

植被恢复对退化红壤表层土壤颗粒中有机碳和 Pb、Cd 分布的影响

李恋卿¹, 潘根兴^{1*}, 张平究¹, 张旭辉¹, 褚秋华², 邱多生²

(1. 南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095; 2. 江苏省吴江市金家坝镇农业技术推广站, 215215)

摘要:采用原状土壤水稳性团聚体分离方法提取不同粒径的土壤颗粒,测定其有机碳及重金属元素 Pb、Cd 的含量,研究了退化红壤在植被恢复下表层(0~10cm 和 10~20cm)土壤颗粒中有机碳与重金属分布及其关系。这些土壤颗粒中有机碳和重金属元素 Pb、Cd 的含量范围分别介于 7.5~15g/kg, 11~20mg/kg 和 20~70 μ g/kg,且粒组间有显著差异。尽管所测组分的含量以 <0.002mm 粒组中最高,但 2~0.25mm 的粒组占其总量的 50%左右,其次约 20%存在于 0.25~0.02mm 粒组中。以土壤粒组中分量而言,有机碳和所测的重金属元素间有密切的依存关系。与荒地相比,植被恢复措施降低了各土层 2~0.25mm 粒组中 Pb 的含量和分量,但提高了 0~10cm 上层 Cd 的含量和分量。在所研究的几种处理中,玉米-包菜处理显著地促进了有机碳和重金属在各颗粒粒组中的均衡分布。因此,退化红壤植被恢复措施改变了土壤颗粒中有机碳和重金属的分布,因而可能影响着土壤环境中有机碳和重金属的形态及其活性。对于这些措施下土壤环境中有机碳和重金属的生物有效性机制尚需进一步研究。

关键词:退化红壤;土壤颗粒;有机碳;Pb、Cd;植被恢复

Vegetation recovery in degraded red earth: effect on organic carbon and Pb and Cd partitioning in soil particle size fractions

LI Lian-Qing, PAN Gen-Xing, ZHANG Ping-Jiu, ZHANG Xu-Hui, ZHE Qiu-Hua, QIU Duo-Sheng (Institute of Resources, Ecosystem and Environment for Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(11): 1769~1774.

Abstract: Degradation of farmland Red Earth is one of the severe problems facing agriculture in South China. Since 1990's, agronomical measures such as vegetation recoveries have been taken for its mitigation. In previous studies, role of vegetation recoveries on rapid rebuilding of soil organic carbon (SOC) and micro-aggregation has been debated. The objectivity of present study is to describe the redistribution of SOC and heavy metals of human risk concerns and partitioning in the soil particle size fractions as affected by the vegetation recovery practices.

The samples were collected at the Grass Extension Station of Jiangxi Province, 10 km northwest to Nanchang City. Being typical in central Jiangxi, the soil was Typical Udsiallisols (Chinese Soil Taxonomic Classification, 1999) derived from old Quaternary deposits on the rolling slopes. The treatment plots were: A, rotation of corn and cabbage (for 4a); B, continuous white clover (for 15a); C, continuous orchard grass (for 15a) and rotation of Chinese Lespedeza-Sudan grass (for 3a after 15a grass) (Table 1). A mixed sample of 5 undisturbed sub-samples was collected randomly in each plot and in 0~10cm, 10~20cm respectively.

The undisturbed soil clods were dispersed in water using the ultrasonic energy at 21.5Hz and 300mA. Soil particles in size of >2mm, 2~0.25mm were separated by wet sieving, those in size of 0.25~0.02mm

基金项目:科技部重点科技规划项目(G1999011808-3)及国家教育部博士点专项研究基金资助项目

收稿日期:2000-09-04; **修订日期:**2000-12-12

作者简介:李恋卿(1965~),女,江西南康人,博士。主要从事土壤环境质量研究。

* 通讯作者

and 0.02~0.002mm by sedimentation and siphon, and those in size of <0.002mm by centrifuging. The contents of organic carbon, Pb and Cd contents in the particle separates were determined by wet combustion and HF-HNO₃-HClO₄ digestion. The concentration of the metals were measured by AAS with the internal standard control.

