

植被恢复对退化红壤轻组有机质的影响*

谢锦升^{1,2} 杨玉盛¹ 解明曙² 陈光水¹ 杨智杰¹ 黄石德³

(1 福建师范大学地理科学学院,福州 350007)

(2 北京林业大学水土保持学院,北京 100083)

(3 福建农林大学林学院,福州 350002)

EFFECTS OF VEGETATION RESTORATION ON SOIL ORGANIC MATTER OF LIGHT FRACTION IN ERODED DEGRADED RED SOIL IN SUBTROPICS OF CHINA

Xie Jinsheng^{1,2} Yang Yusheng¹ Xie Mingshu² Chen Guangshui¹ Yang Zhijie¹ Huang Shide³

(1 College of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

(2 College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

(3 College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

关键词 轻组有机质;密度分组;土壤有机质;侵蚀退化红壤;植被恢复

中图分类号 S153.621 文献标识码 A

我国亚热带山地丘陵红壤区植被受人为严重破坏后,表土易遭侵蚀,是我国仅次于黄土高原的严重侵蚀区,并形成了大面积的侵蚀退化生态系统。该区先后对此类退化系统生态进行了许多恢复与重建工作,植被覆盖发生了巨大变化,并在植物多样性、土壤肥力、水源涵养、营养元素循环、能量流动等方面做了许多有益的研究与探索^[1~6],但目前有关植被恢复对土壤有机质尤其是轻组有机质影响的研究比较缺乏。土壤有机质是土壤质量和健康的重要指标,对维持土壤生产力具有重要作用^[7]。利用密度分组技术可将土壤有机质分成轻组(Light fraction, LF)和重组(Heavy fraction, HF),轻组有机质主要由部分分解的植物残体组成,C和N含量高,周转时间短,代表着土壤易变有机质的主要部分,在C和N循环中起显著作用,具有很强的生物学活性,是土壤养分的重要来源^[8]。侵蚀地的植被恢复改变了土壤中C的输入和输出,对轻组有机质有显著影响,而轻组有机质的恢复为植被生长提供营养物质,因此研究土壤轻组有机质对评价退化土壤质量恢复具有重要意义。

福建省长汀县河田镇是我国的革命老区,长期以来土壤侵蚀极为严重。从20世纪80年代初至

今,福建省省委和省政府对长汀县的水土保持生态恢复工作均极为重视,投入了大量的人力、物力和财力,显著改善了当地的生态环境。本课题组成员已从不同侧面报道了强度侵蚀地植被恢复后生态系统结构和功能的变化^[3~6],本文的目的是揭示红壤侵蚀裸地植被恢复后土壤轻组有机质的变化,为生态恢复与重建实践提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

长汀县河田镇地处福建西部,东经116°18'~116°31',北纬25°33'~25°48',属中亚热带季风气候区。年均降雨量1737mm,年均气温17.5~18.8℃,平均无霜期260d,平均日照时数1925h,10℃积温为4100~4650℃。河田镇属河谷盆地,低山高丘环抱四周,海拔300~500m。土壤为燕山运动早期形成的中粗粒花岗岩发育的红壤,抗蚀能力低。地带性植被(常绿阔叶林)破坏殆尽,现有植被主要以马尾松(*Pinus massoniana*)次生林和人工林为主,结构简单,生长差。河田镇是全国极强度水土流失区之一,许多地方表土层流失,地表干热化严重,土壤

*福建省自然科学基金项目(D0510021)与高等学校博士学科点专项科研项目(20060394001)资助

作者简介:谢锦升(1972~),男,副教授,博士,主要从事土壤侵蚀、生态恢复与碳循环研究。E-mail:jshxie@163.com

收稿日期:2006-08-23;收到修改稿日期:2006-11-22

肥力极低,植被恢复困难。据 2003 年土壤侵蚀遥感资料,该镇水土流失面积 13 587 hm²,占全镇土地面积的 46.68%。

试验地均位于长汀县河田镇,包括裸地(植被恢复前的对照),在裸地上治理恢复的马尾松林地、板栗(*Castanea mollissima*)园及百喜草(*Paspalum notatum*)地(治理前均为 A 层土壤流失,B 层出露,本底条件相似)和次生林(植被恢复后的参照系统)。各试验地基本情况如下:

马尾松林 1981 年采用小水平沟整地,保留原有马尾松小老头树,施基肥、补植马尾松、胡枝子(*Lespedeza bicolor*)和紫穗槐(*Amorpha fruticosa*),当年及第 2 年追肥,现成为马尾松林,平均树高 10.95 m,平均胸径 9.0 cm,郁闭度 90%,间杂有木荷(*Schima superba*)。灌木主要有胡枝子、黄瑞木(*Adinandra millettii*)等,草本植物以芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)占绝对优势,局部地段芒萁枯死后可形成 5 cm 厚的枯枝落叶层。

板栗园 1999 年采用梯田整地,梯面宽 2.5 m,内侧挖蓄水沟,外侧做埂,每亩植板栗 26 株,田埂及梯壁种植百喜草。田面草本植物主要有宽叶雀稗(*Paspalum wetsteinii*)、百喜草、纤毛鸭嘴草(*Ischaemum indicum*)等,但管理时每年除草 2~3 次,因而田面常处于裸露状态。板栗现已进入结果期,每年秋季对板栗进行修剪,春季翻耕田面 1 次,深约 10~15 cm。

百喜草地 2000 年治理,全坡面挖小条沟撒播百喜草,2000~2002 年每年追肥 2 次,每次撒施尿素 150 kg hm⁻²。调查时,百喜草盖度达 95%以上,其他杂草很少。坡面仍有治理时保留的稀疏马尾松小老头树,水湿条件较好地方有芒萁。取样时尽可能避开马尾松和芒萁。

裸地 以未采取治理措施的严重侵蚀地为植被恢复前的对照,属强度土壤侵蚀,平均坡度 10°,表土已流失,B 层出露,立地条件差,地表基本无植被,偶见有马尾松小老头树和野古草(*Arundinella setosa*),近于裸地。

次生林 为马尾松和木荷混交的次生林,是当地现存最好的植被。马尾松平均胸径 37.3 cm,平均树高 20.7 m,木荷平均胸径 25.3 cm,平均树高 18.2 m,林下植被盖度达 90%,灌木层植物主要有木荷、黄瑞木、小叶赤楠、黄楠(*Machilus grijsii*)、虎皮楠(*Daphniphyllum oldhamii*)等,草本层植物主要以芒萁为主。

1.2 研究方法

于 2005 年 4 月在每个试验地按 S 形布设取样点 5 个,调查土壤剖面特征,分层(0~5 cm,5~10 cm,10~20 cm,20~40 cm,40~60 cm)取样,用环刀法测定土壤容重^[9]。

取回的新鲜土样在实验室内拣去石砾、植物根系和大于 2 mm 的碎屑,风干后过 2 mm 土壤筛,用密闭自封袋保存,用于轻组测定。

轻组分离方法参照 Janzen 等^[8]的分离方法,并进行了部分改动。即称取过 2 mm 土壤筛的风干土样 10 g 置于 100 ml 离心管中,加入 50 ml NaI 溶液(密度 1.7 g cm⁻³),用手轻轻摇动离心管,使土壤与重液混合均匀,而后混合物在往复振荡机上震荡 60 min,振速每分钟往复 250 次。分散后的悬浮液在 3 000 r min⁻¹离心 10 min。混合物表面悬浮的轻组轻轻倒出,通过微孔滤膜过滤,在剩余的悬浮液中加入 25~30 ml NaI,重组残留物在离心管中再次悬浮,重复上述过程 2~3 次,直至没有可见的轻组物质,至少用 75 ml 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂ 冲洗以除去轻组中 NaI,接着另加 100~150 ml 去离子水冲洗轻组。然后将滤纸上的轻组洗到预先称重的器皿中,在 65 °C 下烘干,获得轻组干重。每个土样分离轻组时一般 3 次重复,但对于轻组含量很低时,为获得足够多的轻组用于分析,增加重复次数。同时称取 3 份土样用于测定土壤含水量。每个土壤样品的所有轻组样品合并,用研钵磨碎过 150 μm 筛,用于碳、氮含量分析。土壤性质用常规方法分析^[9]。

用碳氮元素分析仪(Elementar Vario EL III)测定轻组的碳、氮含量,并计算轻组的碳氮比、轻组含量(轻组质量占土壤质量的比例)、轻组有机碳含量(轻组有机碳质量占土壤质量的比例)、轻组有机碳占土壤总有机碳的比例。用 SPSS 软件进行统计和相关分析。

