

于艳梅,柴泽宇,孙本华,等.我国主要农田土壤磷淋溶阈值及其与土壤性质的关系[J].江苏农业科学,2020,48(15):281-287.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.15.051

我国主要农田土壤磷淋溶阈值及其与土壤性质的关系

于艳梅¹,柴泽宇¹,孙本华¹,席雪琴¹,高明霞²,李改民¹,邵发琦¹

(1.西北农林科技大学资源环境学院/农业农村部西北植物营养与农业环境重点实验室,陕西杨凌 712100;

2.西北农林科技大学水利与建筑工程学院,陕西杨凌 712100)

摘要:农田土壤磷素(P)累积使得农田土壤P淋溶风险增加,了解农田土壤P淋溶阈值并解析其主控因素对于合理控制农田土壤P保证农业生产同时减轻水体环境风险具有重要作用。选取我国分布较广的18个省共14种典型农田土壤,通过室内模拟试验测定了P淋溶阈值并探讨了土壤P淋溶阈值与土壤理化性质的关系,明确了影响P淋溶阈值的主控因素。结果表明:我国农田土壤P淋溶阈值差异很大,土壤有效磷(Olsen-P)含量为14.9~106.2 mg/kg。农田土壤P淋溶阈值随土壤pH值、交换性钙含量、无机碳含量、沙粒含量的增加而减小,随土壤阳离子交换量(CEC)、有机碳、活性铁铝含量、交换性镁含量、黏粒含量、土壤有效磷含量的增加而增大。利用土壤pH值、CEC、交换性镁含量、初始土壤有效磷含量等土壤性质参数能较好地预测不同类型农田土壤的P淋溶阈值。在一定程度上,土壤pH值可作为评估农田土壤P淋溶风险大小的有效指标。考虑到我国农田土壤pH值的分布状况,结合土壤背景值,北方农田土壤P淋溶风险大于南方农田土壤,更应加强土壤磷的管理。

关键词:农田土壤;磷;淋溶阈值;土壤性质;淋溶风险

中图分类号: S153.6⁺1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2020)15-0281-06

磷(P)是作物发育所必需的大量元素,在作物产量和品质形成中具有极其重要的作用^[1],同时磷也是造成水体富营养化的关键因子^[2-3]。目前的问题是农业生产投入-支出不平衡,使得农田中磷大量累积^[4],造成资源浪费和环境污染等严重后果^[5-6]。对于农田来说,控制土壤中磷的含量在合理的区间具有重要意义。前人多依据作物磷含量临界值给出了推荐磷肥施用量的建议^[7-9],Heckrath等发现随着土壤有效磷(Olsen-P)含量的增加,土壤排水中磷的浓度具有突变点即淋溶阈值^[10],可将其作为土壤磷含量的上限用于推荐磷肥施用量^[11]。

许多研究表明,不同土壤的P淋溶阈值存在巨大差异^[12-14],这些差异可能与土壤类型及其土壤理化性质有关。我国农田土壤类型多,不同土类的基本理化性质差异显著^[15-16],这为研究土壤P淋溶阈

值和土壤性质之间的关系提供了便利。本试验选取我国18种典型农田土壤,采用突变点法确定P淋溶阈值并探讨了其与土壤特性的关系,以明确我国主要农田土壤P淋溶阈值及其主控因素,以期为合理施用磷肥、节约磷矿资源、降低P淋溶风险和保护环境提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤样品

样品采自全国18个省的耕层土(土壤表层向下深度为0~20 cm的土壤),包括pH值<6.5的酸性土壤(红壤、赤红壤、紫色土、黄棕壤、黑土)、6.5≤pH值≤7.5的中性土壤(棕壤、水稻土)、pH值>7.5的碱性土壤(灰漠土、褐土、栗钙土、灌淤土、塋土、潮土、滨海盐)土,共14种主要土壤类型。

1.2 土壤P淋溶阈值测定

土样自然风干,通过2 mm筛后称取150 g于塑料袋中,加入指定浓度的KH₂PO₄溶液(0、10、20、40、60、80、100、120、150、180、210、240、270、300、350、400 mg/kg)并控制土壤湿度为田间持水量的50%,于25℃恒温培养4 d后自然风干,再加纯水调节土壤湿度为田间持水量的50%,25℃恒温培养

