

长期施肥下我国典型农田耕层土壤的 pH 演变*

孟红旗^{1,2,3} 刘景¹ 徐明岗^{1†} 吕家珑^{3†} 周宝库⁴ 彭畅⁵ 石孝均⁶
黄庆海⁷ 王伯仁¹

(1 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 农业部作物营养与施肥重点开放实验室, 北京 100081)

(2 河南理工大学资源环境学院, 河南焦作 454010)

(3 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100)

(4 黑龙江农业科学院土壤肥料与环境资源研究所, 哈尔滨 150006)

(5 吉林省农业科学院土壤肥料研究所, 吉林公主岭 136100)

(6 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

(7 江西红壤研究所, 江西进贤 331700)

摘要 探索长期不同施肥措施下农田耕层土壤的 pH 演变, 为进一步揭示农田土壤酸化的机制及其预防措施提供依据。收集了我国典型农田 6 个长期 (18 ~ 30a) 施肥试验 (祁阳红壤、进贤红壤、重庆紫色土、公主岭黑土、哈尔滨黑土常量施肥和高量施肥) 的历史观测资料, 对耕层土壤 pH 在不同试验阶段 (每 6a) 和施肥措施 (对照不施肥 (CK)、单施化学氮肥 (N)、磷钾配施氮肥 (NPK) 和有机肥配施化肥 (NPKM) 间的差异性进行检验, 并计算土壤酸化速率。结果表明, 试验期间, 对照 CK 处理的耕层 pH 略有降低, 平均土壤酸化速率为 0.013 pH a^{-1} ; N 处理的 1 ~ 6a, 祁阳红壤、公主岭黑土和哈尔滨黑土常量施肥试验的耕层 pH 较对照显著降低 0.32 ~ 0.55 个单位, 至最近 6a, 所有试验的耕层 pH 较对照显著降低 0.64 ~ 1.46 个单位; NPK 处理的耕层 pH 在试验 1 ~ 12a 明显低于 N 处理; NPKM 处理的耕层 pH 却较 NPK 处理高 0.30 ~ 0.53 个单位, pH 变化趋势与 NPK 相似。处理间成对 T 检验表明, 长期施肥农田的土壤酸化速率大小顺序为: N > NPK > NPKM \approx CK, N 和 NPK 处理的土壤酸化速率分别为对照的 4.6 倍和 3.2 倍。基于湿润或半湿润地区排水良好的旱作或水旱轮作农田分析了农田土壤酸化过程。尽管存在地域差异性, 长期施肥农田耕层土壤的 pH 演变存在对施肥措施的共性响应特征。

关键词 土壤酸化; pH 演变; 长期施肥; 共性响应; 地域差异性

中图分类号 S158.5; S-3 **文献标识码** A

土壤 pH 是决定农田土壤肥力的重要特征参数之一。在当前高投入高产出的现代农业中, 土壤 pH 的持续下降, 即土壤酸化, 已成为全球耕地最为普遍的过程^[1-2]。连续施用化学氮肥 10 ~ 20a, 一些农田的耕层土壤 pH 下降幅度可超过 1.0 个单位, 且随施氮量的增加而明显增加^[3-9], 并在不同类型氮肥 (硫酸铵、硝酸铵、磷酸铵、尿素或氨水) 间表现出巨大差异^[9-11]。磷钾化肥或有机肥配施氮肥可明显降低土壤酸化速率^[5-7, 12-13]。此外, 长期施肥农田的土壤 pH 下降还呈现出明显的阶段性。在西非热带地区开展的 8a 共 16 季玉米连作试验^[14], 表层 5cm

土壤 pH 从初始 6.6 下降至 5.4, 在最初 3a 内显著下降超过 1.0 个单位, 之后 5a 内保持稳定。在澳洲开展的 12a 长期定位试验^[15], 明显的土壤 pH 下降发生在最初 6a。在巴西开展的免耕试验^[16], 耕作初期 (1 ~ 5a) 的土壤 pH 下降速率为 $0.035 \sim 0.117 \text{ pH a}^{-1}$, 是耕作末期 (11 ~ 19a) 的 2 倍 ~ 3 倍。然而在墨西哥贫瘠火山土上开展的轮作试验^[5], 初期 3a 内的土壤 pH 并未明显降低, 20a 后土壤 pH 下降幅度却超过了 1.0 个单位。在美国大平原上连续 32a 冬小麦连作^[9], 年施氮量 136 kg hm^{-2} , 耕层土壤 pH 从 5.7 下降至 4.2 ~ 4.5, 在耕作最初 10a (1971 -

* 国家重点基础研究发展规划项目 (“973”) (2011CB100501、2014CB441001) 和公益性行业 (农业) 科研专项 (201203030) 资助

† 通讯作者, E-mail: mgxu@caas.ac.cn; ljll@nwsuaf.edu.cn

作者简介: 孟红旗 (1979—), 男, 河南焦作人, 博士研究生, 副教授, 主要从事土壤环境化学研究。E-mail: mengborse@sohu.com

收稿日期: 2012-11-07; 收到修改稿日期: 2013-04-21

1980)、中间 15a (1980 - 1995) 和最近 8a (1995 - 2002) 期间的 pH 下降幅度分别为 0.4 ~ 0.7、0.0 ~ 0.4 和 0.6 ~ 0.7 个单位。

