

我国中亚热带缓丘区红粘土红壤 肥力的演化

II. 化学和生物学肥力的演化*

孙 波 张桃林 赵其国

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘 要 本文着重探讨红粘土红壤化学和生物学肥力在利用过程中的演化特征, 并通过聚类分析筛选出评价红壤化学和生物学肥力演化的指标, 并进行了相应的评价。结果表明: 红粘土红壤的林草地及荒地系统由于长期受侵蚀淋溶等退化过程的影响, 土壤养分水平已跌至“谷底”值。垦殖利用后, 其化学肥力随着耕垦熟化过程不断提高, 表现为土壤中各种速效养分及交换性 Ca、Mg 含量均增加, 而交换性 Al 含量降低。同样, 林草地系统红粘土红壤的生物学肥力较低; 耕垦利用后, 其生物学肥力也随着熟化过程而提高, 表现为增加土壤有机质含量、改善腐殖质品质和提高土壤微生物数量及土壤酶活性。交换性阳离子组成、养分全量及速效含量可作为评价红粘土红壤化学肥力演化的指标。而土壤有机质、HA、微生物总数、微生物生物量碳、脲酶和酸性磷酸酶活性是评价红粘土红壤生物学肥力演化最重要的指标。

关键词 中亚热带, 缓丘区, 红壤, 化学肥力, 生物学肥力, 演化

中图分类号 S158

以往对红壤化学肥力的研究非常丰富, 大多集中在农田系统中, 特别是研究耕作施肥对土壤养分含量变化的影响^[1]。由于土壤的生物学性质(如微生物组成及酶活性)的测定费用较高, 步骤繁琐, 因此对红壤生物学肥力的研究明显较化学肥力少。我国从 60 年代初就开始对不同熟化度的红壤微生物组成及酶活性进行了研究^[2~4], 近年来又有所加强^[5~7]。在土壤有机质及其组成方面, 研究较多, 特别是在 80 年代对红壤腐殖质组成的研究比较集中^[1, 8, 9]。土壤有机质是广泛采用的土壤肥力指标, 虽然其来源很复杂, 但其中的主要组份土壤腐殖质是在土壤微生物的作用下形成的, 因而我们将其列入生物学肥力的范畴。本文是对不同利用方式下, 红粘土红壤肥力演化过程研究的第二部分, 着重探讨红粘土红壤化学和生物学肥力在利用过程中的演化特征, 然后通过数理统计分析筛选出评价指标体系, 确定各自的权重系数, 最后对红壤化学和生物学肥力的演化进行综合评价。

* 本研究为国家自然科学基金(49571043)资助项目

收稿日期: 1997-08-08; 收到修改稿日期: 1998-05-05

1 材料与方法

1.1 土壤采集

1994年10月在江西省鹰潭市和浙江省兰溪市选择地质、地形、植被和气候条件相似的两个红粘土红壤丘陵区,分别采集了两地9个不同的土地利用系统(表1)中表层(0~20cm)和下层(20~40cm)的土壤混合样品,土壤均为第四纪红粘土发育的红壤。土样采集地的概况及不同系统的投入水平详见本系列研究的第一部分。

1.2 分析方法

土壤氮、磷、钾全量和有效量,交换性阳离子全量及其组成等性质按常规分析方法测定^[10]。土壤的有机质含量和腐殖质组成成分选按《有机质研究法》^[11],土壤微生物组成测定按《土壤微生物研究法》^[12],土壤脲酶、转换酶和酸性磷酸酶活性测定分别采用苯酚钠-次氯酸钠比色法^[13],3,5-二硝基水杨酸比色法^[15]和Hoffman法^[14]。

表1 红粘土红壤样品采集地点的土地利用方式

Table 1 Land use patterns of sampling location of red soil derived from Quaternary red clay

序号 No.	土地利用方式 Land use pattern	序号 No.	土地利用方式 Land use pattern
	江西省鹰潭市余江县洪湖乡		浙江省金华市兰溪市高潮乡
J1	严重侵蚀地	Z1	严重侵蚀地
J2	40年次生针阔混交林	Z2	8年人工针阔林
J3	30年人工马尾松林	Z3	30年人工马尾松林
J4	荒草地	Z4	荒草地
J5	20年柑桔园	Z5	20年柑桔园
J6	20年茶园	Z6	20年茶园
J7	30年旱地	Z7	8年旱地
J8	100年旱地	Z8	30年旱地
J9	10年水旱轮作	Z9	5年水旱轮作

2 结果与讨论

2.1 不同利用系统中土壤化学肥力的变化

2.1.1 养分全量及其有效性 (1)土壤氮素。土壤全氮大部分属于有机氮,因而在利用过程中的变化只有经过较长的时间才能显现出来。表2表明,表土全氮以侵蚀地系统为最低,这是长期遭受侵蚀的必然结果,而园地和耕地系统要比林草系统高一些。在江西余江的林草系统中,由于次生针阔林系统中凋落物的移出,其全氮水平反而比马尾松林系统低;而荒草地的覆盖度大、侵蚀低、有机物归还量高,因此全氮含量较高。在浙江兰溪,人工林系统建在侵蚀地上,土层是红粘土砾石层,氮素的基础含量低,表层土壤全氮虽比下层明显提高,但仍不及马尾松林和荒草地系统。园地系统中,由于茶园凋落物数量大、施肥水平高,其表土全氮较桔园高。旱地系统中,浙江兰溪的表土全氮含量随旱耕年限的增

加而增加;而在江西余江,100年旱地表土的全氮含量比30年旱地的低,这可能是因为前者农户的投入水平较低,长期只种轻养所致。水旱轮作后,土壤全氮含量比旱地系统进一步提高。各系统中表土全氮含量一般比下层高,这与生物的富集作用及施肥投入有关。而在浙江兰溪的高密度桔园系统中,下层土壤全氮含量较上层高,这可能是施肥层次较深引起的。整体上看,江西余江各系统中表土全氮水平比浙江兰溪的高,原因主要是余江地区各系统利用年限相对较长、土壤氮素的基础含量较大、侵蚀程度较低、投入水平较高。(2)土壤磷素。在林草地系统中,表土全磷含量与侵蚀地系统相当甚至略低,速效磷含量也如此(表2)。这说明,中亚热带缓丘红壤区的林草地系统中,由于长期侵蚀的影响土壤磷素已经退化到“谷底”水平,在无磷素投入的系统中,土壤磷素只能维持在极低的水平上。在园地和耕地系统中,由于磷素投入增加,而且进入土壤中的磷素大多被铁铝氧化物所固定,淋失极少,因此土壤表层和下层全磷及速效磷含量均比林草地系统增加,特别是表层增加幅度更大。在园地和耕地系统中,土壤磷素的变化趋势与土壤全氮相似。(3)土壤钾素。红粘土红壤缺钾的程度一般较缺磷的程度低。表2的结果表明,侵蚀地系统的全钾含量最高,而林、草、园地系统中差异不大。由于赣浙两省的红粘土红壤中含钾矿物含量丰富,含钾长石占全土的1.2%~1.6%,云母占10.0%~10.9%^[16],即使侵蚀到网纹层,土壤含