收稿日期:2019-09-08

基金项目:国家重点研发计划(编号:2017YFD0200205);高等学校学科创新引智计划(编号:B12007)。

作者简介:于艳梅(1994—),女,河北香河人,硕士研究生,研究方向为土壤化学。E-mail: yuyanmeiok@126.com。

通信作者:孙本华,博士,副教授,研究方向为土壤化学与土壤生态。E-mail: sunbenhua@126.com。

4 d 后自然风干;如此干湿培养 4 次,使土壤对 P 的吸附解析趋于平衡。土壤自然风干后过 2 mm 筛,分别用 0.5 mol/L NaHCO₃ - 钼锑抗比色法及 0.01 mol/L CaCl₂ - 钼锑抗比色法测定有效磷 (Olsen - P) 和 CoCl₂ 浸提磷 (CaCl₂ - P) 的含量;利用分段线性模型拟合,当 Olsen - P 含量低时与 CaCl₂ - P 含量的线性方程斜率最小,当 Olsen - P 含量高时与 CaCl₂ 含量的线性方程斜率最大,同时保证两方程的线性最优,交点即为 P 淋溶阈值,通常以横坐标的 Olsen - P 含量表示^[13,17]。

表 1 供试土壤基本理化性质统计

项目	pH 值 (<i>x</i> ₁)	CEC (<i>x</i> ₂ , cmol/kg)	有机碳含 量(<i>x</i> ₃ , g/kg)	活性铁含 量(<i>x</i> ₄ , g/kg)	活性铝含 量(<i>x</i> ₅ , g/kg)	交换性钙 含量(<i>x</i> ₆ , g/kg)	交换性镁 含量(<i>x</i> ₇ , g/kg)	无机碳 含量(<i>x</i> ₈ , g/kg)	黏粒含 量(<i>x</i> ₉ , %)	粉粒含 量(<i>x</i> ₁₀ , %)	沙粒含 量(<i>x</i> ₁₁ , %)	初始 Olsen - P (<i>x</i> ₁₂ ,mg/kg)	初始 CaCl ₂ - P 含量(<i>x</i> ₁₃ , mg/kg)
平均值	7.12	18.59	22.00	1.60	1.60	1.13	0.08	1.71	21.41	22.65	55.94	21.00	0.13
标准差	1.34	7.90	9.96	0.53	0.66	0.54	0.04	2.06	11.65	10.32	17.58	11.06	0.16
最大值	8.80	34.90	47.70	2.43	2.64	1.80	0.15	6.40	45.90	43.60	88.50	44.60	0.52
最小值	4.72	8.10	8.60	0.72	0.71	0.19	0.02	0.00	6.70	4.80	28.80	6.80	0.01

1.4 数据计算和处理方法

数据由 Excel 2010 处理后,利用 IBM SPSS Statistics 24 进行相关性和多元线性回归分析,利用结构方程模型 AMOS 24.0 进行土壤特性与 P 淋溶阈值关系的模拟。

2 结果与分析

2.1 P 淋溶阈值

随加磷 (KH₂PO₄) 量的提高,Olsen - P 含量均有增加趋势,而 CaCl₂ - P 则不同。当 Olsen - P 含量较低时,CaCl₂ - P 含量与 Olsen - P 含量呈正相关且拟合方程的斜率较小,当 Olsen - P 含量高于某值后拟合方程的斜率明显增大,这一转折点即为 P 淋溶阈值^[12]。根据分段线性模型,将所测得的供试土壤 Olsen - P 和 CaCl₂ - P 含量进行拟合,得到供试土壤 (棕壤和栗钙土除外) P 淋溶阈值为 14.9 ~ 106.2 mg/kg (图 1、表 2)。

由表 2 可知,酸性 (土壤 pH 值 < 6.5 的红壤、赤红壤、紫色土、黄棕壤、黑土) 和中性 (6.5 ≤ pH 值 ≤ 7.5 的棕壤、水稻土) 土壤的 P 淋溶阈值明显高于碱性土壤 (pH 值 > 7.5 的灰漠土、褐土、栗钙土、灌淤土、塿土、潮土、滨海盐土)。其中,酸性土壤江西红壤的 P 淋溶阈值实测值最高,为 106.2 mg/kg;碱性土壤河北潮土 P 淋溶阈值实测值最低,为 14.9 mg/kg;中性土壤水稻土 P 淋溶阈值实测值为

1.3 土壤理化性质测定

pH 值用玻璃电极法 (土 : 水 = 1 g : 1 mL) 测定;阳离子交换量 (CEC) 用乙酸铵法 (1 mol/L CH₃COONH₄,pH 值 = 7.0) 测定;有机碳含量用外加热法测定;活性 Fe (Al) 含量用邻菲罗啉比色法 (铝试剂比色法) 测定;交换性钙镁含量用原子吸收法测定;黏粒 (< 2 μm)、粉粒 (2 ~ 20 μm) 和沙粒 (> 20 μm) 含量用吸管法测定;无机碳含量用气量法测定。具体方法请参考《土壤农业化学分析》^[18],供试土壤的基本理化性质见表 1。

