

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2022.05.018

赵凯丽, 徐明岗, 周晓阳, 等. 南方典型红壤区旱地与水田土壤酸度的剖面差异性. 土壤, 2022, 54(5): 1010–1015.

南方典型红壤区旱地与水田土壤酸度的剖面差异性^①

赵凯丽^{1,2}, 徐明岗^{1*}, 周晓阳¹, 蔡泽江^{1,3}, 王伯仁^{1,3}, 刘瑜², 颜芳², 孙楠¹

(1 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/农业农村部耕地质量监测与评价重点实验室, 北京 100081; 2 北京市耕地建设保护中心, 北京 100101; 3 中国农业科学院衡阳红壤实验站/祁阳农田生态系统国家野外试验站, 湖南祁阳 426182)

摘要: 为探明红壤区不同耕地利用类型下土壤酸度的剖面变化特征及其主要影响因素, 选取江西省余江县和湖南省祁阳县的典型水田、旱地两种耕地利用类型下、第四纪红色黏土母质发育的红壤, 分5层(0~20、20~40、40~60、60~80和80~100 cm)测定土壤pH、交换性铝、交换态盐基阳离子及有机质含量等指标, 分析剖面酸度特征及其相互关系。结果表明: 土壤pH均随土层深度的增加呈增加趋势, 不同耕地利用类型下水田剖面pH较高, 范围为5.80~6.43, 旱地剖面pH较低, 范围为4.68~5.41。土壤交换性铝含量以水田含量较低, 范围为0.16~1.56 cmol/kg, 旱地的含量较高, 范围为4.22~7.02 cmol/kg, 水田的交换性铝含量随土层深度的增加呈降低趋势, 旱地则呈现相反的变化趋势。0~20 cm土层的交换性铝与有机质含量呈显著负相关, 40~100 cm土层的交换性铝与交换态盐基阳离子含量呈显著负相关。耕地利用类型是影响土壤酸度的主要因素之一, 旱地土壤酸度强于水田。增加耕层土壤有机质含量可能是减缓酸化、降低交换性铝含量的策略之一。

关键词: 耕地利用类型; 土壤剖面; 水田; 旱地; 酸度

中图分类号: S153 **文献标志码:** A

Changes in pH at Different Depths of Red Soils Under Paddy Field and Dry Land

ZHAO Kaili^{1,2}, XU Minggang^{1*}, ZHOU Xiaoyang¹, CAI Zejiang^{1,3}, WANG Boren^{1,3}, LIU Yu², YAN Fang², SUN Nan¹

(1 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Arable Land Quality Monitoring and Evaluation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China; 2 Beijing Cultivated Land Construction and Protection Center, Beijing 100101, China; 3 Red Soil Experimental Station, Chinese Academy of Agricultural Sciences/National Observation and Research Station of Farmland Ecosystem in Qiyang, Qiyang, Hunan 426182, China)

Abstract: To investigate the changes in pH and potential influencing acidification indicators at different depths of red soil under different vegetations is significant for preventing soil acidification and improving soil quality. A series of soil samples were collected at depths of 0–20, 20–40, 40–60, 60–80 and 80–100 cm across two sites (Qiyang County of Hunan Province and Yujiang County of Jiangxi Province) from Quaternary red earth under two land use types (paddy field, dry land). Soil pH, organic matter, exchangeable base cation and exchangeable aluminum were determined, and their inner relationship was analyzed. The results show that pH of red soil profiles from Quaternary red earth is below 6.50, and increases with the increase of soil depth at 0–100 cm. Under different land use types, pH follows the order of paddy field (5.80–6.43) > dry land (4.68–5.41), the concentration of soil exchangeable aluminum follows the order of dry land (4.22–7.02) > paddy field (0.16–1.56), and it decreases with the increase of soil depth at 0–100 cm under paddy field, while dry land shows the opposite tendency. Soil exchangeable aluminum is negatively correlated with soil organic matter at 0–20 cm layer, and negatively correlated with soil exchangeable base cation at 40–100 cm layer. This study indicates that land use type is one of the important factors influencing soil acidity, and dry land has stronger acidity than paddy field. Increasing organic matter in 0–20 cm may be one of the measures to slow down acidification and reduce soil exchangeable aluminum.