Prominent variation was found in the content of SOC and Pb and Cd contents among the soil particle fractions, with highest contents in the fraction <0.002mm (Table 2, Fig. 1). The fractions of 2~0.25mm and 0.25~0.02mm generally possessed 50% and 20% of the total amount of the analyzed components respectively. Significantly positive correlation was found between the portion of Pb or Cd and that of SOC in the soil particle fractions (Fig. 2). Compared with that in the uncultivated soil, the recovery treatments enhanced accumulation of SOC and decreased of Pb and Cd in the predominant particle fraction of 2~0.25mm, whereas elevated Cd level in the 0~10cm layer (Table 4). Under the corn-cabbage rotation, no remarkable variation was shown of SOC and heavy metals in the soil particle fractions as compared to that under the other treatments. Therefore, the vegetation recovery measures had not only beneficial effects on SOC sequestration (Li, *et al.*, 2001), but also affected the distribution pattern of both SOC and heavy metals in soil particle fractions. However, the effects of these measures on bioavailability of the measured components in the particle fractions remain to be determined.

Key words: degraded Red Earth; Pb; Cd; soil particle fractions; soil organic carbon; vegetation recovery

文章编号: 1000-0933(2001)11-1769-06 中图分类号: Q144 文献标识码: A

红壤是我国南方的主要土壤资源,红壤退化已是制约江南丘陵红壤地区农业持续发展的重要问题^[1]。基于植被重建的生态恢复作为治理红壤退化的主要技术途径在南方地区广泛推行。已有的研究表明了草本植被重建对退化红壤理化性质和肥力性状的较快改善^[2]。作者已报道了植被恢复尤其是豆科-禾本科植物轮作较快地增加退化红壤土壤有机碳(SOC)储存,这种碳存储表现为2~0.25mm团聚体的建成^[3],并对团聚体有机碳的稳定性同位素组成分异产生影响^[4]。

关于土壤中重金属化学结合形态已有大量研究^[5-6]。王果等研究了水稻不同生育期和添加有机物料下红壤中Cu、Cd的化学结合形态,认为Cu以残渣态为主,而Cd以交换态和氧化物结合态为主,施用有机物料提高了Cu的有效性但降低了Cd的有效性^[7]。林琦等研究了大麦下红壤根际与非根际土壤中重金属元素的化学形态差异,指出根系活动改变了红壤中重金属的化学结合形态^[8]。因此,在土壤环境中由于有机-无机-生物的相互作用,其分布及其有效性是十分复杂的,最近作者注意到有机碳和重金属元素在原状土壤颗粒粒组中的分异。本文着重研究植被恢复下退化红壤土壤颗粒中有机碳与重金属元素Pb、Cd的分布及其关系,试图阐明植被恢复措施对于土壤环境中重金属元素分布的影响,为揭示植被恢复的土壤改良实践对于土壤环境质量的科学依据。

1 材料和方法

1.1 供试土壤

供试土壤 1999年1月采于江西省南昌市郊约10km的江西省牧草改良推广站,该站位于侵蚀严重的红壤低丘,土壤为严重退化的第四纪红粘土发育的红壤,按《中国土壤系统分类》为典型湿润硅铝土^[9]。该站已实施的植被恢复处理为:A,玉米-包菜轮作(4a);B,白三叶草连作(15a);C,鸡脚草连作(15a);D,苏丹草-截叶胡枝子轮作(3a,前作为多年生牧草)等,对照为未利用之荒地。按0~10cm和10~20cm(玉米地为10~30cm)分别采集表层土壤(多点混合样)作研究。用硬质广口塑料瓶采集原状土,在室内风干,拣去石砾备用。未利用的荒地土壤的基本性质见表1^[7]。

1.2 土壤颗粒分组

按国际制土壤粒径分级划定粒组,称50g土,置于500ml高型烧杯,超声波分散30min(槽型超声波发生器(CSF-1A),21.5KHz,300mA)。以尼龙筛湿筛分离砂组(S, >2mm)和细砂组(FS, 2~0.25mm)的粗颗

粒, 沉降-虹吸法分离粉砂组 (SL, 0.25~0.02mm) 和细粉砂组 (FSL, 0.02~0.002mm) 的细颗粒。黏粒组 (CL, <0.002mm) 的颗粒用离心法提取分离; 样品在 60℃ 红外灯下烘干, 磨碎过 100 目筛备用^[10]。

表 1 供试退化红壤表层土壤的基本性质

Table 1 The basic properties of surface soil of the degraded Paleudult studied

pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CEC (cmol/kg)	有机碳 SOC(g/kg)	土壤颗粒粒径 Soil particle fractions(mm, g/kg)					
				2~0.25	0.25~0.05	0.05~0.01	0.01~0.005	0.005~0.002	<0.002
4.56	3.67	9.74	5.50	40.0	59.0	288.6	112.0	99.2	401.2