81.6 mg/kg。这表明酸性和中性土 (6.5 ≤ pH 值 ≤ 7.5) 比碱性土 (pH 值 > 7.5) 具有更强的吸附、固定 P 的能力。总体而言,不同土壤 P 淋溶阈值有所差异。棕壤和栗钙土未获得淋溶阈值,可能是因为初始有效磷含量较高,已超过了淋溶阈值,或是干湿交替次数较少,土壤吸附解吸未达到平衡。

2.2 土壤 P 淋溶阈值与土壤性质的关系

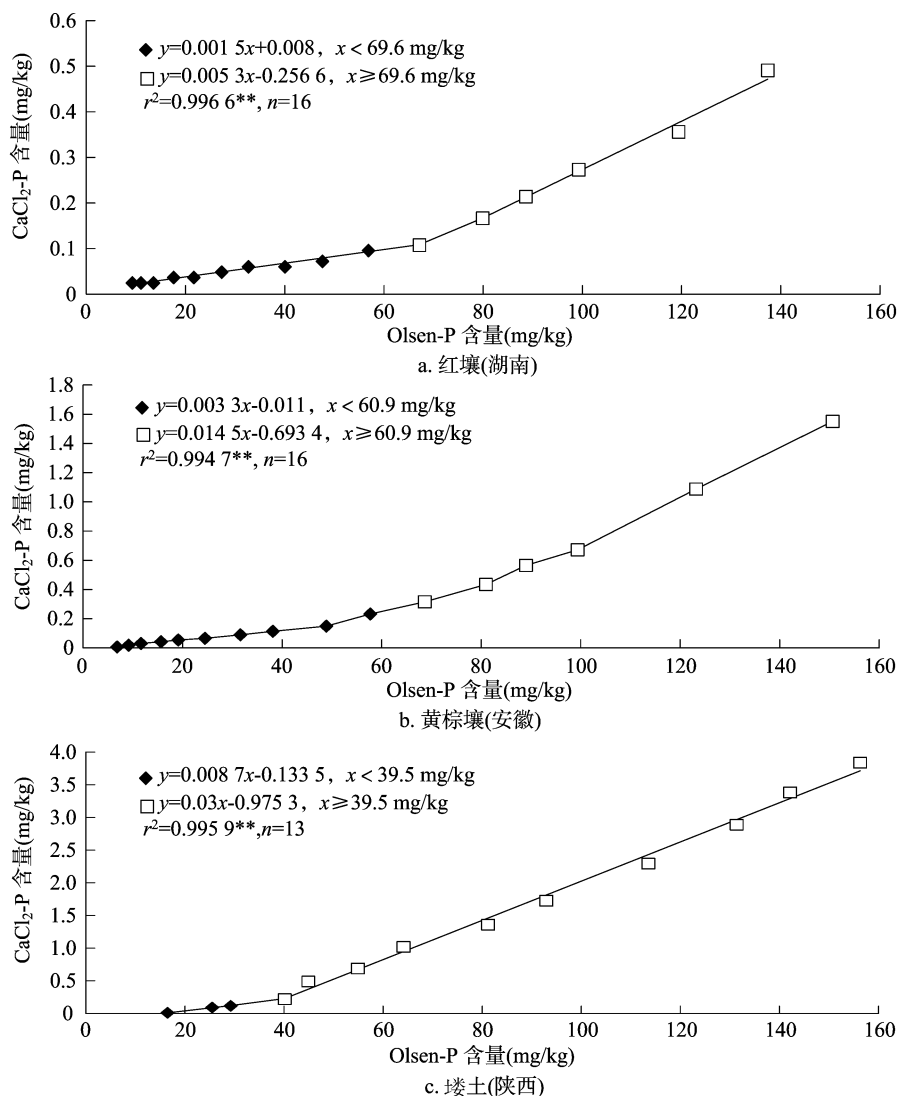
从图 2 可以看出,土壤磷淋溶阈值与 pH 值、交换性钙含量、无机碳含量、沙粒含量呈显著负相关;与 CEC、有机碳含量、活性 Fe 含量、活性 Al 含量、交换性镁含量、黏粒含量、初始 Olsen - P 含量呈显著正相关,而与粉粒含量和初始 CaCl₂ - P 含量的相关性未达到显著水平。

将 P 淋溶阈值 (*y*) 与土壤理化性质 (*x*_{1~13}) 进行逐步多元线性回归分析,可得 P 淋溶阈值 (*y*) 与 pH 值 (*x*₁)、CEC (*x*₂)、交换性镁含量 (*x*₇)、初始 Olsen - P 含量 (*x*₁₂) 符合方程:

$$y = 143.684 - 18.391x_1 + 0.927x_2 + 155.13x_7 + 0.788x_{12}$$
 (决定系数 $r^2 = 0.931, n = 16, P < 0.001$)。

(1)

