0.05$),其中 NcPc 有效磷含量显著高于其他处理($P < 0.05$)。各污水灌溉组土壤有效磷含量介于 $5.42 \sim 7.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,处理间没有显著差异,与 NOP0 土壤的有效磷含量也没有显著差异。

2.2 污水灌溉下土壤磷形态的变化

土壤中不同活性的磷含量见表 5。各处理中土壤磷含量均表现为 $\text{ML-P} > \text{L-P} > \text{HCl-P}$ 。种植水稻后,NOP0 和 NcPc 的 L-P 均有显著增加($P < 0.05$),除 N2P2 与原土的 L-P 含量没有显著差异外,其他污水灌溉处理均显著下降($P < 0.05$)。NOP0 和 NcPc 土壤 ML-P 比 OS 略有下降,但差异不显著,而高磷处理土壤 ML-P 含量显著高于 OS、NOP0 和 NcPc($P < 0.05$)。水稻收获后土壤 HCl-P 没有显著变化,各处理间差异也不显著。

不同处理下土壤磷形态含量见图 1。OS 处理中 NaOH-TP 含量最高(占 TP 的 37.2%,其中 NaOH-Pi

表 5 各处理土壤中不同活性的磷含量组成

Table 5 P forms composition of different availability in the soil under different treatments

处理	L-P/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$		ML-P/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$		HCl-P/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	
	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
OS	151.9b	29.7	288.7bc	16.4	118.5a	10.7
NOP0	183.5a	15.7	260.9c	12.8	114.1a	8.0
NcPc	178.5a	5.5	257.9c	17.3	126.5a	4.4
N2P2	164.0ab	13.0	313.1ab	9.4	120.5a	6.0
N4P2	113.1c	4.2	282.2bc	14.7	123.4a	6.3
N2P4	113.4c	4.0	326.0a	25.5	124.8a	4.5
N4P4	123.1c	2.6	343.7a	18.6	124.5a	7.6

表 4 收获后不同处理水稻土壤 TP 和有效磷的变化

Table 4 Changes of soil TP and available P under different treatments after harvest

处理 Treatment	TP(均值 \pm 标准差)/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	有效磷(均值 \pm 标准差)/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	土壤磷库变化/ $\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$	作物带走 P/ $\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$
OS	775.7 \pm 128.5a	25.6 \pm 0.4a	—	—
NOP0	732.5 \pm 62.8ab	7.27 \pm 1.81c	-0.86a	0.29c
NcPc	769.2 \pm 45.2ab	13.0 \pm 4.2b	-0.13a	0.40a
N2P2	741.7 \pm 23.9ab	6.62 \pm 1.65c	-0.68a	0.30c
N4P2	692.5 \pm 96.1ab	6.53 \pm 0.52c	-1.66ab	0.37ab
N2P4	748.9 \pm 74.6ab	5.42 \pm 0.90c	-0.54a	0.33bc
N4P4	628.6 \pm 26.8b	7.88 \pm 2.11c	-2.94b	0.38ab

注:同列不同小写字母代表多重比较差异性显著($P < 0.05$)。下同。

Notes: Different letters for the same index mean significant difference between treatments at $P < 0.05$. The same below.

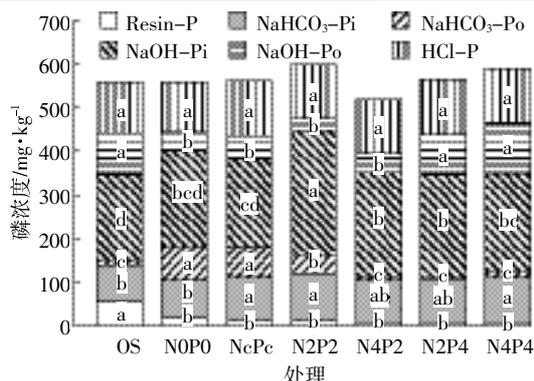
占 TP 的 25.1%), 其次为 HCl-P (占 TP 的 15.3%) 和 $\text{NaHCO}_3\text{-TP}$ (占 TP 的 12.2%, 其中 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 占 TP 的 10.7%), Resin-P 含量最少, 仅占 TP 的 7.4%。