1.3 测定

有机碳测定用 H₂SO₄-K₂CrO₇ 外加热法^[11]; 土壤颗粒中重金属 Pb、Cd 全量的测定, 用 HF-HNO₃-HClO₄ 消煮, 待测液中 Pb、Cd 用 AF 610A 原子荧光光谱仪测定, 并采用国家地球化学标准样内标法控制分析质量。

2 结果与讨论

2.1 土壤颗粒中有机碳与重金属元素 Pb、Cd 的一般分布

植被恢复下土壤的颗粒粒径分布的峰值存在于 2~0.25mm 粒组, 其次是 0.25~0.02mm 粒组。同一处理下不同深度的团聚体粒组分布无显著性差异。植被恢复措施显著地增加了这些土壤表层的 2~0.25mm 水稳性团聚体含量, 这是植被恢复对退化红壤快速肥力恢复的基础^[3]。供试土壤颗粒中有机碳及 Pb、Cd 含量的统计结果列于图 1。土壤颗粒中有机碳的平均含量变动于 7.5~15g/kg, Pb 一般变动于 11~20mg/kg, Cd 变动于 20~70μg/kg。不过, 这些成分在不同颗粒中的含量变异程度有明显不同。有机碳在 2~0.25mm 粒径和 0.25~0.02mm 粒径中变异系数大于 20%, Pb 在 0.25~0.02mm 和 0.02~0.002mm 两级颗粒中变幅较大, 而 Cd 则在不同颗粒中具有广泛的变异。各粒组组分占全土的百分比列于表 2, 有机碳和 Pb 都趋向于在 >2mm 粒组中增多而在 0.25~0.02mm 粒组中减少。不过, Cd 却表现为在 >2mm 粒组中减少而在 <0.002mm 粒组中增加。上述均说明有机碳和不同重金属元素的颗粒分布特点各异。

表 2 所测组分在土壤颗粒粒组中的分配 (%)

Table 2 Distribution of the analyzed components in the soil particle fractions

土壤颗粒粒组 (mm)	>2	2~0.25	0.25~0.02	0.02~0.002	<0.002
Soil particle fractions					
土壤颗粒 Soil particles	14.43±8.83	50.55±6.77	22.40±3.97	10.51±1.36	2.61±1.67
有机碳 SOC	17.06±12.19	50.01±8.11	19.61±3.28	10.05±1.55	3.14±2.01
Pb	14.85±7.885	51.33±5.83	20.10±4.33	10.07±0.92	3.63±2.35
Cd	12.02±3.54	50.80±12.70	22.50±10.38	9.87±2.69	4.81±3.51

将组分在某粒组颗粒中含量与其土壤含量之比称为该组分的颗粒富集系数。对于重金属元素来说, 富集系数代表了该粒组土壤颗粒对重金属保持的强度指标。而将土壤颗粒中组分的浓度与该粒组颗粒的乘积称为组分的土壤颗粒分量, 它是土壤颗粒保持这些组分的容量指标。表 3 列出的不同颗粒粒组的富集系数表明, 各颗粒粒组对所测的组分的结合强度有明显差异。统计显示, <0.002mm 粒组对有机碳和 Pb 有强的结合力, 其富集系数与其他各粒组间存在显著差异, 而 0.25~0.02mm 粒组作为较细的水稳性团聚体对所测组分的亲合力较弱, 其有机碳和 Pb 的富集系数分别在 2~0.25mm 粒组和 >2mm 粒组间存在显著差异。不过, 不同颗粒对 Cd 的富集系数无显著差异。然而, 在 >2mm 粒组和 <0.002mm 粒组中, 无论是有机碳还是重金属元素, 其富集系数的变异系数明显较大, 说明不同植被恢复处理对该两级土壤颗粒的组分亲合力有明显影响, 这揭示着粗土壤颗粒和极细土壤颗粒性质对退化红壤的植被恢复措施有敏感的反应。

2.2 土壤颗粒中有机碳与重金属元素间的关系

相关分析表明, 供试土壤颗粒样品中有机碳和重金属元素的含量间未有显著的相关关系。供试土壤颗粒中有机碳与重金属元素的含量的相关关系十分密切, 统计检验达极显著水平 (图 2)。如果说, 含量间的关