表2 不同利用系统中红壤N、P、K养分的含量

Table 2 Contents of N, P and K of red soils in various land use systems

序号 No.	全N(g/kg) Total N		全P ₂ O ₅ (g/kg) Total P ₂ O ₅		速效P(mg/kg) Available P		全K ₂ O(g/kg) Total K ₂ O		缓效K(mg/kg) Slow-release K		速效K(mg/kg) Available K	
	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm
J1	0.247	—	1.32	—	1.6	—	34.3	—	368.6	—	121	—
J2	0.376	0.332	1.29	1.21	2.4	2.4	16.6	16.4	285.6	275.6	88	72
J3	0.456	0.308	1.21	1.20	3.2	0.8	19.3	20.9	318.8	275.6	76	71
J4	0.647	0.370	1.35	1.21	1.2	1.2	18.9	20.4	348.6	358.6	77	78
J5	0.631	0.437	1.76	1.25	14.3	2.6	18.4	18.1	338.7	292.2	131	102
J6	0.973	0.556	1.87	1.47	11.2	9.0	17.9	18.4	345.3	295.5	107	73
J7	0.783	0.609	3.80	2.43	30.3	15.0	18.3	18.3	375.2	295.5	169	101
J8	0.692	0.526	2.83	2.17	23.4	8.2	14.7	14.4	332.0	325.4	116	110
J9	1.130	0.534	3.32	2.80	24.0	11.2	12.0	12.0	302.2	252.4	90	90
Z1	0.255	—	0.84	—	5.9	—	21.2	—	215.8	—	88	—
Z2	0.235	0.158	0.51	0.57	0.9	3.2	14.4	14.2	212.5	209.2	73	67
Z3	0.398	0.353	0.89	0.71	1.4	1.4	14.1	15.6	219.1	245.8	60	69
Z4	0.388	0.319	0.44	0.52	3.6	0.9	10.8	12.3	205.9	212.5	57	54
Z5	0.471	0.579	2.11	1.31	13.6	7.2	14.8	15.3	332.0	272.3	131	119
Z6	0.714	0.505	2.41	1.30	17.0	7.3	13.7	13.6	239.1	222.5	107	72
Z7	0.579	0.365	1.82	1.09	11.9	2.1	15.7	15.4	292.2	255.7	98	73
Z8	0.647	0.248	2.02	1.06	11.2	2.8	14.7	14.9	428.3	285.6	221	96
Z9	0.925	0.319	2.57	1.14	14.5	3.6	17.5	17.0	308.8	259.0	82	76

钾矿物依然存在,而且由于风化强度高,因此土壤全钾和速效钾水平并不低。在耕地系统中,江西余江的100年旱地土壤全钾含量较30年旱地的少,水旱轮作后更少,这与其长期过量消耗有关;而浙江兰溪的旱地在30年的耕作中全钾变化不大,水旱轮作中全钾略有增加,但长期的耕作影响还需进一步研究。土壤缓效钾的变化趋势与全钾相似,两者间存在一定的相关性,但不显著。从土壤速效钾含量上看,园地和旱地系统较林草地系统高,这是耕作施肥所致。园地系统中,茶园的速效钾含量低于桔园,这与茶园系统中钾素循环的亏欠有关^[17]。水旱轮作系统中,由于钾素投入水平较低,以及钾素的淋失和秸秆迁出,其速效钾含量较旱地系统低。各系统中土壤速效钾与缓效钾的相关性极好($r = 0.743$, $n = 34$, $P < 0.01$),但与全钾的相关性很差。

2.1.2 CEC和交换性盐基 (1)CEC。红粘土红壤的CEC总体上较低,与侵蚀地系统相比,各系统的CEC大多与之相当或较低,而且土壤上下层间的差异也不大(表3)。由于红粘土红壤中高岭化和赤铁矿化程度较高,土壤矿物风化较彻底,而且土壤有机质含量很低,因此由粘土矿物风化度所决定的土壤CEC变异不大。在江西余江,旱地表土的CEC并没有随耕垦年限的增加而增加,反而有下降趋势;而且水旱轮作地表土CEC比旱地更低。而在浙江兰溪,由于耕作系统的耕垦年限相对较短,土壤CEC的变化不大。以往的研

表3 不同利用系统中红壤阳离子交换量和交换性盐基含量(cmolc/kg)

Table 3 CEC and exchangeable base of red soils in various land use systems (cmolc/kg)

序号 No.	CEC		交换性盐基总量 Exchangeable base		交换性 K Exchangeable K		交换性 Na Exchangeable Na		交换性 Ca Exchangeable Ca		交换性 Mg Exchangeable Mg	
	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm
J1	11.12	—	0.71	—	0.31	—	0.22	—	0.10	—	0.08	—
J2	11.12	10.72	0.71	0.72	0.23	0.19	0.20	0.19	0.15	0.15	0.13	0.19
J3	12.06	12.59	0.63	0.61	0.20	0.18	0.21	0.19	0.15	0.15	0.07	0.09
J4	10.58	11.52	0.53	0.61	0.20	0.20	0.20	0.20	0.10	0.15	0.04	0.06
J5	12.32	10.72	2.90	1.68	0.34	0.26	0.22	0.22	1.60	0.70	0.74	0.50
J6	11.12	11.12	1.35	0.75	0.28	0.19	0.21	0.19	0.35	0.15	0.51	0.22
J7	12.59	12.06	3.92	3.00	0.43	0.26	0.30	0.23	1.90	1.40	1.29	1.11
J8	9.38	9.90	5.12	6.13	0.30	0.28	0.20	0.19	3.30	4.00	1.32	1.66
J9	8.71	7.50	2.98	1.55	0.23	0.21	0.24	0.20	1.40	0.75	1.11	0.40
Z1	11.12	—	0.60	—	0.23	—	0.17	—	0.15	—	0.05	—
Z2	9.11	12.19	0.81	0.64	0.19	0.17	0.20	0.19	0.15	0.15	0.27	0.13
Z3	8.71	9.11	0.60	0.59	0.16	0.15	0.17	0.19	0.15	0.15	0.12	0.10
Z4	6.96	7.72	0.51	0.57	0.15	0.14	0.14	0.16	0.15	0.15	0.08	0.12
Z5	9.91	10.05	1.95	1.56	0.34	0.31	0.18	0.16	1.00	0.65	0.44	0.44
Z6	11.52	9.78	1.03	0.87	0.28	0.19	0.18	0.17	0.30	0.25	0.27	0.27
Z7	10.85	9.51	2.20	1.37	0.25	0.19	0.20	0.20	1.00	0.50	0.75	0.48
Z8	10.72	10.85	5.03	1.79	0.57	0.25	0.18	0.22	3.05	0.75	1.23	0.58
Z9	10.31	10.58	4.79	3.19	0.21	0.19	0.21	0.17	3.60	2.00	0.77	0.83

