

红壤水稻土肥力性状的演变特征*

李忠佩 李德成 张桃林 陈碧云 尹瑞玲 施亚琴

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 大田条件下, 通过选点采样分析, 研究了不同利用年限红壤水稻土的物理、化学和生物学性质的动态变化特征。荒地红壤水耕利用后, 土壤颗粒组成呈现规律性变化, 粘粒 ($< 0.002 \text{ mm}$) 含量从荒地红壤的 39% 下降到 80 a 稻田土壤的 17%, 而粉砂 ($0.02 \sim 0.002 \text{ mm}$) 含量升高。土壤 pH 一般增加 0.5~1 个单位; 0~10 cm 土壤有机碳和全氮含量从荒地红壤的 4.58 g kg^{-1} 和 0.39 g kg^{-1} 增加到 30 a 红壤稻田的 19.6 g kg^{-1} 和 1.62 g kg^{-1} , 其后, 即使利用时间长达 80 a, 土壤有机碳和全氮含量并没有显著差异; 土壤全磷含量, 经 3 a 水耕利用后可从荒地红壤的 0.5 g kg^{-1} 提高到 1.3 g kg^{-1} , 表明通过施肥可使红壤磷素快速积累; 而在水耕利用过程中, 红壤稻田土壤的钾素含量呈下降趋势, 经 80 a 利用的红壤稻田, 0~10 cm 土壤钾素含量仅为荒地红壤的 80%; 全铁和游离铁的含量也呈下降趋势。随着水耕熟化过程, 细菌数量和脲酶活性也明显升高。不同利用年限红壤稻田土壤的各项性状指标的变化结果还表明, 荒地红壤水耕利用后要达到高度熟化的稻田土壤肥力水平, 需要经过 30 a 的时间。

关键词 红壤地区, 水稻土, 肥力性状, 演变

中图分类号 S158

我国是世界上最重要的水稻生产国家, 水稻产量约占粮食总产的一半以上, 面积占耕地总面积的 30%^[1]。统计结果表明^[2], 1987~1996 年的 10 年间, 全国新增水田面积 300 万 hm^2 , 江西省 1995 年的水稻播种面积比 1949 年增加了 34%。特别是南方热带亚热带水分状况较好的地区, 旱改水常常作为提高土地生产力的有效措施。由于特殊的灌排水状况, 水稻土具有显著不同于旱作土壤的物理、化学和生物学性状, 这些性状对稻田的肥力和管理措施都有重要影响。了解这些物理、化学和生物学性质的形成变化特点, 对于制订科学合理的稻田土壤管理措施具有重要的实践意义。

土壤学文献中有大量关于土地利用方式变更、施肥水平差异、耕作轮作制度等不同条件下土壤肥力性状动态变化的结果^[3-5]。特别是土地利用方式的变更, 由于带来了物质进入量水平、水分状况、施肥管理等的明显差异, 对土壤的物理、化学及生物学性状均产生显著影响。但以往的研究主要集中在森林、草地开垦利用为农地(旱地), 而对我国南方普遍存在的旱改水后肥力性状变化, 则长期、动态的研究报道较少^[6]。

水稻土是我国最重要的耕作土壤, 其 93% 分布在长江以南的热带亚热带地区, 它是在种植水稻或以植稻为主的耕作制下, 土壤经常处于淹水还原、排水氧化、水耕粘闭, 以及大量施用有机肥等频繁的人为管理措施影响下形成的。基于其在粮食生产中的重要地位, 相关研究受到长期重视^[1]; 但就目前而言, 由于缺乏长期连续的田间试验, 对水稻土肥力演替的动态过程仍不清楚。本文的目的是通过研究不同利用年限红壤水稻土的物理、化学和生物学特性变化, 了解水稻土形成过程中肥力的演变规律, 结果可为制订科学合理的稻田土壤管理措施提供依据。

1 材料与方 法

1.1 试验区概况及样品采集

采样点选在江西省鹰潭市刘家站(东经 $116^{\circ} 5' 30''$, 北纬 $28^{\circ} 5' 30''$), 属亚热带季风气候区, 年均气温

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX-SW-417)和国家重点基础研究发展规划项目(G1999011801)资助

17.8 °C, 年降雨量 1 785 mm, 年蒸发量 1 318 mm, 无霜期 261 d。供试土样分别取自荒草地开垦后种植水稻 3 a、10 a、15 a、30 a 和 80 a 的水田, 母质均为第四纪红色粘土。各采样田块相距最大不超过 500 m, 均处于较高的地形部位, 灌排水状况良好, 历史背景相近, 轮作制度为双季稻。于晚稻收割后的秋冬季节, 田面完全落干水分, 在选定的田块按 0~10 cm、10~20 cm 土层采集土样, 每一利用年限田块随机采三个样点。同时选择邻近的荒草地进行相同采样, 以作本底对照, 表示种植水稻 0 a 处理。样品分两份, 一份保持新鲜以供微生物特性分析, 一份风干、挑去细根、磨细供理化分析。

