

聂敏,肖和艾,廖敦秀等. 2013. 亚热带可变电荷土壤磷素淋失临界点及其与土壤特性的关系[J]. 环境科学学报, 33(2): 579-586
Nie M, Xiao H A, Liao D X, et al. 2013. Phosphorus leaching change point of subtropical variable-charge soils and its relations with soil properties [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(2): 579-586

亚热带可变电荷土壤磷素淋失临界点及其与土壤特性的关系

聂敏¹, 肖和艾¹, 廖敦秀², 高茹¹, 葛体达¹, 李裕元¹, 吴金水^{1,*}

1. 中国科学院亚热带农业生态研究所 亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125
2. 重庆市农业科学院, 重庆 401329

收稿日期: 2012-03-15 修回日期: 2012-04-20 录用日期: 2012-04-28

摘要: 选取我国亚热带地区 16 种典型可变电荷土壤, 通过室内模拟试验测定其磷素 (P) 淋失临界点的 Olsen-P 含量, 以及可能对其构成有影响的 8 个化学性质指标 (pH、CEC、粘粒、有机质、交换性钙、镁和铁铝氧化物含量), 以探讨可变电荷土壤 P 淋失临界点的特点及其与土壤相关性质的关系, 并评价当前的 P 淋失潜在风险。结果表明: 可变电荷土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量 (56 ~ 123 mg·kg⁻¹) 差异很大, 旱地土壤临界点 Olsen-P 含量主要集中在低值区间 (< 60 mg·kg⁻¹), 而水稻土临界点 Olsen-P 含量集中在高值区间 (> 80 mg·kg⁻¹); 旱地土壤 P 淋失风险高于水稻土。主成分分析显示, 可变电荷土壤的 pH、粘粒、CEC、有机质、交换性钙、镁、氧化铁铝等化学性质同时对其临界点 Olsen-P 含量构成正的或负的影响。因此, 临界点 Olsen-P 含量与单一因素的回归分析不能够确切地反映临界点 Olsen-P 含量与这些化学性质的关系 (与 pH、CEC、粘粒、交换性钙、镁含量无显著相关), 甚至与理论上的关联相违 (与氧化铁铝含量呈负相关)。与以往研究结果比较, 可变电荷土壤在旱作和稻作下的 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量都普遍高于永久电荷土壤, 研究的 16 种可变电荷土壤的实际 Olsen-P 含量也远低于临界点 Olsen-P 含量, 由此推断南方地区耕作土壤的 P 淋失风险仍较小。

关键词: 可变电荷土壤; P 淋失临界点; 土壤理化性质; P 淋失风险

文章编号: 0253-2468(2013)02-579-08 中图分类号: X53 文献标识码: A

Phosphorus leaching change point of subtropical variable-charge soils and its relations with soil properties

NIE Min¹, XIAO Heai¹, LIAO Dunxiu², GAO Ru¹, GE Tida¹, LI Yuyuan¹, WU Jinshui^{1,*}

1. Institute of Subtropical Agriculture, the Chinese Academy of Sciences, Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Changsha 410125
2. Chongqing Academy of Agricultural Sciences, Chongqing 401329

Received 15 March 2012; received in revised form 20 April 2012; accepted 28 April 2012

Abstract: This study was to understand the characteristics of the P leaching potential of variable-charge soils and to evaluate their P leaching risks. Sixteen soils which were representatives of variable-charge soils in subtropical China, as determined by their phosphorus (P) leaching change point (the soil P concentration where P moves from soil to water), were collected. Basic properties e. g. pH, CEC, clay and organic matter, exchangeable Ca²⁺ and Mg²⁺, Fe₂O₃ and Al₂O₃ concentrations were determined. There were large variations in Olsen P concentrations (56 ~ 123 mg·kg⁻¹) at the P leaching change points. The Olsen P concentrations of upland soils were mainly quite small (< 60 mg·kg⁻¹) and were considerably higher in paddy soils (> 80 mg·kg⁻¹). Therefore the P leaching potential was lower in the paddy soils than in the upland soils. Principal Component Analysis indicated that soil chemical properties can produce both positive and negative effects on Olsen P concentration. This explains why linear correlations between Olsen P concentrations and single soil chemical properties are generally non-significant. Such analyses cannot realistically reflect the effects of pH, CEC, and the concentrations of clay, exchangeable Ca²⁺ and Mg²⁺ (no significant correlations), and even give contradictory results with Fe₂O₃ and Al₂O₃ (negative

基金项目: 中国科学院知识创新工程项目 (No. KZCX2-YW-437); 国家自然科学基金 (No. 41271483, 41171396); 国家科技支撑计划 (No. 2012BAD14B17)