究也表明在红壤旱地和水田的耕作熟化过程中,土壤 CEC 有下降的趋势^[1,4]。(2)交换性盐基。红粘土红壤交换性盐基总量的变化与 CEC 不同,反映出随土壤熟化而增加的趋势,侵蚀地和林草地土壤中的含量较低,园地土壤中较高,而在耕地土壤中最高(表 3)。与侵蚀地相比,园地表土交换性盐基总量提高了 0.7~3.1 倍,而耕地表土则提高了 2.7~7.4 倍。这说明,耕作施肥促进了土壤的复盐基过程,而且耕地系统中的复盐基过程比园地系统快。园耕地系统中表土壤交换性盐基大多明显高于下层,这与施肥有关,而在侵蚀地和林草地系统中这种差异较小。江西余江的 100 年旱地中,下层土壤交换性盐基总量较高,这可能与表层盐基离子长期下移有关。园地系统中,桔园土壤的交换性盐基总量高于茶园土壤,这主要是由于茶园系统中的积累更多的铝,从而促进了土壤盐基性离子的淋溶。耕地系统中,旱地表土交换性盐基总量随耕作年限的增加而增加;水旱轮作地由于元素淋失量大,其交换性盐基总量比老旱地还低。从交换性盐基组成上看,林草地土壤与侵蚀地差异不大,说明在没有人为投入的系统中,土壤交换性盐基维持在较低的水平上。园耕地系统中,表层和下层土壤交换性 K、Na 的含量与侵蚀地和林草地系统差异不大,但交换性 Ca、Mg 的含量明显增加。与侵蚀地表土相比,园地表土的交换性 Ca、Mg 含量分别提高了 2.0~15.0 和 4.4~8.3 倍;耕地表土则分别提高了 5.7~32.0 和 12.9~23.6 倍。其他研究也

表 4 不同利用系统中红壤交换性酸 (cmolc/kg) 和土壤 pH

Table 4 Exchangeable acid and pH of red soils in various land use systems (cmolc/kg)

序 号 No.	pH(H ₂ O)		pH(KCl)		交换性酸总量 Exchangeable acidity		交换性H Exchangeable H		交换性Al Exchangeable Al	
	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm
J1	4.98	—	3.75	—	4.98	—	0.39	—	4.59	—
J2	4.99	4.99	3.88	3.81	5.24	5.05	0.46	0.33	4.78	4.72
J3	4.72	4.89	3.88	3.86	5.58	6.21	0.41	0.41	5.17	5.80
J4	4.74	5.22	3.98	3.97	5.17	5.30	0.46	0.39	4.71	4.91
J5	5.09	5.10	3.77	3.72	4.04	2.43	0.46	0.46	3.58	1.97
J6	4.94	4.94	3.96	3.92	3.80	4.78	0.39	0.29	3.41	4.49
J7	4.98	5.17	3.83	3.87	2.35	2.22	0.46	0.39	1.89	1.83
J8	5.64	6.25	4.52	5.00	1.02	0.46	0.46	0.26	0.56	0.20
J9	5.16	5.23	3.93	3.98	2.75	1.83	0.46	0.46	2.29	1.37
Z1	4.63	—	3.50	—	6.13	—	0.46	—	5.67	—
Z2	4.87	5.09	3.60	3.70	8.32	8.51	0.39	0.39	7.93	8.12
Z3	5.04	4.96	3.69	3.73	7.21	5.27	0.46	0.46	6.75	4.81
Z4	4.59	4.87	3.77	3.91	4.25	4.25	0.33	0.39	3.92	3.86
Z5	4.54	4.76	3.45	3.51	3.34	3.83	0.39	0.33	2.95	3.50
Z6	4.14	4.56	3.26	3.47	6.09	4.19	0.46	0.33	5.63	3.86
Z7	5.07	5.05	3.66	3.56	2.70	3.61	0.39	0.33	2.31	3.28
Z8	5.29	4.99	3.88	3.63	1.44	3.50	0.46	0.39	0.98	3.11
Z9	5.46	5.37	4.11	3.84	1.24	2.42	0.39	0.33	0.85	2.09

表明,耕作熟化过程中,红粘土红壤的复盐基过程主要表现在交换性 Ca、Mg 含量的增加上^[1,4]。

2.1.3 pH和交换性酸 (1)pH. 土壤 pH 广泛影响着土壤的其他性质,但其变化较为缓慢。在侵蚀地与林草地系统中,表土水提 pH 的变幅小于 0.4 个单位,盐提 pH 的小于 0.3 个单位,而且表层和下层土壤间 pH 的差异不大(表 4)。园地系统中,浙江兰溪单一植茶的表土 pH 降低;但江西余江的茶园中由于间作花生,土壤 pH 没有降低;桔园表土 pH 与林草地系统相当。旱地表土 pH 较其它系统略高一些,而且随种植年限增加而增大。水旱轮作系统的表土 pH 略高于 30 年旱地,这与种植水稻时土壤中的还原反应的作用有关。(2)交换性酸。除了单一植茶的利用方式外,耕垦活动一般降低了红粘土红壤的交换性酸总量(表 4)。园地系统中(单一植茶除外),表土交换性酸总量比侵蚀地系统低了 18.9%~45.5%;而耕地系统中则降低了 44.8%~79.8%,而且种植年限长的旱地土壤交换性酸总量低于年限短的旱地。红粘土红壤的交换性酸组成以交换性 A1 为主,交换性酸总量的变化主要表现在交换性 A1 的变化上,而交换性 H 所占比例较小且差异不大,这与其他研究结果^[18]相同。浙江兰溪单一植茶系统中,由于茶树富集铝、并通过凋落物的归还^[19],其表土交换性 A1 含量明显较高,而其他园耕地系统的表土交换性 A1 含量均比林草地和侵蚀地系统低。园地系统表土交换性 A1 含量较侵蚀地表土下降了 22.0%~48.0%,而耕地系统则下降了 50.1%~87.8%,而且耕作年限愈长,下降幅度越大。其他的研究也表明红粘土红壤发育的水稻土中,活性 A1 含量随耕作年限的增加而不断下降^[1]。与表 3 相比,土壤交换性 A1 含量的变化趋势与土壤交换性 Ca、Mg 相反,在耕地系统中,通过施肥进入的碱基离子交换了土壤胶体表面的 A1 离子,这是这些系统中交换性 A1 含量下降的原因。