1.2 机械组成分析

土壤的机械组成采用吸管法测定^[7]。

1.3 化学分析

土壤有机碳用丘林法, 全氮用开氏法, 土壤 pH 采用电位计法, 全磷采用氢氧化钠碱熔—钼锑抗比色法, 全钾采用氢氧化钠碱熔—火焰光度法, 全铁采用碳酸氢钠熔融—邻啡罗林比色法测定^[8]。游离铁采用连二亚硫酸钠—柠檬酸钠—重碳酸钠浸提、邻啡罗林比色法测定, 游离铝采用连二亚硫酸钠—柠檬酸钠—重碳酸钠浸提、H₂SO₄—H₂O₂ 消化、铝试剂比色法测定^[8]。土壤酶活性用风干样品测定, 转化酶用 3,5 二硝基水杨酸比色法, 脲酶用 G. Hoffmann 与 K. Teicher 法^[9]。

1.4 生物学分析

采用稀释平板法^[10], 通过接种到不同的培养基上, 并在 28(±1) °C 下培养、计数, 确定细菌、真菌、放线菌的数量, 培养细菌的培养基为营养琼脂培养基, 真菌为马丁培养基, 放线菌为高斯 1 号培养基。采用稀释计数法^[11], 通过接种到亚硝酸细菌培养基((NH₄)₂SO₄ 2.0 g, NaH₂PO₄ 0.25 g, K₂HPO₄ 0.75 g, MnSO₄·4H₂O 0.01 g, MgSO₄·7H₂O 0.03 g, CaCO₃ 5.0 g, 蒸馏水 1 000 ml, 调至 pH 7.2), 于 28(±1) °C 下培养 14 d, 加格利斯试剂测定有无硝化作用, 计算亚硝酸细菌的数量。

2 结果分析

2.1 土壤的颗粒组成

发育于第四纪红色粘土母质上的红壤, 粘粒含量甚至可以高达 400 g kg⁻¹ 以上。在开垦利用为水田以后, 随着水耕过程的进行, 土壤颗粒组成呈现规律性变化, 粘粒(<0.002 mm) 含量下降, 而粉砂(0.02~0.002 mm) 含量升高; 荒地土壤耕作后到 80 a 的老水田, 0~10 cm 土层粘粒含量下降了 51%, 粉砂含量升高了 62%, 10~20 cm 土层粘粒含量下降 50.5%, 粉砂含量升高了 58.5%(图 1)。特别是在耕作利用的前期, 粘粒含量的下降十分明显, 水耕利用 15 a, 0~10 cm 土层粘粒含量下降 28.4%, 从 15 a~30 a, 粘粒含量下降 13.6%, 而到 30 a 后, 则基本趋于稳定, 从 30 a 利用到 80 a, 粘粒含量仅下降了 10%, 粉砂含量变化不明显。结果比较表明, 新垦红壤水耕利用 30 a, 其颗粒组成达到了典型红壤水稻土的水平。

水耕利用条件下粘粒含量的这种变化, 与水耕造成的粘粒的机械淋失有关系, 包括在水的重力作用下沿着土壤孔隙向下层移动的垂直淋失以及灌溉水排泄过程中对耕层粘粒的带走流失。利用年限越长, 粘粒的移动越明显, 则表层土壤的粘粒含量就越低。此外, 稻田土壤利用过程中的氧化还原交替, 所发生的铁解作用会导致粘粒的破坏^[12], 可能也是粘粒含量下降的原因之一。于天仁对红壤性水稻土的研究表明^[3], 在灌水种稻时土壤 pH 为 6.5, 冬季落干后又恢复到 5.0, 每一氧化还原循环, 由于土壤回酸时所出现的氢离子对土壤矿物的腐蚀, 致使铁铝被释放出来, 并导致粘粒的破坏和含量降低。

30 a 水耕利用后, 粘粒含量基本趋于稳定, 则可能是由于经 30~40 a 水耕利用后已基本形成较完整的犁底层^[14], 抑制了粘粒的下移作用所致。

作者还曾利用二维图像分析技术研究了水耕利用过程中土壤孔隙的发育演变。结果表明^[15], 随着利用年限的延长, 大孔隙所占比例提高, 孔隙平面分布趋向均匀, 面积增加, 直径增大, 圆形和椭圆形的规则孔隙明显增多。这从另一方面显示了土壤结构的改善。

2.2 土壤化学性质

2.2.1 pH 荒地红壤开垦利用为水田后, 土壤的酸度有升高的趋势, 一般可以提高 0.5~1 个单位(表 1)。特别是水耕利用前期, 土壤 pH 提高很明显。3 a 水田土壤 pH 比荒地红壤高 1.27(0~10 cm) 和 0.95(10~20 cm) 单位, 10 a 水田高 1.61(0~10 cm) 和 1.24(10~20 cm) 单位。其后, 土壤 pH 呈下降趋