P 淋溶阈值可根据式 (1) 预测,P 淋溶阈值的预测结果如表 2 所示。通过对比预测值和实测值可知,除灰漠土、灌淤土、潮土 (河南和河北)、滨海盐土的预测值与实测值之间存在较大差异外,其他土壤预测值与实测值的相对偏差均在 13.5% 以内。



r^2 表示决定系数, ** 表示在 0.01 水平上显著相关

图1 土壤有效磷(Olsen-P)含量与 CaCl_2 浸提磷($\text{CaCl}_2\text{-P}$)含量之间的关系(以湖南红壤、黄棕壤和塬土为例)

预测值和实测值二者之间的均方根误差 ($RMSE$) 为 7.73、标准均方根误差 ($NRMSE$) 为 13.04%、平均相对误差 (MRE) 为 10.99%, 表明该方程能够利用较少的土壤性质参数较好地预测不同类型农田土壤的 P 淋溶阈值。

为明确各土壤特性与 P 淋溶阈值的关系, 利用结构方程模型 AMOS 24.0 对基本理化性质作进一步分析。图 3 表明, pH 值 (x_1)、阳离子交换量 (CEC , x_2)、黏粒含量 (x_4)、活性铝含量 (x_5)、交换性 Mg 含量 (x_7) 和初始 Olsen-P (x_{12}) 含量对 P 淋溶阈值有极显著影响, 且直接标准化路径系数的绝对值从大到小依次是 $-0.66(x_1)$ 、 $0.35(x_{12})$ 、 $0.32(x_2)$ 、 $0.29(x_7)$ 和 $0.2(x_5 \text{ 和 } x_4)$ 。pH 值 (x_1) 对土壤磷淋溶阈值的直接影响为负, CEC (x_2)、交换性 Mg 含量 (x_7) 以及初始 Olsen-P 含量 (x_{12}) 对 P 淋溶阈值的

直接影响为正。

3 讨论

3.1 农田土壤 P 淋溶阈值

我国由地表径流、土壤侵蚀和农田土壤淋溶的 P 损失量约为 29.9 万 ~ 49.0 万 t/年, 占总磷投入的 10%^[19-20]。前人普遍认为, 地表径流和土壤侵蚀是 P 流失的主要方式^[21]。最近研究表明, 持续不合理的施用磷肥, 急剧增加了 P 的积累、渗漏和淋溶。Maguire 等研究表明, 耕层中 P 以淋溶 (包括亚表层径流) 方式的损失量高于地表径流, 可见 P 的淋溶不可忽视^[22]。本试验测得 P 淋溶阈值为 14.9 ~ 106.2 mg/kg。总体来讲, 酸性土壤的 P 淋溶阈值为 (60.9 ~ 106.2 mg/kg) 明显高于碱性土 (14.9 ~ 42.8 mg/kg)。酸性和中性土壤 (红壤、水稻土等) P

表 2 不同农业土壤磷淋溶阈值

采样地	土壤类型	淋溶阈值 (mg/kg)	
		实测值	预测值
湖南	红壤	69.6	70.3
江西	红壤	106.2	104.7
云南	赤红壤	80.1	86.1
重庆	紫色土	81.7	87.9
辽宁	棕壤	0.0	52.0
安徽	黄棕壤	60.9	67.6
吉林	黑土	106.1	96.9
黑龙江	黑土	100.4	90.8
江苏	水稻土	81.6	73.6
新疆	灰漠土	26.6	41.1
山西	褐土	35.6	38.1
内蒙古	栗钙土	0.0	18.6
甘肃	灌淤土	28.0	20.0
陕西	塿土	39.5	35.7
山东	潮土	42.8	39.4
河南	潮土	33.5	26.8
河北	潮土	14.9	12.9
天津	滨海盐土	41.4	56.8

淋溶阈值要明显高于碱性土壤（潮土、塿土等），这与前人的研究结果^[7,13-14,23]一致。然而，P 淋溶阈值高仅表明其淋溶的环境风险高，实际的 P 淋溶量还受温度、降雨等条件的影响，须要全面衡量所在区域的气候和降雨等。

3.2 土壤性质对 P 淋溶阈值的影响

Zhao 等研究表明，P 淋溶阈值与土壤的吸附特性有关^[13]，因此与土壤吸附特性相关的因素均可影响 P 淋溶阈值。本试验结果也表明，土壤理化性质对土壤淋溶阈值起着决定性的作用（图 3，总标准化效应系数为 0.99），其中 P 淋溶阈值随着 pH 值升高下降，两者呈极显著负相关关系（图 2、图 3）。pH 值对淋溶阈值的影响较复杂，可通过影响黏粒、活性 Fe、活性 Al、交换性 Ca 含量间接影响淋溶阈值，其总标准化效应系数（总标准化效应系数 = 直接标准化系数 + 间接标准化系数；直接标准化系数 = 路径系数；间接标准化系数 = 各路径系数的乘积）为 -0.82（图 3），可见 pH 值对淋溶阈值起着决定性作用，是 P 淋溶阈值的主控因子之一，这与多元线性回归结果一致。随 pH 值增大，活性 Fe、活性 Al、黏粒含量减少，P 淋溶阈值降低。从结构方程模型的结果也可看出，pH 值与活性 Fe、活性 Al、黏粒含量的直接标准化效应系数为 -0.64（ x_4 ）、