Supported by the Knowledge Innovation Project of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX2-YW-437), the National Natural Science Foundation of China (No. 41271483, 41171396) and the National Technology R&D Program (No. 2012BAD14B17)

作者简介: 聂敏 (1986—), 女, E-mail: minmin010168@yahoo.com.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: jswu@isa.ac.cn

Biography: NIE Min (1986—), female, E-mail: minmin010168@yahoo.com.cn; * Corresponding author, E-mail: jswu@isa.ac.cn

correlations). Olsen P concentrations at the change points of the variable charge soils were higher than the commonly measured in permanent-charge soils. Because the Olsen-P concentrations in all of the variable charge soils were considerably less than the Olsen P concentrations at the change point, it is suggested that potential risks of P leaching from variable-charge soils are small in subtropical China.

Keywords: variable-charge soils; P leaching change point; soil parameters; P leaching risks

1 引言(Introduction)

自 Schindler 1977 年发现 P 是水体富营养化的限制性养分元素以来,关于 P 的研究已经成为土壤学关注的焦点之一. 磷肥是农业生产中主要化肥之一,在很多国家和地区,磷肥施用量远远超出作物需求量. 在欧美等发达国家,由于 20 世纪 60~70 年代化肥过量施用导致的土壤 P 累积,农田 P 已成为地表水体富营养化的主要来源(Hooda *et al.*, 2000; Brock *et al.*, 2007). 研究表明,我国南方 6 省区 10 年前土壤 P 已经处于盈余状态,有些甚至出现明显的富集(鲁如坤等, 2000),特别是菜地过量施用化肥和有机肥导致土壤速效 P 成倍增加(王彩绒等, 2005),一些城郊区菜园土壤的有效磷(Olsen-P)含量高达数百 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (林启美, 2001; 张英鹏等, 2003),对地表水环境构成较大威胁. 确切反映耕作土壤中 P 的淋失潜在风险,对于保护农田环境具有重要科学价值.

以往一直认为土壤 P 主要通过土壤侵蚀和地表径流进入水体,而很少发生淋失(Sharpley *et al.*, 1987). 但自 20 世纪 90 年代后期以来,随着农业面源污染研究不断深入,国内外研究者均发现,随着施肥量的增加和土壤中 P 的不断累积, P 有明显向深层迁移的现象(Sapek, 1997; Zhang, 2008). Heckrath 等(1995)分析了英国 Rothamsted 试验站 Broadbalk 试验地 65 cm 土层渗漏水中 P 含量和耕层土壤(0~23 cm) Olsen-P 含量,发现二者之间存在一个明显的拐点,据此提出土壤 P 淋失“突变点”(Change point),即当土壤 Olsen-P 含量达到“突变点”以上时,渗漏水中 P 含量随土壤 Olsen-P 含量升高由缓慢增加转变为急剧增加. Hesketh 等(2000)进一步研究发现,耕层土壤(0~23 cm) Olsen-P 与 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 含量的关系和土壤渗漏水中 P 与 Olsen-P 含量的关系(Heckrath *et al.*, 1995)类似,据此采用“两段式线性模型”模拟土壤 Olsen-P 与 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 含量关系,以其交叉点作为土壤 P 淋失的临界点.

目前,关于土壤 P 淋失临界点的研究多集中在欧美国家(Van der Molen *et al.*, 1998; Sharpley *et al.*, 2000). 我国仅在北方永久电荷土壤开展了少

量研究(林启美, 2001; 钟晓英等, 2004; 赵小蓉等, 2006). 土壤 P 的淋失强度不仅与土壤溶解态 P 的含量有关,而且还取决于土壤对 P 的吸附与解吸能力(Brock *et al.*, 2007). 因此,土壤母质类型、矿物表面电化学性质、 H^+ 活度(pH 值)都能影响土壤 P 淋失临界点的高低(Zhao *et al.*, 2007; Brock *et al.*, 2007). 研究表明,土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量与土壤 pH、有机质、活性铁铝、交换性钙等因子存在密切关系(Fortune *et al.*, 2005; 张焕朝等, 2004; 赵小蓉等, 2006). 可变电荷土壤是由母岩经历强烈的风化和淋溶作用,或由火山灰母质发育形成的土壤(李素珍等, 2009),广泛分布于我国南方的热带、亚热带地区,主要包括砖红壤、赤红壤、红壤、黄壤、黄棕壤等土壤类型(陈铭等, 1993). 可变电荷土壤的基本特征是富含铁铝氧化物,其表面具有正负两种电荷,对磷酸根有很强的专性吸附和固定能力,势必对土壤 P 淋失临界点高低和土壤 P 淋失风险造成很大的影响. 鉴于此,本文选取我国亚热带地区 16 种典型可变电荷土壤,测定其 P 淋失临界点和土壤基本理化性质,试图探明可变电荷土壤临界点的基本状况及主控因子,评估土壤 P 淋失风险,为减少农田 P 流失、控制农田面源污染提供科学依据.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 土壤

16 种典型可变电荷土壤(0~20 cm)分别选自湖南长沙和常德、江苏南京、重庆巴南等地的旱地和稻田,人工去除土样中可见的动、植物残体和小砾石,置于室内自然风干,研磨,分别过 2 mm 和 1 mm 孔径筛后备用. 供试土壤的基本理化性质见表 1.