目前,大多数研究只是单个试验点上长期(10 ~ 30a)不同管理措施间土壤 pH 的差异性比较,而区域性土壤普查资料及其历史资料的对比研究又不能反映不同施肥措施间土壤 pH 的差异性^[17-20]。同时,由于采样时土壤温度和水分的影响,用某一年份的土壤 pH 与历史资料对比,并不能完全反映土壤 pH 的长期变化趋势。基于此,本文收集了我国典型农田于 1980 - 1990 年间开展并持续至今的长期施肥试验的历史观测资料,对不同耕作阶段和施肥措施下的耕层土壤 pH 进行差异性统计检验,计算土壤酸化速率。进而认知长期施肥农

田耕层土壤的 pH 演变规律;探讨农田土壤酸化时空变异的原因;为进一步揭示农田土壤酸化的机制及其控制措施提供依据。

1 材料与方法

1.1 农田长期施肥试验

为监测农田土壤肥力和肥料效应,中国农业科学院和部分省农业科学院于 1980 - 1990 年间在我国主要的农业土壤类型和种植制度上,设立了多个田间长期施肥试验^[21]。本文选择其中位于我国湿润或半湿润地区的 6 个长期施肥试验进行对比研究,见表 1。

表 1 长期施肥试验的基础资料与起始年土壤性质

Table 1 Basic information and initial soil properties of the six long-term fertilization experiments

试验代号 Site code	纬度 Lati. (°N)	经度 Longi. (°E)	海拔 Alti. (m, a. s. l.)	年均 气温 Air temp. (°C)	年降 雨量 Precipi. (mm)	轮作 制度 Rotation	起始 时间 Start year	pH (H ₂ O, 2.5:1 w:w)	有机质 OM (g kg ⁻¹)	全量养分 Total nutrients (g kg ⁻¹)			有效养分 Available nutrients (mg kg ⁻¹)			黏粒含量 Clay content (%)
										氮 N	磷 P	钾 K	氮 N	磷 P	钾 K	
										R-QY	26.75	111.87	120	18.1	1417	
R-JX	28.25	116.13	30	17.9	1792	M-M	1986	6.00	16.2	0.98	0.62	11.4	60.3	5.63	70	36.4
P-CQ	30.43	106.43	266	18.3	1136	W-R	1991	7.60	24.0	1.25	0.67	21.1	93	4.3	88	30.3
B-GZ	43.50	124.80	220	7.3	607	CM	1991	7.60	22.4	1.42	1.53	24.6	131.5	523.3	160	32.1
CB-HR HB-HR	45.67	126.58	151	4.9	540	WSM	1980 1986	7.22	26.7	1.47	1.07	25.2	151.151	200	200	12.9

注:试验代号:R-QY 祁阳红壤;R-JX 进贤红壤;P-CQ 重庆紫色土;B-GZ 公主岭黑土;CB-HR 哈尔滨黑土常量施肥;HB-HR 哈尔滨黑土高量施肥,下同。轮作制度:W-M 冬小麦-夏玉米;M-M 早玉米-晚玉米;W-R 冬小麦-晚稻;CM 玉米连作;WSM 三年轮作小麦-大豆-玉米。黏粒含量为粒径小于 0.002mm 的土壤颗粒组成百分比 Notes: Site code: R-QY, red soil in Qiyang; R-JX, red soil in Jinxian; P-CQ, purple soil in Chongqing; B-GZ, black soil in Gongzhuling; CB-HR, black soil in Harbin with conventional fertilization rate; HB-HR, black soil in Harbin with high fertilization rate, the same below. Rotation system: W-M, winter wheat and summer maize; M-M, early maize and late maize; W-R, winter wheat and late rice; CM, continuous cropping of maize; WSM, wheat-soybean-maize rotation every three years. Clay content, the percentage of soil with particle size <0.002 mm

本研究选择各试验均有布置的 4 个施肥处理:对照不施肥(CK)、单施化学氮肥(N)、磷钾肥配施氮肥(NPK)和有机肥配施化肥(NPKM)。试验设计为田间大面积无重复设计,小区面积为 120 ~ 400 m²(进贤红壤除外:20 m² × 3 随机重复)。不同施肥处理的年施肥量见表 2。化肥采用尿素(N)、过磷酸钙/钙镁磷肥(P)和硫酸钾/氯化钾(K);有机肥(M)采用猪、牛、马鲜粪和厩肥,各试验点依据资源状况而定。有机肥施用在祁阳红壤、重庆紫色土和公主岭黑土上用有机肥氮替代部分化肥氮,在进贤红壤、哈尔滨黑土常量和高量施肥上是在化肥施用

基础上额外追加有机肥。田间管理措施(翻耕、灌溉、除草、杀虫、留茬等)均与当地农户相同。每年秋季作物收获后,采集耕层 0 ~ 20 cm 土壤样品,预处理后测定土壤理化性质^[22];土壤 pH 采用电极法测定;有机质采用重铬酸钾-容量法测定;全氮采用半微量凯氏法测定;全磷采用硫酸-高氯酸消煮法测定;全钾采用碱熔融-火焰光度法测定;有效氮采用碱扩散法测定;有效磷采用碳酸氢钠法测定;有效钾采用醋酸铵法测定。测试数据收集在长期施肥试验数据库中^[21]。

表 2 长期施肥试验的年施肥量

Table 2 Annual fertilization rates in the six long-term fertilization experiments

