

DOI: 10.5846/stxb201312122939

唐国勇, 高成杰, 李昆. 植被恢复对干热河谷退化土壤改良的影响. 生态学报, 2015, 35(15): 5157-5167.

Tang G Y, Gao C J, Li K. Effects of vegetation restoration on the amelioration of degraded soil in a dry-hot valley. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(15): 5157-5167.

植被恢复对干热河谷退化土壤改良的影响

唐国勇^{1,2,*}, 高成杰¹, 李 昆^{1,2}

1 中国林业科学研究院资源昆虫研究所, 昆明 650224

2 国家林业局云南元谋荒漠生态系统定位研究站, 昆明 650224

摘要: 土地退化和土壤恶化是我国干热河谷主要环境问题。树种筛选及树种与土壤关键限制因子间的相互作用是生态恢复的基础和前提。对比研究了干热河谷地区植被恢复 22 年间不同时期 (1991、1997、2005 和 2013 年) 5 种人工林 (新银合欢 *Leucaena leucocephala*, 苏门答腊金合欢 *Albizia kalkora*, 大叶相思 *Acacia auriculiformis*, 印楝 *Azadirachta indica* 和赤桉 *Eucalyptus camaldulensis*) 和 1 种自然恢复样地中土壤主要物理、化学和微生物性质。结果表明植被恢复处理和取样时间对土壤性质有显著影响。在 22a 的植被恢复期内, 土壤物理性质提高幅度为 3.0%—20.2%, 远不及土壤微生物和化学性质。通过自然恢复机制改良的退化土壤, 其改良率 (63.6%) 高于印楝 (54.9%)、苏门答腊金合欢 (54.3%) 和赤桉 (53.2%) 人工林, 但改良率不及新银合欢 (68.2%) 和大叶相思 (67.3%) 人工林。研究得出造林树种类型决定干热河谷土壤改良进程。与自然恢复相比, 人工植被恢复 (如造林) 并不一定能加速退化土壤改良。新银合欢和大叶相思适合作为改良干热河谷退化土壤的先锋树种, 而生态系统自然恢复也可作为改良干热河谷退化土壤的一种适宜方式。

关键词: 土壤改良; 植被恢复; 自然恢复; 造林; 树种

Effects of vegetation restoration on the amelioration of degraded soil in a dry-hot valley

TANG Guoyong^{1,2,*}, GAO Chengjie¹, LI Kun^{1,2}

1 Research Institute of Resource Insects, Chinese Academy of Forestry, Kunming 650224, China

2 Yuanmou Desertification Ecosystem Research Station, State Forestry Administration, Kunming 650224, China

Abstract: Land degradation and soil deterioration are key environmental problems in dry-hot valleys of southwestern China, where vegetation deterioration and soil erosion have reached critical levels in these fragile ecological zones. Restoration programs in these valleys depend on scientific information about which tree species are best for rehabilitation programs, as well as the responses of edaphic constraints to these tree species. To date, knowledge about the amelioration effects of different plantation types on degraded soils in dry-hot valleys is scarce. In this study, we evaluate five monospecific tree plantations (*Leucaena leucocephala*, *Albizia kalkora*, *Acacia auriculiformis*, *Azadirachta indica*, and *Eucalyptus camaldulensis*) and one self-repair treatment established to restore a degraded dry-hot valley. We conducted this study to improve our understanding of the effects of vegetation restoration on the soil amelioration process and to provide a theoretical basis for the selection of tree species and restoration practices for rehabilitation programs in dry-hot valleys. Soil characteristics associated with each of the six regeneration treatments were investigated four times over the last 22 years of vegetation restoration. Results show that both regeneration treatment type and elapsed time have significant effects on the soil

基金项目: 国家自然科学基金 (31100462); 资源昆虫研究所基本科研业务费专项 (rircaf201001M, rircaf2012007M); 林业公益性行业专项 (201304202, 201104002-3-2)