2.2 土壤 P 淋失临界点测定

每种过 2 mm 孔径筛的土样各取 12 份,每份 500 g,用磷酸二氢钾溶液和去离子水使其磷添加梯度为 0、20、40、60、80、100、150、200、300、400、500 和 600 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,并使其含水量调节至土壤饱和持水量的 45%(WHC),置于 25 °C 和黑暗条件下培养 4 d,再置于室内风干;然后再用去离子水调节至饱和持水

表 1 摇土壤基本性质及磷淋失临界点 Olsen-P 含量

Table 1 Basic properties of soil and Olsen-P content at P leaching change point

样号	采样地点	母质	土地类型	pH	粘粒 / (mol·kg ⁻¹)	CEC / (mol·kg ⁻¹)	有机质 / (g·kg ⁻¹)	交换性 Ca / (mg·kg ⁻¹)	交换性 Mg / (mg·kg ⁻¹)	Fe ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹)	Al ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹)	Olsen-P / (mg·kg ⁻¹)	临界点 Olsen-P / (mg·kg ⁻¹)
1	重庆巴南	第四纪冲积物	旱地	4.9	28.2%	20.3	21.1	3844	283	17.5	2.07	8.0	122.8
2	湖南常德	第四纪红土	旱地	5.1	35.0%	10.2	9.1	1553	153	43.9	7.11	1.8	56.6
3	湖南常德	第四纪红土	旱地	5.2	36.1%	9.3	10.6	3347	154	38.1	6.87	1.5	62.0
4	湖南长沙	第四纪红土	旱地	5.3	30.1%	10.0	8.8	754	58	60.7	6.57	6.9	75.6
5	江苏南京	下蜀黄土	旱地	5.4	24.3%	8.1	14.6	2179	107	22.9	3.21	15.3	111.6
6	江苏南京	下蜀黄土	旱地	5.4	12.7%	10.8	12.7	1904	131	32.3	6.31	2.5	78.1
7	重庆巴南	第四纪冲积物	旱地	5.6	17.8%	8.0	10.6	2166	93	14.6	1.78	25.0	116.3
8	湖南常德	第四纪红土	旱地	5.9	16.5%	7.2	9.4	1196	112	25.2	3.44	3.0	56.9
9	湖南长沙	红砂岩	旱地	6.9	24.4%	5.2	11.1	1385	83	31.3	3.13	6.2	61.9
10	江苏南京	下蜀黄土	水田	5.3	12.0%	8.0	16.1	2242	76	23.0	2.64	22.7	104.6
11	湖南长沙	红砂岩冲积物	水田	5.5	28.8%	6.6	22.9	782	46	25.1	3.78	33.3	98.4
12	湖南长沙	第四纪红土	水田	5.7	20.9%	6.8	17.4	868	80	33.1	3.92	8.0	74.7
13	湖南长沙	第四纪红土	水田	5.9	16.2%	6.6	16.4	812	51	22.9	3.02	17.1	95.7
14	湖南长沙	冲积物	水田	6.3	22.6%	8.6	18.0	1347	85	33.9	4.65	7.5	101.1
15	湖南长沙	冲积物	水田	6.3	28.7%	8.0	21.2	1561	110	42.4	4.09	7.1	89.8
16	江苏南京	下蜀黄土	水田	7.4	24.0%	11.7	6.6	3800	48	26.9	3.75	11.3	103.8

量的 45% , 同上进行培养和风干, 共 3 次循环(钟晓英等 2004). 预备试验结果表明 3 次干湿交替后添加的磷在土壤达到平衡. 各处理土壤最后一次风干后过 2 mm 孔径筛, 测定其 Olsen-P 和 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的含量. 土壤 Olsen-P 和 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 含量分别采用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 碳酸氢钠溶液 ($\text{pH} 8.5$; 土水比 1:20, $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$) 和 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙溶液(土水比 1:5, $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$) 浸提, 浸提液中无机磷含量采用钼锑抗比色法测定(Murphy *et al.*, 1962). 以测定的 Olsen-P 与 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 含量进行两段式线性回归(钟晓英等, 2004), 使低含量段的 Olsen-P 含量与 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 含量的关系方程斜率最小, 高含量段的斜率最大, 可决系数最高, 两个方程的交点即为土壤 P 淋失临界点.