经过一季水稻种植后, 各处理 Resin-P 显著下降 ($P<0.05$), 从 $57.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降至 $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右, 处理间没有显著差异。在水稻收获后 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量均有所增加, 其中 NcPc、N2P2 和 N4P4 处理增加显著 ($P<0.05$), N0P0、NcPc 和 N2P2 土壤的 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 含量也显著增加 ($P<0.05$), 其他污水处理增加不显著。在污水磷投入相同条件下, 高氮处理的土壤 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 在低磷投入时均小于低氮处理, 其中 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 的差异达显著水平 ($P<0.05$), 在高磷投入时高氮处理的土壤 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量比低氮处理高。在污水氮投入相同条件下, 高磷处理的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 在低氮投入下均低于低磷处理, 其中 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$ 的差异达显著水平 ($P<0.05$), 而在高氮投入下高磷处理的 $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 含量要高于低磷处理。

NaOH-Pi 的含量在水稻收获后均有所增加, 其中污水处理组均显著增加 ($P<0.05$), 不施肥对照和施化肥对照增加不显著。 NaOH-Po 除污水高磷处理外, 其他处理均显著减少 ($P<0.05$)。在低磷投入下高氮处理土壤 NaOH-Pi 显著小于低氮处理 ($P<0.05$), 在高磷投入下高氮处理与低氮处理没有显著差异; 而 NaOH-Po 含量不受影响。收获后土壤 NaOH-Pi 含量在高磷处理低氮条件下显著小于低磷处理, 高氮条件下没有显著差异; NaOH-Po 含量则不受氮投入的影响, 高磷处理无论在低氮还是高氮条件下均显著高于低磷处理 ($P<0.05$)。

2.3 磷吸附曲线的变化

磷吸附曲线可以通过 Langmuir 方程较好地拟合, 决定系数均高于 0.93, 磷吸附曲线参数见表 6。经过一季水稻生长, 土壤磷的最大吸附量 S_m 均有所提升, 从 $235.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 升高到 $434.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 各处理均



同种磷形态下不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$)

Different letters for the same P forms mean significant difference between treatments ($P<0.05$)

图 1 收获后各处理下土壤磷形态的组成和差异

Figure 1 The distribution of P forms in the soil after harvest under different treatments

达到显著水平 ($P<0.05$)。 K_L 在水稻收获后也均有提高, 仅有低氮污水处理组提高显著 ($P<0.05$)。在种植水稻后土壤 MBC 也均有增加, 污水灌溉处理和 N0P0 增加显著 ($P<0.05$), NcPc 土壤 MBC 较低, 但各处理间没有显著差异。收获后各处理的 RDP 均显著下降, NcPc 降幅较小, N2P4 降幅最大。本研究水稻土吸附平衡浓度 EPC_0 介于 $0.065\sim 0.102 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 收获后土壤 EPC_0 显著下降, 其中 NcPc 的 EPC_0 值最高, N2P2、N4P2 和 N2P4 显著低于 NcPc ($P<0.05$)。

在低磷条件下, 高氮处理与低氮处理的磷吸附参数没有显著的差异, 高氮处理 S_m 略高, K_L 略低。在高磷条件下, 高氮处理与低氮处理土壤的 S_m 、 K_L 和 MBC 没有显著差异, 但高氮处理的 RDP 和 EPC_0 均显著高于低氮处理 ($P<0.05$)。在同等氮投入条件下, 高磷处理和低磷处理各参数没有显著差异, 高磷处理的 RDP 和 EPC_0 在低氮条件下略低于低磷处理, 在高氮条件下则略高于低磷处理。