2 结果与分析

2.1 土壤轻组含量

轻组含量用单位质量干土中轻组的干物质重(g kg⁻¹土壤)表示^[8]。裸地土壤剖面不同层次的轻组含量在 0.03~0.14 g kg⁻¹范围内(表 1),在整个土壤剖面没有明显差异。植被恢复后,40 cm 以上土层的轻组含量显著高于裸地的,并在土壤剖面上具有明显的层次性。其中 0~5 cm 土层的轻组含量恢复速率最快,分别较裸地增加了 54~194 倍,马尾松林

与百喜草地的轻组含量已高于次生林的;随土层深度增加,不同植被恢复类型轻组含量恢复速率减小,如 5~10 cm 土层分别较裸地增加了 48~87 倍,除马尾松的轻组含量与次生林的接近外,百喜草地

和板栗园的轻组含量均低于次生林的;而在 40~60 cm 土层,不同植被恢复类型土壤轻组含量下降至 0.14~0.25 g kg⁻¹ 之间,而裸地未分离出轻组(表 1)。

表 1 土壤轻组有机质含量垂直分布 (g kg⁻¹ 土壤)

土层深度 (cm)	次生林	马尾松林	板栗园	百喜草地	裸地
0~5	14.2 ±2.5A	27.4 ±1.0A	7.87 ±0.46A	18.2 ±2.8A	0.14 ±0.04A
5~10	7.02 ±1.04B	7.14 ±0.42B	4.03 ±0.33B	5.37 ±0.30B	0.08 ±0.03A
10~20	3.90 ±0.27C	3.37 ±0.85C	2.14 ±0.53B	2.56 ±0.61C	0.05 ±0.01A
20~40	1.82 ±0.20D	1.19 ±0.25C	0.82 ±0.38C	0.78 ±0.10D	0.03 ±0.01A
40~60	0.32 ±0.05E	0.25 ±0.10D	0.17 ±0.08C	0.14 ±0.03E	0.00 ±0.00B

注:表中同一列中没有相同字母者表示有显著差异, $p < 0.05$

2.2 土壤轻组的碳、氮含量

土壤轻组有机质的 C、N 含量显著高于全土的 C、N 含量。本文中 0~60 cm 土层轻组平均 C、N 含量分别为 240~340 g kg⁻¹ 和 9~16 g kg⁻¹ (表 2),而相应土层土壤的 C、N 含量仅分别为 1~27 g kg⁻¹ 和 0.2~2.4 g kg⁻¹。不同植被恢复类型土壤轻组有机质的 C、N 含量也有明显差异,马尾松林

的土壤轻组有机质 C 含量与次生林的接近,明显高于板栗园和百喜草地的,而板栗园和百喜草地的土壤轻组有机质 C 含量则与裸地的接近。而马尾松林的土壤轻组有机质的 N 含量则低于其他类型。不同类型轻组 C、N 含量的差异与凋落物的质量有关,不同植物类型的凋落物 C、N 含量差异很大^[10]。

表 2 土壤轻组有机质的碳、氮含量 (g kg⁻¹)

土层深度 (cm)	次生林		马尾松林		板栗园		百喜草地		裸地	
	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N
0~5	328	14.2	323	10.3	242	14.0	237	12.8	228	15.9
5~10	335	14.1	317	8.8	280	15.5	258	13.3	278	16.3
10~20	338	11.1	314	9.1	264	14.5	244	13.7	263	15.2
20~40	331	9.2	318	10.7	259	13.5	238	13.0	254	14.5
40~60	329	10.8	310	9.88	253	13.0	240	13.7	—	—
平均	332	11.9	316	9.78	259	14.1	243	13.3	256	15.5

2.3 土壤轻组有机碳、氮占总有机碳、氮的比例

裸地 0~60 cm 土层土壤轻组有机碳占总有机碳的 0.93%,轻组氮占土壤总氮的 0.25%,植被恢复后分别增加到 12.7%~19.3% 和 4.9%~7.7% (表 3)。土壤轻组有机碳和氮一般富集在土壤表层,轻组有机碳占土壤有机碳的比例、轻组氮占土壤总氮的比例基本均随土层深度增加而下降(除百喜草地 5~10 cm 土层轻组有机碳占土壤有机碳的比例高于 0~5 cm 土层的)。不同植被恢复类型轻组有机碳比例占土壤有机碳比例从 0~5 cm 土层的 17%~39% 下降到 40~60 cm 土层的 2%~4%,轻组氮占土壤总氮的比例从 8%~15% 下降到