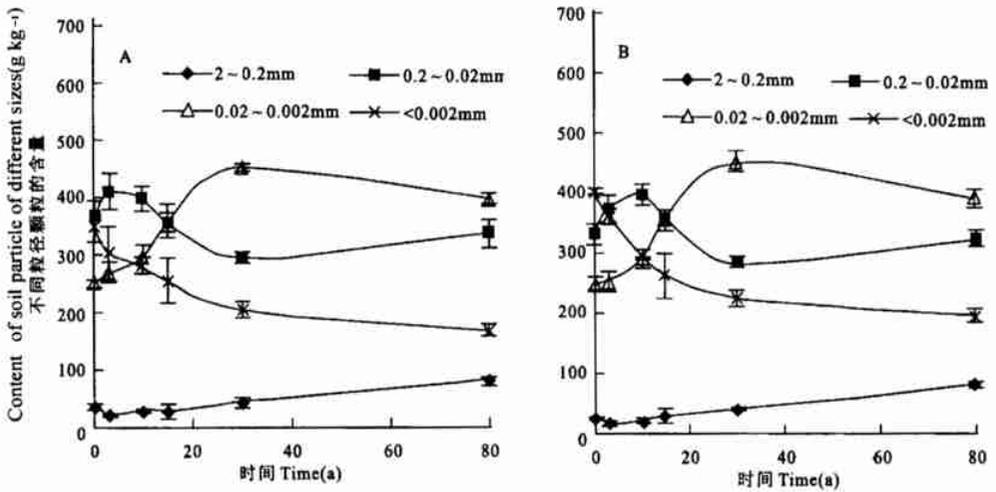


图1 不同利用年限红壤水稻土0~10 cm(A)和10~20 cm(B)土层的颗粒组成变化

Fig. 1 Changes in soil particle size composition in 0~10 cm (A) and 10~20 cm (B) of paddy fields in a cultivation chronosequence

势,经15 a水耕利用后趋于稳定,变动在5.0~5.5的范围。实际上,在淹水植稻期间,土壤的pH甚至接近中性。

2.2.2 有机碳和全氮 分析结果表明(表1),荒地红壤水耕利用后,土壤有机碳和全氮含量快速增加。30 a利用水田,土壤有机碳含量比荒地红壤增加了 15.0 g kg^{-1} (0~10 cm)和 15.3 g kg^{-1} (10~20 cm),达到 19.6 g kg^{-1} (0~10 cm)和 18.1 g kg^{-1} (10~20 cm);全氮含量增加了 1.23 g kg^{-1} (0~10 cm)和 1.19 g kg^{-1} (10~20 cm),达到 1.62 g kg^{-1} (0~10 cm)和 1.50 g kg^{-1} (10~20 cm);均已接近长期水耕利用的高度熟化红壤水稻土的含量水平。水耕利用条件下,由于水稻能够通过非共生固氮而获得生长需要的部分氮素,加之稻田的施肥管理水平较高,大量的作物残体和其它有机物质归还土壤使得每年形成的土壤有机质量较大。

结果还表明,水耕利用条件下土壤有机碳和全氮的积累过程可大致分为快速增长和趋于稳定阶段,这两个阶段以利用30 a为界限。在前30 a,其增加趋势与利用年限呈极显著的直线相关,相关方程式:0~10 cm和10~20 cm土壤有机碳分别为 $y = 0.5189t + 4.5126$ ($R^2 = 0.951^{**}$, $n = 5$)和 $y = 0.5328t + 2.2797$ ($R^2 = 0.978^{**}$, $n = 5$),全氮分别为: $y = 0.0407t + 0.4504$ ($R^2 = 0.952^{**}$, $n = 5$)和 $y = 0.0408t + 0.2986$ ($R^2 = 0.982^{**}$, $n = 5$);30 a后,其增长速度明显减慢,趋于稳定。前30 a,0~10 cm和10~20 cm土壤有机碳含量增加15.0和 15.3 g kg^{-1} ,年均增加0.50和 0.51 g kg^{-1} ;全氮含量增加1.23和 1.19 g kg^{-1} ,年均增加0.041和 0.040 g kg^{-1} 。30~80 a,0~10 cm和10~20 cm土壤有机碳含量仅增加2.65和 1.07 g kg^{-1} ,年均增加0.05和 0.02 g kg^{-1} ;全氮含量增加0.19和 0.11 g kg^{-1} ,年均增加0.004和 0.002 g kg^{-1} 。可见,从年均增加量来看,0~30 a是30~80 a的10~25倍。统计分析结果表明,利用30 a的土壤有机碳含量与利用0 a、3 a、10 a、15 a均有显著差异($p < 0.05$),但与利用80 a没有显著差异。这种变化趋势意味着,在现实生产力条件下,红壤稻田利用30 a,表层土壤(0~20 cm)有机碳库基本达到平衡,该平衡值约为 20 g kg^{-1} 。

2.2.3 磷 在保持常年施用磷肥的情况下,随着水耕利用年限的延长,土壤磷的含量总体呈上升趋势(表1)。荒地红壤水耕利用后,在3 a连续施用磷肥的情况下,0~10 cm土壤全磷含量提高1.4倍,从含量中等水平提高到丰富水平。可见,红壤区土壤全磷含量是可以施用磷肥来得到快速提高的。10 a利用处理常年保持高量施用磷肥(每年施用钙镁磷肥 2900 kg hm^{-2} ,比其它处理高50%),所以土壤全磷含量最高。其它正常施用量条件下,土壤全磷含量随利用年限的延长而升高,但30 a利用后,也基本保持稳定,直到80 a利用,并没有显著变化。

红壤地区土壤由于巨大的固磷能力以及磷在土壤中的微弱移动性, 进入的磷很容易被保持在土壤中, 而致土壤全磷含量能够快速升高, 特别是在施肥条件下, 这种增加的趋势更加明显。由于磷肥施用是提高红壤生产力上的显著作用, 因此, 随着磷肥工业的发展, 近二三十年来磷肥的施用受到广泛的重视; 研究表明^[16], 中国南方主要省份稻田磷素平衡全部处于盈余状态, 例如广东和福建省, 1995 年所施磷肥比作物实际吸收量甚至高出 3 倍以上, 这必然导致土壤磷素的快速积累。