试验代号 Site code	施肥处理 Treatments	化肥 Chemical fertilizers (kg hm ⁻²)			有机肥 Organic fertilizers (kg hm ⁻²)		
		氮 N	磷 P	钾 K	氮 N	磷 P	钾 K
R-QY	CK/N/NPK	90 + 210	16 + 37	30 + 70	-	-	-
	NPKM	27 + 63	16 + 37	30 + 70	63 + 147	22 + 50	46 + 106
R-JX	CK/N/NPK/NPKM	60 + 60	13 + 13	50 + 50	75 + 75	26 + 26	54 + 54
P-CQ	CK/N/NPK	135 + 150	26 + 26	50 + 50	-	-	-
	NPKM	91 + 150	26 + 26	50 + 50	44 + 0	16 + 0	40 + 0
B-GZ	CK/N/NPK	165	36	68	-	-	-
	NPKM	50	36	68	115	40	83
CB-HR	CK/N/NPK/NPKM	150 (75)	33 (65)	62	25	6.6	25
HB-HR	CK/N/NP/NPM	300 (150)	65 (130)	0	50	13.2	50

注:施肥处理:对照不施肥(CK)、单施化学氮肥(N)、磷钾肥配施氮肥(NPK)和有机肥配施化肥(NPKM)。“+”前后数据分别表示当年第一季和第二季肥料投入量。“()”内外数据分别表示哈尔滨大豆和小麦/玉米生长季施肥量 Notes: Treatment: no-fertilizer control (CK), sole chemical nitrogen fertilizer (N), chemical nitrogen plus phosphorous and potassium fertilizers (NPK) and NPK fertilizers amended with manure (NPKM). The data before and after “+” indicate the fertilization rates in the early and late crop seasons, respectively. The data inside and outside brackets are the fertilization rates at Harbin site in the soybean and wheat/maize seasons, respectively

1.2 研究方法

作为一个缓冲体系,农田土壤对不同田间管理措施的响应通常需要6年以上的连续试验^[5,15]。同时考虑到试验点上某些年份观测资料的缺失情况。以6年为一阶段,以每阶段内耕作年和处理重复数(多数试验点的处理重复数为1)为随机因素,对不同阶段的土壤pH进行差异性检验(Duncan, $p < 0.05$)。

土壤酸化速率(SAR)采用以下公式进行计算:

$$SAR = \frac{pH_{F6} - pH_{L6}}{n - 6} \quad (1)$$

式中, n 为耕作年; pH_{F6} 为试验初始6a耕层土壤pH平均值; pH_{L6} 为最近6a耕层土壤pH平均值。

以试验点为随机因素,对不同施肥措施下的土壤酸化速率进行差异性检验(成对T检验, $p < 0.05$ 和 $p < 0.01$)。

2 结 果

2.1 农田耕层土壤pH的阶段变化

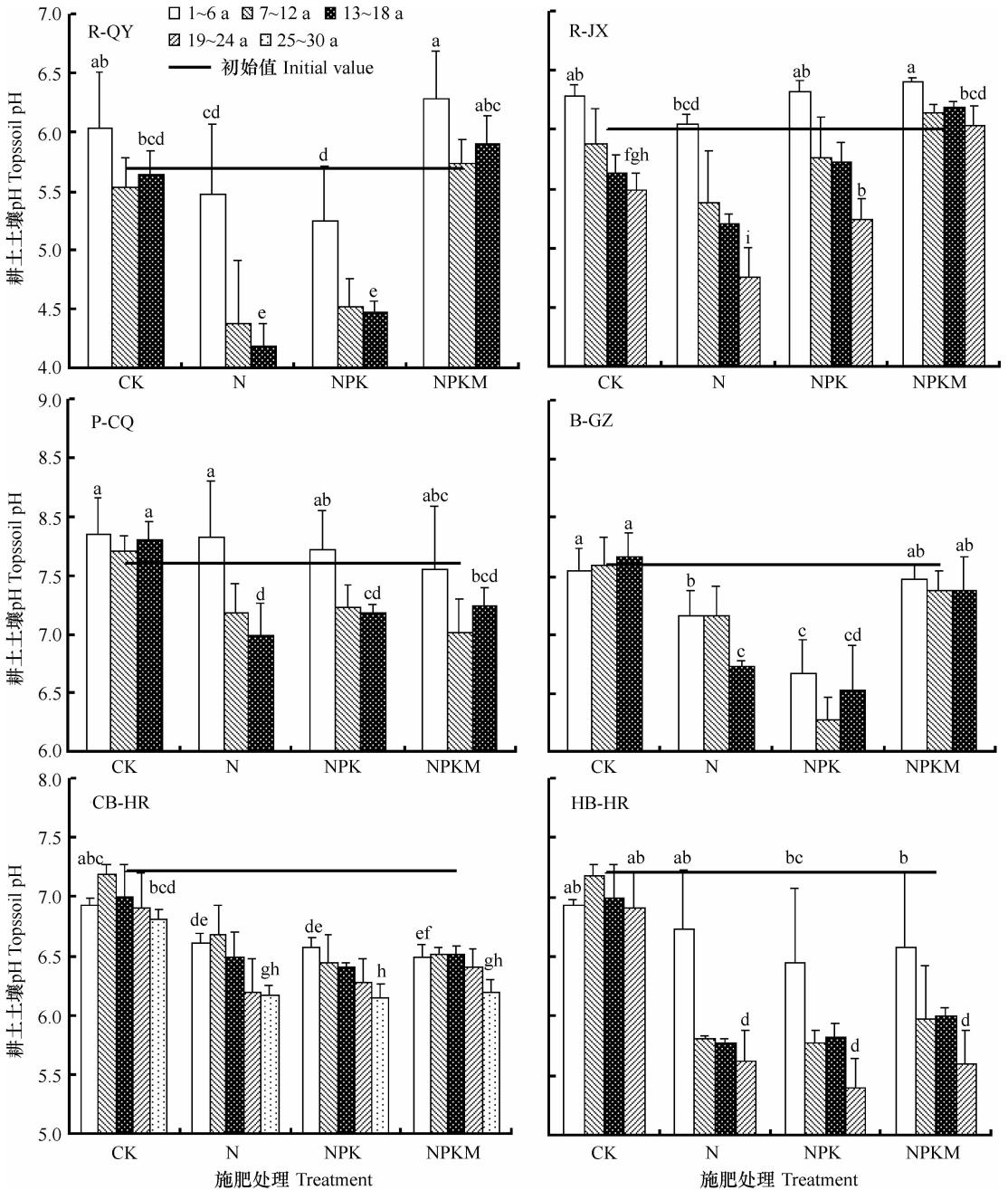
2.1.1 祁阳红壤 在1~6a,与对照CK相比,N和NPK处理的耕层pH分别显著降低0.55和0.78个单位,而NPKM处理却升高0.25个单位(不显著)。至13~18a,N和NPK处理的耕层pH分别较对照显著降低1.46和1.16个单位,而NPKM处理