收稿日期: 2013-12-12; **网络出版日期:** 2014-09-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tangguoyong1980@gmail.com

characteristics of the degraded soils during restoration. Although most properties of the soils associated with the six regeneration treatments improved substantially over the last 22 years, soil fertility and particularly the soil structure were still less well developed than those of undisturbed soils at equivalent sites. After 22 years of vegetation restoration, soil microbial and chemical properties of the degraded soils had ameliorated to >90% and >60%, respectively, compared with those of undisturbed soils; whereas soil physical properties ameliorated <30% in all six treatments. During the entire restoration period, soil physical properties were only enhanced by 3.0%—20.0%, which is significantly less than that observed for soil microbial and chemical properties. The percent of soil amelioration success *via* self-repair mechanisms was 63.6%, which was higher than the amelioration success for plantings of *Albizia kalkora* (54.3%), *Azadirachta indica* (54.9%), and *E. camaldulensis* (53.2%) but was less than that recorded for plantings of *L. leucocephala* (68.2%) and *Acacia auriculiformis* (67.3%). Thus, the different tree species clearly affected soil amelioration processes to different extents. During the process of soil amelioration, soil microbial properties were regenerated first, followed by improvements in chemical properties, while physical properties improved only slightly over the 22-year study period. This study also shows that manual restoration of vegetation (i.e., afforestation) did not always accelerate soil amelioration relative to natural restoration (i.e., self-repair) in dry-hot valleys. We conclude that *L. leucocephala* and *Acacia auriculiformis* are the most suitable species as pioneer trees for soil amelioration of degraded soils in these regions. Cost-free self-repair of degraded soils is also a practical option for soil amelioration in regions where afforestation is difficult to carry out. The results of this study need to be further evaluated using a wider range of vegetation types and other degraded valley-type savannas with different soil characteristics to test the general applicability of our conclusions.

Key Words: soil amelioration; vegetation restoration; self-repair; afforestation; tree species

萨瓦纳(Savanna)生态系统约占全球陆地表面面积的三分之一,其植被特征为稀树灌木草丛^[1-2]。干热河谷是我国特有的萨瓦纳类型,被称为河谷型萨瓦纳(Valley-type savanna),面积约为 $3 \times 10^4 \text{ km}^2$ ^[3]。受焚风效应和雨影区的复合影响,海拔低于 1600m 的河谷地区植被稀疏,以扭黄茅(*Heteropogon contortus*)、车桑子(*Dodonaea viscosa*)和余干子(*Phyllanthus emblica*)为主^[3-4]。干热河谷土壤贫瘠、板结、石砾含量高,植被退化后土壤极易流失^[3-5]。就养分而言,干热河谷土壤富钾、缺氮少磷贫有机质,因而土地生产力普遍不高,但由于该地区光热条件优越,土地生产潜力大^[3-4, 6-7]。因此,土地退化和土壤恶化被认为是该地区主要生态环境问题^[3-4]。

过去 20 多年里,国家在干热河谷地区实施了一系列以造林为主的大型生态工程项目以改善该地区生态环境,而造林树种的筛选以及关键土壤限制因素对这些树种的响应机制关系到该地区植被恢复的进程。植被在土壤形成中起到至关重要的作用,植被类型会影响生态系统的结构和功能,进而影响土壤性质及其演化^[8-17]。通常,一旦制约土壤改良的因素被消除,就可以通过构建相应的植被来恢复退化生态系统^[8, 10, 18]。由于植被-土壤体系相互作用机制不同,导致退化土壤改良所需的时间各异^[8, 10]。Tang 和 Li^[19]以土壤固碳潜力和新固定碳表观稳定性为依据,推荐新银合欢(*Leucaena leucocephala*)为干热河谷优先造林树种。但至今尚无研究比较植被恢复方式(造林或自然恢复)对干热河谷退化土壤改良方面的报道。

本研究试图探明植被恢复期内各阶段(1991—2013 年),干热河谷地区树种和植被恢复方式(造林和自然恢复)在土壤改良中的作用,以期为该地区退化土壤改良时树种筛选或生态恢复方式选择提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