2.2.4 钾 荒地开垦利用后, 通过施用钾肥, 土壤钾的含量增加。3 a 水耕利用, 0~10 cm 土壤全钾含量比荒地红壤增加了近 50%。但是, 随着水耕利用年限的延长, 土壤全钾含量呈下降趋势; 15 a 水耕利用土壤的全钾含量比 3 a 水耕利用下降了近 50%, 与荒地红壤含量相近; 而 80 a 水耕利用稻田土壤全钾含量甚至比荒地红壤还低 28% (表 1)。这种随着熟化程度的提高土壤全钾含量降低的趋势, 在红壤水稻土中是一种普遍存在的现象^[1]。土壤全钾的含量除因粘土矿物类型的不同而异外, 特别与粘粒含量有显著关系。研究表明^[17], 土壤钾素主要集中在 < 0.002 mm 的粒级中, 其含量随粒级的增大而降低。表 1 结果的统计分析显示, 土壤全钾与粘粒含量呈极显著正相关, 单相关系数 $r = 0.960^{**}$ (0~10 cm) 和 0.957^{**} (10~20 cm)。因此, 水耕利用条件下, 由于粘粒的淋失 (图 1), 土壤全钾含量随利用年限的延长而下降。此外, 粘粒组分的衍射分析结果表明^[1], 荒地红壤水耕利用后, 可导致含钾矿物的破坏和损失, 使固钾能力降低。同时, 在灌水期间水稻土的水分不断下渗, 土体内的物质形成真溶液而随水迁移, 导致钾的大量淋失。红壤区研究还表明^[16], 长期以来, 该区农田钾肥的施用严重不足, 近 10 a 来农田钾素的平衡状况处于亏缺状态, 有些地区这种趋势还在发展。这也是导致土壤全钾含量下降的原因之一。

2.2.5 铁和铝 全铁、游离铁、游离铝的含量均随耕种年限的延长而下降。80 a 利用的水田土壤, 全铁、游离铁、游离铝的含量仅为荒地红壤的 52.2%、36.8%、89.4% (0~10 cm) 和 49.5%、38.6%、89.5% (10~20 cm)。全铁含量与粘粒含量呈极显著正相关, 单相关系数 $r = 0.933^{**}$ (0~10 cm) 和 0.908^{**} (10~20 cm), 表明供试土壤的全铁量受粘粒含量的制约, 水耕利用条件下, 由于粘粒的淋失而致全铁含量下降。而游离铁与全铁的含量也呈极显著正相关, 单相关系数 $r = 0.971^{**}$ (0~10 cm) 和 0.985^{**} (10~20 cm)。此外, 水稻土形成过程中由于还原离铁作用, 使得大量的亚铁形成和向下淋溶损失, 也使游离氧化铁减少很多, 利用年限越长, 离铁作用越明显。

表 1 不同利用年限红壤稻田土壤的有机碳及养分含量变化

Table 1 Changes in soil C and nutrient content of paddy fields in a chronosequence of cultivation in red soil region

深度 Depth (cm)	耕作 年限 Cultivated years (a)	pH	有机碳 Org. C (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	全磷 Total P (P ₂ O ₅ , g kg ⁻¹)	全钾 Total K (K ₂ O, g kg ⁻¹)	全铁 Total Fe (Fe ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)	游离铁 Free Fe (Fe ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)	游离铝 Free Al (Al ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)
0~10	0	4.49±0.10	4.58±1.27	0.39±0.05	0.52±0.02	10.8±0.35	50.8±1.37	36.7±1.68	1.04±0.05
	3	5.76±0.12	6.09±0.36	0.63±0.02	1.27±0.13	16.0±1.22	56.1±2.85	36.6±1.00	1.13±0.26
	10	6.10±0.22	6.96±0.88	0.75±0.09	2.02±0.39	14.2±0.83	51.6±1.30	31.8±1.04	1.04±0.07
	15	5.19±0.04	14.4±1.20	1.22±0.08	1.14±0.12	10.7±0.58	43.2±2.70	29.4±0.90	0.88±0.07
	30	5.43±0.05	19.6±1.51	1.62±0.09	1.80±0.23	9.20±0.70	43.5±1.55	27.4±1.44	0.84±0.08
	80	5.11±0.08	22.2±0.74	1.81±0.01	1.54±0.04	7.80±0.46	26.5±1.42	13.5±1.10	0.93±0.10

(1) Li Z P, Velde B, Li D C. Loss of potassium clay minerals in flood irrigated, rice growing soils in Jiangxi Province, China. Clays and Clay Mineral, 2003, (in press)

续表

深度 Depth (cm)	耕作 年限 Cultivated years (a)	pH	有机碳 Org. C (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	全磷 Total P (P ₂ O ₅ , g kg ⁻¹)	全钾 Total K (K ₂ O, g kg ⁻¹)	全铁 Total Fe (Fe ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)	游离铁 Free Fe (Fe ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)	游离铝 Free Al (Al ₂ O ₃ , g kg ⁻¹)
10~20	0	4.68±0.29	2.79±0.55	0.31±0.02	0.55±0.05	11.8±0.45	55.2±2.27	39.6±1.57	0.95±0.10
	3	5.63±0.23	3.51±1.13	0.41±0.09	0.75±0.17	15.8±1.55	57.3±2.69	39.9±2.51	1.62±0.55
	10	5.92±0.28	6.06±1.05	0.63±0.10	1.64±0.28	14.7±1.22	51.5±2.33	33.5±1.10	1.11±0.11
	15	5.24±0.05	11.6±0.77	1.01±0.07	0.98±0.07	10.2±0.26	42.3±1.20	29.8±1.10	0.96±0.17
	30	5.65±0.09	18.1±1.45	1.50±0.14	1.62±0.18	9.13±0.25	44.4±2.55	27.7±2.15	0.81±0.00
	80	5.23±0.04	19.1±2.44	1.61±0.22	1.38±0.07	7.77±0.12	27.3±3.36	15.3±2.05	0.85±0.09