仍较对照升高0.26个单位(不显著)。在整个试验期内,耕层土壤pH在CK和NPKM处理下保持相对稳定,而在N和NPK处理下却快速下降。

2.1.2 进贤红壤 在1~6a,耕层pH除在N和NPKM处理间有显著差异(0.36个单位)外,在其他施肥处理间无显著性差异。至19~24a,与对照CK相比,N处理的耕层pH显著降低0.74个单位,NPK处理降低0.25个单位(不显著),NPKM处理则显著升高0.54个单位。在整个试验期内,各施肥处理的耕层pH均呈显著下降趋势。

2.1.3 重庆紫色土 在1~6a,耕层pH在各施肥处理间无显著性差异。至13~18a,与对照CK相比,N、NPK和NPKM处理的耕层pH分别显著降低0.82、0.62和0.56个单位。在整个试验期内,耕层pH在对照CK处理下保持相对稳定,在NPKM处理下略有下降,在N和NPK处理下均显著下降。

2.1.4 公主岭黑土 在1~6a,N和NPK处理的耕层pH分别较对照CK显著降低0.38和0.88个单位。至13~18a,N和NPK处理的耕层pH分别较对照显著降低0.94和1.13个单位。耕层pH在CK和NPKM处理间无显著性差异。在整个试验期内,耕层pH在CK、NPK和NPKM处理下能保持相对稳定,而在N处理下则显著下降。



注: 图中相同字母表示单个试验耕层土壤pH在不同施肥处理和耕作阶段间无显著性差异 ($p < 0.05$); 图中误差线为标准差 Note: The same letter indicates no significant differences ($p < 0.05$) in pH in the topsoil among treatments and stages at each site. The error bar on columns indicates SD

图 1 长期不同施肥下耕层土壤 pH 的阶段性变化

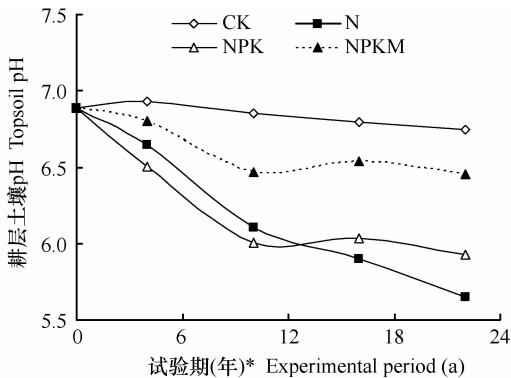
Fig.1 Temporal changes in topsoil pH in the six long-term fertilization experiments

2.1.5 哈尔滨黑土常量施肥 在 1~6a, N、NPK 和 NPKM 处理的耕层 pH 分别较对照 CK 显著降低 0.32、0.35 和 0.43 个单位。而至 25~30a, N、NPK 和 NPKM 处理的耕层 pH 分别较 CK 处理显著降低 0.64、0.65 和 0.61 个单位。在整个试验期内, 耕层 pH 在 CK 处理下保持相对稳定, 而在 N、NPK 和 NPKM 处理下均显著下降。

2.1.6 哈尔滨黑土高量施肥 在 1~6a, 耕层 pH 在各施肥处理间无显著性差异。至 19~24a, N、NPK 和 NPKM 处理的耕层 pH 分别较对照显著降低 1.28、1.51 和 1.31 个单位。在整个试验期内, 耕层 pH 在 CK 处理下保持相对稳定, 而在 N、NPK 和 NPKM 处理下均显著下降。

