

红壤稻田土壤有机质的积累过程特征分析*

李忠佩 张桃林 陈碧云 尹瑞龄 施亚琴

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘 要 通过田间采样分析, 研究了不同利用年限红壤稻田土壤有机质含量的变化及其过程和机理, 确定达到平衡状态时红壤稻田土壤的有机碳含量水平。结果表明, 在水耕条件下, 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。水耕利用 30 年, 0~20 cm 土壤有机碳含量达到 20 g kg⁻¹, 全氮含量 1.6 g kg⁻¹, 随后, 即使利用年限长达 80 年, 土壤有机碳和全氮含量变化趋于稳定, 没有显著提高。20 天的培养期内, 不同利用年限红壤稻田 0~10 cm 土层有机碳和有机氮的矿化率分别为 2.2%~3.3% 和 2.8%~6.7%; 总体来说, 有机碳、氮的矿化率随红壤水稻土的熟化过程而升高。随着利用年限的增加, 微生物生物量碳一直保持增加的趋势, 而微生物生物量氮在利用 30 年后其增加趋势明显趋缓; 利用 30 年的红壤稻田, 0~10 cm 土壤微生物生物量 C、N 为 332.8 mg kg⁻¹ 和 23.85 mg kg⁻¹, 比利用 3 年分别高 111% 和 47%。与利用 3 年的红壤稻田相比, 利用 30 年后细菌数量增加了 1.1 倍(0~10 cm) 和 3.8 倍(10~20 cm), 利用 80 年后更显著地增加了 19 倍(0~10 cm) 和 12 倍(10~20 cm); 真菌的数量也呈上升的趋势, 但在 30 年利用后基本趋于稳定; 此外, 细菌的群落从荒草地的 4 个种到 30~80 年水田的 8 个种, 这种群落组成多样性上的变化, 是土壤熟化过程演替的重要反映。

关键词 红壤稻田, 土壤有机质, 积累过程

中图分类号 S153.6

土壤有机质是反映土壤肥力状况的重要指标, 采用合理有效的措施, 保持和提高土壤有机质含量, 是提高陆地生态系统生产力和保持系统稳定性的重要途径。土壤有机质的保持和提高还与控制全球气候变暖有密切关系^[1], 通过增加土壤—植物系统对大气 CO₂ 的固持, 能够有效减缓大气 CO₂ 浓度的增加。

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、耕轮作制度等不同条件下土壤有机碳库动态变化的结果^[2-5]。一个基本的结论是, 在土壤有机质形成量大于矿化量的情况下, 土壤有机碳含量将不断提高, 并最终达到一个新的平衡值。但是, 由于土壤有机碳的平衡水平不仅决定于有机物质的进入量, 还与控制有机物质转化的土壤性质有十分密切的关系^[6], 因此, 不同的土壤条件, 土壤有机碳的积累过程和达到平衡的水平有十分显著的差异。目前, 通过长期田间试验进行的温带地区土壤有机碳积累过程的研究较多^[7, 8], 但热带地区土壤上的相关资料较少^[9], 试验时间较短且大多没有比较准确的数量概念。

红壤稻田是中国南方最重要的耕作土地类型, 水耕熟化也曾是该区提高土地生产力的常用措施。有研究表明^[10, 11], 由于粘粒含量高, 有机物质归还量大, 红壤区土壤有机碳库处于不饱和状态, 因此, 在现实农作条件下, 预计未来土壤有机碳含量仍将得到不断提高, 但是这种提高不是无限的, 必定在一定会达到新的平衡。目前, 对红壤稻田土壤有机碳的积累过程以及平衡水平等都是一个未知数。本文通过田间采样分析, 研究不同利用年限红壤稻田土壤有机碳含量变化及其过程机理, 确定达到平衡状态时红壤稻田土壤的有机碳含量水平, 这些结果对于探明红壤在水耕熟化过程中的肥力演替特征, 评估红壤区土壤在固持大气 CO₂ 中的潜力具有重要意义。

* 国家重点基础研究发展规划项目(G1999011805)和国家自然科学基金重大项目(39899370)资助

收稿日期: 2002-02-20; 收到修改稿日期: 2002-07-26

1 材料与方 法

1.1 采样点的自然概况

采样点选在江西省鹰潭市刘家站, 地处东经 $116^{\circ}53'0''$, 北纬 $28^{\circ}53'0''$, 属亚热带季风气候区, 年均气温 17.8°C , 年降雨量 1785 mm , 年蒸发量 1318 mm , 无霜期 261 d 。供试土样分别取自荒地(种植水稻 0 年), 以及荒地开垦后种植水稻 3 年、10 年、15 年、30 年和 80 年的水田, 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 $0\sim 10\text{ cm}$ 、 $10\sim 20\text{ cm}$ 、 $20\sim 40\text{ cm}$ 土层采集土样, 每一利用年限田块随机采三个样点。供试土壤的基本理化性状见表 1。