表 6 不同处理下土壤磷的吸附曲线参数

Table 6 P absorption characteristics of soil under different treatments

处理	$S_m/\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	$K_L/L\cdot\text{mg}^{-1}$	MBC/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	RDP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{EPC}_0/\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
OS	$235.4\pm 11.4c$	$0.217\pm 0.010b$	$51.0\pm 1.0b$	$2.11\pm 0.09a$	$0.102\pm 0.007a$
N0P0	$414.4\pm 45.2a$	$0.393\pm 0.056ab$	$163.7\pm 35.8a$	$1.69\pm 0.11bc$	$0.073\pm 0.005bcd$
NcPc	$343.2\pm 31.2b$	$0.332\pm 0.054ab$	$114.7\pm 26.9ab$	$1.85\pm 0.02b$	$0.083\pm 0.004b$
N2P2	$401.2\pm 23.0ab$	$0.434\pm 0.155a$	$176.1\pm 72.1a$	$1.62\pm 0.10bc$	$0.070\pm 0.004cd$
N4P2	$434.9\pm 58.0a$	$0.388\pm 0.111ab$	$173.1\pm 74.4a$	$1.67\pm 0.10bc$	$0.072\pm 0.004cd$
N2P4	$410.9\pm 26.6ab$	$0.444\pm 0.120a$	$184.3\pm 59.2a$	$1.46\pm 0.09c$	$0.065\pm 0.006d$
N4P4	$400.1\pm 41.2ab$	$0.393\pm 0.105ab$	$159.8\pm 59.2a$	$1.80\pm 0.29b$	$0.079\pm 0.010bc$

土壤磷的吸附参数与磷形态之间的相关系数见表7, S_m 、 K_L 、MBC 均与 NaOH-Pi 显著正相关, 与 Resin-P 显著负相关($P < 0.05$)。RDP、 EPC_0 与 Resin-P 显著正相关, EPC_0 与 NaOH-Pi 显著负相关($P < 0.05$)。

表7 土壤磷的吸附参数与各磷形态的相关性($n=21$)

Table 7 The correlation between P absorption indexes and P forms in the soil($n=21$)

	R	S_m	K_L	MBC	RDP	EPC_0
Resin-P		-0.76**	-0.52*	-0.57*	0.57*	0.68**
NaHCO ₃ -Pi	0.19	0.21	0.21	0.17	-0.19	-0.23
NaHCO ₃ -Po	0.07	0.11	0.11	0.06	0.06	-0.03
NaOH-Pi	0.44*	0.48*	0.48*	0.48*	-0.38	-0.47*
NaOH-Po	-0.30	-0.20	-0.20	-0.21	0.30	0.38
HCl-P	-0.15	-0.21	-0.21	-0.26	-0.16	-0.13

注:**代表 $P < 0.01$, *代表 $P < 0.05$ 。

Notes:**means $P < 0.01$, *means $P < 0.05$ 。

3 讨论

3.1 生活污水灌溉下土壤 TP 和磷形态的变化

本研究发现, 种植一季水稻后, NcPc 的土壤 TP 含量基本持平, 表明化肥处理中磷的投入与产出达到平衡; 生活污水灌溉下, 土壤 TP 含量有所下降, 其中 N4P4 下降最多, 平均降幅为 19.0%。这主要是因为污水灌溉带入的磷仅相当于施化肥处理的 11.6%~23.2%, 远远小于作物带走的磷元素(见表4)。在高氮浓度的污水灌溉下, 土壤 TP 含量较低, 这是因为氮是水稻生长的重要营养, 高氮投入促进了水稻生长, 从而增加了对磷的吸收^[23]。本研究高氮污水处理下水稻植株的吸磷量与施化肥处理没有显著差异, 这说明土壤在生活污水灌溉下为水稻提供了足够的磷素。污水中带入的磷量相对来说差异较小, 不同磷浓度灌溉并没有表现出土壤 TP 上的差异。各处理土壤有效磷在水稻收获后均有显著下降, NcPc 的有效磷含量显著高于 NOPO 和污水处理组。土壤有效磷(Bray 法) 13~20 mg·kg⁻¹ 是作物维持产量的区间^[24], 污水处理组土壤有效磷偏低, 水稻吸收的磷需要土壤中其他形态的磷转化而来。

经过一季水稻生长, 除 HCl-P 外, 土壤各磷形态有较为明显的变化。生活污水灌溉组除了 N2P2 外, 其他土壤 L-P 均有显著的下降($P < 0.05$)。ML-P 则大多有所增加, 其中 N2P2、N4P2 和 N4P4 增加显著($P < 0.05$)。Resin-P 下降最为显著, 各处理间并没有显著差异, 这与土壤有效磷的结果一致, 说明无论施化肥