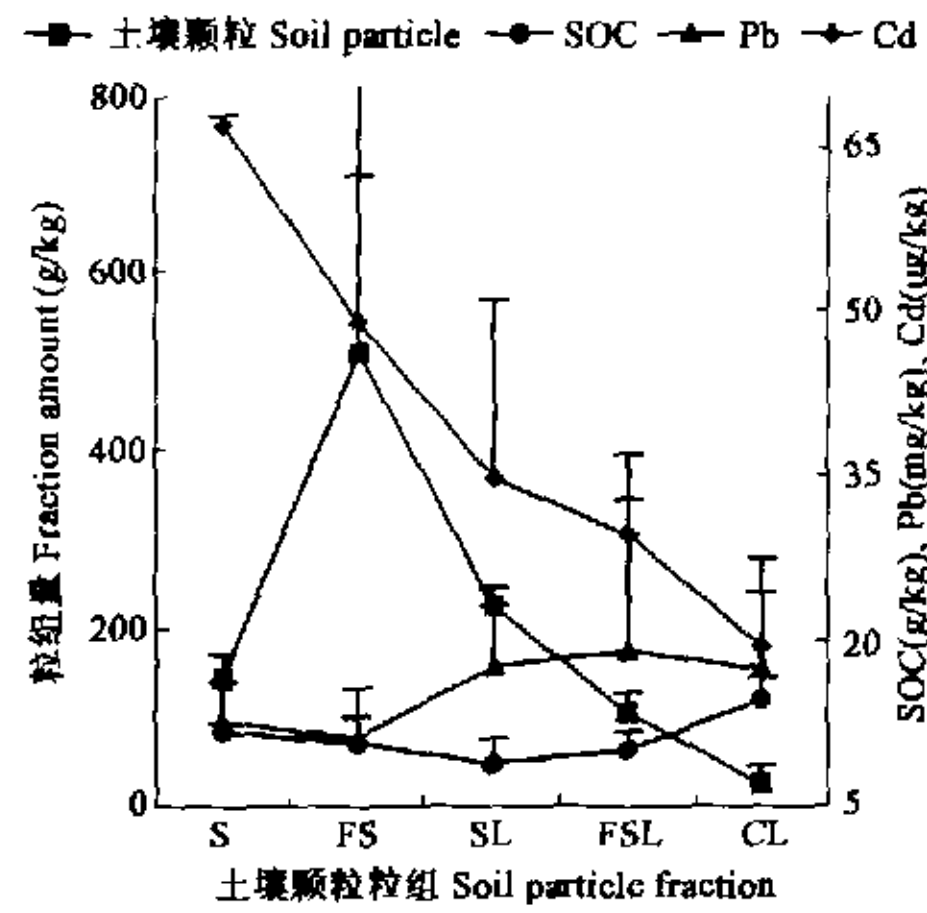


图1 退化红壤植被恢复措施下0~10cm土壤颗粒及其中有机碳和Pb、Cd的含量变异

Fig. 1 Variation of the content of SOC and Pb, Cd in the soil particle fractions of the studied soils under vegetation recoveries

S: 砂组 sand, >2mm; FS: 细砂组 fine sand, 2~0.25mm; SL: 粉砂组 silt, 0.25~0.02mm; FSL: 细粉砂组 fine silt, 0.02~0.002mm; CL: 黏粒组 clay, <0.002mm

系为强度关系,则分量间的关系可认为是容量关系。容量关系的斜率表明,土壤颗粒每增加一单位的有机碳增加了1.36单位的Pb结合量和3.18单位的Cd结合量。这说明在贫有机碳的退化红壤中,由于植被恢复下新增有机碳的作用,重金属在土壤颗粒间的转移十分活跃。这提示在植物活动的影响下退化红壤土壤重金属环境过程在反应机制与强度上的改变。因此,与处理土样的化学结合形态的结果不同,土壤有机碳是原状土壤颗粒中重金属移动和分配的驱动与控制因素。