表 1 供试土壤的基本理化性状

Table 1 Some physical and chemical properties of tested soil samples

利用年限 Cultivation period (a)	土壤名称 Soil type	深度 Depth (cm)	pH (H_2O)	C (g kg^{-1})	N (g kg^{-1})	P_2O_5 (g kg^{-1})	K_2O (g kg^{-1})	粘粒 ($< 0.002\text{ mm}$) Clay content (g kg^{-1})	有机肥施用及 产量情况 Organic amendment and crop yield (kg hm^{-2})
荒地	红壤	0~ 10	4.49	4.58	0.39	0.52	10.8	351	—
		10~ 20	4.68	2.79	0.31	0.55	11.8	398	—
3 年水田	红壤	0~ 10	5.76	6.09	0.63	1.27	16.0	302	早稻秸秆还田, 水稻年产量 5 600
		10~ 20	5.63	3.51	0.41	0.75	15.8	358	
10 年水田	筒育红壤 水稻土	0~ 10	6.10	6.96	0.75	2.02	14.2	281	早稻秸秆还田, 水稻年产量 7 500
		10~ 20	5.92	6.06	0.63	1.64	14.7	295	
15 年水田	铁聚红壤 水稻土	0~ 10	5.19	14.42	1.22	1.14	10.7	255	早稻秸秆还田, 水稻年产量 8 250
		10~ 20	5.24	11.55	1.01	0.98	10.2	262	
30 年水田	潜育红壤 水稻土	0~ 10	5.43	19.59	1.62	1.80	9.20	207	早稻秸秆还田, 水稻年产量 9 375
		10~ 20	5.65	18.07	1.50	1.62	9.10	225	
80 年水田	潜育红壤 水稻土	0~ 10	5.11	22.24	1.81	1.54	7.80	172	早稻秸秆还田, 水稻年产量 10 875
		10~ 20	5.23	19.14	1.61	1.38	7.77	197	

1.2 土壤有机碳、氮的矿化

采用室内恒温培养、碱液吸收法测定土壤有机碳的矿化量^[9]。称取 20 g 新鲜土壤于 500 ml 培养瓶中平铺于瓶底部, 根据土壤含水量及土壤最大持水量计算出最大持水量的 60% 时的需水量, 均匀地加入铺于瓶底的土壤中。然后, 将盛有 $5\text{ ml } 0.1\text{ mol L}^{-1}\text{ NaOH}$ 溶液的 10 ml 特制容量瓶小心地置于培养瓶内, 将培养瓶加盖密封好, 于 $28\pm 1^{\circ}\text{C}$ 的恒温箱中培养。在培养的 5 d 、 10 d 、 15 d 、 20 d , 取出容量瓶定容(每处理均三次重复), 从中吸取 5 ml 于小烧瓶中, 加入 $1\text{ mol L}^{-1}\text{ BaCl}_2$ 溶液 1 ml , 加两滴酚酞指示剂, 用标准酸(约 $0.027\text{ mol L}^{-1}\text{ HCl}$) 滴定至红色消失。根据 CO_2 的释放量计算培养期内土壤有机碳的矿化量。土壤有机氮的矿化量根据培养前后土壤中无机氮(NH_4^+ 和 NO_3^-) 含量之差计算, 称取一定量新鲜土样, 加入 $2\text{ mol L}^{-1}\text{ KCl}$ 溶液, 振荡提取, 过滤, 吸取 20 ml 滤液进行蒸馏, 滴定^[12]。

1.3 微生物生物量碳、氮

采用熏蒸提取法测定土壤的微生物生物量碳和氮^[13]。将采集的新鲜土样挑去粗的植物残体, 过孔径为 2 mm 筛备用。称取 30 g 新鲜土壤于培养皿中, 置于已放置 50 ml 氯仿的真空干燥器内, 抽气至氯仿剧烈沸腾, 在 $28\pm 1^{\circ}\text{C}$ 下放置 24 h 后打开干燥器盖, 取出盛氯仿的容器, 复盖好盖子, 于真空泵下抽

空,以驱除土壤中的氯仿。称取熏蒸后的土样 20 g,加入 $0.5 \text{ mol L}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4$ 50 ml,振荡提取 0.5 h。采用未熏蒸土壤进行同样提取操作。用费恩法测定提取液中的有机碳含量^[14],用蒸馏法测定提取液中的全氮含量^[15]。根据熏蒸和未熏蒸处理土壤提取液中有机碳、全氮含量之差,分别乘以系数 2.64(微生物生物量碳)、1.85(微生物生物量氮),求得微生物生物量碳、氮。

1.4 微生物数量和组成

采用稀释平板法^[16],通过接种到不同的培养基上,并在 $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 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。细菌中各优势种组成的确定参照文献^[17]的方法进行。