2.2 不同利用系统中土壤生物学肥力的变化

2.2.1 有机质和腐植质 (1)有机质。土壤有机质包括土壤中的动植物残体、微生物及其产物以及腐殖质。各个系统中,表层土壤有机质含量较下层高。除桔园系统外,江西余江各系统中的表土有机质含量较浙江兰溪的高,这可能是由于前者的土壤有机质基础含量较大、施肥水平较高、耕作年限较长。侵蚀地系统由于表层土壤严重侵蚀,而且无植被覆盖,其有机质含量最低。林草地系统的有机质含量较侵蚀地系统高,但仍处于很低的水平上。其中荒草地系统覆盖度较大(90%左右),侵蚀程度低,有机质循环程度高,因而有机质含量较高;马尾松人工林系统覆盖度较小(30%左右),有机质循环程度低,其有机质含量较低;江西余江的次生针阔叶林被用作薪材林,有机质循环完全破坏,因此其有机质含量反而较马尾松人工林系统低;浙江兰溪的人工林种植在侵蚀地上,有机质含量虽然较侵蚀地有较大幅度提高,但其基础含量低,所以有机质含量仍处于很低的水平上(表 5)。在园地系统中,茶园表土有机质含量较桔园高,这与其凋落物归还量大、施肥水平高有关。除江西余江的桔园外,其它园地系统的表土有机质含量均比林草地系统高;与侵蚀地系统相比,其含量提高了 3.4~8.0 倍。耕地系统的表土有机质含量也较林草地系统高,其中耕作年限长的旱地比耕作年限短的高,水旱轮作地的表层土壤有机质含量比旱地进一步提高。总体上看,侵蚀地系统中土壤有机质严重退化;林草地系统中土壤有机质循环处于较低水平,由于人为影响,其循环遭受不同程度的破坏,因此其演变过程也以退化为主;园地和耕地系统中由于施肥,土壤有机质处于扩大的再循环过程中,其演变过程以进化为主。

(2)腐殖质组成。各系统中红粘土红壤的腐殖质以富里酸(FA)为主,胡敏酸碳(HA-C)在土壤有机碳中所占比例均低于20%,而富里酸碳(FA-C)所占比例均高于22%。红粘土红壤表土 HA-C所占比例大多高于下层土壤,但其 FA-C所占比例大多低于下层土壤(表5)。表土 HA/FA比值绝大多数在0.4以下,其中侵蚀地系统最低,水旱轮作地系统最高。其他研究也表明退化红壤或初度熟化(低肥力)的红壤及水稻土,其 HA/FA比值大多在0.5以下^[8,9,20]。园地系统中,茶园表土的 HA/FA较林草地系统低,而桔园则明显较高,说明茶园表层土壤中 HA 的积累较快。耕地系统中的表土 HA/FA大多高于林草地系统,但浙江兰溪8年旱地的 HA/FA很低,其表土 HA-C所占比例与侵蚀地相近,而 FA-C所占比例则较高,说明其腐殖质品质很差,这与其投入水平低、耕作熟化差有关。旱地表土的 HA/FA随耕作年限的增加而增加,水旱轮作后,比例进一步提高;表层土壤 HA-C所占比例的变化趋势与此相同,而 FA-C所占比例的变化趋势则与之相反。土壤有机质和 HA 及 HA/FA 比值之间呈显著相关,而与 FA 间相关性不显著,这一点说明,随着土壤的耕作熟化,土壤有机质含量增加,腐殖质品质不断提高,水旱轮作加速了这个过程,这与其他研究结果相似^[1,8]。土壤 HA 的 E4/E6 比值(在 425nm 和 625nm 处光密度的比值)在一定程度上反映了腐殖质的缩合程度。林草地系统中表土 HA 的 E4/E6 比值以荒草地为最高,马尾松人工林

表 5 不同土地利用系统中红壤的有机质和腐殖质

Table 5 Organic matter and fulvic acid of red soils in various land use systems

序 号 No.	有机质(g/kg) Organic matter		胡敏酸(%) Humic acid (HA)		富里酸(%) Fulvic acid (FA)		HA/FA		E ₄ /E ₆ 20cm
	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	0~ 20cm	20~ 40cm	
J1	2.02	—	0.99	—	28.3	—	0.035	—	n.d.
J2	5.65	4.72	4.25	3.00	31.0	32.3	0.140	0.100	6.19
J3	7.83	4.24	4.20	5.18	27.5	42.1	0.150	0.120	6.97
J4	12.03	5.62	5.24	0.10	32.7	38.5	0.160	0.004	8.40
J5	8.83	4.15	2.77	0.11	35.1	33.9	0.079	0.003	8.68
J6	18.27	9.31	11.78	5.94	34.9	37.8	0.340	0.160	7.53
J7	13.96	9.90	5.78	3.62	34.5	38.8	0.170	0.094	7.57
J8	14.46	9.12	12.82	6.74	33.6	38.8	0.380	0.170	5.13
J9	21.21	11.67	19.10	13.68	32.1	48.7	0.600	0.280	6.35
Z1	1.78	—	0.52	—	35.9	—	0.014	—	n.d.
Z2	4.72	3.12	1.68	2.10	22.6	26.5	0.074	0.079	n.d.
Z3	5.26	4.76	5.57	7.32	37.1	47.2	0.150	0.160	6.55
Z4	7.53	6.19	3.75	0.18	40.4	40.2	0.093	0.005	8.22
Z5	10.72	12.07	7.20	12.79	53.6	58.1	0.067	0.110	7.27
Z6	14.00	8.55	10.66	6.57	34.6	67.1	0.310	0.098	8.23
Z7	8.26	5.00	0.62	0.24	42.6	41.3	0.014	0.057	n.d.
Z8	11.52	3.64	8.53	n.d.	37.1	n.d.	0.230	n.d.	7.28
Z9	13.91	3.64	10.91	n.d.	29.5	n.d.	0.370	n.d.	7.19

注: n.d.表示有机质含量很低无法测定

次之,次生针阔叶林较低,说明荒草地表土 HA 的缩合度较高、分子量较大。园地系统 HA 的 E4/E6 比值较耕地系统高,而耕地系统中的水旱轮作地表层土壤 HA 的 E4/E6 值均较 30 年旱地的低,这与周礼恺等的研究结果相似^[9],说明水旱轮作不利于腐殖酸的缩合。

