

亚热带侵蚀红壤植被恢复后营养元素通量的变化

谢锦升^{1,3}, 杨玉盛², 陈光水², 高 人²

(1. 福建农林大学林学院, 福州 350002; 2. 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007; 3. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083)

摘要:对亚热带花岗岩红壤强度侵蚀地采取种草促林(ER_1)、植灌促林(ER_2)、栽阔促林(ER_3)3种生态恢复措施近20a后生态系统的营养元素储量及通量进行了研究,并以强度侵蚀地(CK_1)和村旁受保护的风水林(CK_2)为对照。研究表明:强度侵蚀地生态系统储存在植被中的营养元素总量及流通量极小,植被营养元素库存量仅 7.494 kg/hm^2 ,乔木层营养元素年吸收量 0.505 kg/hm^2 ,年归还量 0.141 kg/hm^2 。生态恢复约20a后,植被养分库储量和通量显著增加, ER_1 、 ER_2 和 ER_3 植被的营养元素总储量分别是强度侵蚀地的22.2、99.5倍和62.3倍,乔木层营养元素年吸收量分别是强度侵蚀地的20.9、171.5倍和82.9倍,年归还量分别是强度侵蚀地的42.5、158.4倍和93.9倍,年存留量分别是强度侵蚀地的12.5、176.6倍和78.7倍。 ER_2 的营养元素循环恢复程度最好,虽然其植被营养元素库储存量、吸收量和归还量仍低于同地带未遭侵蚀的马尾松林,但其营养元素的吸收量和存留量与 CK_2 的已没有显著差异,生态系统已基本具有自我维持功能。而施肥、有效的水土保持工程措施、种植当地适生的固N树种、适当高的密度、加强植被管理等措施,均可能有利于营养元素循环功能的恢复。

关键词:营养元素;库存量;通量;红壤;侵蚀;生态恢复

文章编号:1000-0933(2005)09-2312-08 中图分类号:Q945,Q948,X171.4 文献标识码:A

Changes of annual fluxes of nutrient after vegetation restoration of eroded red soil in subtropical region of China

XIE Jin-Sheng^{1,3}, YANG Yu-Sheng², CHEN Guang-Shui², GAO Ren² (1. Forestry College of Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou, 350002, China; 2. College of Geographical sciences of Fujian Normal University, Fuzhou, 350007, China; 3. College of Soil and Water Conservation of Beijing Forestry University, Beijing 100083, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(9): 2312~2319.

Abstract: Nutrient cycling played an important role in terrestrial ecosystems. The research of changes of nutrient cycling is very poor in eroded land after vegetation restoration. Red soil developed by granite has eroded severely in southern China. Hetian town ($25^{\circ}33' \sim 25^{\circ}48'N$, $116^{\circ}18' \sim 116^{\circ}31'E$) was one of the typical regions, located in Changting County, Fujian Province, China. There have been many treatments to restore severely eroded degradation land from the earlier days of 1980's. The changes of accumulations and fluxes of nutrients were evaluated in three ecosystems, which were restored from severely eroded land to forest by different ecological restoration treatments (grass-planting to promote forest restoration (ER_1), shrub-planting to promote forest restoration (ER_2) and tree-planting to promote forest restoration (ER_3)) after nearly 20 years respectively. The severely eroded land (control 1, CK_1) and protective second forest (control 2, CK_2) next to the village were to be controls.

Accumulation of nutrients (sum of N, P, K, Ca and Mg) in vegetation pool of CK_1 is only 7.494 kg/hm^2 because of poor vegetation, and those of three treatments (ER_1 , ER_2 , ER_3) increased evidently because the great changes of vegetation cover occurred after 20 years, the accumulations of ER_1 , ER_2 and ER_3 are 22.2, 99.5 and 62.3 times than that of CK_1 in vegetation respectively. The storages of N and P increased significantly in soil (0~60cm) of ER_1 , ER_2 and ER_3 compared with CK_1 , but

基金项目:福建省教育厅资助项目(JB01220)

收稿日期:2004-07-04;修订日期:2005-02-15

作者简介:谢锦升(1972~),男,福建上杭人,博士生,副教授,主要从事土壤侵蚀与生态恢复研究. E-mail: jshxie@163.com

Foundation item: The project of Education Department of Fujian Province, China (No. JB01220)

Received date: 2004-07-04; Accepted date: 2005-02-15

Biography: XIE Jin-Sheng, Ph. D. candidate, Associater professor, mainly engaged in soil erosion and ecological restoration. E-mail: jshxie@163.com

there were no significant differences for the storages of K and Ca between in soil of ER₁, ER₂, ER₃ and CK₁ as well as for Mg between in soil of ER₁ and CK₁. Fluxes of nutrients in tree stratum of CK₁ are very poor too, and annual uptake and return is 0.505 kg/hm² and 0.141kg/hm² respectively. Annual uptake of tree stratum in ER₁, ER₂ and ER₃ are 20.9, 171.5 and 82.9 times than that in CK₁ respectively, and annual return of tree stratum in ER₁, ER₂ and ER₃ are 42.5, 158.4 and 93.9 times than that in CK₁ respectively. Therefore, after vegetation restoration in severely eroded land, nutrient cycling from exchanges of between ecosystem and environment dominated in CK₁ converted to intra-ecosystem dominated in different treatments. ER₂ was the best in three treatments, there were no significant differences between ER₂ and CK₂ in annual uptake and retention of nutrients, although the accumulation of nutrient in vegetation pool and the annual uptake and return in ER₂ are smaller than that of CK₂ and of stands of *Pinus massoniana* which had not been eroded in the same region. Tree density, treatment and management had an effect on nutrient cycling during restoration of severely eroded land. We concluded that it would help restoration of nutrient cycling in severely red soil by fertilizing, preserving existent vegetation, taking measures of soil and water conservation, choosing nitrogen-fixed species, adopting reasonable higher tree density at first and enhancing vegetation management during restoration.