或者生活污水灌溉, 土壤 Resin-P 均为水稻提供了有效的磷供给。NOPO 的土壤磷形态主要变化还包括 NaHCO₃-Po 的显著增加和 NaOH-Po 的显著减少($P < 0.05$), 说明不施肥条件下水稻生长主要影响土壤有机磷的转变。NaOH-Po 的减少和 NaHCO₃-Po 的增加可能与水稻生长过程中根系和微生物作用有关。一方面, 缺磷条件下, 根系和微生物会分泌磷酸酶, 促进有机磷的水解, 另一方面, 微生物的繁殖促进微生物磷的增加, 此部分有机磷正是 NaHCO₃-Po 的重要组成部分。

与 NOPO 相比, NcPc 的土壤 NaHCO₃-Pi 显著增加($P < 0.05$), NaOH-Pi 略有增加, 其他形态磷没有显著变化。这与 Linquist 等^[25]的研究结果一致, 研究指出水稻施用的化肥和有机肥超出水稻带走磷的那部分会成为土壤的 NaHCO₃-Pi 和 NaOH-Pi。Wang 等^[26]5 年水稻盆栽实验表明施磷肥不仅增加无机磷(Resin-P、NaHCO₃-Pi、NaOH-Pi) 含量, 也增加有机磷(NaHCO₃-Po、NaOH-Po) 的含量。张奇春等^[27]研究表明施化肥条件下, 水稻土经过多年耕作后 NaHCO₃-Po 逐渐降低, NaOH-Po 基本上没有变化。可见, 土壤有机磷的变化影响因素较多, 但本研究表明施化肥并未影响短期土壤有机磷的变化。

生活污水中的磷主要以无机磷的形式存在, 有机磷不足 10%, 所以污水灌溉对土壤磷形态的影响与施化肥处理有相似之处。与不施肥对照相比, 污水灌溉增加了 NaHCO₃-Pi 的含量, 其中 N2P2 和 N4P4 处理达到显著性水平; NaOH-Pi 也有所增加, N2P2 处理增加显著($P < 0.05$)。但与 NcPc 相比, 不同氮、磷浓度对 NaHCO₃-Pi 和 NaOH-Pi 的影响有差异, 比如, N2P4 和 N4P2 处理 NaHCO₃-Pi 含量显著低于 NcPc ($P < 0.05$), 而且 N2P2、N4P2 和 N2P4 处理的 NaOH-Pi 显著高于 NcPc ($P < 0.05$)。这一方面可能是因为生活污水中磷是分散投入, 所以磷的吸附转化有所不同; 另一方面, 生活污水中氮、磷有相互作用, 水稻对磷的吸收利用存在差异, 导致土壤磷形态的差异。然而, 污水灌溉对土壤有机磷的影响与施化肥处理有明显不同。生活污水处理土壤中 NaHCO₃-Po 显著低于 NOPO 和 NcPc ($P < 0.05$), 说明污水灌溉促进了土壤中此类活性有机磷的矿化分解。污水磷浓度影响了 NaOH-Po 的变化。低磷污水灌溉处理 NaOH-Po 的下降, 可能是土壤原有 NaOH-Po 的矿化分解导致的, 相关研究指出缺磷条件下微生物和植物会利用此部分有机磷^[28]。高磷污水 NaOH-Po 相对增加的原因一方面可能是污水