0.7%~1.1% (表 3)。

2.4 土壤轻组的碳氮比

裸地轻组碳氮比(C/N)为 14.9~18.6 (表 4),由于裸地地表温度较高,轻组的矿化作用比下层土壤的更强,因而 0~5 cm 土层轻组碳氮比较低。马尾松林轻组的碳氮比为 29.6~34.5 (表 4),明显高于裸地,而板栗园和百喜草地轻组的碳氮比为 17.7~19.7 之间(表 4),与裸地轻组的碳氮比接近。轻组的碳氮比显著高于土壤的碳氮比,约为土壤碳氮比的 2~3 倍,植被恢复后土壤轻组含量显著高于裸地,因而土壤碳氮比(6.5~12.7)较裸地的(3.6~5.0)更高。

表 3 轻组有机碳占土壤有机碳及轻组氮占土壤总氮的比例 (%)

土层深度 (cm)	次生林		马尾松林		板栗园		百喜草地		裸地	
	LFOC/ SOC	LFN/ TN								
0~5	17.02	8.37	38.28	13.95	26.39	11.15	19.48	14.89	1.84	0.53
5~10	10.77	5.04	18.52	5.95	16.97	6.63	25.55	8.82	1.30	0.28
10~20	7.54	2.98	11.73	4.32	11.60	5.27	19.24	7.45	0.79	0.21
20~40	7.13	2.32	11.83	3.99	9.39	3.25	10.55	3.77	0.59	0.16
40~60	2.20	0.80	4.24	1.07	2.49	0.79	1.97	0.77	0.00	0.00
平均	8.58	3.64	19.29	6.52	12.76	4.99	16.09	7.63	0.93	0.25

表 4 土壤轻组的碳氮比

土层深度 (cm)	马尾松林		板栗园		百喜草地		裸地		次生林	
	土壤	轻组	土壤	轻组	土壤	轻组	土壤	轻组	土壤	轻组
0~5	11.4	30.4	7.3	17.8	14.2	17.7	4.1	14.9	11.4	22.3
5~10	11.5	34.0	7.1	17.8	6.7	19.3	3.6	18.6	11.1	27.3
10~20	12.7	34.5	8.2	18.1	6.9	17.9	4.6	17.3	12.1	30.5
20~40	10.0	29.6	6.6	19.2	6.5	18.3	4.8	17.5	11.8	30.1
40~60	8.0	31.4	6.2	19.5	6.8	17.5	5.0	—	11.1	30.5

2.5 土壤轻组与土壤性质的关系

对土壤轻组有机碳、氮含量与土壤性质进行相关分析,发现土壤轻组有机碳和氮含量与土壤有机碳、全氮、全磷、水解氮、有效磷含量均有极显著正相

关关系 ($p < 0.01$, 表 5), 与全钾和速效钾呈显著的正相关关系 ($p < 0.05$), 土壤容重有极显著的负相关关系 ($p < 0.01$)。轻组有机碳、轻组氮含量与钾含量相关系数低于与碳、氮、磷含量的相关系数。

表 5 土壤轻组有机碳、氮含量与土壤性质的相关系数

	SOC	全氮	全磷	全钾	水解氮	有效磷	速效钾	容重	LFOC
LFOC	0.84 **	0.84 **	0.72 **	0.45 *	0.83 **	0.72 **	0.47 *	- 0.74 **	
LFN	0.86 **	0.86 **	0.69 **	0.41 *	0.86 **	0.70 **	0.48 *	- 0.71 **	0.96 **

**在 0.01 水平上相关性显著; *在 0.05 水平上相关性显著; $n = 25$

3 讨论

轻组主要由不同分解阶段的植物残体组成,植物凋落物是轻组的主要来源物质^[10, 11]。Boone^[11]通过改变凋落物输入数量研究了美国威斯康星州两个栎树林凋落物和根对轻组的相对贡献,证明了地上凋落物和地下根系是土壤轻组的主要来源。格氏栎天然林和人工林中不同土层轻组有机碳含量和贮量变化的约 80% 可由活细根生物量分布变化来解释^[12]。本研究中裸地由于长期缺乏凋落物和植物根系,故轻组含量极低。植被恢复重新建立了凋落物和细根的物质循环途径,为轻组有机质提供了物质来源,因此土壤轻组含量显著增加。轻组