Key words: nutrient; accumulation; flux; red soil; erosion; ecological restoration

我国的水土保持与荒漠化防治、退耕还林还草等生态恢复工程使许多退化土地的土地利用和土地覆被发生了巨大的变化,不仅改变了自然景观,而且影响着生物多样性、痕量气体的释放与吸存、水文变化、侵蚀与沉积、土壤质量、营养元素循环、能量转换及实际和潜在的土地第一性生产力等生态过程^[1,2],而营养元素循环是陆地生态系统最重要的生态过程之一。在同一气候条件下,生态系统的初级生产力通常受营养元素有效性的影响,反之,营养元素有效性则常依赖于系统内循环通量的大小^[3,4]。而严重侵蚀土地一般缺乏植被覆盖,初级生产力低,营养元素的交换主要发生在系统和外界环境之间(尤其是通过侵蚀和淋溶迁移),系统内的循环通量很小,而植被的恢复改变了原来的营养元素循环模式和通量,提高了营养元素的利用效率。由于土壤肥力的恢复较为缓慢,因此有效的营养元素循环对于地力贫乏土地的自我维持是极为重要的。但目前有关侵蚀地植被恢复前后营养元素循环的变化报道很少。

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。20世纪80年代初,福建省人民政府组织了农林水等部门对强度侵蚀地采取了种草促林、植灌促林、栽阔促林、封禁管理、营造经济林等多种措施开展水土保持生态恢复工作^[5],20a后,河田镇土地利用/土地覆被发生了很大变化。本课题组已对强度侵蚀地植被恢复后植物多样性、土壤肥力、土壤抗蚀性等的变化进行过报道^[6~8],本文从营养元素贮量和通量的变化角度进行报道,希望能为今后类似地区退化地的生态恢复工作提供参考。

1 试验区概况

试验地位于福建西部长汀县河田镇(东经 116°18′~116°31′,北纬 25°33′~25°48′),属低山丘陵地貌,年均气温 19℃,极端最高气温 39.8℃,地表极端高温 76.6℃,无霜期 265d,年均降雨量 1628.2mm,其中 4~6 月份降雨量占全年的 52.2%。土壤为黑云母花岗岩风化形成的红壤,地带性植被(以壳斗科、樟科、山茶科、蔷薇科等为主)为中亚热带常绿阔叶林。但该镇森林植被破坏严重,山上以稀疏的马尾松(*Pinus massoniana*)“小老头树”为主,地带性植被破坏殆尽,灌草覆盖度极低,水土流失极为严重,水土流失面积 158.4km²,占全镇土地面积的 44.65%。其中强度流失面积占该镇总流失面积的 58.93%,是我国中亚热带典型的花岗岩红壤严重侵蚀区。1981年起有关部门对强度侵蚀地进行生态恢复实践与示范,本文涉及的生态恢复措施有:种草促林(采用全垦或带状整地,每公顷施垃圾土 5.25t 作基肥和用 7.5kg 钙镁磷,1.5t 垃圾土和 7.5kg 尿素作拌种肥,播种牧草以促进马尾松生长,牧草成活后追肥 3 次,简称 ER₁)、植灌促林(采用水平沟或水平台地整地,每公顷施猪粪和棉籽饼 6.82t 作基肥,种植胡枝子(*Lespedeza bicolor*)和紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)以促进马尾松生长,当年及次年追肥 3 次,简称 ER₂)、栽阔促林(采用撩壕整地,每公顷施垃圾土 15t 并混合钙镁磷肥、猪粪和硼砂作基肥,栽种黑荆(*Acacia mearnsii*),当年及次年追肥 3 次,黑荆由于寒流影响于 1992 年死亡,调查时成为马尾松纯林,简称 ER₃)3 种措施,并以强度侵蚀地(简称 CK₁)和村旁保留较好的风水林(马尾松和木荷(*Schima superba*)混交次生林,简称 CK₂)为对照(见表 1)。

2 研究方法

于 2000 年在 3 种措施和 2 种对照地分别设置 20m×20m 标准地各 3 个,共设标准地 15 个,分别对标准地内的林木进行每木调查。每种恢复措施选取 3 株标准木,采用 Monzi 分层切割法进行树干解析,采用收获法,实测干、皮、枝、叶、根鲜重^[9];风水林生物量调查采用木村允介绍方法^[10];林下植被生物量、枯枝落叶层现存量采用小样方收获法,采集以上各器官样品带回室内,用于测定含水率和养分元素含量^[9]。林木年净生长量采用相对生长法推算^[9]。植株样品化学分析采用如下方法:N 采用凯氏

定 N 蒸馏法,P 采用钼锑抗比色法,K 采用火焰光度计法,Ca、Mg 采用原子吸收分光光度计法^[11]。分别在每种措施和对照内按 S 形布设取样点 5 个,调查土壤剖面特征,分层(0~20cm,20~40cm,40~60cm)取样。土壤样品在室内风干,研磨,过筛,全 N、全 P、全 K 均采用常规分析方法,Ca、Mg 用原子吸收分光光度法^[11]。数据统计分析在 SPSS10.0 软件包上进行。

表 1 不同生态恢复措施标准地基本概况
Table 1 Description of stands with different treatments

生态恢复措施 Treatment	覆盖度 Coverage	林木密度 (株/hm ²) Density (tree/hm ²)	平均胸径(cm) Average DBH	平均树高(m) Average height of tree	林分蓄积量 (m ³ /hm ²) stand volume
种草促林 Grass-planting to promote forest restoration (ER ₁)	0.70	2075	7.2	6.95	30.669
植灌促林 Shrub-planting to promote forest restoration (ER ₂)	0.90	3425	9.0	10.95	124.739
栽阔促林 Tree-planting to promote forest restoration (ER ₃)	0.80	1700	11.3	12.78	112.149
强度侵蚀地 Severely eroded land (CK ₁)	0.10	925	—	0.8	—
风水林 Protective second forest (CK ₂)	0.80	163	37.3	20.7	139.691
马尾松 <i>Pinus massoniana</i>		175	25.3	18.2	75.600
木荷 <i>Schima superba</i>					