带入了部分 NaOH-Po, 另一方面, 高浓度污水中无机磷会抑制土壤微生物和根系磷酸酶的产生^[29], 减少了此部分有机磷的矿化。

土壤有机磷矿化是土壤磷循环的重要组成部分, 对土壤肥力和供磷水平具有重要意义。Sharpley 等^[30]指出未施肥土壤有效磷与有机磷和磷酸酶活性有关, 说明有机磷矿化对土壤供磷具有重要作用。已有研究指出在不同施肥种类和方式下有机磷总量在短期并不会增加^[19, 31], 但本研究结果表明在短期的污水灌溉下有机磷的组成结构有明显的变化, 即代表活性有机磷的 NaHCO₃-Po 显著下降。土壤有机磷的矿化过程主要是根系和土壤微生物产生的磷酸酶促进了有机磷的水解^[32-33]。生活污水中溶解有机质的氮的投入, 对土壤微生物功能和群落结构有改善的作用, 能够有效增加土壤微生物多样性^[34]。生活污水中带入的微生物是否增加了土壤微生物的多样性, 及其对土壤磷循环的作用过程如何还需要进一步研究。

3.2 生活污水灌溉下土壤磷的吸附特征的变化

相比施肥处理, 污水灌溉的土壤磷的最大吸附量 S_m 和吸附参数 K_L 显著提高 ($P < 0.05$)。土壤中磷的吸附受到土壤有机质、铁铝氧化物、粘土矿物等成分的影响^[35]。研究表明, 溶解有机质一方面与磷竞争吸附点位, 减少磷的吸附^[36]; 另一方面, 在土壤胶体表面, 溶解有机质通过与金属离子桥接, 增加磷的吸附^[35]。本研究属于后者, 即污水有机质与土壤金属离子螯合, 为磷提供了较多的吸附点位。这说明污水灌溉有利于提高土壤对磷的吸附容量, 提高土壤磷的最大缓冲量 MBC, 从而增加土壤对肥料的缓冲。相关分析表明 S_m 与 NaOH-Pi 显著正相关 ($P < 0.05$), 在本研究中污水灌溉增加了土壤的吸附量, NaOH-Pi 的增加也表明污水中无机磷能够被铁铝氧化物吸附, 促进土壤最大吸附量的增加。Bar-Yosef 等^[37]指出污水磷进入土壤刚开始以吸附为主, 然后是沉淀, 与本研究的结果一致。另外, 表示吸附能力的 K_L 值也表现为污水灌溉处理高于化肥处理, 即增加了土壤对磷的吸附能力。土壤对磷的吸附和缓冲能力的增加有助于减少磷的径流和渗漏损失。

生活污水氮、磷的浓度对土壤最大吸附量和吸附能力没有显著的影响, 但对土壤 RDP 和 EPC₀ 有显著的影响。高氮处理土壤的 RDP 和 EPC₀ 显著高于低氮处理, 这可能是由于高氮处理的生物量高于低氮处理^[23], 根系分泌的有机酸对土壤的吸附能力有负面效果^[38], 促进了土壤平衡溶液中磷浓度的增加, 也促进

了水稻对磷的吸收利用。

4 结论

生活污水灌溉下土壤的磷形态受污水灌溉中氮、磷的投入和水稻生长的共同影响。相比种植前, 收获后各处理土壤中 Resin-P 含量均有显著的下降, 而 HCl-P 含量没有显著变化。

由于生活污水投入磷含量较少, 种植水稻后土壤 TP 略有下降, 土壤有效磷有显著的降低。施化肥主要促进了土壤 L-P 的增加, 生活污水灌溉显著降低了土壤 L-P, 增加了土壤 ML-P, 对土壤有机磷的矿化过程影响显著, 而且生活污水灌溉能增加土壤对磷的最大吸附量, 增强土壤对磷的吸附。

生活污水中磷浓度的提高增加了土壤中等活性有机磷的含量, 污水中氮浓度的提高促进了水稻的生长发育从而影响磷的吸收及土壤的磷形态。

参考文献:

- [1] Cordell D, Rosemarin A, Schröder J J, et al. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options[J]. *Chemosphere*, 2011, 84(6): 747-758.
- [2] Ganrot Z, Broberg J, Byden S. Energy efficient nutrient recovery from household wastewater using struvite precipitation and zeolite adsorption techniques: A pilot plant study in Sweden[C]//Ashley K, Mavinic D, Koch F. International conference on nutrient recovery from wastewater streams. London: IWA Publishing, 2009: 511-521.
- [3] Bateman A, van der Horst D, Boardman D, et al. Closing the phosphorus loop in England: The spatio-temporal balance of phosphorus capture from manure versus crop demand for fertiliser[J]. *Resources Conservation and Recycling*, 2011, 55(12): 1146-1153.
- [4] Senthilkumar K, Nesme T, Mollier A, et al. Regional-scale phosphorus flows and budgets within France: The importance of agricultural production systems[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 2(2): 145-159.
- [5] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与实践——总体思路与“4R”治理技术[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(1): 1-8.
YANG Lin-zhang, SHI Wei-ming, XUE Li-hong, et al. Reduce-Retain-Reuse-Restore technology for controlling the agricultural nonpoint pollution in countryside in China: General countermeasures and technologies[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1): 1-8.
- [6] Kang M S, Kim S M, Park S W, et al. Assessment of reclaimed wastewater irrigation impacts on water quality, soil, and rice cultivation in paddy fields[J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2007, 42(4): 439-445.
- [7] 李松, 梁新强, 王飞儿, 等. 稻田湿地处理农村生活污水除磷试验研究[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(12F): 75-79.
LI Song, LIANG Xin-qiang, WANG Fei-er, et al. Study on phosphorus

- removal of rural domestic wastewater with the paddy wetland[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(12F):75-79.
- [8] 袁俊吉, 马永玉, 周鑫斌, 等. 稻田生态系统对污水中无机态氮的消纳[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2009, 31(9):7-14.
YUAN Jun-ji, MA Yong-yu, ZHOU Xin-bin, et al. Inorganic nitrogen sequestration in rice-based ecosystems[J]. *Journal of Southwest University (Natural Science Edition)*, 2009, 31(9):7-14.
- [9] 袁俊吉, 马永玉, 蒋先军, 等. 模拟稻田生态系统对农村污水中磷的消纳[J]. 水土保持学报, 2009, 23(4):28-32.
YUAN Jun-ji, MA Yong-yu, JIANG Xian-jun, et al. The simulation of sequestration of rural sewage phosphorus in rice-based ecosystems[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(4):28-32.
- [10] 薛利红, 杨林章. 太湖流域稻田湿地对低污染水中氮磷的净化效果[J]. 环境科学研究, 2015, 28(1):117-124.
XUE Li-hong, YANG Lin-zhang. Purification of water with low concentrations of N and P in paddy wetlands in Taihu Lake Region[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2015, 28(1):117-124.
- [11] 李中阳, 樊向阳, 齐学斌, 等. 城市污水再生水灌溉对黑麦草生长及土壤磷素转化的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(8):1072-1076.
LI Zhong-yang, FAN Xiang-yang, QI Xue-bin, et al. Effect of reclaimed municipal wastewater on ryegrass growth and soil phosphorus conversion[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(8):1072-1076.
- [12] Hedley M J, Stewart J W B, Chauhan B S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1982, 46(5):970-976.
- [13] Cross A F, Schlesinger W H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems[J]. *Geoderma*, 1995, 64(3/4):197-214.
- [14] Qin C, Liu H Z, Liu L, et al. Bioavailability and characterization of dissolved organic nitrogen and dissolved organic phosphorus in wastewater effluents[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 511:47-53.
- [15] 中华人民共和国农业部. NY/T2017—2011 植物中氮、磷、钾的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
Ministry of Agriculture of PRC. NY/T2017—2011 Determination of nitrogen, phosphorus and potassium in plants[S]. Beijing: China Standards Press, 2011.
- [16] 鲁如坤. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:74-83.
LU Ru-kun. Agro-chemical analysis of soils[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000:74-83.
- [17] 中华人民共和国农业部. NY/T1121.7—2014 土壤检测第7部分: 土壤有效磷的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
Ministry of Agriculture of PRC. NY/T1121.7—2014 Soil testing Part 7: Method for determination of available phosphorus in soil[S]. Beijing: China Standards Press, 2014.
- [18] Tiessen H, Moir J O. Characterization of available P by sequential extraction[M]//Carter M R, Gregorich E G. Soil sampling and methods of analysis[M]. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993:75-86.
- [19] Negassa W, Leinweber P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2009, 172(3):305-325.
- [20] Guo F, Yost R S, Hue N V, et al. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(5):1681-1689.
- [21] 高超, 张桃林. 面向环境的土壤磷素测定与表征方法研究进展[J]. 农业环境保护, 2000, 19(5):282-285.
GAO Chao, ZHANG Tao-lin. Review on environment oriented soil phosphorus testing procedures and interpreting methods[J]. *Agro-environmental Protection*, 2000, 19(5):282-285.
- [22] Sharpley A N, Daniel T C, Sims J T, et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels[J]. *Journal of Soil & Water Conservation*, 1996, 51(2):160-166.
- [23] 尹爱经, 薛利红, 杨林章, 等. 生活污水氮磷浓度对水稻生长及氮磷利用的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(4):768-776.
YIN Ai-jing, XUE Li-hong, YANG Lin-zhang, et al. Effects of the N and P concentrations in domestic wastewater on the growth, N and P uptakes of rice[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(4):768-776.
- [24] Mallarino A P, Atia A M. Correlation of a resin membrane soil phosphorus test with corn yield and routine soil tests[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2005, 69(1):266-272.
- [25] Linquist B, Ruark M and Hill J. Soil order and management practices control soil phosphorus fractions in managed wetland ecosystems[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 90(1):51-62.
- [26] Wang Y, Zhao X, Wang L, et al. A five-year P fertilization pot trial for wheat only in a rice-wheat rotation of Chinese paddy soil: Interaction of P availability and microorganism[J]. *Plant and Soil*, 2016, 399(1/2):305-318.
- [27] 张奇春, 王光火, 冯玉科. 水稻肥料定位试验中土壤各形态磷的变化动态研究[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2007, 33(1):82-88.
ZHANG Qi-chun, WANG Guang-huo, FENG Yu-ke. Research on soil phosphorus dynamic change under rice fertilization experiments[J]. *Journal of Zhejiang University (Agric & Life Sci)*, 2007, 33(1):82-88.
- [28] Alamgir M, McNeill A, Tang C, et al. Changes in soil P pools during legume residue decomposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 49(6):70-77.
- [29] Saha S, Prakash V, Kundu S, et al. Soil enzymatic activity as affected by long term application of farm yard manure and mineral fertilizer under a rainfed soybean-wheat system in N-W Himalaya[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2008, 44(3):309-315.
- [30] Sharpley A N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1985, 49(4):905-911.
- [31] Annaheim K E, Doolette A L, Smernik R J, et al. Long-term addition of organic fertilizers has little effect on soil organic phosphorus as characterized by ^{31}P NMR spectroscopy and enzyme additions[J]. *Geoderma*, 2015, 257/258:67-77.