Key words: Land use types; Red soil profile; Paddy field; Dry land; Acidification

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2021YFD1901205)资助。

* 通讯作者(xuminggang@caas.cn)

作者简介: 赵凯丽(1989—), 女, 山东济南人, 硕士研究生, 高级农艺师, 研究方向为土壤酸化与培肥改良。E-mail: zhaokaili101@163.com

我国南方红壤区土壤酸化加剧,成为农田土壤质量退化的主要形式^[1-3]。土壤酸化可导致钙镁等阳离子含量降低、铝等作物毒害元素活性增加,严重影响作物的生长^[3]。Guo 等^[4]研究表明,我国农田的土壤 pH 在 1980—2000 年间显著下降了 0.5 个单位左右,化学氮肥大量投入是引起土壤酸化的重要原因。土壤中 H⁺ 的产生与消耗伴随着铵态氮硝化过程和硝态氮的淋溶损失,是土壤酸化的重要机制^[5]。周海燕等^[6]对整个祁阳县域的土壤酸化研究发现,无论是旱地还是水田,氮循环过程都是 H⁺ 产生的主要来源,产酸贡献率达 66.5%。Wu 等^[7]研究表明,旱地较水田土壤含水量低,土壤以有氧状态为主,氮肥的硝化作用强。水田、旱地是南方红壤区的两大主要耕地利用类型,具有不同的水分、养分管理模式及种植方式,土壤内部的氧化还原环境也随之存在差异,影响土壤中氮等元素的转化过程,进而影响着土壤的酸碱度^[8-9]。因此,探明南方典型红壤区土壤酸度的特征与耕地利用类型的关系,对该区耕地质量提升具有重要意义。然而,前人对不同耕地利用类型(水田、旱地)下土壤酸化的研究大多更关注于表层^[10-12],关于其在剖面上的分布差异性研究尚较缺乏。因此,本研究选取红壤区的两个典型县域——江西省余江县和湖南省祁阳县,通过调查取样,分析该区土壤酸度的剖面特征及其与耕地利用类型的关系,以为该区土壤酸化防治及

耕地质量提升提供依据。

1 材料与方法

1.1 采样区概况

江西省余江县和湖南省祁阳县均位于我国南方典型红壤丘陵区,属于亚热带湿润季风气候。余江县年平均温度 18.1℃,年均降水量 1 537 mm,年均蒸发量 1 150 mm,年均日照时数 1 950 h,无霜期 290 d;祁阳县年平均气温为 18℃,年均降水量 1 255 mm,年均蒸发量 1 470 mm,年均日照时数 1 610 h,无霜期 300 d。

该区耕地利用类型主要包括水田(指有水源保证和灌溉设备、能正常灌溉、用于种植水稻的耕地)和旱地(主要靠天然降水、灌溉仅作为补充、种植旱地作物的耕地)。为减少自然成土因素对剖面酸度的影响,重点研究耕地利用类型对表层酸化的影响,本研究依托长期试验站在县域小范围尺度内采样,根据余江县和祁阳县的不同耕地利用方式和成土母质的分布面积和比例,全县域尺度内以网格法进行布点,选取历史利用类型为撂荒地、耕作年限近似、由第四纪红色黏土母质发育的红壤作为代表性样点,余江县 14 个,祁阳县 8 个,详见表 1。余江县土样于 2016 年 1 月采自中国科学院红壤生态实验站(116°55'E, 28°15'N)周边乡镇,祁阳县土样于 2014 年 6 月采自中国农业科学院祁阳红壤站 (111°2'E, 26°5'N) 周边乡镇。

表 1 土壤采样点基本状况
Table 1 General information of soil sampling sites

采样地区	利用方式	海拔(m)	耕作年限(a)	土壤样点数	养分管理措施	备注
江西省余江县	水田	37~49	>30	6	施化肥、少量猪粪,双季稻秸秆全部还田	历史利用类型均为撂荒地
	旱地	40~54	5~10	8	施化肥,不施有机肥,秸秆自然堆沤还田	
湖南省祁阳县	水田	87~127	>30	4	施化肥、少量猪粪,秸秆直接还田	
	旱地	90~178	5~10	4	施化肥、少量有机肥,秸秆自然堆沤还田	