-0.84（ x_5 ）、-0.64（ x_9 ），而活性 Fe、活性 Al、黏粒含量与磷淋溶阈值的总标准化效应分别为 -0.06（ x_4 ）、0.2（ x_5 ）、0.2（ x_9 ），所以 pH 值通过活性 Fe、活性 Al、黏粒对淋溶阈值的总标准化效应系数分别为 0.04（ x_4 ）、-0.17（ x_5 ）、-0.13（ x_9 ），这与前人的研究结果^[13,24-27]基本一致。相关研究表明，P 淋溶阈值与 pH 值呈一元二次方程关系，当 pH 值为 6.0 时，P 淋溶阈值最大^[13,24]，产生差异的原因可能是其供试土壤 pH 值为 3.1~9.2，而本试验采用的是农田土壤，土壤 pH 值为 4.72~8.80。如果去掉其 pH 值为 3.1、3.7 的结果，本研究与之基本一致。本试验中 P 淋溶阈值与活性 Al 含量呈极显著正相关关系（图 2、图 3），这与活性 Al 对磷的吸附作用有关。普遍认为，土壤对 P 的吸附能力主要受制于活性 Fe、活性 Al^[25-26]，Maguire 等的研究结果表明草酸浸提 Fe 和 Al 可衡量土壤磷吸附能力^[27]。当 pH 值提高时，土壤对 P 的吸附能力降低，可能是因为土壤可交换 Al 和羟基铝减少^[25]。

在碱性土壤中，磷和碳酸钙容易生成磷灰石，且碳酸钙影响土壤对磷的吸附；而在酸性土壤中，磷主要与 Fe、Al 形成沉淀，黏粒、铝和铁也控制土壤对磷的吸附^[28]。吕家珑等研究表明，黏粒是碱性土壤吸附 P 的主控因子^[29-30]。本试验中 P 淋溶阈值与黏粒、活性铝含量极显著相关（图 3），说明活性 Al、黏粒含量是制约 P 吸附的主控因子。CEC 可通过影响交换性 Ca 含量、交换性 Mg 含量、pH 值间接对淋溶阈值产生影响，且间接效应为负（-0.32），所以其总效应为 0，其中通过路径“CEC→交换性镁→交换性钙→pH 值→…P 淋溶阈值”的间接影响高达 -0.17，占间接效应的 53%；交换性 Mg 与 CEC 同理，其总效应为 0.91，其中通过路径“CEC→交换性镁→交换性钙→pH 值→…P 淋溶阈值”的间接影响高达 0.35，高于其直接效应（0.29）；交换性 Ca 含量主要通过影响土壤 pH 值对土壤 P 淋溶阈值产生影响（图 3），这些均说明了土壤 pH 值对土壤磷的淋溶十分重要。Devau 等的研究结果表明，土壤 P 吸附的能力与黏粒含量呈正相关关系^[26,31]，这与本试验结果相同。

本试验中土壤初始 Olsen-P 含量对 P 淋溶阈值的影响相对较大（直接标准化路径系数为 0.35，图 3），这可能是因为 P 以吸附、沉淀的方式被土壤固定，故初始 Olsen-P 可以用来估量土壤中已经被 P 占据的点位。Zhao 等研究结果表明，可以利用土