地处 $101^{\circ}35'E$ — $102^{\circ}06'E$ 、 $25^{\circ}23'N$ — $26^{\circ}06'N$ 的云南元谋县,属南亚热带季风干热气候区,是干热河谷的典型代表。试验区位于国家林业局云南元谋荒漠生态系统定位观测站($101^{\circ}51'E$ 、 $25^{\circ}40'N$),平均海拔 1120 m,

坡度约 3—5°,坡向为南坡,坡位为中下坡,水土流失严重。土壤类型为燥红土,表层土壤浅薄;心土层土壤深厚、板结。造林前试验区为弃耕 15 年以上的退化荒地,植被稀疏,放牧、割草等人为活动频繁,地表裸露率大(>70%),植被以扭黄茅、车桑子和余甘子为主。

1.2 试验设计

于 1991 年雨季初期(5 月)在该退化荒地上选择新银合欢(*L. leucocephala* cv. Salvador)、大叶相思(*Acacia auriculiformis* A. Cunn.)、苏门答腊金合欢(*Albizia kalkora* Prain)、印楝(*Azadirachta indica* A. Juss.)和赤桉(*Eucalyptus camaldulensis* Dehu)等干热河谷主栽速生生态树种,采取台状整地,容器苗造林,株行距为 2 m×3 m,造林面积超过 3.33hm²,实施封禁管理。同时在该荒地上设置自然恢复试验样地。为消除微地形等因素的影响,6 个植被恢复处理(5 种人工林和 1 种自然恢复)采取随机区组排列,4 次重复。每个小区面积为 0.133hm²。2012 年在距离植被恢复区约 2.3km 的地方选取 4 块对照样地(未退化样地)。该样地植被、土壤和人为活动强度与干热河谷未发生明显退化的生态系统类似。未退化样地各小区面积约为 0.1 hm²,植被覆盖率为 84%。2013 年自然恢复处理中其植被平均覆盖率为 79%。造林前在试验区采集了土样用于测定土壤本底值。

1996 年 5 月在各小区内设置一个面积为 400 m²的固定样方用于长期观测和取样(林木破坏性取样除外)。6 个处理共设置了 24 个固定样方,每样方内 70 株林木(不含保护行林木)。

1.3 调查与采样

1997 年 5 月、2005 年 5 月和 2013 年 5 月对固定样方进行每木检尺,测定林木树冠、树高和胸径,记录林木保存率。固定样方内林木生物量通过相关文献中生物量方程计算获得^[4,6-7]。

1996 年 5 月在人工林固定样方内随机设置 5 个 1 m×1 m 的凋落物收集框,每半个月收集 1 次植被凋落物,持续 12 个月,调查频率为 3 年 1 次。扭黄茅地上部(草本植物)在旱季(每年 11 月至翌年 5 月)枯萎并在随后的雨季被新生的扭黄茅取代,Tang 等^[20]研究表明,典型河谷型萨瓦纳植被群落中超过 95%凋落物来自扭黄茅,因此可将扭黄茅地上部生物量当作自然恢复样地植被凋落物量。在自然恢复样方内随机设置面积为 9 m²的小样方用于测定扭黄茅地上部生物量(收获法)。自然恢复样方内凋落物测定时间为每年 11 月,自 1996 年起连续测定。各样方内的凋落物经分类、称重后归还原样地。截至 2013 年 5 月,人工林内凋落物量共测定了 6 次。为与人工林凋落物进行比较,自然恢复样地内凋落物量按 3a 平均值计算(图 1)。烘干的凋落物磨细过 100 目筛用于测定其碳氮含量。

土样采集前去除地表凋落物层,在各固定样方内用土壤采样器(内径为 5cm)分别采集 12—15 个表层土样(0—15cm),形成一个混合样,6 个试验处理共采集 24 个混合样。在每个固定样方内采集环刀样用于测定土壤容重,同时用土壤硬度计测定土壤表层硬度。采样时间为 1991 年 4 月、1997 年 5 月、2005 年 5 月和 2013 年 5 月。除去植物残体后,土样风干,根据测试项目的需要过筛并于 4℃下保存。