3 结果与讨论

3.1 不同恢复措施马尾松针叶营养元素含量

叶片是植物进行光合作用最重要的场所,它的营养元素含量特征一定程度上反映群落的生境条件^[12],本文以马尾松针叶为例进行分析(见图 1)。马尾松针叶中各元素含量大小顺序为 N>K>Ca>Mg>P,与其他研究者的结果一致^[13]。ER₂ 和 ER₃ 马尾松针叶的 N、P 含量均显著高于 CK₁ 的($p<0.05$,图 1),而 ER₁ 马尾松针叶的 N、P 含量和 CK₁ 的差异不显著。ER₂ 和 ER₃ 马尾松针叶的 N 含量显著高于 ER₁ 的,而 P 含量差异不显著。ER₁、ER₂ 和 ER₃ 马尾松针叶的 N、P 含量均显著低于 CK₂ 的。而对马尾松叶片的 N、P 含量分别与土壤中相应元素含量的相关分析表明,N 的含量与土壤全 N 含量极显著正相关($r=0.996$, $n=5$, $p<0.01$),P 的含量与土壤全 P 含量呈显著正相关($r=0.905$, $n=5$, $p<0.05$)。

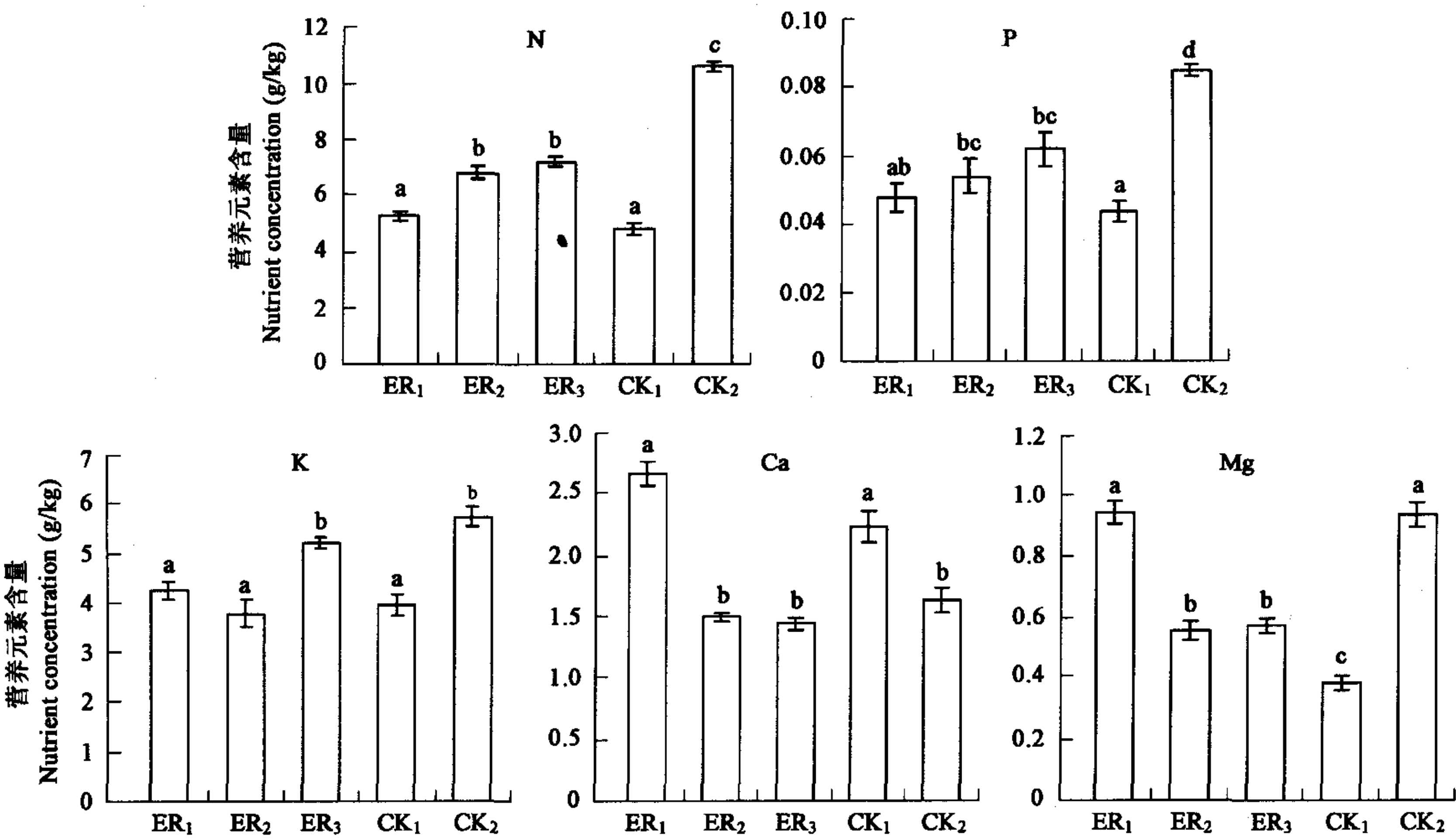


图 1 不同生态恢复措施马尾松叶片的 N、P、K、Ca、Mg 元素含量

Fig. 1 Concentrations of N, P, K, Ca, Mg of *Pinus massoniana* needle in the stands with different treatments

图中有相同字母表示差异不显著,无相同字母表示差异显著 Values in the same element with different letters are significantly different in figure $p<0.05$

针叶 K 元素的含量 ER₁、ER₂ 和 CK₁ 差异不显著,但与 ER₃ 和 CK₂ 的差异显著。针叶 Ca 元素的含量 ER₁ 和 CK₁ 显著高于 ER₂、ER₃ 和 CK₂ ($p<0.05$),但与 CK₁ 没有显著差异 ($p>0.05$)。ER₁、ER₂、ER₃ 和 CK₂ 针叶 Mg 元素含量显著高于 CK₁。而相