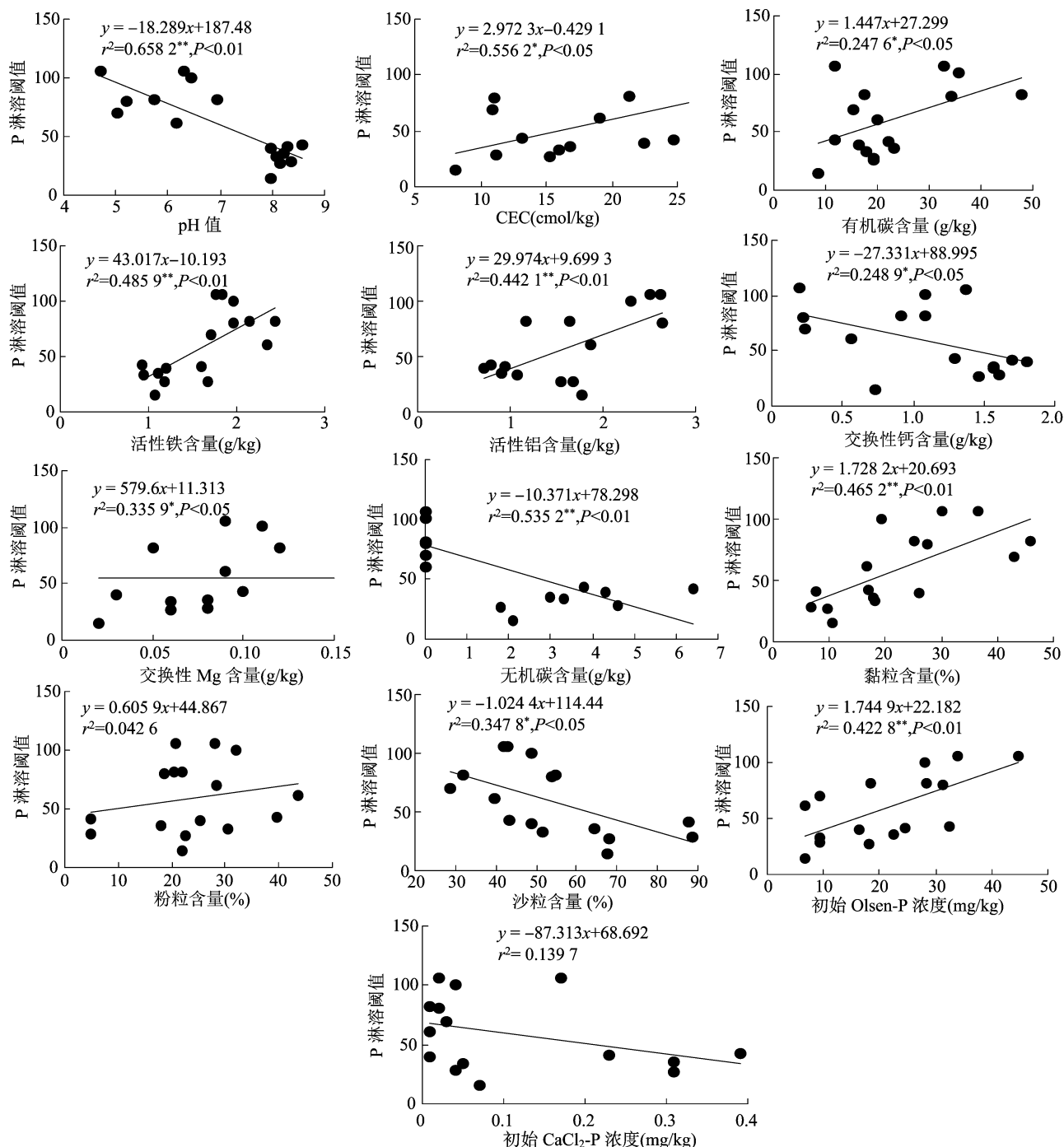
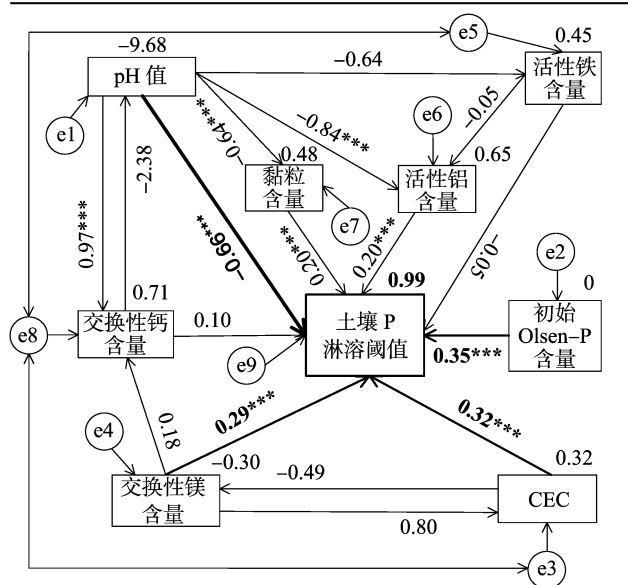


图2 磷淋溶阈值与土壤组成和性质的关系

壤有机质含量来衡量 P 淋溶的风险^[13],但也有研究表明有机质含量与土壤固磷能力仅存在微弱的关系^[32]。在本试验中,土壤有机碳含量与 P 淋溶阈值存在显著正相关关系,但其相关性均远低于 pH 值、活性 Fe 含量、活性 Al 含量、无机碳含量以及黏粒含量等,但在多元回归分析[式(1)]及结构方程模型(图 3)中,有机碳含量与 P 淋溶阈值并没有相关性,可能的原因是有机碳含量可改善土壤性质,提高黏