2.3 土壤理化特性分析

土壤有机质含量采用重铬酸钾外加热容量法测定, 阳离子交换量(CEC)采用 $1.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 醋酸铵溶液($\text{pH} 7.0$) 交换法测定, 交换性钙镁含量采用 $1.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 醋酸铵交换-原子吸收法测定, 氧化铁铝含量采用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钾溶液浸提-光度法测定, 土壤 pH 采用蒸馏水浸提(土水比 1:2.5, $\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$) 电极法测定, 粘粒含量采用吸管法测定, 具体操作方法参见《土壤农业化学常规分析方法》(鲁如坤, 1999).

2.4 数据统计分析

数据为 3 次重复的平均值, 以烘干($103 \text{ }^\circ\text{C}$, 24 h) 土重计, 采用 Excell 2003 和 SPSS 13.0 软件进行统计分析.

3 结果与分析(Results and analysis)

3.1 可变电荷土壤相关理化性质分析

选择的 16 种土壤包括旱地和水田 2 种利用方式. 旱地土壤(9 种) 主要分布在弱酸性范围($\text{pH} 4.9 \sim 6.9$), 水稻土(7 种) 主要分布在弱酸至中性范围($\text{pH} 5.3 \sim 7.4$) (表 1). 旱地土壤的粘粒含量为 12.7% ~ 36.1%, CEC 为 $5.2 \sim 20.3 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 水稻土分别为 12.0% ~ 28.8% 和 $6.6 \sim 11.7 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$. 大部分旱地土壤(89%) 的有机质含量低于

$15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而大部分水稻土(86%) 的有机质含量超过 $16 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. 水稻土交换性钙含量($782 \sim 3800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 主要分布在 $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以下, 交换性镁含量($14 \sim 110 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 主要分布在 $90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以下; 而大多数旱地土壤交换性钙、交换性镁含量分布则相反. 旱地土壤的氧化铁、氧化铝含量($14.6 \sim 60.7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.78 \sim 7.11 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 变异较大, 大部分分布在 $30 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上; 而水稻土的氧化铁、氧化铝含量分布相对集中, 主要在 $22.9 \sim 42.4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.64 \sim 4.65 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内.

3.2 可变电荷土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量

根据测定结果, 16 种供试土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量范围约为 $56.6 \sim 122.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 1). 水稻土的临界点 Olsen-P 含量范围为 $74.7 \sim 104.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值为 $95.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 变异系数(CV) 为 0.11; 旱地土壤的临界点 Olsen-P 含量($56.6 \sim 122.8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 变异较大(CV=0.33), 但主要集中在 $56.6 \sim 78.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围内.

3.3 可变电荷土壤 P 淋失临界点与土壤相关性质的关系

从土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与单个土壤性质的相关性分析来看, 当土壤 pH 值低于 7.0 时, 临界点 Olsen-P 含量与有机质含量呈显著的正相关关系($r = 0.5916$, $p < 0.05$; 图 1a). 临界点 Olsen-P 含量与氧化铁、氧化铝含量均呈显著的负相关关系($r = -0.5874$, $p < 0.05$, 图 1b; $r = -0.6504$, $p < 0.01$, 图 1c). 但是, 临界点 Olsen-P 含量与 pH、CEC、交换性钙、交换性镁和粘粒含量等的相关关系不显著.

土壤相关理化性质的主成分分析结果显示, 主成分 1(交换性镁、交换性钙、CEC 和 pH) 对总方差的解释率为 33.2%, 其中, 交换性镁、交换性钙、CEC 对主成分 1 为正的贡献, 而 pH 为负的贡献; 主成分 2(氧化铁、氧化铝和粘粒) 对总方差的解释率为 29.7%, 且各性质对主成分 2 均为正的贡献(表 2). 土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与主成分 1、2 因子得分的相关系数分别为 0.2555、0.6790(图 2), 且与主成分 2 因子得分的相关性达到显著水平($p < 0.01$).