1.4 分析测试方法

凋落物和土壤有机碳、氮含量用元素分析仪测定(干烧法,Vario-MAX C/N,Elemental Co.,德国)。土壤全磷及有效磷(Olsen-P)含量按比色法用分光光度计(V-530,JASCO,日本)测定。土壤有效钾、钙、镁用原子吸

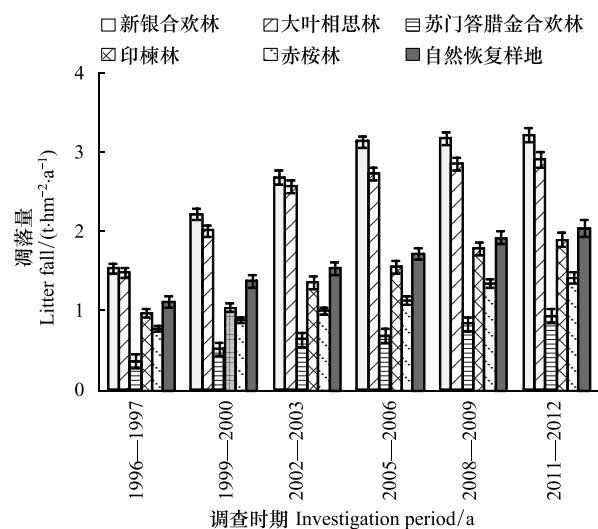


图 1 植被恢复处理不同调查阶段植被年凋落物量

Fig.1 Annual litter fall in the experimental treatments during various investigation periods

收光度计 (Hitachi Z-8100, Tokyo, 日本) 测定。以上元素按中国科学院南京土壤研究所推荐的分析方法检测^[21]。土壤 pH 值用复合电极测定 (土水比为 1:2), 土壤容重和土壤硬度分别用环刀法和土壤硬度计测定, 水稳性大团聚体 ($> 250 \mu\text{m}$) 含量用湿筛法测定^[22]。土壤孔隙度用土壤容重与土粒密度 (2.65 g/cm^3) 差计算。微生物生物量碳、氮、磷用熏蒸提取法测定^[23], 并按文献^[23]的方法进行土壤样品预培养。土壤基础呼吸用 CO_2 释放法测定, 即取调整至 45% WHC 的土样 20 g (风干计) 置于 100 mL 的烧杯中, 烧杯置于 1 L 的带塞玻璃瓶, 瓶底放入 5 mL 蒸馏水, 并放入一个装有 20 mL NaOH 溶液 (浓度为 1 mol/L) 的吸收瓶, 在 28℃ 遮光条件下密封培养, 吸收瓶中 NaOH 溶液吸收的 CO_2 用稀盐酸滴定。代谢熵 ($q\text{CO}_2$) 用时均土壤基础呼吸与土壤微生物生物量碳计算^[24]。

1.5 数据分析

本文采用 Bray-Curtis 目标轴分析法 (Subjective Bray-Curtis Ordination)^[25-27] 研究土壤改良率和土壤改良进程。所有数据均通过正态分布检验和方差一致性检验, 用一维方差分析 (one-way ANOVA) 检验同一采样阶段树种对土壤各参数影响的显著性 ($P < 0.05$), 用 Tukey HSD 方法检验处理间土壤参数差异的显著性 ($P < 0.05$), 造林前 (1991 年) 土壤各参数与造林后差异的显著性用独立样本 t 检验。以上统计分析用 SPSS 11.0 软件处理。

2 结果

2.1 植被生长状况

造林 22 年后, 树种间林木保存率差异较小, 其死亡率在 3.1%—3.7% 之间 (表 1)。林木死亡主要发生在造林最初 6a 内 (1991—1997 年), 此后林木保存率几乎不变。