1.5 化学分析

土壤有机碳含量采用丘林法测定^[15],全氮采用开氏法测定^[15]。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—火焰光度计法,粘粒含量采用吸管法^[18]。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳和全氮含量

不同利用年限红壤稻田土壤的分析结果表明(图 1, 2),在水耕条件下,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 年为界限。在前 30 年,其增加趋势与利用年限呈极显著的直线相关,相关方程式: $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土壤有机碳分别为 $y = 0.5189t + 4.5126$ ($R^2 = 0.9514^{***}$, $n = 5$) 和 $y = 0.5328t + 2.2797$ ($R^2 = 0.9781^{***}$, $n = 5$), 全氮分别为: $y = 0.0407t + 0.4504$ ($R^2 = 0.9523^{***}$, $n = 5$) 和 $y = 0.0408t + 0.2986$ ($R^2 = 0.9826^{***}$, $n = 5$); 30 年后,其增长速度明显减慢,趋于稳定。前 30 年, $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土壤有机碳含量增加 15.01 和 15.28 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} 。 $30 \sim 80$ 年, $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 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, $0 \sim 30$ 年是 $30 \sim 80$ 年的 $10 \sim 25$ 倍。统计分析结果表明,利用 30 年的土壤有机碳含量与利用 0、3、10、15 年均均有显著差异 ($p < 0.05$), 但与利用 80 年没有显著差异。

另一方面,红壤开垦利用后,土壤有机碳和全氮的积累速度是不同的。从 C/N 比的变化可以看出,特别是在开垦利用的前 30 年, $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 的 C/N 比从 9.7 和 8.6 增加到 12.1 和 12.0 , 这表明有机碳的积累速度要高于全氮。利用 30 年后, C/N 比保持稳定, 差异很小。 C/N 比变化反映了土壤有机质积累过程中碳、氮周转速率的差异, 这可能会对土壤有机质的储存以及养分和能量的循环产生明显的影响。

2.2 土壤有机碳和有机氮的矿化速率

在 20 天的培养期内,不同利用年限红壤稻田 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 土壤有机碳的矿化率变动在 $2.2\% \sim 3.3\%$, 氮的矿化率变动在 $2.8\% \sim 6.7\%$ (表 2)。总体来说,有机碳、氮的矿化率随着红壤水稻土的熟化过程而升高, $0 \sim 10 \text{ cm}$ 土壤有机碳的矿化率,以每日释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 计,若荒草地为 100,则 3、10、15、30、80 年水田分别为 169.4 、 277.1 、 268.8 、 527.1 、 510.4 ; 但若以矿化量占总碳的比例,则相应数值分别为: 108.0 、 147.3 、 108.0 、 119.2 、 111.6 。可见,利用 30 年以上的红壤稻田土壤,不仅矿化量显著增加,而且矿化率也有明显升高。 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 土壤有机碳的矿化量(每日释放的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 量)与有机碳含量的单相关系数 $r = 0.9802^{***}$, $n = 6$ 。

不同土层土壤有机碳和有机氮的矿化速率,有随深度增加而下降的趋势,这表明下层土壤有机碳和有机氮对微生物的有效性比上层土壤低。在田间条件下,由于下层土壤通气状况较差,有机碳和有机氮的矿化速率可能更低;而对于表层土壤,由于培养过程中氧气逐渐减少,会使矿化量测定结果偏低。因此,在田间条件下,上下土层之间土壤有机碳和有机氮矿化速率的差异可能比测定值更大。

矿化有机碳/矿化有机氮之比有随着利用年限的增加而下降的趋势,但在利用 $10 \sim 15$ 年后,即基本趋于稳定,矿化碳/氮之比为 $6 \sim 7$ 。这种变化反映了土壤有机质积累过程中微生物利用碳源、氮源的差异,水耕利用的前期,同化单位重量的氮需要消耗较多的碳,如果氮的供应不足,将会导致更多的碳残留

在土壤中。

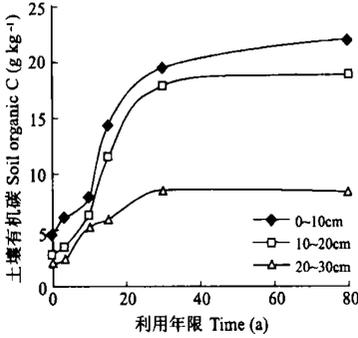


图 1 红壤稻田土壤有机碳的积累过程

Fig.1 Dynamics of soil organic C in paddy field of subtropical China

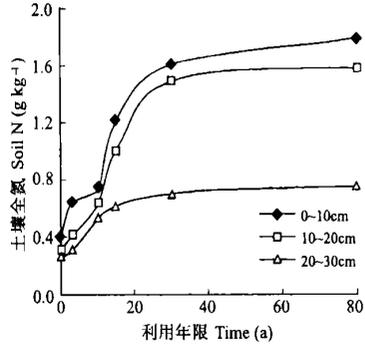


图 2 红壤稻田土壤全氮的积累过程

Fig.2 Dynamics of soil N in paddy field of subtropical China

表 2 不同利用年限红壤稻田土壤在培养期内 C、N 的矿化动态

Table 2 Mineralization of soil C and N during 20 days' incubation in a cultivation chronosequence of paddy fields of subtropical China