有机质随土壤深度增加而下降,反映了植物残体和微生物残骸在土壤剖面的分布^[10, 13], 0~5 cm 土层的轻组含量恢复速率最快,与凋落物和枯死细根归还较多有关。5 cm 土层深度以下,凋落物影响减弱,死亡的细根或根系脱落物以及死亡的微生物成为轻组主要来源^[14],随土层深度增加,细根生物量和微生物数量逐渐越少,植被恢复对轻组含量的影响程度逐渐下降。在 40 cm 深度以下轻组含量趋于稳定,植被恢复对轻组含量基本没有影响。不同地区不同土地利用方式的研究结果均表明,土壤轻组有机质随土层深度增加而下降^[8, 12, 15, 16],与本文的结果相似。

虽然轻组含量较低,但由于轻组的碳、氮含量高,因而轻组有机碳、氮占土壤总有机碳、氮的比例

相对较高。如农田表层土壤的轻组有机碳约占土壤有机碳的 1%~25%;草地(包括牧场)表层土壤的轻组有机碳约占土壤有机碳的 5%~48%;而森林表层土壤的轻组有机碳约占土壤有机碳的 4%~60%^[11]。本研究中不同植被恢复类型和次生林的轻组有机碳比例均在国内外报道的范围之内。为便于比较,本文将 0~5 cm 和 5~10 cm 土层的轻组合并,重新计算轻组有机碳占土壤有机碳的比例,则马尾松林 0~10 cm 轻组有机碳约占土壤有机碳的 26.9%,与美国佛罗里达的湿地松^[17]、美国奥里根州(Oregon)的花期松和桉木^[18]、福建三明的格氏栲和杉木林^[12]表层土壤轻组有机碳占土壤有机碳的比例相似,而低于美国华盛顿的针叶树及桉木和针叶树混交林^[18]、美国奥里根的花期松^[15],但高于美国五针松、糖槭^[11]、栎树和松树^[17]以及哥斯达黎加的湿润森林^[18]。而次生林 0~10cm 轻组有机碳约占土壤有机碳的 14.5%,低于马尾松林的,仅与美国五针松^[11]的接近,而高于糖槭、栎树和松树以及哥斯达黎加的湿润森林。不同森林类型之间的轻组有机碳占总有机碳比例的差异除与植物残体输入的数量和底物的质量有关外,还与所处地理位置有关,干冷的温带地区土壤轻组有机碳所占比例普遍高于湿热的热带和亚热带地区。同时,重液密度和轻组的分离方法也对轻组有机碳占总有机碳比例有重要影响^[11]。板栗园 0~10 cm 轻组有机碳约占土壤有机碳的 20.3%,与森林的相似。而百喜草地 0~10cm 轻组有机碳约占土壤有机碳的 26.6%,高于次生林和板栗,而与马尾松林的接近,与新西兰^[19]和澳大利亚^[20]的一些草地和牧场的接近,高于美国堪塞斯的草地^[17]和新西兰的一些牧草地条带^[21]。

土壤轻组有机碳的大小受碳输入的数量和质量的影响^[22],马尾松林、板栗园和百喜草地由于物种组成不同,输入土壤的凋落物数量和质量具有明显差异,从而影响土壤轻组有机碳的大小。马尾松林密度高,林下植被茂密,除马尾松凋落物外,大量芒萁枯死后为轻组提供了充足的来源物质,因而在 0~60 cm 土层均以马尾松林的土壤轻组含量恢复效果最好,0~5 cm 土层轻组含量已高于次生林的,而 5 cm 以下土层轻组含量已接近次生林的。百喜草茎叶及须根枯死后为表层土壤轻组提供了大量的有机物质来源^[23],且百喜草大部分根系分布在地表 20 cm 土层以内,0~5 cm 土层的轻组含量也高于次生林的,而在地表 20 cm 土层以下,轻组含量仅为 0.78