造林后 5 个树种林木径向生长差异明显 (表 1)。2013 年, 赤桉平均树高最高 (9.7 m), 其次是大叶相思、新银合欢, 其后是印楝, 而苏门答腊金合欢树高最低 (3.1 m), 不足赤桉平均树高的三分之一。2013 年 5 个树种林木胸径在 10.0—18.4 cm 之间, 其中赤桉的胸径略大于大叶相思, 均显著大于其他 3 个树种。新银合欢胸径与印楝接近, 但均显著大于苏门答腊金合欢。树种间冠幅差异明显, 2013 年, 大叶相思 ($5.7 \text{ m} \times 6.1 \text{ m}$) 和新银合欢 ($5.5 \text{ m} \times 5.6 \text{ m}$) 平均冠幅明显大于其他 3 个树种, 而赤桉的冠幅最小 ($3.1 \text{ m} \times 3.2 \text{ m}$)。造林 22a 后 5 种人工林总生物量在 22.1—115.9 t/hm^2 之间, 其中新银合欢和印楝人工林生物量显著高于苏门答腊金合欢人工林, 但显著低于大叶相思和赤桉人工林 (表 1)。

在各调查阶段, 新银合欢人工林凋落物量最大, 其次是大叶相思人工林, 之后是自然恢复样地和印楝人工林, 而苏门答腊金合欢人工林凋落物量最小 (图 1)。2011 年 5 月至 2012 年 4 月期间, 新银合欢人工林凋落物量 ($3.22 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 是苏门答腊金合欢人工林 ($0.94 \text{ t hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) 的 3.4 倍。

2.2 土壤物理性质

植被恢复后, 各处理样地内土壤物理性质 (土壤容重、土壤硬度、土壤孔隙度和水稳性大团聚体含量) 变幅较小 (表 2)。植被恢复 22 年后, 新银合欢、大叶相思和苏门答腊金合欢人工林以及自然恢复样地土壤容重显著降低。除此之外, 各采样阶段 6 个植被恢复处理样地土壤容重降幅均不显著。2013 年 6 个处理样地土壤平均容重 (1.60 g/cm^3) 比 1991 年 (1.68 g/cm^3) 降低了 5%, 但显著高于未退化样地, 约为未退化样地土壤容重的 1.1 倍。研究期内 (1991—2013 年), 造林树种和采样阶段对土壤硬度均无显著影响。2013 年, 6 个处理样地表层土壤硬度在 28.84—29.52 kg/cm^3 之间, 均显著高于对照样地 (25.22 kg/cm^3)。土壤总孔隙度随植被恢复呈现提高的趋势, 但处理间总孔隙度差异不显著。植被恢复 22a 后各处理土壤总孔隙度均显著低于未退化样地。植被恢复过程中, 处理间水稳性大团聚体含量差异明显, 其中新银合欢和大叶相思人工林以及自然恢复样地水稳性大团聚体含量显著高于其他处理。2013 年, 各处理土壤水稳性大团聚体含量 (37.77%—42.25%) 显著高于植被恢复前 (1991 年, 34.77%), 但均显著低于未退化样地 (69.56%)。