2.3 土壤微生物数量与酶活性

2.3.1 细菌、真菌、放线菌 结果表明(表2),随着水耕利用年限的增加,红壤稻田土壤的细菌数量呈上升趋势,特别是在利用30 a后,其增加的趋势十分明显。从3 a到30 a水田,细菌数量增加了1.1倍(0~10 cm)和3.9倍(10~20 cm);而80 a稻田比30 a稻田,细菌数量增加了8.3倍(0~10 cm)和1.6倍(10~20 cm)。真菌的数量也呈上升的趋势,但在利用30 a后,基本趋于稳定。放线菌的数量在水耕利用后至15 a,趋于下降,其后略有上升,总体趋于稳定。荒地红壤水耕利用后微生物数量的这种变化,是微生物自身的特性及其适应土壤性质与水分状况变化的结果。细菌主要为兼嫌气性,其数量变化受肥力水平高低的影响,肥力水平越高,细菌的数量越多。表2结果的统计分析显示,细菌数量与土壤有机碳和全氮含量均呈显著正相关。因此,细菌数量变化是水耕熟化过程的重要表征。放线菌则主要是好气性的,随着水耕利用时间的延长,特别是淹水后,由于通气状况改变和氧化还原电位下降,其数量明显下降。

2.3.2 亚硝化细菌 亚硝化细菌的数量影响土壤中硝化作用的强度。结果显示(表2),从3 a到30 a利用水田,亚硝化细菌数量增加1.5倍(0~10 cm)和2.2倍(10~20 cm);从30 a到80 a利用水田,增加22倍(0~10 cm)和15倍(10~20 cm)。可见,尽管红壤水稻土酸度较大,淹水造成的还原条件也不利于亚硝化细菌的生长,但荒地红壤开垦利用后,随着水耕熟化过程的进行,土壤中亚硝化细菌的数量呈增加趋势;特别是高度熟化的80 a老水田,亚硝化细菌的数量达到 $4.4 \times 10^4 \text{ g}^{-1} \pm (0 \sim 10 \text{ cm})$ 和 $1.8 \times 10^4 \text{ g}^{-1} \pm (10 \sim 20 \text{ cm})$;这表明红壤水田土壤的硝化作用并不像通常所认为的那样弱^[18]。由于硝化作用产生的硝酸盐易于通过淋洗或径流损失,也可在嫌气或局部嫌气的土壤环境中通过反硝化作用而逸失,导致水体和大气污染,因此,红壤水田的硝化作用不应该受到忽视。

2.3.3 脲酶和转化酶活性 不同利用年限的红壤水稻土,转化酶活性水平的变化规律性不明显,但脲酶活性则随利用年限的增长而升高。酶活性的变化是土壤熟化过程的重要反映,表2结果的统计分析表明,脲酶活性与土壤有机碳和全氮含量均呈极显著正相关,与有机碳含量的单相关系数 $r = 0.958^{**}$ (0~10 cm)和 0.946^{**} (10~20 cm),与全氮含量的单相关系数 $r = 0.926^{**}$ (0~10 cm)和 0.932^{**} (10~20 cm)。

表 2 不同利用年限红壤稻田土壤微生物数量及酶活性变化

Table 2 Changes in soil microorganism and enzyme activity in paddy fields in a chronosequence of cultivation in red soil region

深度 Depth (cm)	耕作 年限 Cultivated years (a)	细菌 Bacteria ($\times 10^4$ g $^{-1}$ soil)	放线菌 Actinomycetes ($\times 10^4$ g $^{-1}$ soil)	真菌 Fungi ($\times 10^3$ g $^{-1}$ soil)	亚硝化细菌 Nitrobacteria (g $^{-1}$ soil)	转化酶 Invertase (Glucose, mg g $^{-1}$ 24h $^{-1}$)	脲酶 Urease (NH $_4^+$ -N, mg g $^{-1}$ 24h $^{-1}$)
0~ 10	0	140.8 \pm 22.1	14.8 \pm 2.0	25.6 \pm 0.2	5.0 \pm 0.0	14.65 \pm 1.10	0.961 \pm 0.008
	3	779.8 \pm 35.0	202.8 \pm 13.6	7.9 \pm 2.0	755.0 \pm 605.9	17.60 \pm 1.24	0.905 \pm 0.032
	10	1308.0 \pm 283.5	166.6 \pm 4.6	29.2 \pm 14.8	330.3 \pm 2.9	16.26 \pm 0.34	0.906 \pm 0.013
	15	2296.4 \pm 81.4	12.6 \pm 0.4	24.6 \pm 6.2	968.7 \pm 725.0	16.85 \pm 0.75	1.049 \pm 0.040
	30	1670.2 \pm 194.5	26.7 \pm 1.4	34.0 \pm 3.7	1872.1 \pm 1641.2	15.35 \pm 0.96	1.113 \pm 0.067
	80	15629.0 \pm 5095.5	48.2 \pm 2.8	29.8 \pm 2.2	43559.4 \pm 4319.4	18.82 \pm 0.17	1.190 \pm 0.010
10~ 20	0	70.5 \pm 9.9	20.3 \pm 3.1	5.3 \pm 1.4	0.0 \pm 0.0	16.55 \pm 2.10	0.929 \pm 0.006
	3	322.8 \pm 33.0	118.8 \pm 4.5	7.0 \pm 1.5	339.9 \pm 223.8	17.49 \pm 0.02	0.878 \pm 0.016
	10	1303.6 \pm 173.4	40.4 \pm 8.5	12.5 \pm 8.9	71.7 \pm 47.7	15.40 \pm 0.53	0.875 \pm 0.020
	15	491.6 \pm 30.5	10.8 \pm 0.3	20.1 \pm 2.4	356.7 \pm 19.9	15.07 \pm 0.50	1.003 \pm 0.014
	30	1573.6 \pm 378.0	25.0 \pm 2.8	24.5 \pm 5.9	1100.9 \pm 640.5	14.06 \pm 1.76	1.072 \pm 0.019
	80	5295.9 \pm 2304.7	24.2 \pm 0.7	19.3 \pm 1.9	17998.1 \pm 8278.8	16.86 \pm 1.21	1.096 \pm 0.101