1.2 样品采集

在每个样点选取具有代表性且面积大于 2 668 m² (4 亩)的田块,采用“S”形取样法,用土钻分别采集 0~20、20~40、40~60、60~80、80~100 cm 共 5 个层次的土壤剖面样品,按土层分别混成 5 个土样,自然风干后,去除石块和残根等杂物,研磨过 2 mm 筛,用四分法取约 300 g 作为待测样品。

1.3 样品测定与数据分析

土壤 pH 采用电位法测定,水土质量比为 5:1;交换态盐基阳离子含量采用 1 mol/L 乙酸铵交换-原子吸收分光光度法测定;交换性铝采用 1 mol/L 氯化钾浸提-氢氧化钠中和滴定法测定;有机质采用重铬

酸钾外加热法测定^[13]。

文中数据处理与分析分别采用 Excel 2003 和 SPSS Statistics 20 软件。

2 结果与分析

2.1 红壤 pH

如图 1 所示,第四纪红土发育的整个红壤剖面均呈酸性或弱酸性(pH<6.50)。不同耕地利用类型下水田剖面 pH 较高,范围为 5.80~6.43,其中,祁阳水田剖面 pH(范围为 5.40~6.43)高于余江水田(范围为 4.98~5.91),平均高 0.23 个单位。红壤旱地剖面的 pH 较低,范围为 4.68~5.41,其中,除 0~40 cm

土层外, 余江旱地剖面 pH(范围为 5.22 ~ 5.41) 低于祁阳旱地(范围为 4.94 ~ 5.02), 平均低 0.36 个单位。

红壤剖面的 pH 均随土层深度的增加呈增加趋势, 说明表层土壤出现了酸化现象。与底层(80 ~ 100 cm)相比, 余江地区水田的表层(0 ~ 20 cm) pH 降低了 0.93 个单位, 旱地的表层降低了 0.33 个单位; 而祁阳地区水田的表层降低了 0.63 个单位, 旱地的表层降低了 0.72 个 pH 单位。

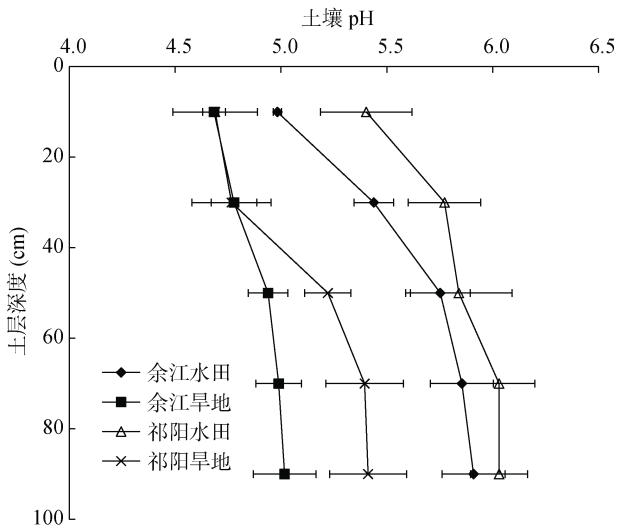


图 1 不同耕地利用类型下红壤 pH 的剖面特征

Fig. 1 pH profile distributions of red soil profiles under different land use types

2.2 红壤的交换性铝含量

红壤剖面的交换性铝含量以水田较低, 范围为 0.16 ~ 1.56 cmol/kg, 旱地较高, 范围为 4.22 ~ 7.02 cmol/kg(图2)。

余江县的水田土壤交换性铝含量随土层深度的增加呈降低趋势, 降低幅度为 1.40 cmol/kg; 旱地的交换性铝含量则随土层深度的增加呈增加趋势, 增加幅度为 2.8 cmol/kg。祁阳县水田土壤交换性铝含量随土层深度的增加呈先增加后降低的趋势, 与底层(80 ~ 100 cm)相比, 表层(0 ~ 20 cm)的交换性铝含量降低了 1.03 cmol/kg; 旱地的交换性铝含量在各层次(20 ~ 100 cm)之间的差异性不显著, 0 ~ 20 cm 土层的交换性铝含量增加了 0.29 cmol/kg。