2.2.2 土壤微生物 (1)土壤微生物量碳。土壤微生物量碳反映了土壤微生物和部分非微生物(如线虫、幼小动物等)的质量。表 6 的数据表明,表土微生物量碳与细菌和放线菌数量呈显著正相关,相关系数分别为 0.699 和 0.716($n = 18, p < 0.05$),但与真菌数量的相关性不显著。土壤微生物量碳与土壤有机碳也密切相关($r = 0.814, n = 18, p < 0.05$),而且两者的变化趋势相同。侵蚀地表土微生物量碳(MBC)最低。在林草地系统中,荒草地的表土 MBC 最高,大于马尾松人工林的两倍,而针阔叶林的 MBC 最低。园地系统中的表土 MBC 比马尾松人工林的高,其中浙江兰溪的茶园较低,这与其长期单一植茶,土壤酸度较高有关;而江西余江的茶园由于间作花生,耕翻施肥,其含量明显提高。耕地系统中,旱地土壤的 MBC 随耕作年限的增加而增加,水旱轮作后进一步提高。(2)土壤微生物组成。各系统中表土微生物总数与微生物量碳相关性显著($r = 0.743, n = 18, p < 0.05$),变化趋势也相似(表 6)。表土微生物的组成大多以细菌为主,放线菌次之,真菌较少。表土的真菌数量变幅较小,其数量与土壤 pH 显著相关($r = 0.540, n = 18, p < 0.05$),而细菌和

表 6 不同利用系统中表层(0~20cm)红壤的微生物数量及其组成

Table 6 Amount and composition of microbe of red soils (0~20cm) in various land use systems

序 号 No.	微生物总数 Total amount of microbe ($10^4/g$)	细菌		放线菌		真菌		微生物量碳 Microbial biomass C (mg/kg)
		Bacterium		Actinomyces		Fungus		
		数量 ($10^4/g$)	%	数量 ($10^4/g$)	%	数量 ($10^4/g$)	%	
J1	1.1	0.80	72.7	0.30	27.3	0.0	0.0	16.4
J2	76.7	72.6	94.7	1.70	2.2	2.4	3.1	64.3
J3	83.0	79.6	95.9	0.30	0.4	3.1	3.7	88.4
J4	180.7	179.4	99.3	0.20	0.1	1.1	0.6	175.3
J5	654.3	628.0	96.0	1.50	0.2	24.8	3.8	103.8
J6	428.6	404.1	94.3	0.99	0.2	23.5	5.5	200.8
J7	265.2	223.5	84.3	1.51	0.6	40.2	15.2	67.1
J8	347.7	301.6	86.7	4.21	1.2	41.9	12.1	102.9
J9	748.4	721.3	96.4	16.5	2.2	10.6	1.4	341.8
Z1	0.3	0.04	11.8	0.30	88.2	0.0	0.0	37.9
Z2	32.5	28.5	87.7	0.70	2.2	3.3	10.2	30.3
Z3	8.9	6.9	77.5	0.70	7.9	1.3	14.6	58.2
Z4	11.2	9.8	87.5	0.40	3.6	1.0	8.9	128.4
Z5	179.2	176.4	98.4	2.40	1.3	0.4	0.2	127.4
Z6	166.8	163.2	97.8	2.10	1.3	1.5	0.9	70.7
Z7	157.5	137.3	87.2	1.40	0.9	18.8	11.9	84.0
Z8	258.8	215.3	83.2	1.40	0.5	42.1	16.3	150.6
Z9	370.9	140.6	37.9	1.41	0.4	228.9	61.7	195.6

放线菌数量的变幅较大。侵蚀地系统中,表土无放线菌,细菌数量极低,而真菌的比例相应较高,这与顾希贤的结果^[5]相似。总体上看,林草地和园地系统的表土细菌比例较耕地系统的高,前两者的平均值分别为 90.4% 和 96.6%,后者为 79.3%;耕地系统的放线菌比例较高,平均值为 19.8%,而前两者的平均值分别为 6.9% 和 2.6%。水旱轮作地系统中,江西余江的土样是在水稻收割前土壤水分含量较高时采集的,其细菌含量很高,而放线菌含量较低;浙江兰溪的土样是在水稻收割后土壤水分含量较低时采集的,因而其放线菌含量很高,细菌含量明显降低。

2.2.3 土壤酶活性 土壤酶主要来自微生物和植物,也来自土壤动物。相关分析表明,红粘土红壤表土脲酶、转化酶和酸性磷酸酶活性与微生物总数显著相关,相关系数分别为 0.656、-0.535 和 0.770 ($n = 18, p < 0.05$)。很多微生物能产生胞外酶,吸附在土壤有机和矿物颗粒上,或与腐殖物质络合,在土壤的各种物质转化过程中起着重要作用,其活性的高低表征了土壤中营养物质的储量和转化强度,因而是土壤肥力的重要指标。(1)脲酶。脲酶主要参与土壤中的氮素转化,各系统表土脲酶活性与表土全氮含量相关显著 ($r = 0.657, n = 18, p < 0.05$);脲酶活性还与土壤有机质、全磷、速效磷、缓效钾显著相关 (r 的变幅为 0.508~0.768, $n = 18, p < 0.05$),但与土壤全钾、速效钾和 CEC 无关。陈大勋等在福建的水田和红壤旱地中发现,土壤脲酶活性与有机质、全氮、速效氮呈显著相关,而与速效磷和速效钾相关不显著^[23]。表 7 表明,表土的脲酶活性以侵蚀地为最低,园地和耕地系统总体上较林草地系统高。在林草地系统中,荒草地表土的脲酶活性较高,马尾松人工林次之,而针阔林系统较低。这与潘映华等的研究结果不同^[6]。在园地系统中,江西余江间作花生的茶园明显高于桔园,与其他研究结果^[6]相同,而浙江兰溪单一种植的茶园可能由于土壤酸度高,其表层土壤的脲酶活性略低于桔园。在耕地系统中,旱地表层土壤的脲酶活性随耕作年限的增加而增加,水旱轮作后,其活性下降,说明淹水条件不利于脲酶的活动。(2)转化酶。土壤转化酶主要参与土壤中的碳素循环,其活性反映了土壤中碳的转化和呼吸强度,但表 7 的结果表明红粘土红壤表土转化酶活性与土壤有机碳的相关性不高,而且与其他土壤养分含量间也没有显著的相关性。这与其他研究结果不同^[21],但也有研

表7 不同利用系统中表层(0~20cm)红壤的酶活性(mg/g)

Table 7 Enzyme activity of red soils (0~20cm) in various land use systems (mg/g)

序号 No.	脲酶 Urease (NH_4^+-N)	转化酶 Invertase (葡萄糖 glucose)	酸性磷酸酶 Acid phosphatase (酚 phenol)	序号 No.	脲酶 Urease (NH_4^+-N)	转化酶 Invertase (葡萄糖 glucose)	酸性磷酸酶 Acid phosphatase (酚 phenol)
J1	0.200	19.3	0.54	Z1	0.213	17.3	0.41
J2	0.353	8.2	2.14	Z2	0.227	14.2	1.33
J3	0.36	12	3.36	Z3	0.292	11.4	2.18
J4	0.484	10.7	4.95	Z4	0.303	11.2	3.93
J5	0.453	5.4	3.66	Z5	0.414	12.2	2.81
J6	0.871	14	7.72	Z6	0.379	12.9	5.99
J7	0.705	8.9	6.19	Z7	0.500	10.2	3.66
J8	0.882	11.8	6.26	Z8	0.526	10.1	5.14
J9	0.669	9.6	10.43	Z9	0.403	10.5	7.12