利用年限 Cultivation period (a)	深度 Depth (cm)	培养期内 CO ₂ -C 的累计释放量 Cumulative CO ₂ -C evolved (mg kg ⁻¹ soil)				C 的矿化率 C mineralization rate		N 的矿化率 N mineralization rate		矿化 C/N Min C/N
		5 d	10 d	15 d	20 d	(mg kg ⁻¹ d ⁻¹)	占总碳% % of total C	(mg kg ⁻¹)	占总氮% % of total N	
荒草地	0~ 10	48.1	69.7	82.3	95.9	4.80	2.24	—	—	—
	10~ 20	27.2	34.5	40.0	44.4	2.22	1.51	—	—	—
	20~ 40	14.9	18.7	21.2	23.3	1.16	1.18	—	—	—
3 年水田	0~ 10	94.6	129.5	147.3	162.5	8.13	2.42	17.9	2.78	9.1
	10~ 20	40.3	56.8	65.4	74.5	3.73	1.84	6.8	1.57	11.0
	20~ 40	16.1	21.4	25.1	28.7	1.44	1.19	—	—	—
10 年水田	0~ 10	161.4	213.6	245.5	265.9	13.3	3.30	40.1	5.59	6.6
	10~ 20	82.0	116.9	135.4	150.5	7.53	2.24	23.7	3.82	6.4
	20~ 40	26.7	40.3	49.8	58.9	2.95	0.97	3.3	0.54	17.8
15 年水田	0~ 10	133.0	186.9	230.8	257.8	12.9	2.42	36.7	4.12	7.0
	10~ 20	92.3	127.3	155.0	172.8	8.64	1.85	46.1	6.05	3.7
	20~ 40	78.1	122.7	148.1	166.4	8.32	0.79	31.0	4.05	5.4
30 年水田	0~ 10	265.5	377.5	441.1	506.2	25.3	2.67	61.6	3.97	8.2
	10~ 20	202.2	289.7	330.8	378.6	18.9	2.24	57.5	4.12	6.6
	20~ 40	46.6	76.3	94.6	110.1	5.51	1.29	—	—	—
80 年水田	0~ 10	287.8	373.7	434.1	490.3	24.5	2.5	109.9	6.73	4.5
	10~ 20	201.4	268.6	302.6	333.8	16.7	2.86	53.3	4.85	6.3
	20~ 40	38.6	50.5	58.8	67.7	3.39	3.13	0.3	0.06	—

2.3 土壤微生物生物量碳和氮

结果表明(图 3, 4), 随着利用年限的增加, 微生物生物量碳一直保持增加的趋势, 0~10 cm 和 10~20 cm 土壤微生物生物量碳与利用年限的单相关系数分别为: 0.9749^{**} , 0.9928^{**} (n 均为 6)。但不同的时间段, 增长的幅度有显著差异。0~10 cm 土壤, 水耕利用 0~15 年, 微生物生物量碳增加了 17.6%, 年均增加 1.17%; 利用 15~80 年, 增加了 438.2%, 年均增加 6.74%。10~20 cm 土壤, 水耕利用 0~15 年, 微生物生物量碳增加了 36.2%, 年均增加 2.41%; 利用 15~80 年, 增加了 294.1%, 年均增加 4.53%。微生物生物量氮的变化趋势与微生物生物量碳不同, 水耕利用 30 年后, 其增加趋势明显趋缓; 前 30 年微生物生物量氮的年均增加率为 15.8%, 而后 50 年的相应值仅为 0.7%。微生物生物量 C/N 比值, 在利用 15~30 年时最低, 利用年限短和利用年限很长的土壤, 反而较高。由上可见, 水耕利用 30 年后, 土壤微生物活性显著提高, 对碳源的利用率大大增加。微生物生物量碳、氮的含量水平反映土壤中微生物的活性及碳、氮的周转速率特征, 受包括土壤性质以及施肥状况在内的诸多因素的影响, 图 3、4 中水耕利用 3、10 年的土壤微生物生物量碳、氮较高, 可能是因为土壤 pH 较高所致(见表 1)。有关土壤微生物生物量变化与土壤有机质积累及周转的关系还需要进行更深入的研究。