2.3 红壤的交换态盐基阳离子含量

红壤剖面的交换态盐基阳离子含量以水田较高, 为 3.83 ~ 5.78 cmol/kg, 旱地较低, 为 0.57 ~ 3.00 cmol/kg(图3)。

余江水田的交换态盐基阳离子含量以 0 ~ 40 cm 土层显著低于 60 ~ 100 cm 土层, 降低了 1.45 cmol/kg, 旱地的交换态盐基阳离子含量则随土层深度的增加

呈降低趋势, 降低幅度为 1.19 cmol/kg。祁阳水田(60 ~ 80 cm 土层除外)的交换态盐基阳离子含量随着土层深度的增加呈增加趋势, 增加幅度为 0.75 cmol/kg, 旱地的交换态盐基阳离子含量在各土层间的差异性不显著, 与底层(80 ~ 100 cm)相比, 表层(0 ~ 20 cm)的交换态盐基阳离子含量增加了 0.37 cmol/kg。

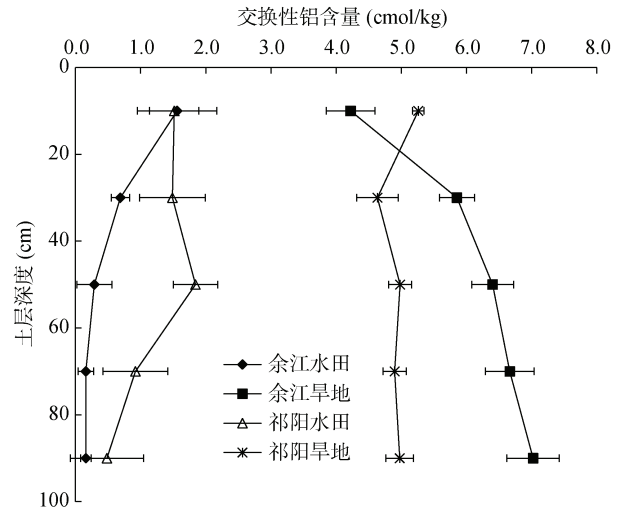


图 2 红壤剖面交换性铝含量的变化

Fig. 2 Exchangeable Al^{3+} profile distributions of red soils under different land use types

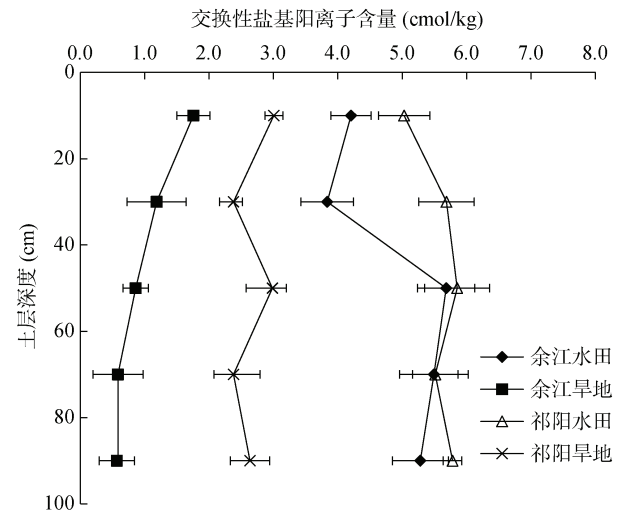


图 3 红壤剖面交换态盐基阳离子含量的变化

Fig. 3 Exchangeable base cation profile distributions of red soils under different land use types