g kg^{-1} 。板栗园土壤轻组含量最低,除板栗处于幼年凋落物较少外,还与板栗园的经营方式有关。当地农民采用净耕方式管理板栗园,园面常年处于裸露状态,对小气候的改善有限,导致有机碳的矿化作用较草地和林地高,同时除草和翻耕破坏了土壤团聚体对轻组有机质的保护作用^[24]。不同恢复类型的微生物种类和数量以及小气候的差异也可能影响轻组的形成和分解,从而影响轻组有机质的恢复和分布^[8]。在 40 cm 土层深度以上的各层次,不同植被恢复类型的轻组含量低于或高于次生林的(表 1),但轻组有机碳、氮占土壤有机碳、氮的比例却均高于次生林的(表 3)。除与凋落物质量有关外,还与土壤不同碳组分的形成和积累速率有关。Freibauer 等^[25]认为土壤有机碳的积累是非线性的,早期阶段积累速率更快,但持续时间短(几年或几十年),主要是易变化碳的积累,而土壤惰性碳的积累缓慢。马尾松林、板栗园和百喜草地的土壤有机质正处在早期快速积累阶段,3 种类型的 0~5 cm 和 5~10 cm 土层总土壤有机碳储量分别较裸地约增加了 2.4~10.3 倍和 1.9~5.1 倍,而轻组有机碳储量却分别增加了约 70~250 倍和 40~80 倍,轻组有机碳积累速率较总有机碳的积累速率更快,因而轻组有机碳占总有机碳的比例高;而次生林土壤有机碳则处于相对稳定阶段,此时有机碳的积累速率缓慢,轻组的形成与分解处于相对平衡,因而轻组有机碳所占比例低。

轻组有机质的碳氮比一般较土壤的高,表明轻组有机质分解程度较土壤有机质低^[8]。Barrios 等^[26]报道玉米和豆类等 7 个耕作系统轻组的碳氮比平均为 15,而全土的碳氮比仅为 10;花旗松林土壤不同深度轻组的碳氮比为 30.8~70.7,而相应深度土壤的碳氮比为 15.6~25.8^[15]。本研究中,不同植被恢复类型轻组有机质碳氮比均显著高于全土的,但不同植被恢复类型之间轻组有机质的碳氮比也有差异,这主要受凋落物质量的影响。轻组中较高的碳氮比可能导致氮在轻组中积累,轻组可能固定释放的矿化氮^[11],是土壤中无机氮最重要的短期汇和氮保持的重要机制^[27],这可能也是导致轻组氮含量较高的原因之一。

轻组有机质与土壤有机质密切相关,在土壤有机质背景值较高条件下,有机质微小的变化不易检测,而轻组是易变有机质早期变化的良好指标,对土地利用变化和经营措施的改变非常敏感^[8,14]。在植被恢复过程中轻组有机质的恢复速度明显高于土壤

总有机质的恢复速度,且由于土壤轻组有机碳与土壤总有机碳具有显著的正相关关系,因此在植被恢复初期,土壤轻组有机质可以更敏感地反映土壤有机质的变化。轻组有机质与氮、磷的密切相关(表5),表明轻组有机质能在一定程度上指示土壤养分供应水平和肥力高低。由于轻组有机质碳、氮含量高,周转快,易被土壤微生物分解,因而在植被恢复初期轻组的快速积累为贫瘠的侵蚀土壤提供了重要的养分来源,对提高土壤肥力和植被的生长具有重要意义。

4 结 论

裸地土壤轻组含量低于 0.14 g kg^{-1} , $0 \sim 60 \text{ cm}$ 轻组有机碳占土壤总有机碳的 0.93% ,轻组氮占土壤总氮的 0.25% ,而植被恢复显著提高了侵蚀退化红壤的轻组含量、轻组有机碳占总有机碳、轻组氮占土壤总氮的比例。轻组在土壤表层富集,随土壤剖面深度增加,轻组含量、轻组有机碳占总有机碳比例、轻组氮占土壤总氮的比例均明显下降,植被对轻组垂直分布的影响与植物凋落物及根系分布深度相对应。轻组有机碳、轻组氮与土壤有机碳、氮、磷等养分含量有极显著的相关关系,植被恢复后土壤轻组有机碳积累速率较总有机碳积累速率快,土壤轻组有机质可以更敏感地反映土壤有机质的变化。轻组有机质的快速恢复为植被生长提供了重要的养分来源,对贫瘠的侵蚀土壤具有重要意义。