究发现在黄土高原黑垆土中,土壤酶活性与土壤养分含量间无显著相关^[22]。侵蚀地系统的表层土壤转化酶活性是所有系统中最高的;林草地系统的转化酶活性(平均值为葡萄糖 11.28mg/g)总体上较园耕地系统(平均值为葡萄糖 9.62mg/g)高;园地系统中,茶园较桔园高;耕地系统中 100 年旱地较 30 年旱地的高,而 30 年内的转化酶活性变化不大。土壤转化酶活性与土壤微生物总数间的负相关性($r = -0.535$)表明,在不利于微生物活动的土壤环境条件下,转化酶仍具有很大的稳定性,其活性反而较高。(3)酸性磷酸酶。南方红壤中的磷酸酶以酸性磷酸酶为主,它能促进土壤有机磷化合物的水解,使之转化为植物可利用的无机磷,其活性反映了土壤供应有效磷的潜在能力。在红粘土发育的红壤旱地和水田土壤中,有机磷含量在 0.08~0.17g/kg 之间,一般占土壤全磷的 30~50%,所以,磷酸酶对土壤磷素供应十分重要。各系统中表土酸性磷酸酶活性与表土全磷和速效磷含量均显著相关(r 分别为 0.571 和 0.671, $n = 18, p < 0.05$),而且与土壤有机质、全氮显著相关(r 分别为 0.974 和 0.925, $n = 18, p < 0.05$),但与土壤钾素含量以及 CEC 无显著相关。对福建红壤的研究表明磷酸酶活性与速效钾呈显著相关,而与全氮和速效氮的相关性不显著^[23]。不同系统中,表土酸性磷酸酶活性以侵蚀地系统为最低;林草地系统中,荒草地系统较高,马尾松人工林次之,针阔叶林较低,这与潘映华等^[6]的研究结果相似;园地系统中,茶园表土酸性磷酸酶活性明显高于桔园;耕地系统中,旱地表土的酸性磷酸酶活性随耕作年限的增加而增加,水旱轮作后,其活性进一步提高。

2.3 粘土红壤化学肥力演化的评价

以上分析的红壤化学肥力指标及其计算的次生指标数量较多,而且指标间存在重叠现象。在利用简化的评分函数法^[24]对数据进行标准化处理后,利用数理统计软件 STAT 对这些指标进行聚类分析,从中提取出数量较少的评价指标,然后通过因子分析确定各项指标的权重系数,最后计算化学肥力的综合评价值。

从聚类分析中欧几里德距离 (Euclidean distance) 连接图 (图 1) 上看,铝饱和度

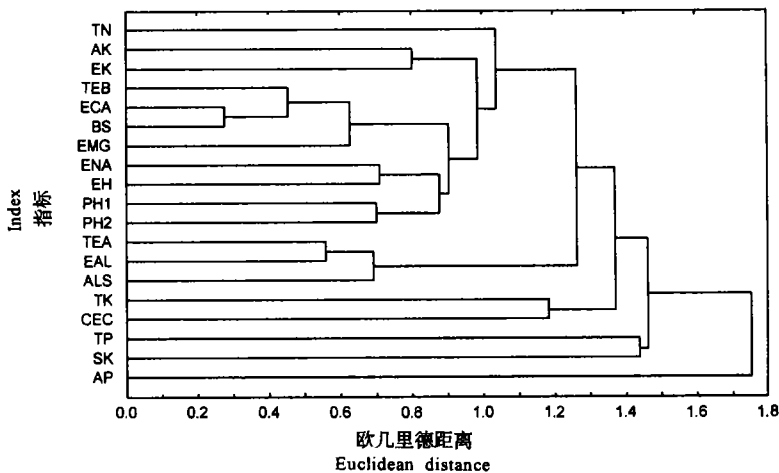


图1 红壤化学肥力指标的聚类分析图

Fig.1 Cluster analysis diagram of indexes of chemical fertility of red soils

(ALS)、交换性铝 (EAL) 和交换性酸总量 (TEA) 之间, 水提 pH(PH1) 和盐提 pH(PH2) 之间, 交换性盐基总量 (TEB) 和盐基饱和度 (BS) 及交换性 Ca(ECA) 之间, 交换性钾 (EK) 和速效钾 (AK) 之间的距离较小 (< 0.8), 可以相互替代。此外, 交换性氢 (EH) 和交换性钠 (ENA) 属于一类, 其值在各系统中的变化幅度不大, 并且与 pH 间的距离也较小, 因此可以不考虑。最终, 我们选取了以下 12 项评价指标: 全氮 (TN)、全磷 (TP)、速效磷 (AP)、全钾 (TK)、缓效钾 (SK)、速效钾、pH、CEC、交换性 Ca、交换性 Mg (EMG)、盐基饱和度、铝饱和度。

从因子分析计算出的各主成分的特征值和贡献率上看, 前 3 个主成分的贡献率分别为 43.0%、21.5% 和 9.6%, 其累计贡献率占总方差的 74.2%, 已满足信息提取的要求。通过方差极大法进行正交旋转, 根据对因子载荷矩阵的分析表明, 第一个主因子是土壤交换性阳离子组成因子, 综合了土壤交换性 Ca、交换性 Mg、盐基饱和度、铝饱和度和 pH 这些土壤特性, 因子载荷量在 0.816~0.937 之间。这个主因子对化学肥力变异的贡献率最大, 也就是说红粘土红壤化学肥力的变化主要表现在土壤的交换性盐基组成的变化上。这与以往试验研究的结果相似, 红壤荒地耕垦后, 土壤养分全量的变化较慢, 而速效养分变化较快, 特别是其中为土壤胶体吸附的阳离子部分, 可被施肥带入的碱基元素迅速改变其组成状况。第二个主因子是土壤钾素因子, 主要反映了土壤 CEC、全钾、缓效钾和速效钾状况, 因子载荷量在 0.521~0.890 之间。第三个主因子是土壤氮磷因子, 主要反映了土壤全氮、全磷和速效磷状况, 因子载荷量在 0.646~0.893 之间。

然后根据因子分析中各个土壤特性指标的公因子方差值确定其权重系数, 最后计算各土壤样本的化学肥力指数 (CFI, Chemical Fertility Index):

$$CFI = \sum_{i=1}^{12} k_i \times C_i$$

式中, k_i 是各个化学肥力指标的权重系数, C_i 是各个化学肥力指标的隶属度值。

评价的结果 (表 8) 表明, 总体上江西余江各系统中的 CFI 较浙江兰溪的高, 这一方面与两地红粘土红壤的基础肥力有关, 另一方面与管理投入水平有关。林草地系统的 CFI