粒含量,增强土壤的吸附能力,又可与活性 Fe、活性 Al 螯合形成络合物降低土壤固磷能力^[33],正负效应相互抵消。

对于我国主要农田土壤来说,可以通过土壤 pH 值、阳离子交换量(CEC)、交换性 Mg 含量和 Olsen-P 含量来预测我国主要农田土壤 P 淋溶阈值,这为初步评估我国农田土壤磷淋溶风险大小提供了便利,但其准确性有待进一步验证。



e1~e9 分别表示 pH 值、初始 Olsen-P 含量、CEC、交换性镁含量、活性铁含量、活性铝含量、黏粒含量、交换性钙含量、土壤 P 淋溶阈值的残差；***表示通过显著性水平为 0.001 的检验；箭头上的数字表示路径系数(标准化效应系数)，为方便看清潜变量对土壤 P 淋溶阈值的影响程度，已将 pH 值、初始 Olsen-P 含量、CEC、交换性镁含量 4 个主要潜变量的箭头按效应大小依次加粗

图3 土壤磷淋溶阈值与土壤组成和性质的标准化结构方程模型

4 结论

确保农田 P 含量既能满足作物高产优质的需要,且低于 P 淋溶阈值来减轻对水体环境的负影响,是发展农业生产和保护水体环境的关键。我国主要农田土壤 P 淋溶阈值差异很大,通过农田土壤的 pH 值、阳离子交换量、交换性 Mg、土壤有效磷含量可以预测主要农田土壤 P 淋溶阈值。P 淋溶阈值与土壤 pH 值、交换性钙含量、无机碳含量、沙粒含量呈负相关,而与土壤有机碳含量、活性铁铝含量、黏粒含量、土壤有效磷含量呈正相关关系。一定程度上,pH 值可作为评估农田土壤 P 淋溶风险的有效指标。考虑我国农田土壤 pH 值的分布状况,结合土壤 Olsen-P 背景值以及北方农田 P 淋溶风险大于南方农田,更应加强土壤磷管理。

参考文献:

[1] 朱从桦,张嘉莉,王兴龙,等. 硅磷肥对低磷土壤玉米干物质积累、分配及产量的影响[J]. 中国生态农业学报,2016,24(6): 725-735.

[2] Yan K, Yuan Z W, Goldberg S, et al. Phosphorus mitigation remains critical in water protection; a review and meta-analysis from one of China's most eutrophicated lakes [J]. Science of the Total Environment, 2019, 689: 1336-1347.

[3] Correll D L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving

waters; a review [J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27 (2): 261-266.

[4] 李书田,金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207-4229.

[5] 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.

[6] 曲均峰. 化肥施用与土壤环境安全效应的研究[J]. 磷肥与复肥, 2010, 25(1): 10-12.

[7] Bai Z H, Li H G, Yang X Y, et al. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types [J]. Plant and Soil, 2013, 372(1/2): 27-37.

[8] Tang X, Ma Y, Hao X, et al. Determining critical values of soil Olsen-P for maize and winter wheat from long-term experiments in China [J]. Plant and Soil, 2009, 323(1/2): 143-151.

[9] 郭斗斗,黄绍敏,张水清,等. 潮土小麦和玉米 Olsen-P 农学阈值及其差异分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1184-1190.

[10] 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.

[11] 席雪琴,孙本华,陈勇,等. 垆土区作物和土壤淋溶磷临界值研究及推荐施磷建议[J]. 中国土壤与肥料, 2015(6): 34-40.

[12] Hesketh N, Brookes P C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching [J]. Journal of Environmental Quality, 2000: 29(1): 105-110.

[13] Zhao X R, Zhong X Y, Bao H J, et al. Relating soil P concentrations at which P movement occurs to soil properties in Chinese agricultural soils [J]. Geoderma, 2007, 142(3/4): 237-244.

[14] 张慧敏,章明奎. 稻田土壤磷淋失潜力与磷积累的关系[J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(1): 59-62.

[15] 龚子同,张甘霖,陈志诚,等. 以中国土壤系统分类为基础的土壤参比[J]. 土壤通报, 2002, 33(1): 1-5.

[16] 全国土壤普查办公室. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998: 95-839.

[17] 聂敏,肖和艾,廖敦秀,等. 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, 2013, 33(2): 579-586.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 25-239.

[19] Ma L, Ma W Q, Velthof G L, et al. Modeling nutrient flows in the food chain China [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39 (4): 1279-1289.

[20] Wang F, Sims J T, Ma L, et al. The phosphorus footprint of China's food chain: implications for food security, natural resource management, and environmental quality [J]. Journal of Environmental Quality, 2011, 40(4): 1081-1089.