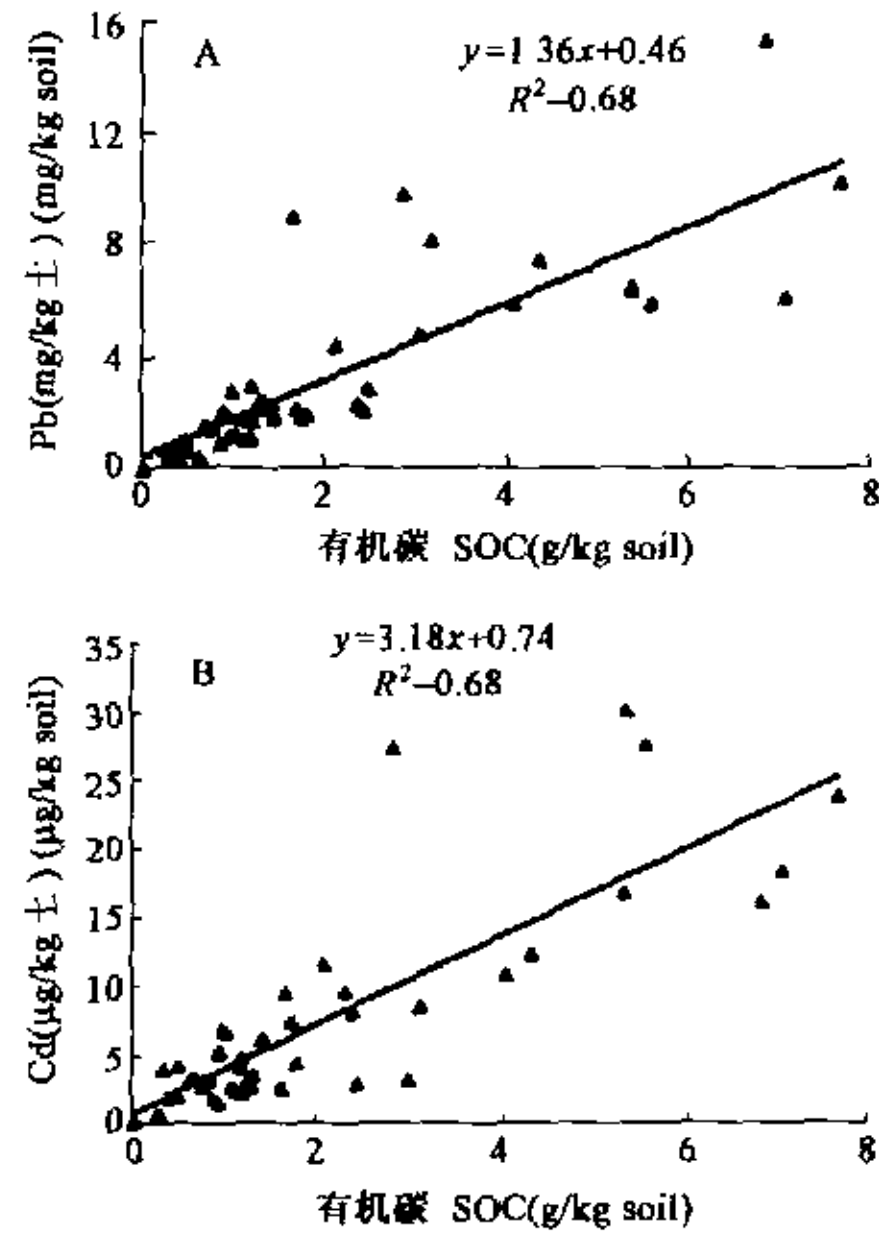


图2 供试红壤颗粒中有机碳与重金属元素的分量关系

Fig. 2 The correlation between the proton of SOC with that of the heavy metals in the soil particle fractions

A. 有机碳与Pb SOC versus Pb; B. 有机碳与Cd SOC versus Cd

表3 供试土壤各粒径土壤颗粒对有机碳、Pb、Cd的富集系数

Table 3 The enrichment coefficient of SOC and Pb, Cd of the particle fractions of the soils studied

土壤颗粒粒径(mm)	>2	2~0.25	0.25~0.02	0.02~0.002	<0.002
Soil particle fractions					
0~10cm					
有机碳 SOC	1.13±0.15	1.01±0.07	0.83±0.10	0.96±0.05	1.40±0.28
Pb	1.08±0.14	1.02±0.05	0.90±0.09	0.97±0.11	1.49±0.24
Cd	0.97±0.29	1.00±0.19	0.99±0.37	0.96±0.31	1.62±0.59
10~20cm					
有机碳 SOC	1.25±0.39	0.99±0.07	0.85±0.09	1.06±0.13	1.44±0.14
Pb	0.97±0.54	0.97±0.11	1.01±0.47	0.98±0.17	1.53±0.20
Cd	1.15±0.53	1.05±0.10	0.66±0.10	0.89±0.19	2.05±0.41