表 2 土壤基本性质的旋转后因子载荷矩阵及变量解释

Table 2 Rotated component matrix and variance explained of soil basic properties

	pH	粘粒	CEC	有机质	交换性 Ca	交换性 Mg	Fe_2O_3	Al_2O_3	变量解释
主成分 1	-0.512	0.399	0.906	0.127	0.727	0.922	-0.126	0.062	33.2%
主成分 2	-0.172	0.659	-0.061	-0.371	-0.228	-0.038	0.928	0.925	29.7%

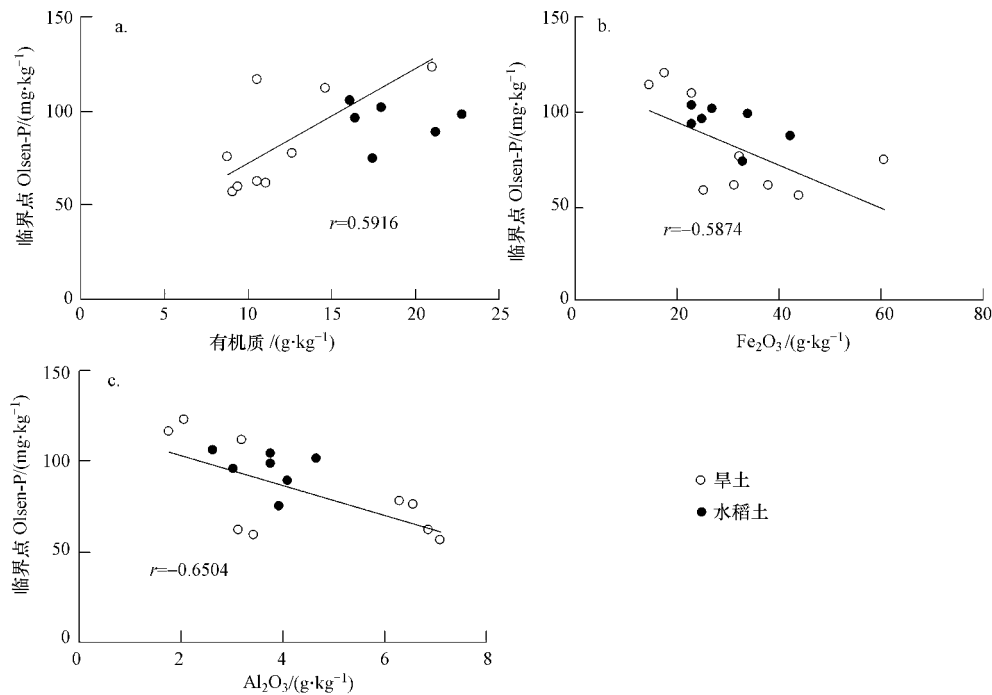


图1 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与土壤有机质、氧化铁、氧化铝含量的关系

Fig. 1 The relationship between Olsen-P content at the change point and soil organic matter content, soil Fe_2O_3 content, soil Al_2O_3 content

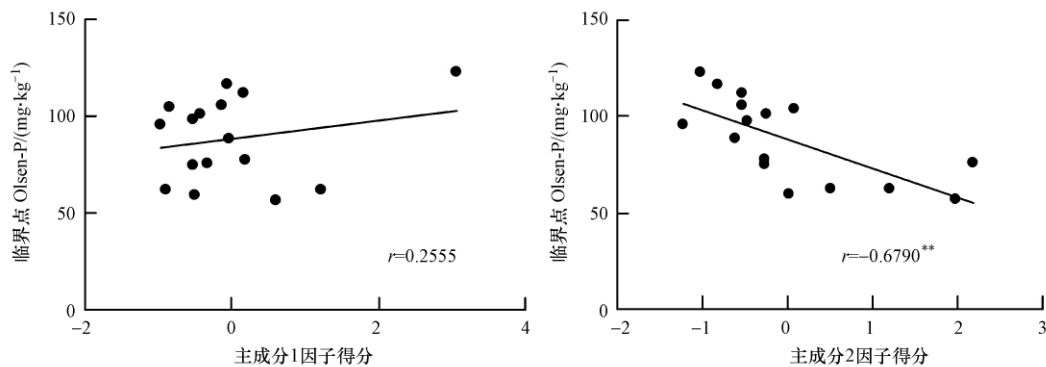


图2 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与土壤理化性质主成分的关系

Fig. 2 The relationship between Olsen-P content at the change point and the principle component of soil properties

4 讨论 (Discussion)

4.1 可变电荷土壤 P 淋失临界点的概况

土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量的高低是反映其 P 淋失风险强弱的关键指标 (Heckrath *et al.*, 1995). 已报道的土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量范围为 $10 \sim 120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 但主要集中在 $60 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间 (Heckrath *et al.*, 1995; Hesketh *et al.*, 2000; 姜波等 2008; 秦红灵等 2010), 而本研究获得的 16 种可变土壤的临界点 Olsen-P 含量范围达 $56 \sim 123 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 为确切反映不同土壤之间 P 淋失风险差异, 这里暂将土壤临界点 Olsen-P 含量划分为低

($< 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、中 ($60 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、高 ($> 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 3 个区间 (表 1). 在土壤的 Olsen-P 实际含量相同的情况下, 临界点 Olsen-P 含量越低则淋失风险越高. 16 种供试土壤中, P 淋失临界点 Olsen-P 含量处于低、中、高区间的土壤数各占土壤总数的 13%、31%、56%. 临界点 Olsen-P 低值区间全部为旱地土壤; 临界点 Olsen-P 中值区间以旱地土壤为主 (80%), 水稻土较少; 临界点 Olsen-P 高值区间以水稻土为主 (67%), 旱地土壤较少. 可见, 水稻土 P 淋失临界点 Olsen-P 含量普遍高于旱地土壤.