关分析表明,针叶中 K、Ca、Mg 的含量与土壤中 K、Ca、Mg 的含量相关不显著。与同地带的未受侵蚀的马尾松林(针叶的 N、P 平均含量分别为 13.174 ± 2.856 、 1.111 ± 0.660 g/kg)相比^[13],ER₁、ER₂ 和 ER₃ 针叶 N、P 含量明显较低,而 K、Ca、Mg 含量处于正常范围之内。由于植物叶片营养元素含量与土壤的肥力水平及土壤中相应营养元素供应状况有较大的相关性^[12],表明 ER₁、ER₂ 和 ER₃ 土壤中 N、P 元素仍较为缺乏,而 K、Ca 和 Mg 元素含量较为丰富,即使在严重侵蚀状况下也能满足植物生长的需要,因此,N、P 元素缺乏是该地区强度侵蚀地植物生产力的主要限制因素之一。改良这些土地时,应注意施 N 肥和 P 肥,而栽植豆科和非豆科固 N 树种也有助于恢复土壤中的 N 库存量。

3.2 生态系统营养元素库存量及分布

强度侵蚀地经不同措施恢复植被后,生态系统的 N、P 元素库存量显著高于 CK₁ 的,但显著低于风水林的,ER₁、ER₂ 和 ER₃ 分别是 CK₁ 的 1.4 倍、3.1 倍、3.2 倍和 2.6 倍、2.9 倍、3.0 倍,仅分别为 CK₂ 的 21.1%、47.6%、48.3%和 42.3%、47.0%、47.9%,ER₁ 分别与 ER₂ 和 ER₃ 有显著差异,ER₂ 和 ER₃ 之间没有显著差异;生态系统的 K 元素库存量所有类型之间均没有显著差异;而 Ca 元素库存量仅 CK₁ 与 CK₂ 之间有显著差异;Mg 元素库存量 ER₁ 和 CK₁ 没有显著差异,其余措施与 ER₁ 均有显著差异。因此,在亚热带花岗岩侵蚀红壤中,生态恢复对 N、P 的影响明显高于对 K、Ca 和 Mg 的影响,这可能与在土壤中 K、Ca 和 Mg 的储量较 N、和 P 的储量更为丰富有关。

CK₁ 群落的植被营养元素库的储量极小(表 2),5 种营养元素库存量总和仅 7.494 kg/hm²。生态恢复措施采取后,ER₁、ER₂、ER₃ 分别与 CK₁、CK₂ 群落植被的 N、P、K、Ca、Mg 营养元素库存量均有显著差异($p < 0.05$),ER₁、ER₂ 和 ER₃ 群落植被的营养元素的总储量分别是强度侵蚀地的 22.2、99.5 和 62.3 倍。其中,ER₂ 群落植被的 N、P、K、Ca、Mg 元素库存量最高,是 CK₁ 的 67.4~109.9 倍,为 CK₂ 的 47.4%~62.7%,这是因为该群落林木密度最大,约 ER₃ 的 2 倍,虽然 ER₃ 群落的林木平均胸径和平均树高均大于 ER₂ 的,但其群落的营养元素库存量仍低于 ER₂ 的;而 ER₁ 群落植被的营养元素库存量最少,只有 CK₁ 的 16.3~43.9 倍,为 CK₂ 的 10.2%~19.8%。ER₁、ER₂、ER₃ 的植被营养元素库存量比中亚热带约 30 年生的马尾松林的库存量(N、P、K、Ca、Mg 分别为 752.16、51.36、386.83、393.04 和 84.26 kg/hm²)^[13]低。而乔木层是植被营养元素库的主体(表 2),CK₁ 乔木层的 N、P、K、Ca、Mg 库存量分别占植被库存量的 37.6%、64.5%、52.1%、67.4%和 47.5%,而 3 种措施乔木层的 N、P、K、Ca、Mg 库存量分别是 CK₁ 的 22.3~248.7 倍,分别占植被库存总量的 83.5%~96.7%。

植被恢复增加了生态系统的层次结构,特别是苔藓层。如 ER₁ 苔藓的营养元素库存量占群落总库存量的 2.0%~5.2%,已接近草本层的;而 ER₂ 苔藓层的 N、P 库存量分别占植被库存量的 4.9%和 3.5%,其 N 库存量分别是灌木层和草本层的 5.6 倍和 3.9 倍,而 P 库存量则分别是灌木层和草本层的 2.9 倍和 2.0 倍(表 2)。

ER₁、ER₂、ER₃ 和 CK₁ 的土壤 N、P 元素库存量(0~60cm)均有显著差异,分别为 CK₁ 的 1.3~2.9 倍和 2.6~3.0 倍,变化幅度明显小于植被 N、P 元素库存量的,也显著低于 CK₂ 的(表 2);而土壤 K 元素库存量所有类型之间均无显著差异,Ca 元素库存量仅 CK₁ 和 CK₂ 之间有显著差异;而土壤 Mg 元素库存量仅 ER₂、ER₃ 与 CK₁ 的有显著差异(表 2)。ER₁、ER₂、ER₃ 枯枝落叶层的 5 种营养元素库存量均显著高于 CK₁ 的而低于 CK₂ 的(表 2)。

3.3 乔木层营养元素年通量的变化与评价

乔木层营养元素的流通包括林木的吸收、存留和归还 3 个不同的生理生态学过程,流通量的大小反映了系统营养元素循环的能力。群落中营养元素归还包括凋落物、细根枯死物、降水淋溶等^[4],本文中仅计算乔木层凋落物的营养元素归还。

CK₁ 营养元素的吸收、归还和存留量(5 种元素之和)极低,分别为 0.505、0.141、0.364 kg/hm²,ER₁、ER₂ 和 ER₃ 营养元素的吸收、归还和存留量均显著高于 CK₁ 的,营养元素年吸收量分别是 CK₁ 的 20.9、171.5 倍和 82.9 倍,年归还量分别是 CK₁ 的 42.5、158.4 倍和 93.9 倍,年存留量分别是 CK₁ 的 12.5、176.6 倍和 78.7 倍。其中 ER₂ 的 N、P、K、Ca、Mg 的存留量、归还量和吸收量均最大,存留量分别是 CK₁ 的 233.7 倍、452.0 倍、158.2 倍、121.5 倍、178.6 倍,归还量分别是 CK₁ 的 171.7 倍、90.0 倍、143.4 倍、133.9 倍和 303.5 倍;ER₁ 的各营养元素存留量、归还量和吸收量均最小,存留量分别是 CK₁ 的 12.0 倍、13.0 倍、12.6 倍、10.5 倍和 24.9 倍,归还量分别是 CK₁ 的 42.7、27.0、50.9、31.1 倍和 71.0 倍。