2.2 农田耕层土壤 pH 的变化趋势

将各试验在同一阶段的耕层 pH 求平均值,以探索我国湿润和半湿润地区农田耕层 pH 的变化趋势(图 2)。对照 CK 处理的耕层 pH 总体略呈下降趋势,在试验 1~6a 略有升高,至 19~24a 仅较初始值(6.89)降低 0.14 个单位;N 处理的耕层 pH 逐阶段下降趋势最大,至 19~24a 较初始值降低 1.24 个单位,其中在 7~12a 阶段 pH 下降幅度最大(0.55 个单位);NPK 处理的耕层 pH 在试验 1~6a 和 7~12a 阶段均低于 N 处理,而在试验 12a 后 pH 下降趋势明显减缓;NPKM 处理的耕层 pH 在各阶段均高于 NPK 处理,而低于 CK 处理,并在试验 12a 后可能保持稳定或与对照同步下降。尽管 NPK 和 NPKM 处理的 pH 变化趋势存在相似之处,但两处理的 pH 差值却为逐阶段增加(从 1~6a 的 0.30 个单位增至 19~24a 的 0.53 个单位)。



注: *将祁阳、重庆和公主岭试验的部分最新数据(2009至今)纳入核算 Note: Some recent data on topsoil pH since 2009 were also included into the calculation at the Qiyang, Chongqing and Gongzhuling sites

图 2 不同施肥处理耕层土壤 pH 的变化趋势

Fig.2 Evolution of topsoil pH under different fertilization treatments

2.3 长期施肥农田的土壤酸化速率

各试验不同施肥措施的土壤酸化速率如图 3 所示。对照 CK 处理的土壤酸化速率在进贤红壤最大(0.044 pH a^{-1}),在公主岭黑土最小(-0.010 pH a^{-1}),各试验平均为 0.13 pH a^{-1} 。N 处理的土壤酸化速率在祁阳红壤最大(0.107 pH a^{-1}),在哈尔滨黑土常量施肥最小(0.018 pH a^{-1}),各试验平均为 0.058 pH a^{-1} ,约为 CK 处理的 4.6 倍。NPK 和 NPKM 处理的土壤酸化速率分别较 N 处理平均降低 0.018 和 0.035 pH a^{-1} ,分别是 CK 处理的 3.2 倍和 1.8 倍。成对 T 检验表明,土壤酸化速率在各施肥处理间(CK 与 NPKM 处理除外)均存在显著性差异($p < 0.05$),其中 N 和 NPK 处理的土壤酸化速率均

与 CK 处理存在极显著差异($p < 0.01$)。综上所述,长期施肥农田的土壤酸化速率大小顺序为: $N > NPK > NPKM \approx CK$ 。

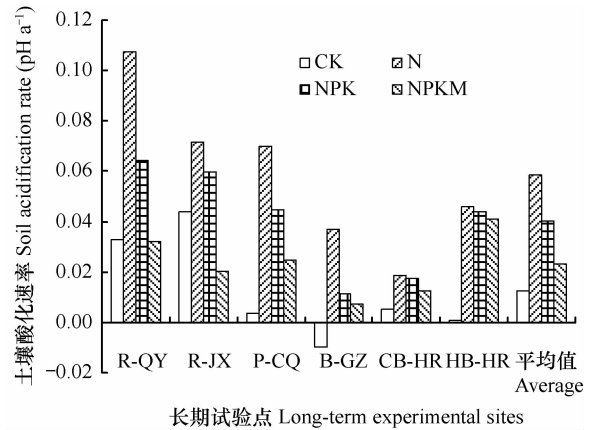


图 3 不同施肥措施农田的土壤酸化速率

Fig.3 Soil acidification rates under different fertilization treatments

3 讨论

3.1 农田土壤酸化过程

在湿润或半湿润地区排水良好的土壤上,与碳、氮和过量盐基阳离子(即碱性物质)有关的生态系统养分循环是土壤酸化的主要过程^[2,16,23-25]。土壤酸化可量化表征为土壤中过量盐基阳离子净输出生态系统所形成的永久性质子负荷^[23],生态系统的碳和氮循环是土壤酸化的主要驱动机制^[2,16,24]。生态系统碳循环通过生物量收获、有机酸根和碳酸氢根的淋溶等途径来移除土壤中的过量盐基阳离子^[25-26]。这种由植物生长而产生的永久性酸,其产生速率受土壤养分状态的限制。合理施肥提高了土壤养分状态,生物收获量增加,因而施用化肥是通过提高生态系统碳循环来加速农田土壤酸化进程^[16]。有机肥中碱性物质的输入可抵消被收获生物量中碱性物质的输出,从而避免土壤碱性物质的过度消耗^[27]。生态系统氮循环通过铵离子的净输入和硝酸根的净输出来实现对土壤碱性物质的移除^[16-17,23]。大气氮沉降和人为氮施肥超过生态系统(包括植物和土壤)的氮积累速率,将导致硝酸根的净输出(通过土壤淋溶和地表径流)增加,土壤酸化进程被生态系统氮循环加速^[3]。磷钾化肥或有机肥配施氮肥可增加植物或土壤的氮积累速率,从而通过降低生态系统氮循环来减缓农田土壤酸化进程^[12,28]。