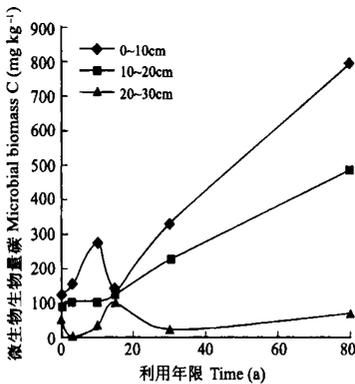


图 3 红壤稻田土壤的微生物生物量碳变化

Fig. 3 Change in soil microbial biomass C in paddy field of subtropical China

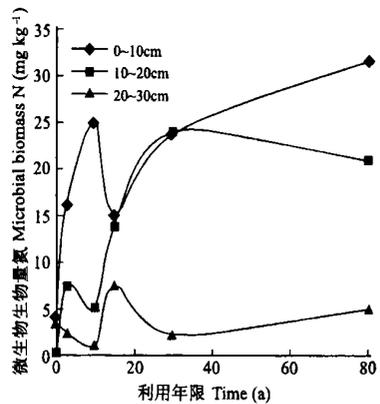


图 4 红壤稻田土壤的微生物生物量氮变化

Fig. 4 Change in soil microbial biomass N in paddy field of subtropical China

2.4 微生物数量及组成

结果表明(图 5, 6), 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 年后, 其增加的趋势十分明显, 80 年稻田比 30 年稻田, 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 年后, 基本趋于稳定。放线菌的数量在水耕利用后至 15 年, 趋于下降, 其后略有上升, 总体趋于稳定。微生物数量的这种变化, 与其本身的特性有关, 细菌主要为兼嫌气性, 不同利用年限的变化主要受肥力水平高低的影响, 肥力水平越高, 细菌的数量越多。放线菌则主要是好气性的, 淹水后, 由于通气状况的改变和氧化还原电位的下降, 其数量明显下降^[19]。

不同利用年限的红壤稻田土壤, 除细菌的总量有明显变化外, 其种群组成上, 也会出现显著变异, 这种变异可能带来了其在物质循环中发挥作用的方式和程度的显著差异。

结果表明(表 3), 荒草地出现的细菌种类少, 以蜡质芽孢杆菌为主, 无芽孢细菌也占一定的比例。水耕利用 3 年, 细菌种类未见明显增加, 但蜡质芽孢杆菌的比例下降, 巨大和坚硬芽孢杆菌为优势种, 二者相加占 70% 以上, 且无芽孢杆菌明显减少。利用 10 年, 细菌种类有所增加, 除优势种巨大、坚硬芽孢杆菌外, 还出现了短小芽孢杆菌和无芽孢杆菌类的黄杆菌。利用 15 年, 优势种以巨大和短小芽孢杆菌为主, 还出现了矮小芽孢杆菌。利用 30 年, 以坚硬、巨大和矮小芽孢杆菌为优势种, 出现了紫色杆菌(此

菌为土壤有机质丰富的指示菌之一)和无芽孢细菌,二者各占 12.1%。利用 80 年,细菌优势种的变化较大,球菌的比例高达 80% 以上。

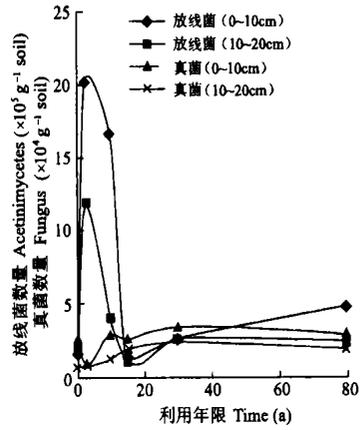
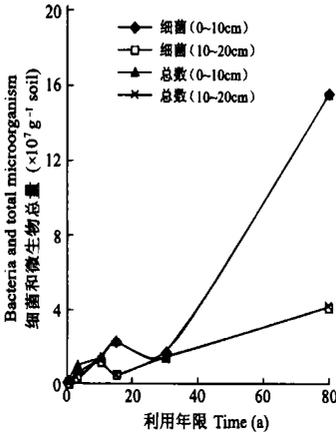


图 5 红壤稻田土壤细菌和微生物总量变化

图 6 红壤稻田土壤放线菌和真菌数量变化

Fig. 5 Changes in number of bacteria and total microorganism in soil of paddy field in subtropical China

Fig. 6 Changes in number of actinomycetes and fungus in soil of paddy field of subtropical China

因此,群落组成的变化不仅是肥力熟化过程的反映,而且,对于有机碳和氮的周转可能也是一个很好的指示。从荒草地的 4 个细菌种,到 30~ 80 年水田的 8 个种,这种群落组成多样性上的变化,是土壤熟化过程演替的重要反映。

表 3 不同利用年限红壤稻田土壤细菌的组成(占细菌总数的%)

Table 3 Changes in community of bacteria in a cultivation chronosequence of paddy field in subtropical China (% of total number of bacteria)