CK₁ 植被稀少,盖度仅 10%,生物量仅 0.840 t/hm²,群落营养元素库存量仅 7.494 kg/hm²。CK₁ 由于缺乏植被的保护,本地区强降雨侵蚀力直接作用于表层土壤,从而导致严重的水土流失,土壤侵蚀模数超过 5000 t/(km²·a),土壤库中的养分很快就通过地表径流和泥沙迁移出系统,养分输入与输出处于极度不平衡状态,土壤退化严重,肥力低下,如表层土壤有机质仅为 2.1 g/kg,全 N、全 P 含量分别为 0.114 g/kg 和 0.053 g/kg,0~60cm 土层土壤 N 和 P 库存量仅 940.6 kg/hm² 和 415.9 kg/hm²,因此残留的马尾松生长不良,树高年生长速度仅在 0.05m 左右,从土壤中吸收的营养元素极少,养分年归还总量也仅为 0.141 kg/hm²,因此生物循环途径的流通量极低,以地球化学循环占主导地位。生态恢复措施首先通过水土保持工程初步控制了水土流失,通过施肥增加了土壤营养元素库储量和供肥能力,从而使原已无法承载植被生存的土地重新焕发了生机,经过近 20a 的时间,形成了以马尾松为主的多层次的森林植被,增强了水土保持和养分保持能力,林木对营养元素的吸收、存留和归还

的生理生态过程显著增强,重新恢复了生态系统的生物循环功能,营养元素循环途径从地球化学循环占优势转向以生物循环占优势,因此 ER₁、ER₂ 和 ER₃ 营养元素的吸收、归还和存留量均显著高于强度侵蚀地(CK₁)的。

表 2 不同生态恢复措施营养元素库存量及分布(kg/hm²)

Table 2 Accumulations and distributions of nutrient element in the ecosystems with different treatments(kg/hm²)

养分 Nutrient	层次 Layer	ER ₁	ER ₂	ER ₃	CK ₁	CK ₂
N	乔木层 Tree layer	48.029±3.215a	315.595±12.695b	199.229±8.561c	1.269±0.223d	484.877±16.594e
	灌木层 Shrub layer	3.864±0.236a	2.938±0.301a	0.446±0.094b	0	47.120±3.114c
	草本层 Herb layer	2.616±0.410ab	4.186±0.575a	4.379±0.616a	2.104±0.242b	23.854±1.864c
	苔藓层 Moss layer	2.987±0.404a	16.48±1.570b	10.672±1.038c	0	8.586±0.933c
	群落合计 Total in community	57.496±3.965a	339.200±13.563b	214.726±9.461c	3.373±0.392d	564.437±20.905e
	枯枝落叶层 Litter layer	6.655±0.676a	16.785±1.285b	14.723±1.116b	0.098±0.009c	37.772±2.998d
	土壤层 Soil (0~60cm)	1232.4±79.210a	2566.9±130.751b	2737.0±142.905b	937.1±52.646c	5542.0±158.343d
	总计 Total	1296.6±83.115a	2922.9±141.145b	2966.4±152.217b	940.6±52.747c	6144.2±176.812d
P	乔木层 Tree layer	0.445±0.031a	1.953±0.088b	1.244±0.062c	0.020±0.003d	3.973±0.150e
	灌木层 Shrub layer	0.029±0.002a	0.025±0.002a	0.006±0.001b	0	0.286±0.018c
	草本层 Herb layer	0.015±0.002a	0.037±0.005b	0.038±0.005b	0.011±0.001a	0.101±0.008c
	苔藓层 Moss layer	0.017±0.002a	0.073±0.007b	0.057±0.007b	0	0.043±0.005b
	群落合计 Total in community	0.506±0.035a	2.088±0.097b	1.345±0.071c	0.031±0.004d	4.403±0.243e
	枯枝落叶层 Litter layer	0.017±0.002a	0.129±0.011b	0.105±0.010b	0.001±0c	0.189±0.014d
	土壤层 Soil (0~60cm)	1089.6±69.243a	1209.6±65.384b	1233.3±68.890b	415.9±23.365c	2575.1±70.574d
	总计 Total	1090.1±69.878a	1211.8±65.461b	1234.8±68.902b	415.9±23.365c	2579.7±70.760d
K	乔木层 Tree layer	56.201±3.734a	244.032±7.503b	153.945±6.472c	1.347±0.210d	342.185±11.338e
	灌木层 Shrub layer	3.139±0.189a	1.078±0.010b	0.555±0.110c	0	42.254±2.764d
	草本层 Herb layer	1.915±0.305a	4.004±0.556b	6.899±0.992b	1.240±0.134a	18.173±1.432c
	苔藓层 Moss layer	1.272±0.172a	4.930±0.478b	5.639±0.676b	0	2.450±0.276a
	群落合计 Total in community	62.527±4.123a	254.044±8.409b	167.038±7.882c	2.587±0.306d	405.062±15.132e
	枯枝落叶层 Litter layer	3.381±0.351a	7.064±0.634b	4.760±0.447ab	0.047±0.004c	11.288±0.886d
	土壤层 Soil (0~60cm)	120854.7±7243.096a	132059.4±7130.346a	135218.7±7554.117a	108527.2±6095.340a	122921.0±3512.029a
	总计 Total	120920.6±7244.785a	132320.5±7138.505a	135390.5±7561.179a	108529.8±6095.372a	123337.4±3518.989a
Ca	乔木层 Tree layer	29.096±1.845a	109.436±4.758b	55.561±2.381c	0.787±0.128d	153.775±5.321e
	灌木层 Shrub layer	0.630±0.038a	0.583±0.061a	0.150±0.018b	0	24.743±2.521c
	草本层 Herb layer	0.450±0.072a	0.793±0.113b	1.026±0.145c	0.381±0.044a	3.806±0.297d
	苔藓层 Moss layer	0.780±0.113a	2.342±0.213b	1.552±0.192bc	0	1.383±0.150c
	群落合计 Total in community	30.956±2.146a	113.154±4.182b	58.289±2.685c	1.168±0.156d	183.707±6.804e
	枯枝落叶层 Litter layer	2.124±0.221a	3.832±0.356b	2.799±0.269ab	0.049±0.005c	7.843±0.622d
	土壤层 Soil (0~60cm)	19928.3±1270.155ab	20832.0±1120.054ab	21378.5±1194.330ab	18236.3±1024.511a	22167.3±633.351b
	总计 Total	19961.4±1272.577ab	20949.0±1121.290ab	21439.6±1196.785ab	18237.5±1024.625a	22358.8±638.833b
Mg	乔木层 Tree layer	13.738±0.824a	34.444±1.485b	23.159±0.895c	0.159±0.024d	61.526±2.129e
	灌木层 Shrub layer	0.405±0.024a	0.367±0.039a	0.089±0.011b	0	9.900±0.986c
	草本层 Herb layer	0.258±0.038a	0.702±0.098b	0.706±0.098b	0.176±0.019a	2.247±0.176c
	苔藓层 Moss layer	0.320±0.043a	1.301±0.124b	1.652±0.204b	0	0.735±0.078c
	群落合计 Total in community	14.721±0.915a	36.814±1.363b	25.606±0.982c	0.335±0.039d	74.408±2.856e
	枯枝落叶层 Litter layer	0.571±0.058a	1.735±0.154b	1.654±0.158b	0.006±0.001c	3.535±0.281d
	土壤层 Soil (0~60cm)	24612.8±1577.744ab	27776.2±1501.416a	26538.9±1482.620a	21837.5±1226.246b	27468.1±784.806a
	总计 Total	24628.1±1578.658ab	27814.7±1502.314a	26566.2±1483.578a	21837.8±1226.270b	27546.0±787.029a