3.2 农田土壤酸化的地域差异性

对照不施肥的耕层 pH 在 1~6a 较初始值略有升高(图 2),可能反映了试验开始前积累在土壤的硝酸根被作物根系吸收的质子消耗过程^[29],这种现象在高降雨量的南方红壤和紫色土上表现尤为明显。而在低降雨量的东北黑土上,耕层 pH 在 1~6a 甚至表现为较初始值显著降低,可能反映了作物根系影响下土壤有机质矿化量增加导致硝酸根进一步积累的质子产生过程^[24,29]。在试验期内,对照处理的土壤酸化速率最小,反映了不施肥条件下土壤碱性物质的净输出速率最小。进贤红壤试验紧邻大气氮沉降量大于 $70 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 的南昌市^[30],因而由大气氮沉降引发的生态系统氮循环增加可能是对照处理中进贤红壤土壤酸化速率最大(0.044 pH a^{-1})的主要原因。

单施化学氮肥的土壤酸化速率在 6 个长期试验中均为最大。如图 3 所示,土壤酸化速率大小顺序为:红壤 > 紫色土 > 黑土,这在一定程度上反映了不同类型土壤的酸缓冲容量差异^[16]。此外,土壤酸化速率随氮肥施用量的增加而明显增大:哈尔滨黑土上施氮量增加 1.0 倍,土壤酸化速率由 0.018 pH a^{-1} 增加至 0.046 pH a^{-1} ;红壤上祁阳施氮量较进贤增加 1.5 倍,土壤酸化速率则由 0.072 pH a^{-1} 增加至 0.107 pH a^{-1} 。还原性氮肥硝化反应过程中产生的质子被土壤的阳离子交换作用缓冲,同时引起土壤盐基阳离子的释放量增加^[3,31];作物根系吸收可避免这些矿化的游离态养分在降雨或灌溉条件下被淋溶出根系分布土壤层^[29]。若作物生长受非氮养分的限制(如红壤上磷养分限制),长期单施化学氮肥将加速土壤碱性物质的淋溶移除,从而引起作物产量持续下降并在试验 8~20a 后绝收^[6,13,32]。

磷钾化肥配施氮肥的土壤酸化速率较 N 处理显著降低。在基础肥力较低的祁阳和进贤红壤上,NPK 处理的多年平均产量较 N 处理增加 137% 和 132%,土壤酸化速率则分别降低 0.043 和 0.012 pH a^{-1} ;在基础肥力较高的紫色土和黑土上,NPK 处理的多年平均产量仅较 N 处理增加 -4%~22%,土壤酸化速率降低 $0.001 \sim 0.025 \text{ pH a}^{-1}$ 。因此,尽管受土壤基础肥力的影响,生物量氮积累速率增加是磷钾化肥配施氮肥减缓土壤酸化的主要原因^[12,28]。此外,施用磷肥对降低土壤 pH 也有贡献,1000 kg 过磷酸钙投入产生的酸需要 80~150 kg 当量碳酸钙来中和^[16];同时,磷酸根与硫酸根类似,在土壤矿物表面的专性吸附降低了土壤颗粒表面

的电荷电位和质子亲和能^[23,31]。这些可能是在 1~12a 阶段 NPK 处理的土壤 pH 较 N 处理偏低的主要原因,尤其在祁阳红壤和公主岭黑土上表现明显。进贤红壤的磷肥采用钙镁磷肥,其中的过量钙镁碱基投入,导致在整个试验期内 NPK 处理的土壤 pH 较 N 处理升高 0.27~0.52 个单位。

有机肥配施化肥的土壤酸化速率较 NPK 处理显著降低。这种效应在南方高降雨量的红壤和紫色土上表现更为明显($0.020 \sim 0.040 \text{ pH a}^{-1}$),而在东北低降雨量的黑土上表现不明显($0.003 \sim 0.005 \text{ pH a}^{-1}$)。有机肥配施可明显提高土壤 pH。在整个试验期内,有机肥配施对土壤 pH 的升高幅度依次降低:R-QY(1.22 pH) > B-GZ(0.92 pH) > R-JX(0.30 pH) > HB-HR(0.17 pH) > CB-HR(0.03 pH) > P-CQ(-0.11 pH)。首先,可能与有机肥中氮占总施肥氮的比例依次降低有关:祁阳和公主岭 70%,进贤 56%,哈尔滨 17% 和重庆 15%。其次,可能与土壤全氮含量在试验期内的增加量有关:祁阳增加 0.41 g kg^{-1} ,公主岭 0.35 g kg^{-1} ,重庆 0.28 g kg^{-1} ,进贤 0.18 g kg^{-1} ,哈尔滨高量施肥 0.06 g kg^{-1} 和低量施肥 0.05 g kg^{-1} 。此外,重庆紫色土在起始年含有约 2% 的碳酸钙,有机肥在水稻季淹水条件下形成的有机酸促进了土壤碳酸钙的消耗和有机酸根的淋溶^[25,33],由此可能导致 NPKM 处理 1~12a 的土壤 pH 较 NPK 处理降低 0.17~0.22 个单位(不显著)。