利用年限 ¹⁾ (a)	深度 ²⁾ (cm)	蜡质芽 孢杆菌 ³⁾	蕈状芽 孢杆菌 ⁴⁾	无芽孢 细菌 ⁵⁾	矮小芽 孢杆菌 ⁶⁾	巨大芽 孢杆菌 ⁷⁾	坚硬芽 孢杆菌 ⁸⁾	枯草芽 孢杆菌 ⁹⁾	短芽孢 杆菌 ¹⁰⁾	黄杆 菌属 ¹¹⁾	紫色 杆菌 ¹²⁾	球形芽 孢杆菌 ¹³⁾
荒草地	0~ 10	58.2	6.1	22.4	13.3	—	—	—	—	—	—	—
	10~ 20	88.9	—	11.1	—	—	—	—	—	—	—	—
3 年水田	0~ 10	11.0	—	—	—	34.5	42.1	2.5	9.9	—	—	—
	10~ 20	4.1	—	—	12.3	39.5	44.1	—	—	—	—	—
10 年水田	0~ 10	11.1	1.2	—	—	29.2	16.8	4.1	34.4	3.2	—	—
	10~ 20	—	—	—	—	80.9	8.2	—	9.6	1.3	—	—
15 年水田	0~ 10	13.5	—	1.8	17.3	14.7	9.9	10.8	32.0	—	—	—
	10~ 20	14.3	0.7	—	7.5	21.5	15.2	8.9	31.9	—	—	—
30 年水田	0~ 10	7.8	—	12.1	16.2	19.9	22.3	4.8	4.8	—	12.1	—
	10~ 20	11.1	—	8.3	24.7	23.9	25.3	6.7	—	—	—	—
80 年水田	0~ 10	1.1	—	89.3	1.4	1.2	5.2	0.1	—	—	0.3	1.4
	10~ 20	6.8	—	22.4	39.0	2.4	16.6	2.4	—	—	10.4	—

注: 本表结果均由三次采样重复平均而得

1) Cultivated years; 2) Depth; 3) *B. cereus*; 4) *B. mycoides*; 5) Non-spore bacteria; 6) *B. pumilus*; 7) *B. megatherium*; 8) *B. firmus*; 9) *B. subtilis*; 10) *B. brevis*; 11) *Flavobacterium*; 12) *Chromobacterium violaceum*; 13) *B. sphaerica*

3 讨论与结论

根据红壤区的现状调查可知^[20],红壤水耕利用的最初10年,单季水稻的地上部生物量可达 $6\ 950 \pm 480\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$,根茬量达 $1\ 950\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$;利用30年以上的红壤稻田,单季水稻的地上部生物量可达 $9\ 000\sim 10\ 000\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$,根茬量达 $2\ 500\sim 3\ 000\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$;包括还田秸秆、根茬及施用的有机肥,红壤稻田有机物质的年进入量达 $6\ 000\sim 11\ 000\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ 。由此可见,红壤水耕条件下,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^[21],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,土壤有机碳和全氮含量快速增加。同时,C、N的矿化速率以及微生物的数量和群落组成的变化也表明土壤C和养分的有效性以及生物肥力的明显改善。相比较而言,红壤旱耕利用作物生长较差,管理水平和有机物质的进入量均较低,土壤有机碳和养分的积累速度也较慢^[22]。正因如此,在红壤区农田管理的具体实践中,水耕是使土壤得到快速熟化的常用措施^[23]。

土壤有机质含量的动态变化是由系统输入和输出量的相对大小决定,当系统的输入量大于输出量时,土壤有机质得到积累,土壤有机碳含量将不断提高。按一级反应方程式描述的土壤有机碳的积累过程,即 $C_t = C_0 e^{-kt}$,式中 C_0 和 C_t 分别为时间0和 t 时的有机物料的残留碳量, k 为分解速率常数。在每年均加入同样量的有机物料时,则第1年的残留碳量为 $C_0 e^{-k}$;2年后的积累量为 $C_0(e^{-k} + e^{-2k})$,第2年的增加量为 $C_0 e^{-2k}$;3年后的积累量为 $C_0(e^{-k} + e^{-2k} + e^{-3k})$,而第3年的增加量为 $C_0 e^{-3k}$;如此类推, n 年后的积累量为 $C_0(e^{-k} + e^{-2k} + e^{-3k} + \dots + e^{-nk})$,而第 n 年的增加量为 $C_0 e^{-nk}$ 。可见,在连续每年加入同量的有机物料时,年度间的积累速度应逐渐变慢,并最终趋于稳定,达到一个平衡值。