2.4 红壤的有机质含量

不同耕地利用类型下红壤有机质含量的剖面变化如图 4 所示, 可见, 水田表层(0 ~ 20 cm)的有机质含量显著高于旱地表层, 平均高 12.08 g/kg; 20 ~ 100 cm 土层的有机质含量随土层深度的增加呈现降低趋势, 40 ~ 100 cm 土层的有机质含量在各土层间的差异性不显著, 平均含量为 6.19 g/kg。表层(0 ~

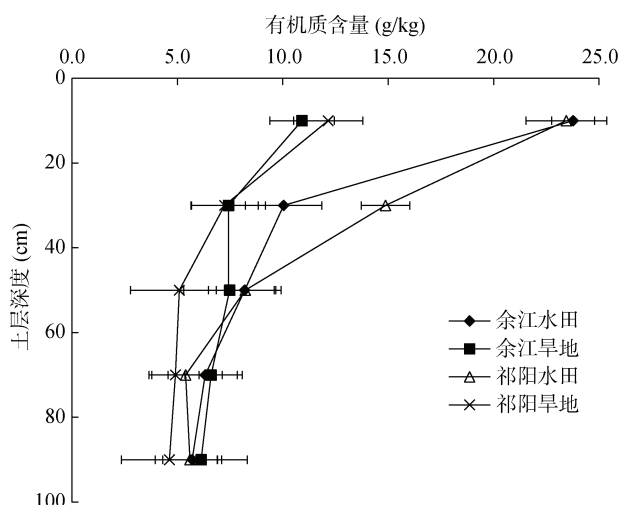


图 4 红壤剖面有机质含量的变化

Fig. 4 Organic matter profile distributions of red soils under different land use types

20 cm)的有机质含量显著高于底层(40 ~ 100 cm), 其中, 余江县水田增加了 17.03 g/kg, 旱地增加了 4.17 g/kg; 祁阳县水田增加了 17.04 g/kg, 旱地增加了 7.28 g/kg。

2.5 不同土层红壤酸度指标之间的相关性

红壤不同土层之间酸度指标之间的相关性如表

表 2 红壤不同土层之间各指标的相关性
Table 2 Correlation among acid indexes at different layers of red soil profiles

土壤层次(cm)	酸度指标	pH	交换性铝	交换态盐基阳离子	有机质
0 ~ 20	pH	1	-0.704	0.863	0.733
	交换性铝		1	-0.803	-0.955*
	交换态盐基阳离子			1	-0.923
	有机质				1
20 ~ 40	pH	1	-0.798	0.991**	0.980*
	交换性铝		1	-0.859	-0.73
	交换态盐基阳离子			1	0.948
	有机质				1
40 ~ 60	pH	1	-0.791	0.935	0.341
	交换性铝		1	-0.955**	-0.576
	交换态盐基阳离子			1	0.459
	有机质				1
60 ~ 80	pH	1	-0.867	0.903	-0.513
	交换性铝		1	-0.966**	0.168
	交换态盐基阳离子			1	-0.194
	有机质				1
80 ~ 100	pH	1	-0.844	0.92	-0.384
	交换性铝		1	-0.987*	-0.003
	交换态盐基阳离子			1	0.111
	有机质				1

注：样本数 $n=22$ ；*表示相关性达 $P<0.05$ 显著性水平，**表示相关性达 $P<0.01$ 显著性水平。

2 所示。20 ~ 40 cm 土层的 pH 与交换态盐基阳离子、有机质含量呈显著正相关；0 ~ 20 cm 土层的交换性铝与有机质含量呈显著负相关；40 ~ 100 cm 土层的交换性铝与交换态盐基阳离子含量呈显著负相关。

3 讨论

本研究结果显示,土壤酸度与耕地利用类型密切相关,红壤水田的剖面 pH 显著高于旱地(图 1), 但剖面交换性铝含量的变化趋势则相反(图 2)。水田与旱地的耕作方式不同,养分、水管理方式截然相反,土壤内部的颗粒组成及氧化还原环境也随之变化,从而改变了碳、氮等元素的转化过程,影响了土壤的 pH^[8-9]。Guo 等^[4]分析表明,旱地施用氮肥产生的净 H⁺量显著高于水田; Qin 等^[14]分析发现,旱地的硝化微生物数量较水田高,氮肥硝化作用强,很大程度上增加了 H⁺ 的净释放,导致土壤酸化;而水田在淹水条件下则处于厌氧环境,容易发生反硝化作用,消耗 H⁺,能在一定程度上维持土壤的 pH。