3 讨 论

分布于中国热带亚热带地区丘岗部位的荒地资源,约有 7% 宜农利用。以近 20 a 的年均开垦量计算,该区的宜农荒地还可供近 20 a 开垦。因此,开荒利用在本区农业生产的未来发展上仍将具有重要的地位,不容忽视。同时,本区现已存在的约占耕地总面积 20% 的大量旱地^[2],由于长期以来管理粗放,利用方式单一,侵蚀较严重,土壤肥力和生产力也长期处于较低水平而得不到改善。总体来说,红壤荒地和旱地土壤均是物质循环水平低,养分含量处于非常贫瘠状态,有机碳含量一般低于 8 g kg $^{-1}$,生产力的发挥受到严重制约;但所处的部位平缓,水源能够得到保证,因此,其增产潜力和利用前景是十分广阔的。从目前的现实条件来看,水耕利用是快速恢复土壤肥力和生产力的首选和常用措施,因为,水稻是中国热带亚热带地区最重要的粮食作物,稻田的管理和水稻栽培历来受到高度重视,长期的实践已积累了丰富的经验。

荒地红壤水耕利用后,粘粒的淋失是一种普遍存在的现象,许多的研究者都观测到类似的结果。第四纪红色粘土发育的红壤,粘粒含量一般在 350 g kg $^{-1}$ 以上,高者甚至可达 400 g kg $^{-1}$;新垦红壤水田,往往由于土壤质地粘重而不利于耕作和水稻生长。正是由于水耕利用后粘粒的不断淋失,使得红壤水稻土结构发育,耕性和通气透水状况改善,因为土壤总孔隙度和田间持水量下的通气孔隙度与粘粒、游离氧化铁的含量呈负相关,且大多达到显著和极显著水平。可见,粘粒的淋失是红壤水稻土物理肥力改善的必要途径。

土壤有机碳的含量变化主要决定于系统物质输入量和输出量的相对大小。红壤荒坡地,每年以禾本科草为主的归还土壤的地被物量约为 1 000~ 1 200 kg hm $^{-2}$ ^[9]。而 3 a 水耕利用的红壤稻田,水稻地上部生物量可达 5 000~ 6 000 kg hm $^{-2}$,根茬量为 1 500~ 2 000 kg hm $^{-2}$,如果考虑到通过施肥带入的量,则 3 a 水田的有机物质进入量是荒地红壤的 2~ 3 倍。可见,荒地红壤一经水耕利用,便会因为有机物质输入量的显著增加而致土壤有机碳含量快速升高;直到经 30 a 利用后,有机碳库的输入输出量达到平衡,土壤有机碳含量趋于稳定。但是,土壤有机碳含量达到平衡值的时间并不是一个恒定值,会因有机

物质进入量和土壤条件的不同而异。对于粘粒含量较低的土壤^[20],最长不会超过 20 a 即可达到平衡值,但在粘粒含量高的土壤条件下,土壤有机质的积累可能需要 50 ~ 100 a 时间才达到稳定^[21]。中国红壤地区,有研究者根据收集资料认为^[22],耕作条件下在 10 a 的时间里,土壤有机碳积累量可以达到平衡值的 80% ~ 85%,并且积累速度明显变慢。但另一些研究结果表明^[9],红壤水稻土有机碳积累过程中,30 a 以前积累速度很快,30 a 后明显变慢,并趋于稳定。笔者在红壤地区进行的连续长期田间试验表明^[2],在每年加入 2250 kg hm⁻² 有机物质的情况下,11 a 的时间里土壤有机碳含量几乎呈直线增长,且尚未出现变慢的趋势。目前的研究结果都是通过大田采样获得,由于缺乏连续的超过 30 a 的田间定位试验,要正确判定红壤水稻土有机碳含量达到平衡值的时间还需要更深入的研究。