Heckrath 等 (1995) 确定英国 Rothamsted 试验站 Broadbalk 试验地土壤发生 P 淋失的临界点

Olsen-P 含量为 $57 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Hesketh 等(2000) 进一步研究发现, Rothamsted 试验站不同试验地土壤的 P 淋失临界点 Olsen-P 含量 ($10 \sim 119 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 差异较大, 但主要集中在 $10 \sim 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 范围内, 少数土壤临界点 Olsen-P 含量高于 $70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 刘利花等(2003) 研究陕西杨陵一试验地长期(24 年) 不同施肥土壤 P 淋失情况, 确定耕层土壤临界点 Olsen-P 含量为 $23 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 钟晓英等(2004) 研究我国 13 个省(市) 的 23 种耕地土壤 P 淋失, 发现北方土壤(7 种) 临界点 Olsen-P 含量范围约为 $30 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 王新军等(2006) 报道河北石家庄和保定地区菜地土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量为 $55 \sim 63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 但前人的测定几乎没有涉及可变电荷土壤. 本研究测定结果表明, 可变电荷土壤临界点 Olsen-P 含量大致为 $80 \sim 123 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 可见, 可变电荷土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量可能普遍高于永久电荷土壤.

4.2 土壤相关性对可变电荷土壤 P 淋失临界点的影响

据前人研究, 土壤 P 在固相与液相之间的沉淀-溶解、吸附-解吸平衡取决于 pH、粘粒、有机质、CEC、交换性钙、交换性镁、氧化铁、氧化铝含量等 (Novak *et al.* 2006; 刘子国 2009; 高秀美等 2010; 李学平等 2011). 土壤氧化铁、氧化铝含量高会促进土壤 P 吸附; 土壤有机质螯合铁铝, 提高其活性, 从而增强土壤对 P 的吸附(王道涵等, 2005; 梁圆等 2008). 据此推断, 土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量应与土壤氧化铁、氧化铝、有机质含量存在正相关性并得到验证 (Fortune *et al.* 2005; 张海涛等, 2008). H^+ 活性较高 (pH 低) 促进土壤形成磷酸铁铝盐沉淀, 随土壤 pH 升高, 铁铝形成氢氧化物沉淀而减少对 P 的固定(黄昌勇等, 2000), 推断土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与 pH 值之间应呈负相关性, 但赵小蓉等(2006) 发现二者呈抛物线关系. Black 等(2002) 报道土壤 P 淋失临界点的 Olsen-P 含量与交换性钙镁含量之间不存在显著相关性, 但 McDowell 等(2003) 发现交换性钙镁在土壤 P 动态平衡中的作用随土壤 pH 值升高而越来越重要. 石灰性土壤的 P 与交换性钙镁结合主要以磷酸钙镁盐的沉淀存在(付海曼等 2009). 从 16 种供试土壤的临界点 Olsen-P 含量分布与对应的土壤性质来看, 临界点 Olsen-P 含量低值区的土壤 pH 值均为酸性 (< 6.0), 交换性钙 ($1196 \sim 1553 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和有

机质 ($9.1 \sim 9.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 含量亦分布在较低值范围内, 而氧化铁 ($25.2 \sim 43.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)、氧化铝 ($3.44 \sim 7.11 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)、交换性镁 ($112 \sim 153 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 含量则主要分布在较高的范围内. 临界点 Olsen-P 高值区的土壤 pH 值分布在酸性至中性 ($4.9 \sim 7.4$) 范围内, 其交换性钙 ($782 \sim 3844 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、有机质 ($6.6 \sim 22.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 含量, 以及氧化铁 ($14.6 \sim 42.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)、氧化铝 ($1.78 \sim 4.65 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$)、交换性镁 ($46 \sim 283 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 含量的分布与临界点 Olsen-P 低值区相反. 这表明土壤理化性质对其临界点 Olsen-P 含量有决定性影响. 但回归分析表明, 这些土壤的临界点 Olsen-P 含量仅与有机质含量 (pH 值 < 7.0) 呈正相关性(图 1a), 与氧化铁、氧化铝含量则呈负相关性(图 1b, 图 1c), 且离散度都很高, 而与 pH、CEC、交换性钙、交换性镁、粘粒含量等不具显著相关. 很显然, 土壤淋失临界点的 Olsen-P 含量与单一化学指标的回归分析不能确切地反映这些因子对临界点 Olsen-P 含量的实际影响. 造成这种结果的主因是土壤理化性质对 P 淋失临界点 Olsen-P 含量的影响同时存在正、负效应, 相互抵消. 由此可见, 土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量与土壤性质之间很难用简单的线性关系来描述. 主成分分析结果就充分体现了这一点(图 2).