此外,除耕地利用类型外,其他耕地利用方式(复种强度、作物类型、施肥管理等)对土壤酸度也可能产生影响。王远鹏等^[15]研究发现,近 30 年间进贤县

由单季水田种植改为绿肥-双季稻多种作物复合种植后,促进了土壤酸化。因此,本研究根据余江县和祁阳县不同耕地利用方式的分布面积和比例,在全县域尺度内以网格法进行布点,调查耕层种植的作物类型及施肥管理情况(表 3)。调查发现,该区域酸雨现象不明显,且氮沉降不足施氮量的 1/3,故而过量施氮是 pH 较低的主要原因^[6,16]。祁阳县和余江县的耕地利用方式存在明显的区域特点,祁阳县内水田的种植模式为单季稻和双季稻约各占一半,而余江县多以双季稻种植为主,施氮量近乎是单季稻的两倍,大大增加了土壤中产生的 H⁺ 含量,导致耕层的 pH 较低。在旱地类型下,余江县以种植花生为主,祁阳县以种植大豆为主,少量种植花生和红薯,而大豆的生物固氮过程也可产生 H⁺,固氮产 H⁺ 量近乎等于施氮产 H⁺ 量^[6],因此更易导致耕层的 pH 降低。

对耕层(0~20 cm)土壤的大量研究^[6,12,20-21]表明,

有机质对土壤交换性铝含量具有重要影响,且随着有机质含量的增加,土壤交换性铝含量显著降低。本研究中,在 0~20 cm 土层,水田的有机质含量显著高于旱地(图 4),交换性铝含量表现为水田<旱地(图 2);相关性分析也表明,有机质与交换性铝含量呈显著负相关(表 2)。有机质是一种复杂的高分子芳香类聚合物,含有大量的羟基、羧基等官能团,对铝等金属离子具有强大的络合作用,可减轻铝毒性^[3],成土母质对 40~60 cm 土层土壤有机质含量变化有显著的影响^[22]。本研究中,40~100 cm 土层的有机质含量在各土层间的差异性不显著,平均含量为 6.19 g/kg,显著低于 0~20 cm 表层(水田 23.61 g/kg,旱地 11.53 g/kg),说明有机质具有较强的表聚性;且相关性分析结果也表明,40~100 cm 土层的有机质与交换性铝含量并无相关性(表 2)。由此可见,增加耕层土壤的有机质含量可能是减缓酸化、降低交换性铝含量的策略之一。

表 3 研究区的农田施氮量及酸沉降调查^[6,17-19]

Table 3 Information of nitrogen application and acid deposition in study areas

采样地区	耕地利用类型	耕地利用方式	施氮量 (kg/hm ²)	氮沉降 (kg/(hm ² ·a))	酸雨	
					pH	降雨频率(%)
江西余江	水田	单季稻	130	70.9	4.17	86.1
		双季稻	240			
	旱地	花生	90			
湖南祁阳	水田	单季稻	180	47.6	5.2	34.7
		双季稻	290			
	旱地	大豆、花生、红薯	117			

注:施氮量数据来源于实地调查,氮沉降和酸雨数据来源于文献资料。

Ulrich^[23]将土壤酸缓冲体系分为:碳酸盐缓冲体系(6.2<pH<8.6)、硅酸盐缓冲体系(pH>5.0)、阳离子交换缓冲体系(4.2<pH<5.0)、铝缓冲体系(pH<4.2)等。本研究中第四红土发育的红壤均呈弱酸性(4.2<pH<6),以硅酸盐和阳离子缓冲体系为主,相关性分析结果显示,40~100 cm 土层的交换性铝与交换态盐基阳离子含量呈显著负相关(表 2),由此可见,受外界干扰程度小的底部土层的缓冲性能具体表现在:外源 H⁺ 与阳离子发生交换性吸附,释放阳离子,阳离子易被淋失, H⁺ 进一步与铝氧化物反应,交换性铝逐渐溶出。