4 结 论

对我国典型农田 6 个长期(18~30a)施肥试验的耕层 pH 变化和土壤酸化速率分析表明:试验期间,对照 CK 处理的耕层 pH 略有降低(平均 0.14 个单位);N 和 NPK 处理的耕层 pH 较对照均有较大程度的降低,各试验最大降低幅度 0.64~1.51 个单位;NPKM 处理的耕层 pH 较 NPK 处理高 0.30~0.53 个单位,pH 变化趋势与 NPK 处理相似。长期施肥农田的土壤酸化速率大小顺序为:N > NPK > NPKM \approx CK。相同施肥措施下农田生态系统碱性物质输入-输出的模式相似,解释了农田土壤酸化速率对施肥措施的共性响应。各试验土壤酸缓冲容量、氮肥施用量、磷钾化肥和有机肥的配施量、气候条件和土壤基础肥力等因素的差异,解释了长期施肥农田的耕层 pH 变化和土壤酸化速率的地域差异性。

参考文献

- [1] Bloesch P, Moody P. Agricultural soil acidification. http://www.ehp.qld.gov.au/state-of-the-environment/report-2007/contents/land_agricultural_soil_acidification.html, 2007
- [2] Rengel Z. Handbook of soil acidity. Western Australia; Marcel Dekker, INC, 2003
- [3] Barak P, Jobe B O, Krueger A R, et al. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant and Soil*, 1997, 197(1): 61—69
- [4] 徐仁扣, Coventry D R. 某些农业措施对土壤酸化的影响. *农业环境保护*, 2002, 21(5): 385—388. Xu R K, Coventry D R. Soil acidification as influenced by some agricultural practices (In Chinese). *Agro-environmental Protection*, 2002, 21(5): 385—388
- [5] Covalada S, Pajares S, Gallardo J F, et al. Effect of different agricultural management systems on chemical fertility in cultivated tepetates of the Mexican transvolcanic belt. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 129(4): 422—427
- [6] Zhang H M, Wang B R, Xu M G, et al. Crop yield and soil responses to long-term fertilization on a red soil in Southern China. *Pedosphere*, 2009, 19(2): 199—207
- [7] Malhi S S, Nyborg M, Goddard T, et al. Long-term tillage, straw and N rate effects on some chemical properties in two contrasting soil types in Western Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 90(1): 133—146
- [8] Malhi S S, Nyborg M, Harapiak J T. Effects of long-term N fertilizer-induced acidification and liming on micronutrients in soil and in bromegrass hay. *Soil and Tillage Research*, 1998, 48(1/2): 91—101
- [9] Schroder J L, Zhang H, Girma K, et al. Soil acidification from long-term use of nitrogen fertilizers on winter wheat. *Soil Science Society of America Journal*, 2011, 75(3): 957—964
- [10] McAndrew D W, Malhi S S. Long-term N fertilization of a solonchic soil; Effects on chemical and biological properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 1992, 24(7): 619—623
- [11] Chien S H, Gearhart M M, Collamer D J. The effect of different ammonia nitrogen sources on soil acidification. *Soil Science*, 2008, 173(8): 544—551
- [12] Belay A, Claassens A, Wehner F. Effect of direct nitrogen and potassium and residual phosphorus fertilizers on soil chemical properties, microbial components and maize yield under long-term crop rotation. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35(6): 420—427
- [13] Huang S, Zhang W, Yu X, et al. Effects of long-term fertilization on corn productivity and its sustainability in an Ultisol of Southern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 138(1/2): 44—50
- [14] Lal R. Long-term tillage and maize monoculture effects on a tropical Alfisol in western Nigeria. II. Soil chemical properties. *Soil and Tillage Research*, 1997, 42(3): 161—174
- [15] Conyers M K, Heenan D P, Poile G J, et al. Influence of dryland agricultural management practices on the acidification of a soil profile. *Soil and Tillage Research*, 1996, 37(2/3): 127—141
- [16] Vieira F C B, Bayer C, Mielniczuk J, et al. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertilizer. *Australian Journal of Soil Research*, 2008, 46(1): 17—26
- [17] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 327(19): 1008—1010
- [18] 胡建利, 王德建, 孙瑞娟, 等. 长江下游典型地区农田土壤肥力变化——以常熟市为例. *土壤学报*, 2008, 45(6): 1087—1094. Hu J L, Wang D J, Sun R J, et al. Variation of soil fertility of farm lands in typical regions in the lower-reaches of the Yangtze river: A case study of Changshu County (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(6): 1087—1094
- [19] 程先富, 陈梦春, 郝李霞, 等. 红壤丘陵区农田土壤酸化的时空变化研究. *中国生态农业学报*, 2008, 16(6): 1348—1351. Cheng X F, Chen M C, Hao L X, et al. Spatio-temporal variation of soil acidification in hilly red soil croplands (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(6): 1348—1351
- [20] 李士杏, 王定勇. 重庆地区 20 年间紫色土酸化研究. *重庆师范大学学报: 自然科学版*, 2005, 22(1): 70—73. Li S X, Wang D Y. A study of the acidification of purple soil in Chongqing in recent two decades (In Chinese). *Journal of Chongqing Normal University: Natural Science Edition*, 2005, 22(1): 70—73
- [21] 徐明岗, 梁国庆, 张夫道. 中国土壤肥力演变. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2006. Xu M G, Liang G Q, Zhang F D. Evolution of soil fertility in China (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2006
- [22] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法. 北京: 科学出版社, 1983. Professional Committee of Agricultural Chemistry of Soil Science Society of China. Routine analysis methods for soil agricultural chemistry (In Chinese). Beijing: Science Press, 1983
- [23] vanBreemen N, Driscoll C T, Mulder J. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*, 1984, 307(16): 599—604
- [24] DeVries W, Breeuwmsa A. The relation between soil acidification and element cycling. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1987, 35(3/4): 293—310
- [25] Fujii K, Funakawa S, Hayakawa C, et al. Contribution of different proton sources to pedogenetic soil acidification in forested ecosystems in Japan. *Geoderma*, 2008, 144(3/4): 478—490
- [26] Posch M, Reinds G J. A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. *Environmental Modeling & Software*, 2009, 24: 329—340
- [27] 孟红旗, 吕家珑, 徐明岗, 等. 有机肥的碱度及其减缓土壤酸化的机制. *植物营养与肥料学报*, 2012, 18(5): 1153—1160. Meng H Q, Lü J L, Xu M G, et al. Alkalinity of organic manure and its mechanism for mitigating soil acidification (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2012, 18(5): 1153—1160
- [28] Duan Y, Xu M, Wang B, et al. Long-term evaluation of manure application on maize yield and nitrogen use efficiency in China. *Soil*