表中数据为平均值±标准差 Data are means±SE, n=3;同一行有相同字母者表示差异不显著,无相同字母者表示差异显著 For each element, values in the same row followed by different letters are significantly different p<0.05

表 3 不同生态恢复措施乔木层的营养元素吸收、存留、归还年通量(kg/hm²)

Table 3 Annual uptake, retention and return of nutrient element of tree stratum in the ecosystems with different treatments (kg/hm ²)					
生态恢复措施 treatment	ER ₁	ER ₂	ER ₃	CK ₁	CK ₂
N 吸收 Uptake	4.393±1.265a	40.031±5.021b	19.981±2.917c	0.190±0.043d	44.911±5.106b
存留 Retention	1.446±0.451a	28.282±2.842bc	13.296±1.125d	0.121±0.030e	19.706±2.967bd
归还 Return	2.947±1.013a	11.749±1.783b	6.685±0.816b	0.069±0.015c	25.205±2.379d
P 吸收 Uptake	0.040±0.010a	0.542±0.068b	0.136±0.019c	0.002±0d	0.296±0.034b
存留 Retention	0.013±0.004a	0.452±0.045b	0.080±0.006c	0.001±0d	0.170±0.023b
归还 Return	0.027±0.008a	0.090±0.013bd	0.056±0.007b	0.001±0c	0.126±0.011de
K 吸收 Uptake	3.451±0.965a	27.034±3.375b	12.796±1.868c	0.174±0.039d	21.182±2.414b
存留 Retention	1.771±0.534a	22.302±2.341be	10.266±0.884c	0.141±0.033d	13.650±2.031ce
归还 Return	1.680±0.580a	4.732±0.710bc	2.530±0.311c	0.033±0.007d	7.532±0.742be
Ca 吸收 Uptake	1.939±0.571a	14.757±1.815b	6.602±0.970c	0.118±0.027e	11.886±1.367b
存留 Retention	0.883±0.258a	10.203±1.061b	3.518±0.305c	0.084±0.021e	6.653±0.991b
归还 Return	1.056±0.362a	4.554±0.677bc	3.084±0.378c	0.034±0.007e	5.233±0.504b
Mg 吸收 Uptake	0.707±0.213a	4.250±0.540b	2.372±0.344c	0.021±0.005d	4.745±0.541b
存留 Retention	0.423±0.130a	3.036±0.303b	1.493±0.127c	0.017±0.004d	2.386±0.381b
归还 Return	0.284±0.098a	1.214±0.180b	0.879±0.109b	0.004±0.001c	2.359±0.227d

表中数据为平均值±标准差 Data are means±SE, n=3;同一行有相同字母者表示差异不显著,无相同字母者表示差异显著 For each element, values in the same row followed by different letters are significantly different $p<0.05$

生态恢复的评价通常还将恢复后的生态系统与未受干扰的参照系统进行比较^[14~16],本文以 CK₂ 为参照系统,对乔木层营养元素的流通量进行评价。ER₂ 各营养元素的存留量已高于 CK₂ 的(但无显著差异),ER₁ 各营养元素存留量则显著低于 CK₂ 的,ER₃ 各营养元素存留量均低于 CK₂ 的,但 N 和 K 元素存留量没有显著差异(表 3),3 种措施之间各营养元素年存留量有显著差异,而 ER₂ 的 N、P、K、Ca、Mg 元素总存留量(64.275 kg/hm²)高于中国亚热带马尾松林平均年存留量(约 50 kg/hm²)^[13]。ER₂ 各营养元素的归还量低于 CK₂ 的,其中 N 和 Mg 归还量与 CK₂ 的有显著差异,P、K、Ca 元素的归还量没有显著差异(表 3),而 ER₁ 和 ER₃ 各营养元素归还量显著低于 CK₂ 的(见表 3),但 ER₂ 与 ER₃ 的没有显著差异,3 种措施的营养元素归还量均明显低于亚热带马尾松林平均年归还量(140 kg/hm²)^[13]。ER₂ 各营养元素的吸收量与 CK₂ 的没有显著差异,ER₁ 和 ER₃ 各营养元素吸收量均显著低于 CK₂ 的(见表 3)。3 种措施的营养元素年吸收量均还较低,ER₂ 的营养元素年吸收量最大,但仅为 86.614 kg/hm²,而我国东部主要松林的营养元素年吸收量一般在 100~350kg/hm²,马尾松林平均年吸收量约 190 kg/hm²^[13]。因此,从生态系统各分室的营养元素流通量的大小来看,强度侵蚀地在植被恢复后,在一定程度上已经重新恢复了营养元素生物循环功能,系统已具备了一定的自我维持能力,其中 ER₂ 的恢复程度最好,ER₁ 的恢复程度较低。