[21] Brock E H, Ketterings Q M, Kleinman P J A. Phosphorus leaching through intact soil cores as influenced by type and duration of manure application [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2007, 77(3): 269-281.

刘 航,但 臻,郭爱请. 河北省城市土地经济密度时空差异研究[J]. 江苏农业科学,2020,48(15):287-292.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2020.15.052

河北省城市土地经济密度时空差异研究

刘 航,但 臻,郭爱请

(河北地质大学土地资源与城乡规划学院,河北石家庄 050031)

摘要:目前,土地资源短缺,土地的利用情况愈发受到大众的重视。在城市经济发展、土地集约利用等相关研究中,城市土地经济密度作为衡量土地利用效率的指标得到了广泛的应用。对河北省 11 个地级市展开相关的研究分析,以这些城市的土地经济密度数据作为研究基础,运用 ArcGIS 空间叠加分析法、变差系数和相对发展率研究了 2010—2016 年河北省城市土地经济密度在时间和空间上的变化趋势及特征。结果发现:(1)就整体分布规律而言,各个城市在土地经济密度上的变化主要表现为波动上升的趋势。(2)从空间角度来看,城市间的土地经济密度差距十分明显,空间分布模式变化较大,一度出现峰值。(3)从时间角度来看,各城市这 7 年内土地经济密度总体均有上升的趋势。最后针对以上结论,提出 4 点建议来改善当前状况。

关键词:城市;土地经济密度;变差系数;相对发展率;河北省;发展

中图分类号:F301 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2020)15-0287-06

随着社会经济的不断进步,我国许多地方出现了城市土地资源紧缺、城市用地低效、供地紧张的情况。土地资源利用与城市经济发展的矛盾日益

突出,区域发展差异性越来越大。从城市发展进程的角度来看,城市土地是人们进行物质、文化生活的基石,对有限的土地进行科学的规划和合理化利用成为城市建设发展的重要举措。本研究旨在为有关部门在进行相关决策时提供一定的参考和借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

河北省总面积为 18.88 万 km²,下辖 11 个地级

收稿日期:2019-10-19

基金项目:河北省社会科学基金(编号:HB19YJ045)。

作者简介:刘 航(1997—),女,河北秦皇岛人,硕士,主要研究方向为土地经济与管理。E-mail:2631757592@qq.com。

通信作者:郭爱请,硕士,教授,硕士生导师,主要从事土地规划、土地开发利用、地价评估、土地资源管理等方面的研究。E-mail:344034859@qq.com。

[22] Maguire R O, Sims J T. Measuring agronomic and environmental soil phosphorus saturation and predicting phosphorus leaching with Mehlich 3[J]. Soil Science Society of America Journal,2002,66(6):2033-2039.

[23] 黄绍敏,郭斗斗,张水清. 长期施用有机肥和过磷酸钙对潮土有效磷积累与淋溶的影响[J]. 应用生态学报,2011,22(1):93-98.

[24] 白秀玲,马建华,孙艳丽,等. 开封城市土壤磷素组成特征及流失风险[J]. 环境科学,2018,39(2):909-915.

[25] 王光火,朱祖祥. pH 对土壤吸持磷酸根的影响及其原因[J]. 土壤学报,1991,28(1):1-6.

[26] Devau N, Cadre E L, Hinsinger P. Soil pH controls the environmental availability of phosphorus: experimental and mechanistic modelling approaches [J]. Applied Geochemistry, 2009,24(11):2163-2174.

[27] Maguire R O, Sims J T, Foy R H. Long-term kinetics for phosphorus sorption-desorption by high phosphorus soils from Ireland and the Delmarva peninsula, USA[J]. Soil Science,2001,

166(8):557-565.

[28] 周慧平,高超,王登峰,等. 巢湖流域农田土壤磷吸持指数及吸持饱和度特征[J]. 农业环境科学学报,2007,26(增刊):386-389.

[29] 吕家珑,李祖荫. 石灰性土壤中固磷基质的探讨[J]. 土壤通报,1991,22(5):204-206.

[30] 李祖荫,刘 军,孔晓玲. 石灰性土壤中粘粒与碳酸钙的固磷作用[J]. 土壤肥料,1983(2):13-16.

[31] Richard L, Katleen J, Roel M, et al. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters a transect study in northern Belgium[J]. Geoderma,1996,69(3/4):265-274.

[32] Subramariam V, Singh B R. Phosphorus supplying capacity of heavily fertilized soils. 1. Phosphorus adsorption characteristics and phosphorus fractionation[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997,47(2):115-122.

[33] Zhou M, Rhue R D, Harris W G. Phosphorus sorption characteristics of Bh and Bt horizon from sandy coastal plain soils[J]. Soil Science Society of America Journal,1997,61(5):1364-1369.