- Science Society of America Journal, 2011, 75(4): 1561—1572
- [29] Poss R, Smith C J, Dunin F X, et al. Rate of soil acidification under wheat in a semi-arid environment. *Plant and Soil*, 1995, 177(1): 85—100
- [30] 孙本华, 胡正义, 吕家珑, 等. 大气氮沉降对阔叶林红壤淋溶水化学模拟研究. *生态学报*, 2006, 26(6): 1872—1881. Sun B H, Hu Z Y, Lü J L, et al. The leaching solution chemistry of a broad-leaved forest red soil under simulated N deposition in Southern China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(6): 1872—1881
- [31] 何园球, 孙波. 红壤质量演变与调控. 北京: 科学出版社, 2008. He Y Q, Sun B. Evolution and control of red soil quality (In Chinese). Beijing: Science Press, 2008
- [32] 戴茨华, 王劲松, 代平. 红壤旱地长期试验肥力演变及玉米效应研究. *植物营养与肥料学报*, 2009, 15(5): 1051—1056. Dai C H, Wang J S, Dai P. Soil fertility evolution and its effects on maize production in a long-term experiment on red soil (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(5): 1051—1056
- [33] 张永春, 汪吉东, 沈明星, 等. 长期不同施肥对太湖地区典型土壤酸化的影响. *土壤学报*, 2010, 47(3): 465—472. Zhang Y C, Wang J D, Shen M X, et al. Effects of long-term fertilization on soil acidification in Taihu Lake region, China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(3): 465—472

EVOLUTION OF PH INTOPSOILS OF TYPICAL CHINESE CROPLANDS UNDER LONG-TERM FERTILIZATION

Meng Hongqi^{1,2,3} Liu Jing¹ Xu Minggang^{1*} Lü Jialong^{3*} Zhou Baoku⁴ Peng Chang⁵ Shi Xiaojun⁶
Huang Qinghai⁷ Wang Boren¹

(1 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences Beijing 100081, China)

(2 Institute of Resources and Environment, Henan Polytechnic University, Jiaozuo, Henan 454010, China)

(3 College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

(4 Institute of Soil and Fertilizer, Heilongjiang Academy of Agricultural Sciences, Harbin, 150006, China)

(5 Institute of Soil and Fertilizer, Jilin Academy of Agricultural Sciences, Gongzhuling, Jilin 136100, China)

(6 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

(7 Jiangxi Institute of Red Soil, Jinxian, Jinanxi 331700, China)

Abstract The aims of this study were to explore the evolution of pH in topsoils under long-term different fertilization regimes, and further to understand the mechanisms and methods against soil acidification in croplands. We collected historical data on six 18-30 years long-term fertilization experiments in typical Chinese croplands of red soil in Qiyang and Jinxian, purple soil in Chongqing, black soil in Gongzhuling and Harbin with conventional and high fertilization rates, and then analyzed the differences in soil pH and acidification rate among experimental stages (six years each) and treatments, i. e., no-fertilizer control (CK), sole chemical nitrogen fertilizer (N), chemical nitrogen plus phosphorous and potassium fertilizers (NPK) and NPK fertilizers amended with manure (NPKM). Results show that under control, topsoil pHs declined somewhat and acidification rates averaged 0.013 pH a⁻¹. Under the N treatment, topsoil pHs of the experiments in Qiyang, Gongzhuling and Harbin with conventional fertilization rate were lowered by 0.32 – 0.55 units at the initial 6 years and all the experiments by 0.64 – 1.46 units at the recent 6 years as compared with those under control. Topsoil pHs under the NPK treatment were obviously lower than those under the N treatment over the 1 – 12 years experimental period. However, topsoil pHs under the NPKM treatment were 0.30 – 0.53 units higher than those under the NPK treatment, and the two had a similar pH evolution curve. Paired T test between the treatments shows that in terms of soil acidification rate, the treatments followed the order of N > NPK > NPKM ≈ CK. The mean soil acidification rate under the N and NPK treatments was 4.6 and 3.2 times, respectively as high as that under control. Taking well-drained upland or upland-paddy rotation croplands in the humid or semi-humid zone as examples, the processes of soil acidification in the croplands were analyzed. The evolution of pH in topsoils of croplands was characterized as a common response to fertilization, regardless of certain regional differences.

Key words Soil acidification; Evolution of pH; Long-term fertilization; Common response; Regional difference