参 考 文 献

- [1] 赵其国,等著.中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控.北京:科学出版社,2002
- [2] 余作岳,彭少麟主编.热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学.广州:广东科技出版社,1996
- [3] 杨玉盛,何宗明,邱仁辉,等.严重退化生态系统不同恢复和重建措施的植物多样性与地力差异研究.生态学报,1999,19(4):490~494
- [4] 杨玉盛,何宗明,林光耀,等.退化红壤不同治理模式对土壤肥力影响.土壤学报,1998,35(2):276~282
- [5] 谢锦升,杨玉盛,陈光水,等.侵蚀红壤人工恢复的马尾松林水源涵养功能的研究.北京林业大学学报,2002,24(2):48~51
- [6] 谢锦升,杨玉盛,陈光水,等.亚热带侵蚀红壤植被恢复后营养元素通量的变化.生态学报,2005,25(9):2312~2319
- [7] Ting G, Novak J M, Amarasiriwardena D, *et al.* Soil organic matter characteristic as affected by tillage management. Soil Science Society of America Journal, 2002, 66: 421~429
- [8] Janzen H H, Campbell C A, Brandt S A, *et al.* Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56:1799~1806
- [9] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法.北京:中国农业科技出版社,2000
- [10] Barrios E, Kvesiga F, Buresh R J, *et al.* Light fraction soil organic matter and available nitrogen following trees and maize. Soil Science Society of America Journal, 1997, 61:826~831
- [11] Boone R D. Light fraction soil organic matter: Origin and contribution to net nitrogen mineralization. Soil Biology and Biochemistry, 1994, 26: 1459~1468
- [12] 杨玉盛,刘艳丽,陈光水,等.格氏栲天然林与人工林土壤非保护性有机碳研究.生态学报,2004,24(1):1~8
- [13] 陈庆强,沈承德,孙彦敏,等.鼎湖山土壤有机质深度分布的剖面演化机制.土壤学报,2005,42(1):1~8
- [14] Six J, Conant R T, Paul E A, *et al.* Stabilization mechanism of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 2002, 241:155~176
- [15] Spycher G, Sollins P, Roses S. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil: Vertical distribution and seasonal patterns. Soil Science, 1983, 135:79~87
- [16] 吴建国,张小全,王彦辉,等.土地利用变化对土壤物理组中有机碳分配的影响.林业科学,2002,38(4):19~29
- [17] Strickland T C, Sollins P. Improved method for separating light and heavy fraction organic material from soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 1987, 51:1390~1393
- [18] Sollins P, Spycher G, Gassman C A. Net nitrogen mineralization from light- and heavy-fraction forest soil organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 1984, 16: 31~37
- [19] Molloy L F, Speir T W. Studies on a climosequence of soils in tussock grassland. 12. Constituents of the soil light fraction. New Zealand J. Soil Sci., 1977, 20: 167~177
- [20] Greenland D J, Ford G W. Separation of partially humified organic materials from soils by ultrasonic dispersion. International Society of Soil Science. Eighth International Congress of Soil Science. Bucharest, Romania, 1964. Trans. 3. 137~148
- [21] Curtin D, McCallum F M, Williams P H. Phosphorus in light fraction organic matter separated from soils receiving long-term applications of superphosphate. Biology Fertilizer Soils, 2003, 37: 280~287
- [22] Cadisch G, Imhof H, Urquiaga S, *et al.* Carbon turnover (^{13}C) and nitrogen mineralization potential of particulate light soil organic matter after rainforest clearing. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28: 1555~1567
- [23] 廖绵浚,张贤明.水土保持作物百喜草研究.中国水土保持科学,2003,1(2):8~17
- [24] Williams A, Veneman P. Effect of cultivation on soil organic matter and aggregate stability. Pedosphere, 2005, 15(2): 255~262
- [25] Freibauer A, Mark D, Rounsevell A. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma, 2004, 122: 1~23
- [26] Barrios E, Buresh R J, Sprent J I. Organic matter in soil particle size and density fractions from maize and legume cropping systems. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28:185~193
- [27] Compton J E, Boone R D. Soil nitrogen transformations and the role of light fraction organic matter in forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34: 933~943