通过大量施用化学磷肥和有机肥料,可以使红壤全磷和有效磷含量快速增加;3 a 连续施用磷肥(年施 2250 kg hm⁻² 钙镁磷肥),0~ 10 cm 土壤全磷含量可从原来的 0.5 g kg⁻¹ 上升到 1.3 g kg⁻¹(表 2)。红壤地区大规模施用磷肥 30 余年来,农田磷素状况(特别是水田)已发生了重大变化,积累的趋向十分明显。典型地区 1990 年代中期的 5 a 时间里,水田土壤有效磷含量从 8 ~ 12 mg kg⁻¹ 增加到 14 ~ 18 mg kg⁻¹^[16]。磷素积累固然代表了土壤磷素肥力的改善,但在具体实践中应该考虑环境问题。研究表明^[23],红壤水稻土有效磷与全磷含量呈极显著正相关,这意味着有效磷含量会随着全磷的积累而升高,当全磷含量为 1 g kg⁻¹ 时,土壤有效磷含量约为 20 mg kg⁻¹。该值对于水体环境来说,是一个非常重要的临界值,在这一 Olsen-P 水平时,水溶磷的水平大大超过 0.1 mg L⁻¹(水体富营养化的磷的临界浓度),甚至达到 1 ~ 2.5 mg L⁻¹。因此,即使在磷固定量大的红壤区,土壤重建过程中磷的积累可能带来的环境问题也不可忽视,在未来的施肥实践中,应当寻求一种环境友好的磷肥施用制度,改变目前每季都施用磷肥的传统方法。

红壤中的粘土矿物以不含钾的高岭类为主,云母类只占 6% ~ 17%,因此,决定了该类土壤的全钾含量和供钾潜力都较低^[7]。在水耕利用条件下,由于淋溶和含钾矿物破坏造成损失,导致土壤全钾含量下降(表 2)。此外,中国热带亚热带地区农田土壤的钾库长期处于亏缺状态是一种普遍现象^[16],有些地区已经成为作物生长的限制因子,必须补充钾素,才能保持和提高生产力。已经有相当多的研究结果表明^[24],即使将全部收获的有机物进行本田还田,也不能达到土壤钾素库的平衡,必须施用化学钾肥。但是,在红壤上进行的试验表明^[3],加入化学钾肥后,水溶态钾占加入钾的比例在 50% ~ 80%,表明在这类土壤上,由于大量高价 Fe、Al 存在于交换复合体中,一价的钾在一般情况下大部分不能进入交换状态,容易造成淋失。因此,虽然需要通过施用化学钾肥来保持红壤水稻土钾素库的平衡,但应该寻求一种合理的施肥制度,减少钾素的淋失损失。

荒地红壤水耕利用后,随着利用年限的延长,细菌数量和酶活性水平呈上升趋势(表 2),表明水耕熟化过程中土壤的生物学肥力不断提高。同时,土壤微生物数量和活性的高低还是土壤中物质循环速率水平的反映,30 a 水耕利用后,细菌的数量呈飞跃式增长(表 2),细菌种类明显增加和表征有机质含量丰富的紫色杆菌出现,这都表明,土壤有机碳、氮等养分库经 30 a 利用达到平衡水平后,土壤肥力水平的改善主要表现在养分有效性和物质循环速率的提高,养分供应能力明显增强,生产力水平大大增长。田间观测结果,80 a 利用红壤稻田的年均作物产量比 30 a 利用稻田增加了 16%,每年归还土壤的有机物质的量增加 20% ~ 30%。因此,必须保持较高的物质投入水平以维持高肥力土壤的物质循环和养分有效性水平,才能使其生产潜力得到充分发挥。

参考文献

1. 李庆逵主编. 中国水稻土. 北京: 科学出版社, 1992
2. 何康, 刘中一, 刘江主编. 中国农业统计年鉴(1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997). 北京: 农业出版社, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997
3. Pikul J L, Allmaras R R. Physical and chemical properties of a Haploxeroll after fifty years of residue management. Soil Sci.

(2) 李忠佩. 新垦红壤水稻土有机质的积累. (未发表资料)

(3) 鲁如坤. 退化红壤钾库重建. (未发表资料)