平衡状态时的土壤有机碳含量水平高低决定于以下因子:(1)有机物质的进入量;(2)有机物质的腐殖化系数和土壤有机碳的矿化率。后者与土壤性质有非常密切的关系,因此,即便在相同有机物质进入量的情况下,对于不同的土壤条件,则有机碳库的平衡值也有十分显著的差异。粘粒含量低和中偏碱性的土壤条件下,有机物质的腐殖化系数低,土壤有机质的矿化速率高,达到平衡时的土壤有机碳含量水平较低^[24-26];红壤地区,由于土质粘重和酸度较高,有机物料的分解速率和土壤有机质的矿化速率并不快^[10,11],而在双季稻作条件下,根茬以及秸秆归还量较大,平衡状态时土壤有机碳含量水平较高。从本项研究的结果及根据输入量进行的粗略计算,若按现在的有机物质进入量水平,达到平衡状态时红壤水稻土表层有机碳含量平均为 $19\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$,该值约为粘粒含量为 $80\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 的潮土的二倍。

另一方面,即便在有机物质进入量不断增加的情况下,土壤有机碳含量水平也不可能无限增长,因为粘粒对有机物质的保护能力是有一定限度的,最终会达到饱和状态^[27,28]。粘粒含量低的中国北方潮土地区⁽¹⁾,近一二十年来作物产量和农业生产水平有较大幅度提高,有机物质的进入量增加一倍以上,但土壤有机碳含量却保持相对稳定,基本上是在 $6\sim 8\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 左右。红壤水稻土粘粒含量高,对有机物质的保护能力强,但是,尽管植稻80年田块的有机物质进入量比植稻30年的田块增加了 $20\%\sim 30\%$,两者的土壤有机碳含量水平却没有明显差异。确定达到饱和状态时的土壤有机碳含量水平对于正确评估土壤固持大气 CO_2 的潜力具有非常重要的意义,但目前要正确阐明这一问题还需要进行更多的工作。

有机物质进入量和土壤条件的不同,可能还会影响土壤有机碳的积累过程和达到平衡值的时间。对于粘粒含量较低的土壤,最长不会超过20年即可达到平衡值^[4,23],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 $50\sim 100$ 年时间才达到稳定^[1]。红壤地区,有研究者根据收集资料认为,耕作条件下在10年的时间里,土壤有机碳积累量可以达到平衡值的 $80\%\sim 85\%$,并且积累速度明显变慢^[29]。但本项研究结果表明,红壤水稻土有机碳积累过程中,30年以前积累速度很快,30年后明显变慢,并趋于稳定。红壤地区进行的长期田间试验表明,在每年加入 $2\ 250\ \text{kg}\ \text{hm}^{-2}$ 有机物质的情况下,11年的时间里土壤有机碳含量几乎呈直线增长,尚未出现变慢的趋势⁽²⁾。由此看来,红壤有机碳积累速度明显变慢的时间可能会因不同母质类型、不同有机物质进入量、不同利用方式等而有很大差异。

总体来说,就目前情况而言,红壤稻田土壤有机碳库的现状值仍比平衡值低 25% 左右,旱地红壤则

(1) 车玉萍. 潮土有机质的积累、平衡及有机资源利用. 未刊资料. 1996

(2) 李忠佩. 不同施肥条件下新垦红壤稻田有机质的含量变化. 未刊资料. 2000

更是远未达到平衡值,因此,从现实和未来可能性分析,红壤区土壤可能是大气 CO₂ 的汇^[10]。可以认为,通过本区土壤资源的合理利用,包括瘠薄土壤的开垦利用以及中低产田地的改良,将有可能大幅度提高土壤固持大气 CO₂ 的能力,在减缓 CO₂ 释放上发挥重要作用。但由于红壤地区母质类型复杂,土地利用方式众多,各地区施肥管理水平差异很大,要确定能代表本区实际情况的土壤有机碳库平衡值及达到平衡值的时间,进而正确地定量估计区域水平上土壤固持大气 CO₂ 的潜力,还需要进行全面、深入的研究。