4 结论

1)土壤酸度与耕地利用类型密切相关,红壤剖面 pH 表现为水田>旱地,红壤剖面的交换性铝含量表现为水田<旱地。

2)红壤耕层(0~20 cm)土壤的交换性铝与有机质

含量呈显著负相关,40~100 cm 土层的交换性铝与交换态盐基阳离子含量呈显著负相关。

参考文献:

- [1] 赵其国. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [2] 徐明岗, 张文菊, 黄绍敏, 等. 中国土壤肥力演变[M]. 2 版. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2015.
- [3] 蔡泽江, 余强毅, 吴文斌, 等. 广东省增城区不同耕地利用类型下赤红壤酸度变化[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(6): 980-988.
- [4] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [5] Cai Z J, Wang B R, Xu M G, et al. Nitrification and acidification from urea application in red soil (Ferralic Cambisol) after different long-term fertilization treatments[J]. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(9): 1526-1536.
- [6] 周海燕, 徐明岗, 蔡泽江, 等. 湖南祁阳县土壤酸化

- 主要驱动因素贡献解析[J]. 中国农业科学, 2019, 52(8): 1400–1412.
- [7] Wu X, Nguyen-Sy T, Sun Z, et al. Soil organic matter dynamics as affected by land use change from rice paddy to wetland[J]. *Wetlands*, 2020, 40(6): 2199–2207.
- [8] 章明奎, 杨东伟. 南方丘陵地水改旱后土壤发生学性质与类型的变化[J]. 土壤通报, 2013, 44(4): 786–792.
- [9] 姚玉才, 邱志腾, 陈小梅, 等. 水耕人为土长期改旱后土壤类型演变的探讨[J]. 土壤通报, 2016, 47(5): 1029–1035.
- [10] Xu J M, Tang C, Chen Z L. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(4): 709–719.
- [11] 周晓阳, 徐明岗, 周世伟, 等. 长期施肥下我国南方典型农田土壤的酸化特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(6): 1615–1621.
- [12] 韩天富, 柳开楼, 黄晶, 等. 近 30 年中国主要农田土壤 pH 时空演变及其驱动因素[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(12): 2137–2149.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [14] Qin H L, Quan Z, Yuan H Z, et al. Response of ammonium-oxidizing (*amoA*) and nitrate-reducing (*narG*) gene abundances in groundwater to land use change[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(5): 1–8.
- [15] 王远鹏, 黄晶, 孙钰翔, 等. 近 35 年红壤稻区土壤肥力时空演变特征——以进贤县为例[J]. 中国农业科学, 2020, 53(16): 3294–3306.
- [16] 陈婧. 基于统计模型的中国南方稻区适宜施氮量及氮素损失估算[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [17] 李伟峰, 叶英聪, 朱安繁, 等. 近 30 a 江西省农田土壤 pH 时空变化及其与酸雨和施肥量间关系[J]. 自然资源学报, 2017, 32(11): 1942–1953.
- [18] 姜冠杰, 何小林, 刘敏, 等. 江西省主要土地利用方式下土壤酸化现状探究[J]. 江西农业学报, 2021, 33(5): 46–55.
- [19] 叶永红, 周迅, 刘林. 江西省鹰潭市地下水水化学类型变化与成因[J]. 桂林理工大学学报, 2015, 35(2): 269–273.
- [20] 赵凯丽, 王伯仁, 徐明岗, 等. 我国南方不同母质土壤 pH 剖面特征及酸化因素分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2019, 25(08): 1308–1315.
- [21] 张群. 不同利用方式下第四纪红壤酸化特征及趋势[D]. 吉林: 吉林农业大学, 2018.
- [22] 张欣, 李梦佳, 刘洪斌, 等. 丘陵区耕地土壤剖面有机质含量分布特征及其影响因素分析[J]. 长江流域资源与环境, 2020, 29(12): 2696–2708.
- [23] Ulrich B. Natural and anthropogenic component of soil acidification[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 1986, 149(6): 702–717.