- Soc. Am. J., 1986, 50: 214~ 219
4. Luna-Suarez S, Luna-Guido M L, Frias-Hernandez J T, *et al.* Soil processes as affected by replacement of natural mesquite ecosystem with maize crop. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, 27(3): 274~ 278
 5. Aon M A, Sarena D E, Bugos J L, *et al.* Biological, chemical and physical properties of soils subjected to conventional or no-till management: An assessment of their quality status. *Soil & Tillage Research*, 2001, 60(3/4): 173~ 186
 6. 邓铁金, 樊友安, 周任发. 红壤性水稻土的形成过程特性及其肥力演变. *土壤学报*, 1985, 22(1): 1~ 11
 7. 中国科学院南京土壤研究所编. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978
 8. 刘光崧主编. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996
 9. 关松荫编著. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986
 10. 陈华癸, 李阜棣, 陈文新, 等. 土壤微生物学. 上海: 上海科学技术出版社, 1981
 11. 中国科学院南京土壤研究所微生物室编著. 土壤微生物研究法. 北京: 科学出版社, 1985
 12. Brinkman R. Ferrollysis: A hydromorphic soil forming process. *Geoderma*, 1969, 3: 199~ 206
 13. 于天仁著. 水稻土的物理化学. 北京: 科学出版社, 1983
 14. Lu F X, Zhu S Q, Yuan C T. Evolution and development of alluvial paddy soils in Zhujiang delta. In: Institute of Soil Science, Academia Sinica. ed. *Proceedings of Symposium on Paddy Soil*. Beijing: Science Press, Berlin: Springer-Verlag, 1981. 409~ 413
 15. 李德成, 李忠佩, Vekle B, 等. 不同利用年限的红壤水稻土孔隙结构差异的图像分析. *土壤*, 2002, 34(3): 134~ 137
 16. 鲁如坤. 东部红壤区农田养分平衡的时空演变. 见: 赵其国主编. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化和机理及调控措施. 北京: 科学出版社, 2002. 57~ 60
 17. 谢建昌. 中国土壤的钾素肥力及农业中的钾管理. 见: 沈善敏主编. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998.
 18. Sahavat K L. Nitrification in some tropical soils. *Plant and Soil*, 1982, 65: 281~ 286
 19. 李忠佩. 亚热带人工林地的生物归还动态及土壤养分含量的变化. 见: 王明珠, 张桃林, 何园球主编. 红壤生态系统研究(第三集). 北京: 中国农业科技出版社, 1995. 199~ 207
 20. Gami S K, Ladha J K, Pathak H, *et al.* Long-term changes in yield and soil fertility in a twenty-year rice-wheat experiment in Nepal. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, 34: 73~ 78
 21. Mosier A R. Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soil*, 1998, 27: 221~ 229
 22. 赵其国, 李忠. 中国热带、亚热带地区 CO₂ 的释放和减缓能力. *土壤学报*, 1995, 32(增刊2): 117~ 127
 23. 沈善敏, 陈欣. 中国土壤磷素肥力与农业中的磷管理. 见: 沈善敏主编. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998. 212~ 273
 24. 李忠佩, 唐永良, 石华, 等. 不同施肥制度下红壤稻田养分循环与平衡规律. *中国农业科学*, 1998, 31(1): 46~ 54

DYNAMICS OF SOIL PROPERTIES OF PADDY FIELDS IN RED SOIL REGION

Li Zhong-pei Li De-cheng Zhang Tao-lin Chen Bi-yun Yin Rui-ling Shi Ya-qin
(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*)

Summary

In the present study, changes in soil physical, chemical and biological properties in paddy fields of a cultivation chronosequence were observed by field sampling in a typical red soil region in subtropical China, Jiangxi Province. After cultivation, clay (< 0.002 mm) content decreased from 39% of the original uncultivated wasteland to 17% of the 80 a paddy field, while silt (0.02~ 0.002 mm) content in-

creased. Soil pH increased generally by 0.5~ 1 units, the 0~ 10 cm soil organic C and total N contents increased respectively from 4.58 g kg^{-1} and 0.39 g kg^{-1} of the original to 19.6 g kg^{-1} and 1.62 g kg^{-1} of the 30 a paddy field, and then remained stable. With 3 a cultivation for paddy field, total P content increased from 0.5 g kg^{-1} to 1.3 g kg^{-1} , which suggested that fertilizer application can accelerate phosphorous accumulation in paddy field. 0~ 10 cm soil total K content showed a decrease by 80% with a 80 a cultivation. Total Fe and free Fe contents also showed a decreasing tendency. Bacterial population increased and urease activity intensified obviously. In this chronosequence it appeared that it took 30 year to raise fertility to a relatively constant value, seen after 80 a cultivation.

Key words Red soil region, Paddy fields, Soil properties, Dynamics

《PEDOSPHERE》成为 SCI 源刊

《PEDOSPHERE》(《土壤圈》)英文季刊; ISSN 1002- 0160/ CN 32- 1315/ P)编辑部接到美国科学信息所(IST, USA)2003年9月19日的通知,《PEDOSPHERE》自今年(2003年)第1期起已被美国ISI的《Current Contents/ Agriculture, Biology & Environmental Sciences》和《SCIE》等收录,成为SCI的来源期刊。经与ISI有关部门联系证实,今年(2003年)第1期起,在《PEDOSPHERE》上发表的每篇论文都被SCI收录,并在其有关文摘的印刷版、光盘版和网络版和《SCIE》上发布,即成为SCI的来源论文。

此前,《PEDOSPHERE》已成为《Biological Abstracts》、《BIOSIS Previews》、《CAB AbstractsTM》、《Cambridge Scientific Abstracts》、《Chemical Abstracts》、《Ecological Abstracts》、《Elsevier BIOBASE》、《Environmental Sciences & Pollution Mgmt》、《GEOBASE》、《Geological Abstracts》、《Pollution Abstracts》、《Water Resources Abstracts》、《中国科技论文统计与引文分析数据库》(CSTPC)、《中国科学引文数据库》(CSCD)等五十多种国内外重要检索和文摘数据库的来源期刊(详见该刊主页: <http://pedosphere.issas.ac.cn>),并是中国核心期刊(CSCD、CSTPC等),2001年入选中国期刊方阵。

请大家一如既往继续多多关心和支持本刊的发展,积极向本刊赐稿和订阅本刊,并在国内外投稿中多多引用本刊发表的文章,并向国内外同行积极宣传、举荐本刊,与我们一道努力将《PEDOSPHERE》尽早办成土壤学科国际著名学术期刊,为中国土壤学界增光,为中国科学事业添彩!谢谢大家!

《PEDOSPHERE》编委会与编辑部

地址:南京市北京东路71号 中国科学院南京土壤研究所

邮编:210008;电话/传真:025- 6881235

E-mail: rmdu@issas.ac.cn; pedo@issas.ac.cn