表 8 红壤化学和生物学肥力指数值

Table 8 Chemical and biological fertility indexes of red soil from Quaternary red clay

编号 No.	CFI		BFI 0~20cm	编号 No.	CFI		BFI 0~20cm
	0~20cm	20~40cm			0~20cm	20~40cm	
J1	0.453	—	0.288	Z1	0.294	—	0.287
J2	0.364	0.335	0.346	Z2	0.214	0.244	0.328
J3	0.375	0.349	0.401	Z3	0.229	0.242	0.431
J4	0.395	0.406	0.572	Z4	0.138	0.170	0.469
J5	0.612	0.422	0.356	Z5	0.517	0.367	0.346
J6	0.512	0.350	0.639	Z6	0.410	0.250	0.409
J7	0.734	0.633	0.519	Z7	0.515	0.308	0.374
J8	0.765	0.752	0.596	Z8	0.740	0.374	0.454
J9	0.596	0.433	0.717	Z9	0.750	0.453	0.464

是所有系统中最低的,说明在中亚热带的丘陵红壤区,林草地系统中的红粘土红壤由于长期受侵蚀、淋溶和人为破坏等各种退化过程的影响,其化学肥力已降至“谷底”水平。

园耕地系统的 CFI 较林草系统高,其中旱耕地系统高于园地系统,而园地系统中桔园系统的 CFI 较茶园高。这说明一旦开始耕垦利用,土地投入增加,红粘土红壤的化学肥力将很快提高;由于旱地系统中的耕垦强度高于园地系统,因而化学肥力的提高更大;但是茶园中受土壤酸化的影响,特别是积累的铝离子促进了钙镁的淋失,其化学肥力不如投入水平相当的桔园系统。

2.4 红粘土红壤生物学肥力演化的评价

除了上述的红壤生物学肥力指标外,在以往的研究中还采用了其他一些指标,如微生物生理群(硝化细菌、反硝化细菌、氨化细菌、固氮细菌、芽孢杆菌、纤维分解菌等)数量^[2,4,7]、优势菌组成^[5,7]、土壤呼吸强度^[2,7]、其他一些土壤酶(脱氢酶、过氧化氢酶、蛋白酶等)活性^[3,23]等指标,但考虑到这些项目测定繁琐、所费时间较长,特别是限于经费状况,因此我们只是选择测定了以上的一些指标。

采用同样的评价步骤,根据聚类分析(图 2)的结果,土壤有机质(OM)与酸性磷酸酶(PHOS)活性、胡敏酸(HA)和胡富比(H/A)、胡敏酸的光密度比(E_4/E_6)和转化酶之间的距离较小(< 0.8)。由于有机质是广泛应用的指标,而酸性磷酸酶是红壤中的十分重要的酶,因此两者都选入;而胡富比和胡敏酸的光密度比可以不考虑。最终,我们选取了以下 11 项评价指标:有机质、HA、FA、微生物总数(TAM)、细菌(BACT)、真菌(FUNG)和放线菌比例(ACTI)、微生物生物量碳(MBC)、脲酶(UREA)、转化酶(INVE)和酸性磷酸酶活性。

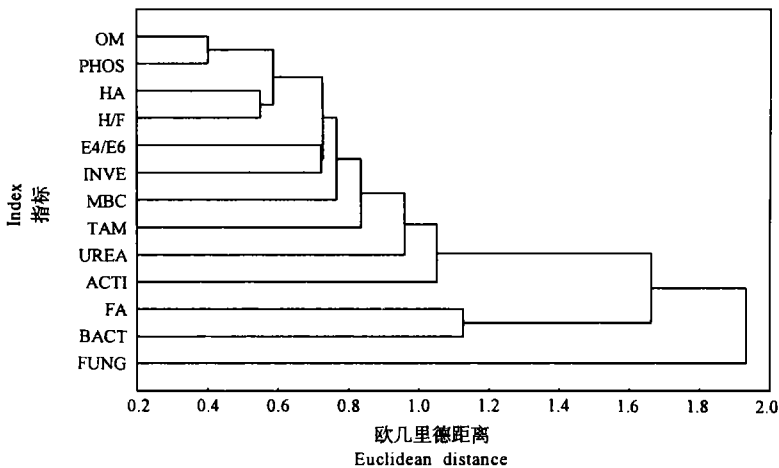


图2 红粘土红壤生物学肥力指标的聚类分析图

Fig.2 Cluster analysis diagram of indexes of biological fertility of red soil

因子分析结果表明,前 3 个主成分的贡献率分别为 46.5%、14.6% 和 13.3%,其累计贡献率占总方差的 74.4%。其中第一个主因子主要与土壤有机质、HA、微生物总数、微生物生物量碳、脲酶和酸性磷酸酶活性有关,这个主因子是红粘土红壤生物学肥力变化的主要

体现;第二个主因子主要反映了土壤真菌比例的 FA 含量;第三个主因子主要反映了土壤细菌和放线菌比例以及转化酶活性。

然后在确定各个生物学指标权重系数的基础上,计算各个系统中红粘土红壤表土的生物学肥力指数(BFI, Biological Fertility Index):

$$BFI = \sum_{i=1}^{12} k_i \times B_i$$

式中, k_i 是各个生物学肥力指标的权重系数, B_i 是各个生物学肥力指标的隶属度值。

评价的结果(表 8)表明,江西余江园耕地系统的 BFI 明显高于浙江兰溪,这与其投入水平不同有关。各系统中以侵蚀地系统的 BFI 为最低,林草地系统的 BFI(平均值为 0.425)总体上较园耕地系统(平均值为 0.487)低。园耕地系统中耕地系统的 BFI 高于园地系统,而园地系统中桔园系统的 BFI 较茶园系统高。土壤生物学指数的这种变化趋势与化学肥力指数的相似,说明一旦开始耕垦利用,土地投入增加,红粘土红壤的生物学肥力将很快提高;旱地系统中的耕垦强度高于园地系统,因而生物学肥力的提高幅度更大;茶园中可能受酸化的影响,其生物学肥力不如投入水平相当的桔园系统。在浙江兰溪,园地系统的 BFI 较林草地系统低,但其生物学指标的绝对值仍较林草地高,这表明在管理投入水平较低的系统,生物学肥力提高幅度较小,其总体的生物学肥力等级反而下降。