2.3 不同植被恢复处理对土壤颗粒中有机碳和重金属分配的影响

将不同处理下有机碳、Pb、Cd在表层0~10cm土层各颗粒粒组中的富集系数列于表4。可见,与荒地比较,有机碳富集系数表现为在2~0.25mm和0.25~0.02mm粒组中升高而在>2mm和<0.002mm

表 4 不同植被恢复处理对土壤颗粒的有机碳、Pb、Cd 富集系数的影响

Table 4 Effect of the vegetation recovery treatments on the enrichment coefficient of SOC, Pb, Cd in the soil particle fractions

土壤颗粒粒组 (mm) Soil particle fractions	>2	2~0.25	0.25~0.02	0.02~0.002	<0.002
SOC					
荒地 ¹	1.32	0.89	0.71	0.94	1.75
玉米-包菜 ²	1.10	1.06	0.82	1.02	1.58
白三叶 ³	1.20	1.04	0.76	0.96	1.42
鸡脚草 ⁴	1.13	1.00	0.90	0.98	0.98
截叶胡枝子-苏丹草 ⁵	0.91	1.05	0.94	0.88	1.45
平均 ⁶	1.13	1.01	0.83	0.96	1.40
标准差 ⁷	0.15	0.07	0.10	0.05	0.28
Pb					
荒地	0.98	1.07	0.82	0.87	1.28
玉米-包菜	1.09	0.99	0.94	0.92	1.60
白三叶	1.31	0.96	1.04	0.96	1.08
鸡脚草	0.95	1.03	0.86	1.15	1.40
截叶胡枝子-苏丹草	1.08	1.04	0.82	0.93	1.66
平均	1.08	1.02	0.90	0.97	1.40
标准差	0.14	0.05	0.09	0.11	0.24
Cd					
荒地	0.59	1.02	1.20	1.37	0.95
玉米-包菜	1.21	0.84	1.25	0.68	1.51
白三叶	1.30	0.81	1.28	0.96	2.07
鸡脚草	0.81	1.06	0.79	1.14	2.38
截叶胡枝子-苏丹草	0.93	1.28	0.42	0.64	1.21
平均	0.97	1.00	0.99	0.96	1.62
标准差	0.29	0.19	0.37	0.31	0.59

1) Bare soil, 2) Corn-cabbage, 3) *Trifolium repens*, 4) *Berberis chingii*, 5) *Lespedeza cuneata*-*Sorghum sudanense*, 6) Mean, 7) Standard deviation

粒组中降低;相反,植被恢复处理提高了 Pb、Cd 在 >2mm 和 <0.002mm 粒组中的富集系数,但他们在不同粒组中的富集系数的变化较复杂。相对于荒地来说,植被恢复处理提高了 Pb 在 0.02~0.002mm 粒组的富集系数,而 Cd 反之。这些说明植被恢复处理下增加的有机物质改变了原土壤颗粒的表面反应性质,而表现出对 Pb、Cd 不同的结合能力,这与新形成的有机无机复合体性质不同有关^[2]。

表 5 各处理 2~0.25mm 粒组颗粒中组分相对于荒地的变化

Table 5 Change of the SOC and Pb, Cd in the particle fractions of 2~0.25mm under vegetation recovery treatments relative to those in the untreated soil

处理 Recovery treatments	颗粒含量 Particle content (g/kg)	组分含量 Contents in fraction			组分分量 Portion of soil		
		SOC (g/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (μg/kg)	SOC (g/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (μg/kg)
0~10cm							
玉米-包菜 ¹	28.3	2.13	-2.81	7.2	1.19	-0.77	3.88
白三叶 ²	157.6	4.64	-8.61	11.5	3.90	-2.14	9.86
鸡脚草 ³	42.6	4.43	-6.46	38.3	2.42	2.28	19.69
截中胡枝子-苏丹草 ⁴	127.2	6.37	-0.66	22.9	4.51	2.01	15.32
10~20cm							
玉米-包菜	14.34	4.29	-3.42	-22.2	1.21	-3.90	16.54
白三叶	-2.39	4.62	-5.19	-16.9	2.50	3.33	-10.66
鸡脚草	-8.33	5.76	-4.10	12.9	2.51	-3.46	2.57

1) Corn-cabbage; 2) *Trifolium repens*; 3) *Berberis chingii*; 4) *Lespedeza cuneata*-*Sorghum sudanense*