参考文献

1. Mosier A R. Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soil*, 1998, 27: 221~ 229
2. Rodríguez-Murillo J C. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, 33: 53~ 61
3. Schulten H R, Leinweber P. Influence of long-term fertilization with farmyard manure on soil organic matter: Characteristics of particle-size fractions. *Biol. Fertil. Soils*, 1991, 12: 81~ 88
4. Mann L K. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science*, 1986, 142(5): 279~ 288
5. Campbell C A. Effect of crop rotations and fertilizations on soil organic matter and some biochemical properties of a thick black chernozem. *Can. J. Soil Sci.*, 1991, 71:377~ 387
6. Parton W J, Schimel D S, Cole C V, *et al.* Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1987, 51: 1 173~ 1 179
7. Glendinning M J. 130 years of inorganic nitrogen fertilizer application to the broadbalk wheat experiment: the effect on soil organic matter. *In: 14th Inter. Congr. Soil Sci. Trans. Vol. IV. Kyoto, Japan, August, 1990*
8. Pikul J L, Allmaras R R. Physical and chemical properties of a Haploxeroll after fifty years of residue management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1986, 50: 214~ 219
9. Goyal S, Chander K, Munda M C, *et al.* Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 1999, 29: 196~ 200
10. Li Z P, Cheng L L, Lin X X. Accumulation of organic matter in infertile red soils and its ecological importance. *Pedosphere*, 2000, 10(2): 149~ 158
11. 林心雄, 文启孝, 程励励, 等. 土壤中有機物质分解的控制因素研究. *土壤学报*, 1995, 32(增刊2): 41~ 48
12. Keeney D R, Nelson D W. Nitrogen inorganic forms. *In: Page A L, Miller R H, Keeney D R. eds. Methods of Soil Analysis, part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Madison, 1982. 643~ 698*
13. Vance E D, Brookes P C, Jerkinson D S. An extraction method for measuring microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 1987, 19: 703~ 707
14. 杜丽娟, 文启孝, 张晓华. 应用费尔恩法测定氯化钠盐土或底土中的有机碳. *土壤*, 1982, 14(4): 149~ 153
15. 文启孝主编. 土壤有机质研究法. 北京: 农业出版社, 1984
16. 陈华葵, 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
17. Buchanan R E, Gibbons N E. *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. 8th ed. Baltimore: The Williams & Wilkins Company, 1974
18. 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
19. 郝文英, 曹正帮. 土壤微生物. 见: 熊毅, 李庆远主编. 中国土壤(第二版). 北京: 科学出版社, 1990
20. 李忠佩. 红壤区耕地有机物质的利用现状与开发策略. *土壤与环境*, 1999, 8(2): 148~ 152
21. 朱兆良, 文启孝主编. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992
22. 张桃林主编. 中国红壤退化机制与防治. 北京: 中国农业出版社, 1999
23. 江西省土地利用管理局, 江西省土壤普查办公室编. 江西土壤. 北京: 中国农业科技出版社, 1991
24. 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
25. 车玉萍, 林心雄. 潮土中有机物质的分解与腐殖质的积累. *核农学报*, 1995, 9(2): 95~ 101
26. 傅积平主编. 黄淮海平原区域治理技术体系研究. 北京: 科学出版社, 1987
27. Pink L A, Allison F E. Maintenance of soil organic matter. III. Influence of green manures on the release of native soil car-

bon. Soil Sci., 1951, 71: 67~ 75

28. Hassink J. Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. Soil Sci. Soc. Am. J., 1996, 60: 487~ 491
29. 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

SOIL ORGANIC MATTER DYNAMICS IN A CULTIVATION CHRONOSEQUENCE OF PADDY FIELDS IN SUBTROPICAL CHINA

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

Summary

Organic matter is an important soil component that influences the physical, chemical and biological properties of soils. Maintenance of its content in the soil has been the crucial measure for improving productivity and stabilizing ecosystems. Stabilization of the organic matter also plays a pivotal role in controlling global warming through an increasing sequestration of atmospheric CO₂ to the plant-soil system. In this paper, dynamics and processing mechanisms of soil organic matter accumulation for a cultivation chronosequence in paddy field were studied in subtropical China by sampling in field, and determining steady-state soil C contents. Under paddy cultivation, soil organic C and N increased rapidly for 30 years, leveling off thereafter. After 30 years of rice planting with irrigation, 0~ 20 cm soil organic C and N increased to 20 g kg⁻¹ and 1.6 g kg⁻¹, respectively, and then insignificantly changed even through 80 years of utilization. During 20 days' incubation, the mineralization rates of 0~ 10 cm soil organic C and N in a cultivation chronosequence of paddy field ranged from 2.2%~ 3.3% and 2.8%~ 6.7%, which in general increased with soil organic C and N contents. Soil microbial biomass C increased proportionately with cultivation years, in comparison, the soil microbial biomass N increased in the first 30 years and then leveled off. 0~ 10 cm soil cultivated as paddy field for 30 years has a 332.8 mg kg⁻¹ of microbial biomass C and 23.85 mg kg⁻¹ microbial biomass N, which were 111% and 47% higher than that for paddy field cultivated for 3 years. The numbers of bacteria in the soil cultivated as paddy field for 30 years were 1.1-fold (0~ 10 cm) and 3.8-fold (10~ 20 cm) higher than that for 3 years, and the corresponding values in soils cultivated for 80 years were 19-fold (0~ 10 cm) and 12-fold (10~ 20 cm). The number of fungi was also increased in the first 30 years' cultivation and then leveled off. Furthermore, the increasing community of bacteria from 4 in wasteland to 8 in paddy soil under 30~ 80 years of cultivation indicated the improvement of soil fertility.

Key words Paddy field, Cultivation chronosequence, Soil organic matter, Dynamics, Subtropical China