3 结论

在中亚热带的丘陵红壤区,林草地系统中的红粘土红壤由于侵蚀、淋溶和人为破坏等过程的长期影响,化学肥力的各项指标处于“谷底”水平。一旦开垦利用,耕垦熟化过程一般促进了园耕地系统中的土壤化学肥力的提高,即土壤养分含量和交换性钙镁含量增加,而交换性铝减少。在园耕地系统中,某些系统的土壤化学肥力出现退化现象。如在浙江兰溪单一植茶系统中,交换性 Al 含量的增加加剧了土壤的酸化作用;而在江西余江耕作年限很长的旱地系统中,已出现土壤钾素的退化现象。

红壤生物学肥力的变化趋势与化学肥力相似。侵蚀地系统的生物学肥力最低;林草地系统中由于侵蚀、淋溶和人为破坏等各种退化过程严重,生物学肥力总体上较园耕地系统低;耕垦利用后,土地投入增加,红粘土红壤的生物学肥力也随着耕垦熟化过程而提高,而且旱地系统中的提高幅度更大。生物学肥力的提高主要表现在增加土壤有机质含量、改善腐殖质品质、提高土壤微生物数量及土壤酶活性。浙江兰溪园地系统的生物学肥力较林草地系统低,表明在管理较差的系统中,生物学肥力提高幅度较小,相对等级有所下降。

土壤交换性阳离子组成、土壤养分全量及速效含量可作为评价红粘土红壤化学肥力演化的指标,其中土壤交换性阳离子组成是评价红粘土红壤化学肥力在不同利用过程中演化的最重要的指标。而土壤有机质、HA、微生物总数、微生物生物量碳、脲酶和酸性磷酸酶活性在评价红粘土红壤生物学肥力演化时十分重要。

参 考 文 献

1. 邓铁金, 樊友安, 周任发. 红壤性水稻土的形成过程特点及其肥力演变. 土壤学报, 1985, 22(1):1~11
2. 钱泽澎, 何福恒, 冯孝善. 红壤微生物学特性(一)浙江省低丘红壤的微生物学分析. 土壤学报, 1964, 12(4):390~400
3. 陈本楚, 钱泽澎. 红壤微生物学特性(二)浙江省低丘红壤的酶和呼吸活性. 土壤学报, 1966, 19(3):221~224
4. 裴德安, 刘 勋, 古国裁. 红壤熟化过程中的肥力演变. 见江西省红壤试验站, 江西省农牧渔业厅土地利用管理局编. 江西红壤研究(第二集). 南昌:江西科学技术出版社, 1987, 49~66
5. 顾希贤. 红壤利用方式与微生物学特征. 土壤, 1992, 24(5):268~269
6. 潘映华, 施亚琴, 李振高. 红壤区不同植被下土壤酶活性的研究. 见中国科学院红壤生态实验编, 红壤生态系统研究(第三集). 北京:中国农业科技出版社, 1995, 172~178
7. 尹瑞龄, 王明珠, 何圆球. 低丘红壤区农田的微生物. 见中国科学院红壤生态实验编, 红壤生态系统研究(第三集). 北京:中国农业科技出版社, 1995, 179~185
8. 林明海, 赖庆旺. 不同熟化度红壤及红壤性水稻土的腐殖质组成及其特性. 土壤学报, 1982, 19(3):237~247
9. 周礼恺, 严昶升, 武冠云. 土壤肥力实质的研究, III. 红壤. 土壤学报, 1986, 23(3):193~203
10. 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
11. 文启效等编著. 土壤有机质研究法. 北京:农业出版社, 1984, 19~111
12. 中国科学院南京土壤研究所微生物研究室编著. 土壤微生物研究法. 北京:科学出版社, 1985
13. 周礼恺, 张志明. 土壤酶活性的测定方法. 土壤通报, 1980, 5:37~38
14. 沈桂琴. 土壤转化酶、过氧化氢酶和蛋白酶的测定. 农业测试分析, 1984, 1(1):69~74
15. Ф. X. 哈兹耶夫. 土壤酶活性. 北京:科学出版社, 1980
16. 谢建昌. 红壤地区土壤的钾素含量、状态和钾肥施用. 见李庆远主编, 中国红壤. 北京:科学出版社, 1983, 135~144
17. 王效举, 陈鸿昭. 土壤酸化是茶园土壤退化的重要问题. 见龚子同主编, 土壤环境变化. 北京:中国科学技术出版社, 1992, 214~216
18. 孔晓玲, 季国亮. 我国南方土壤的酸度与交换性氢铝的关系. 土壤通报, 1992, 23(5):203~204
19. 宋木兰, 刘友兆. 茶园土壤酸化及其防治. 见:中国科学技术学会工作部编, 中国土地退化防治研究. 北京:科学出版社, 1990, 370~375
20. 李忠佩, 程励励, 林心雄. 退化红壤的有机质状况及施肥影响的研究. 土壤, 1994, 26(2):70~76
21. 关松荫. 土壤酶与土壤肥力. 土壤通报, 1980, 6:41~44
22. 黄世伟. 酶活性与土壤肥力. 土壤通报, 1981, 4:37~39
23. 陈大勋, 陆集卿, 李双霖. 福建省几种土壤类型酶活性的研究. 福建农学院学报, 1986, 15(1):73~85
24. 孙 波, 赵其国, 张桃林. 我国东南丘陵山区土壤肥力的综合评价. 土壤学报, 1995, 32(4):362~369

**FERTILITY EVOLUTION OF RED SOIL DERIVED FROM
QUATERNARY RED CLAY IN LOW-HILLY REGION
IN MIDDLE SUBTROPICS
II. EVOLUTION OF SOIL CHEMICAL AND BIOLOGICAL FERTILITIES**

Sun Bo Zhang Tao-lin Zhao Qi-guo

(*Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing 210008*)

Summary

This is the second paper to study the fertility evolution of red soil derived from Quaternary red clay in low-hilly region in the middle subtropics from point of systematic view. The characteristics of soil chemical and biological fertility evolutions under various land use patterns were researched, then the evaluation indexes were selected with cluster analysis and their weight coefficients determined with factor analysis. Results showed that the chemical properties had dropped to the "Valley-bottom value" in forest and waste land systems without input. Soil chemical fertility in cultivated-land and garden systems increased with land reclamation and soil maturation process, the content of soil nutrient and exchangeable Ca and Mg raised, but exchangeable Al dropped. The evolution of soil biological fertility was similar to that of soil chemical fertility. Similarly, the soil biological fertility in cultivated-land and garden systems increased with land reclamation and soil maturation process, it was shown by the raise of soil organic matter content, the improvement of humus quality, and the increase of microbe and activity of soil enzyme. The composition of exchangeable cation and the soil nutrient content can be used as the indexes to evaluate soil chemical fertility evolution, especially the former is more important. The changes of soil organic matter, humic acid, total amount of microbe, microbial biomass C, activity of urease and phosphatase reflected mainly the evolution of soil biological fertility.

Key words Middle subtropics, Low-hill region, Red soil, Chemical fertility, Biological fertility, Evolution