4.3 土地利用方式对可变电荷土壤 P 淋失临界点的影响

土地利用方式是在母质的基础上影响土壤性质的主要因素. 通过种植作物、施肥、灌溉等具体措施的长期效应, 土壤性质不断发生变化或趋于稳定, 从而对土壤 P 淋失产生影响. 根据供试土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量的主要分布范围, 发现水稻土 P 淋失临界点 Olsen-P 含量基本高于旱地土壤(表 1), 由此判断水稻土固 P 能力大于旱地土壤. 然而, Young 等(2001) 报道水稻土因长时间被水淹没导致 P 的释放潜力增大, 固 P 能力小于旱地土壤. 本研究结论与之不一致, 因为本研究结果均为供试土壤风干后测定值, 相当于水稻土淹水后落干, 这一由厌气到好气的条件变化使土壤固 P 能力发生改变(高超等, 2001). 章明奎等(2006) 也报道水稻土在好气条件下的临界点 Olsen-P 含量较厌气条件下高. 因此, 对于水稻土 P 淋失临界点的研究, 应考虑淹水和落干两种实际情况.

旱地土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量变异较大 ($\text{CV} = 0.33$), 而水稻土临界点 Olsen-P 含量变异

($CV = 0.13$) 相对较小, 这可能是由于水田长期单一耕种水稻, 且施肥、灌溉等措施具有规律性, 导致土壤性质趋同; 而旱地土壤因种植作物不同、耕作方式不同导致土壤性质差异, 从而形成土壤固 P 能力的差异。

5 结论(Conclusions)

供试的 16 种亚热带可变电荷土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量差异较大, 水稻土的 P 淋失临界点 Olsen-P 含量一般高于旱地土壤。就整体而言, 可变电荷土壤 P 淋失临界点 Olsen-P 含量普遍高于永久电荷土壤。影响可变电荷土壤临界点 Olsen-P 含量的主要因素是有机质、氧化铝和氧化铁含量。结合土壤 Olsen-P 背景值判断, 16 种供试土壤的磷素积累仍远低于其临界点 Olsen-P 含量, 淋失风险仍然相对较小。

责任作者简介: 吴金水(1961—) 男, 研究员, 主要从事土壤与环境生态方面的研究。E-mail: jswu@isa.ac.cn.

参考文献(References):