生态恢复过程中,林木密度是影响营养元素循环的一个重要因素,如 ER₂ 的林木密度约是 ER₃ 的 2 倍,虽然 ER₂ 的林木平均胸径和平均树高均低于 ER₃ 的,而 ER₂ 林木的元素库存量和流通量明显高于 ER₃ 的。同时,恢复治理措施以及后期的管理均可能对营养元素循环的恢复程度产生重要影响。如 ER₁ 的密度虽高于 ER₃ 的,但 ER₃ 林木的元素库存量和流通量明显高于 ER₁ 的。为了打破侵蚀裸地极度贫瘠造成植被生长受限的“瓶颈”,3 种措施均采取了整地、施肥等方式,短期内迅速提高了土壤肥力,原来生长受抑制的马尾松生长量迅速提高,马尾松的树高生长由措施采取前的 5cm 左右提高到 70~80cm,胸径和材积生长量也比恢复前大大增加,维持的时间一般在 3~5a^[17];随后由于大部分人工施入的养分被耗竭,而植被生长初期归还的养分很少,植被的生长量转入衰退期。其中以种草促林马尾松的生长速度衰退最快,该措施采取全垦和带状整地,全面撒施肥料和撒播草种,虽然草本植物早期生长较旺盛,快速覆盖地表,起到了良好的水土保持作用,但由于立地条件太差,牧草耗肥严重,同时人工草场缺乏管理,人畜破坏相当严重,草场开始退化,水土流失有重新发展的趋势,2~3a 后,牧草难以继续生长,马尾松的生长量也迅速下降,到后期生长量已退化到接近 CK₁ 的水平^[17],因此,林木的营养元素库存量、吸收量、存留量和归还量在 3 种措施中均最小,营养元素循环功能恢复程度最差。而 ER₂ 和 ER₃ 采取了水平沟或撩壕整地、混交豆科灌木或树种,工程措施有效地减轻了土壤侵蚀,豆科树种固 N 能力较强,已能逐步提高土壤肥力和维持植被的正常生长,虽然施肥效应逐渐消失,但马尾松的生长并未受明显的抑制^[17],营养元素的生物循环功能恢复程度较高,系统已基本能够实现自我维持。而 ER₂ 的恢复程度好于 ER₃ 的原因除林木密度较高外,可能还与 ER₃ 黑荆的死亡削弱了营养元素循环效率有关。因此,在生态恢复实践中,施肥,保留原有植被,有效的水土保持工程措施整地,混交当地适生的固 N 树种和适当的高密度,对于生态系统的营养元素循环功能的恢复较为有利。

生态恢复过程中不当的人为干扰将影响生态系统营养元素循环功能的恢复。由于研究区是贫困地区,群众燃料缺乏,3 种措施中,砍伐马尾松枝条、林下植被和撿取地表枯枝落叶当燃料的现象极为严重。许多马尾松枝条被伐除,只剩一些顶梢,削弱

了其光合作用能力, 营养元素吸收量、存留量和归还量减少, 这是造成林木营养元素库存量和流通量较小的重要原因之一, 而砍伐林下植被和搂取枯枝落叶造成地表光裸, 减少了养分归还量, 还造成“空中绿化”、“远看青山在、近看水土流”的现象, 而 ER_1 受到的干扰最为严重, 这也是 ER_1 恢复程度较差的原因之一。Switer 和 Nelson 研究发现, 火炬松林土壤表层 40% 的 N 来自于凋落叶的分解, 而 Richter 等研究表明, 美国南部松林约有 300 kg/hm^2 的 N 积累在林褥中, 每年积累速率约为 10 kg/hm^2 [18]。莫江明在鼎湖山的研究也表明, 收割凋落物和林下层这种人类活动, 不但直接从林地中取走凋落物而且还很可能降低林分凋落物的凋落量和养分归还量 [19]。因此, 加强植被恢复后的管理, 保护植被不受人为干扰, 建立良性的养分循环机制, 在生态恢复过程中具有重要意义。同时, 在生态恢复过程中应充分利用经济手段, 使水土流失区的农民早日脱贫致富, 才可能保证生态恢复的顺利进行。

4 结论

红壤强度侵蚀地植被稀少, 植被的养分储量仅 7.494 kg/hm^2 , 营养元素通量极低, 乔木层年吸收量 0.505 kg/hm^2 , 年归还量 0.141 kg/hm^2 。生态恢复恢复措施采取后改变了土地覆被, 营养元素循环途径从强度侵蚀地的地球化学循环转向以生物循环为主, 土壤养分库储量明显高于强度侵蚀地, 植被养分库储量显著增加, ER_1 、 ER_2 和 ER_3 地上植被的 N、P、K、Ca、Mg 元素的总储量分别是强度侵蚀地的 22.2、99.5 倍和 62.3 倍, 乔木层营养元素年吸收量分别是强度侵蚀地的 20.9、171.5 倍和 82.9 倍, 年归还量分别是强度侵蚀地的 42.5、158.4 倍和 93.9 倍, 年存留量分别是强度侵蚀地的 12.5、176.6 倍和 78.7 倍。