已有的研究揭示了植被处理主要表现为增加 2~0.25mm 粒组颗粒含量及其有机碳量,除有机碳外,

供试土壤 2~0.25mm 粒组的颗粒含量和重金属含量均高于其他各粒组^[1]。而前述也已表明,2~0.25mm 粒组颗粒中各组分随样品的变异十分明显。故该粒组为土壤保持有机碳和重金属的特征粒组。因此,将各植被恢复处理下的 2~0.25mm 粒组土壤颗粒中所测组分的相对变化列于表 5。在荒地土壤中,土壤颗粒同样以 2~0.25mm 粒组为多,其次为 >2mm 粒组,且在表层与亚表层间存在消长关系。颗粒中有机碳含量表层高于亚表层。然而,各颗粒粒组重金属元素含量在表层与亚表层间表现出明显分异。虽然 Pb 含量都表现为粗颗粒中较高,且表层中高于亚表层。但土壤颗粒 Cd 含量为亚表层高于表层,且 Cd 含量的粒组分异趋势在表层和亚表层中截然相反。但表 5 表明,所研究的各种植被恢复都增加了该粒组的有机碳,降低了其 Pb 含量,因而使该粒组的有机碳保持量提高而重金属保持量降低。但 Cd 的情形不同,这些处理降低了 10~20cm 土层中该粒组的 Cd 含量,却提高了其在表层 0~10cm 深度该粒组的含量。这一方面可能是由于农作中肥料的伴随输入,另一方面也可能是这些植物对根系深度内土壤 Cd 的摄取而通过残留物分解保留在表层的缘故。说明这些植物不仅改变了重金属颗粒分布,还对改变土壤重金属的深度分布有重要影响。

3 结论

红壤不同颗粒粒组中有机碳和重金属的分布迥异,且重金属与有机碳间具有显著的依存关系。退化红壤在植被恢复措施下有机碳和重金属在土壤颗粒粒组间的积累和分布发生了变化。这些处理显著地降低了表层中 2~0.25mm 粒组 Pb 的存在量和 10~20cm 土层中 2~0.25mm 粒组 Cd 的存在量,但表现为增加了 0~10cm 土层中 2~0.25mm 粒组 Cd 的存在量。看来,植被恢复措施使退化红壤中原状土壤颗粒对有机碳和重金属的结合性质发生改变,土壤颗粒中重金属元素的分配和转移受到所增加的有机碳的制约。因此,植被恢复措施可能影响着退化红壤中重金属的分布和移动性,但其对不同粒组中重金属和有机碳的生物有效性的影响还有待于进一步研究。

参考文献

- [1] Zhao Qiguo. Land degradation and its rehabilitation. International Symposium on Soil, Human and Environment Interactions. Nanjing, 1997, 4~11.
- [2] 卢英,甘海华,徐盛荣. 红壤及其有机-无机复合体有机质和氮素特征的研究. 土壤通报, 1996, 27(1): 29~32.
- [3] 李恋卿,潘根兴,张旭辉. 退化红壤植被恢复中表层土壤团聚体及其有机碳的分布特点. 土壤通报, 2000, 31(5): 193~195.
- [4] 李恋卿,潘根兴,张旭辉. 土壤团聚体有机碳稳定性同位素的组成. 南京农业大学学报, 2000, 23(1): 114~116.
- [5] 蒋廷慧,胡藻堂,秦怀英. 土壤中锌铜铁锰的形态与有效性. 土壤通报, 1989, 20(5): 228~231.
- [6] 郑绍健,胡藻堂. 淹水对污染土壤镉形态转化的影响. 环境科学学报, 1995, 15(2): 142~147.
- [7] 王果,谷勋刚,高树芳,等. 二种有机肥水溶性分解产物对铜、镉吸附的影响. 土壤学报, 1999, 36(2): 179~185.
- [8] 林琦,郑春荣,陈怀满,等. 根际环境中镉的形态转化. 土壤学报, 1998, 35(4): 461~466.
- [9] 龚子同主编. 中国土壤系统分类: 理论·方法与实践. 北京: 科学出版社, 1999. 103~111.
- [10] Buyanovsky G A, Wagner G H. Residue decomposition and carbon in physical fractions of soil. Transactions of 14th International Congress of Soil Science, Acapulca, Mexico, 1994, 9: 288~290.
- [11] 中国土壤学会主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 106~123.