- Blake L, Hesketh N, Fortune S, *et al.* 2002. Assessing phosphorus “change-point” and leaching potential by isotopic exchange and sequential fractionation [J]. *Soil Use and Management* 18: 199–207
- Brock E H, Ketterings Q M, Kleinman P J A. 2007. Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77 (3): 269–281
- 陈铭, 刘更令. 1993. 可变电荷土壤的表面化学性质 [J]. *土壤通报*, 24(5): 238–240
- Chen M, Liu G L. 1993. Chemical properties of variable-charge soil surface [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 24(5): 238–240 (in Chinese)
- Fortune S. 2005. Assessment of phosphorus leaching losses from arable land [J]. *Plant and Soil* 269: 99–108
- 高超, 张桃林, 吴蔚东. 2001. 农田土壤中的磷向水体释放的风险评价 [J]. *环境科学学报* 21(3): 344–348
- 高秀美, 汪吉东, 张永春, 等. 2010. 蔬菜种植年限对土壤磷素吸附解吸特性的影响 [J]. *中国生态农业学报*, 18(4): 706–710
- Heckrath G, Brookes P C, Poulton P R, *et al.* 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment [J]. *Journal of Environmental Quality*, 24: 904–910
- Hesketh N, Brookes P C. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching [J]. *Journal of Environmental Quality*, 29: 105–110
- Hooda P S, Rendell A R, Edwards A C, *et al.* 2000. Relating soil phosphorus indices to potential release to water [J]. *Journal of Environmental Quality* 29: 1166–1171
- 黄昌勇. 2000. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业科技出版社. 201–203
- 姜波, 林咸永, 章永松. 2008. 杭州市郊典型菜园土壤磷素状况及磷素淋失风险研究 [J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 34(2): 207–213
- 鲁如坤. 1999. 土壤农业化学常规分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社. 166–186
- 鲁如坤, 时正元, 施建平. 2000. 我国南方 6 省农田养分平衡现状评价和动态变化研究 [J]. *中国农业科学*, 33(2): 63–67
- 刘利花, 杨淑英, 吕家珑. 2003. 长期不同施肥土壤中磷淋溶“阈值”研究 [J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 31(3): 123–126
- 李素珍, 徐仁扣. 2009. 可变电荷土壤中胶粒双电层的相互作用与阴阳离子同时吸附 [J]. *土壤学报* 46(5): 948–952
- 林启美. 2001. 土壤可溶性无机磷对微生物生物量磷测定的干扰 [J]. *生态学报* 21(6): 993–996
- 梁圆, 王兴祥, 张桃林. 2008. 基于水环境风险的红壤性水稻土 Olsen-P 突变点研究 [J]. *土壤* 40(5): 770–776
- 李学平, 石孝均, 刘萍, 等. 2011. 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* 42(5): 1153–1158
- 刘子国. 2009. 武汉城郊土壤磷素释放的影响因素与环境风险分析 [D]. 武汉: 武汉理工大学. 35–42
- Murphy J, Riley J P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters [J]. *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36
- McDowell R W, Mahieu N, Brookes P C, *et al.* 2003. Mechanisms of phosphorus solubilisation in a limed soil as a function of pH [J]. *Chemosphere* 51(8): 685–692
- Novak J M, Watts D W. 2006. Phosphorus sorption by sediments in a southeastern coastal plain in-stream wetland [J]. *Journal of Environmental Quality* 35(6): 1975–1982
- 秦红灵, 全智, 刘新亮, 等. 2010. 长沙市郊不同种植年限菜地土壤磷素状况及淋失风险分析 [J]. *中国农业科学* 43(9): 1843–1851
- Sharpley A N, Menzel R G. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment [J]. *Advances in Agronomy* 41: 297–324
- Sharpley A N, Tunney H. 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century [J]. *Journal of Environmental Quality* 29: 176–181
- Sapek A. 1997. Impact of nitrogen and phosphorus fertilizers on water and atmosphere quality in Poland [A]. *Proceedings of 11th International World Fertilizer Congress (Vol. III)* [C]. Gent Belgium. 51–70
- Van der Molen D T, Breeuwsma A, Boers P C M. 1998. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: Impact, strategies and perspectives [J]. *Journal of Environmental Quality*, 27: 4–11
- 王彩绒, 胡正义, 杨林章, 等. 2005. 太湖典型地区蔬菜地土壤磷素淋失风险 [J]. *环境科学学报* 25(1): 76–80
- 王新军, 廖文华, 刘建玲. 2006. 菜地土壤磷素淋失及其影响因素 [J]. *华北农学报* 21(4): 67–70
- 王道涵, 孙铁銜, 何娜, 等. 2005. 固磷基质(无定形铁)淋失特征及其与磷素淋失的关系 [J]. *生态学杂志* 24(12): 1384–1387

- Young E O, Ross D S. 2001. Phosphorus release from seasonally flooded soils: A laboratory microcosm study [J]. *Journal of Environmental Quality*, 30: 91-101
- Zhao X R, Zhong X Y, Bao H J *et al.* 2007. Relating soil P concentrations at which P movement occurs to soil properties in Chinese agricultural soils [J]. *Geoderma*, 142: 237-244
- Zhang M K. 2008. Effects of soil properties on phosphorus subsurface migration in sandy soils [J]. *Pedosphere*, 18(5): 599-610
- 钟晓英, 赵小蓉, 鲍华军, 等. 2004. 我国 23 个土壤磷素淋失风险评估 I. 淋失临界值 [J]. *生态学报*, 24(10): 2275-2280
- 赵小蓉, 钟晓英, 李贵桐, 等. 2006. 我国 23 个土壤磷素淋失风险评估 II. 淋失临界值与土壤理化性质和磷吸附特性的关系 [J]. *生态学报*, 26(9): 3011-3017
- 张英鹏, 林咸永, 章永松, 等. 2003. 杭州市郊菜园土壤的养分状况及其障碍因子研究 [J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 29(3): 244-250
- 张焕朝, 张红爱, 曹志洪. 2004. 太湖地区水稻土磷素径流流失及其 Olsen-P 的“突变点” [J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 28(5): 6-10
- 章明奎, 周翠, 方利平. 2006. 水稻土磷环境敏感临界值的研究 [J]. *农业环境科学学报*, 25(1): 170-174
- 张海涛, 刘建玲, 廖文华, 等. 2008. 磷肥和有机肥对不同磷水平土壤磷吸附-解吸的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 14(2): 284-290