不同措施的恢复效果不同, 初期的工程和施肥措施虽然在短期内迅速提高了土壤肥力, 原来生长受抑制的马尾松在恢复初期生长量迅速提高, 但随着养分的逐渐耗尽, 生物循环功能尚不完善的生态系统如 ER_1 植被生长退化严重, 而生态系统营养元素生物循环功能的恢复程度最好的 ER_2 已能逐步提高土壤肥力和维持植被的正常生长, 系统已基本具有自我维持功能, 虽然地上植被库储存量、吸收量和归还量仍低于同地带未遭侵蚀的马尾松林, 但其营养元素的吸收量和存留量与 CK_2 的没有显著差异。保留原有植被, 有效的水土保持工程措施整地, 混交当地适生的固 N 树种, 治理初期适当的高密度, 恢复过程中加强植被管理, 有利于红壤侵蚀地生态系统的营养元素循环功能的恢复。

References:

- [1] Li X b. A review of the international researches on land use/land cover change. *Acta Geographica Sinica*, 1996, **51**(6):553~558.
- [2] Guo X D, Chen L D, and Fu B J. Effects of land use/land cover changes on regional ecological environment. *Advances in Environmental Science*, 1999, **7**(6):66~75.
- [3] Lodhiyal N, Lodhiyal L S. Aspects of nutrient cycling and nutrient use pattern of Bhabar Shisham forests in central Himalaya, India. *Forest Ecology and Management*, 2003, **176**: 237~252.
- [4] Schroth G, Elias M E A, Uguen K, et al. Nutrient fluxes in rainfall, throughfall and stemflow in tree-based land use systems and spontaneous tree vegetation of central Amazonia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2001, **87**:37~49.
- [5] Lan Z T, Wu R S. Soil and water loss and control effects in Hetian Town. *Fujian Soil and Water Conservation*, 1990, (3):1~58.
- [6] Yang Y S, He Z M, Qiu R H, et al. The studies of the plant diversity and land capability restoration of different rebuild measures in seriously degraded ecosystem in red soil region. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(4):490~494.
- [7] Yang Y S, He Z M, Lin G Y, et al. The affection of different control patterns on fertilizer of degraded red soil. *Acta Soil Sinica*, 1998, **35**(2):276~282.
- [8] Yang Y S, He Z M, Lin G Y, et al. Study the affection of different control patterns on the antierobility of seriously-degraded red soil. *Journal of Soil Erosion and Soil and Water Conservation*, 1996, **2**(2):36~42.
- [9] Feng Z W, Wang X K, Wu G. *Biomass and productivity of forest ecosystem in China*. Beijing: Science Press, 1999. 164~171.
- [10] Mucun Y. Translated by Jiang S, Chen N Q, et al. *The Measuring Methods for Biomass and Productivity of Land Vegetation*. Beijing: Science Press, 1981. 58~119.
- [11] Lu R K. *The measures of chemistry analysis about soil agriculture*. Beijing: Agriculture Science and Technology Press of China, 2000. 146~204.
- [12] Mo J M, Zhang D Q, Huang Z L, et al. Distribution pattern of nutrient elements in plants of Dinghushan lower subtropical evergreen broad-leaved forest. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2000, **8**(3):198~206.
- [13] Yan C R, Chen L Z, Huang J H, et al. A Study on nutrient cycle of pine stands in eastern part of China. *Acta Phytocologica Sinica*, 1999, **23**(4): 351~360.
- [14] Keddy P A, Drummond C G. Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. *Ecological Applications*, 1996, **6**(3):748~762.
- [15] White P S, Walker J L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration*

Ecology, 1997, **5**(4): 338~349.

- [16] Aronsin J, Floret C, Floc'h E L, *et al.* Restoration and rehabilitaton of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology*, 1993, **1**(2): 8~17.
- [17] Xie J S, Chen G S, He Z M. Study on growth pocess characteristics of *Pinus massoniana* under the different improving patterns in degraded red soil. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2001, **21**(6): 24~27.
- [18] Johnston J M, Crossley D A. Forest ecosystem recovery in the southeast US: Soil ecology as an essential component of ecosystem management. *Forest Ecology and Management*, 2002. **155**: 187~203.
- [19] Mo J M, Kong G H, Brown S, *et al.* Litterfall response to human impacts in a Dinghushan pine forest. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001. **25**(6): 656~664.

参考文献:

- [1] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域——土地利用/土地覆被变化的国际研究动向. *地理学报*, 1996, **51**(6): 553~558.
- [2] 郭旭东, 陈利顶, 傅伯杰. 土地利用/土地覆被变化对区域生态环境的影响. *环境科学进展*, 1999, **7**(6): 66~75.
- [5] 兰在田, 吴如三. 河田的水土流失与治理成效. *福建水土保持*, 1990, (3): 1~58.
- [6] 杨玉盛, 何宗明, 邱仁辉, 等. 红壤严重退化生态系统不同恢复和重建措施的植物多样性和地力恢复的研究. *生态学报*, 1999, **19**(4): 490~494.
- [7] 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的影响. *土壤学报*, 1998, **35**(2): 276~282.
- [8] 杨玉盛, 何宗明, 林光耀, 等. 不同治理模式对严重退化红壤抗蚀性影响的研究. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1996, **2**(2): 36~42.
- [9] 冯宗炜, 王效科, 吴刚著. 中国森林生态系统的生物量和生产力. 北京: 科学出版社, 1999. 8~50.
- [10] 木村 允著. 姜恕, 陈乃全. 焦振家译. 陆地植物群落的生物量测定方法. 北京: 科学出版社, 1981. 58~119.
- [11] 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. 146~204.
- [12] 莫江明, 张德强, 黄忠良, 等. 鼎湖山南亚热带常绿阔叶林植物营养元素含量分配格局研究. *热带亚热带植物学报*, 2000, **8**(3): 198~206.
- [13] 严昌荣, 陈灵芝, 黄建辉, 等. 中国东部主要松林营养元素循环的比较. *植物生态学报*, 1999, **23**(4): 351~360.
- [17] 谢锦升, 陈光水, 何宗明, 等. 退化红壤不同治理模式马尾松生长过程特点分析. *水土保持通报*, 2001, **21**(6): 24~27.
- [19] 莫江明, 孔国辉, Sandra Brown, 等. 鼎湖山马尾松凋落物及其对人类干扰的响应研究. *植物生态学报*, 2001, **25**(6): 656~664.