- [32] Malik M A, Marschner P, Khan K S. Addition of organic and inorganic P sources to soil: Effects on P pools and microorganisms[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 49: 106–113.
- [33] Nash D M, Haygarth P M, Turner B L, et al. Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: A perspective[J]. *Geoderma*, 2014, 221/222: 11–19.
- [34] 马资厚. 环境中氮对稻田化肥的替代效应及其生态环境影响研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2016.
MA Zi-hou. Chemical fertilizer substitution effect of the nitrogen in environment and its ecological and environmental impact study[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2016.
- [35] Guppy C N, Menzies N W, Moody P W, et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review[J]. *Soil Research*, 2005, 43(2): 189–202.
- [36] Staunton S, Leprince F. Effect of pH and some organic anions on the solubility of soil phosphate: Implications for P bioavailability[J]. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(2): 231–239.
- [37] Bar-Yosef B. Major minerals: Phosphorus[M]//Levy G J, Fine P, Bar-Tal A. Treated waste water in agriculture: Use and impacts on the soil environment and crops. Chichester: Wiley-Blackwell, 2011: 166–202.
- [38] 陆文龙, 张福锁, 曹一平, 等. 低分子量有机酸对石灰性土壤磷吸附动力学的影响[J]. *土壤学报*, 1999, 36(2): 189–197.
LU Wen-long, ZHANG Fu-suo, CAO Yi-ping, et al. Influence of low-molecular weight organic acids on kinetics of phosphorus adsorption by soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(2): 189–197.