表 1 植被恢复区样地特征

Table 1 Stand characteristics in the vegetation restoration regions

采样时间 Sampling time	处理 Treatment	林木死亡率/ Tree mortality/ %	树高 Tree height/ m	胸径 DBH/ cm	树冠 Tree crown diameter/ (m × m)	林木生物量 Tree biomass/ (t/hm ²)	凋落物 C:N 比 C:N in leaf litter *
1997	新银合欢人工林	2.7	3.3	4.8 (0.30) b	3.4 × 3.4	7.8 (3.09) d	nd
	大叶相思人工林	2.7	3.5	5.4 (0.48) a	3.5 × 3.5	7.7 (8.14) b	nd
	苏门答腊金合欢人工林	2.7	1.6	3.2 (0.25) c	2.8 × 2.9	2.9 (3.01) cd	nd
	印楝人工林	2.7	2.3	4.6 (0.28) b	3.0 × 3.1	3.6 (3.21) c	nd
	赤桉人工林	2.7	4.2	5.6 (0.37) a	2.4 × 2.5	6.6 (8.75) a	nd
	自然恢复样地	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2005	新银合欢人工林	3.1	6.1	10.7 (0.41) b	5.0 × 5.0	36.2 (8.17) b	nd
	大叶相思人工林	3.1	6.3	12.2 (0.55) a	5.1 × 5.2	47.4 (26.54) a	nd
	苏门答腊金合欢人工林	3.4	2.6	6.9 (0.47) c	3.9 × 4.1	11.7 (9.01) c	nd
	印楝人工林	3.4	4.1	10.3 (0.45) b	4.0 × 4.1	22.3 (8.97) b	nd
	赤桉人工林	3.4	7.7	12.7 (0.49) a	3.0 × 3.0	48.8 (24.45) a	nd
	自然恢复样地	nd	nd	nd	nd	nd	nd
2013	新银合欢人工林	3.1	7.8	15.5 (0.60) b	5.5 × 5.6	71.9 (19.77) b	21.1 (1.82) b
	大叶相思人工林	3.4	8.1	17.8 (0.75) a	5.7 × 6.1	108.5 (21.25) a	28.5 (1.98) a
	苏门答腊金合欢人工林	3.4	3.1	10.0 (0.47) c	4.5 × 4.6	22.1 (10.93) c	21.9 (1.88) b
	印楝人工林	3.4	5.4	15.0 (0.71) b	4.7 × 4.9	54.7 (11.78) b	23.8 (2.27) b
	赤桉人工林	3.7	9.7	18.4 (0.81) a	3.1 × 3.2	115.9 (30.38) a	32.2 (2.58) a
	自然恢复样地	nd	nd	nd	nd	nd	20.7 (2.52) b
	未退化样地	nd	nd	nd	nd	nd	20.9 (2.44) b

新银合欢人工林: *L. leucocephala* plantation; 大叶相思人工林: *A. auriculiformis* plantation; 苏门答腊金合欢人工林: *A. kalkora* plantation; 印楝人工林: *A. indica* plantation; 赤桉人工林: *E. camaldulensis* plantation; 自然恢复样地: Self-repair site; 未退化样地: Undegraded site; nd: 未检测 no determined; 括号内数值为标准差 ($n=4$), 其后面字母相同表明其差异未达到显著水平 ($\alpha = 0.05$) Data are the means of four replicates with standard deviation of means in parentheses, and common letters followed the means among the treatments at different sampling times within a column indicate no significant difference according to the Tukey-HSD test at $\alpha = 0.05$; * 用于测定碳氮含量的凋落物于 2011—2012 年收集 Litter for the measurement of C:N ratio were collected during 2011—2012

2.3 土壤化学性质

植被恢复后,各处理样地土壤 pH 值和全磷含量变化不显著,但各处理样地土壤有机碳、全氮、有效磷、有效钾、有效钙和有效镁含量显著提高,且处理间其差异也达到显著水平(表 3)。总体上,造林后新银合欢人工林土壤有机碳、全氮和有效养分(磷、钾、钙、镁)含量最高,其次为大叶相思人工林,自然恢复样地和印楝人工林次之,而苏门答腊金合欢和赤桉人工林含量最低。除全磷外,2013 年对照样地中参试养分元素含量约为各处理的 1.0—1.6 倍。

各植被恢复处理不同采样阶段土壤有机碳、全氮和有效养分含量均有不同程度的增加(表 3)。总体上,土壤养分含量增加达到显著水平所需的时间以新银合欢和大叶相思人工林最短,赤桉人工林最长。例如造林 6a 后(1997 年)新银合欢人工林土壤有机碳含量显著增加,而赤桉人工林土壤有机碳含量显著增加所需的时间为 14a(1991—2005 年)。

2.4 土壤微生物性质

植被恢复对干热河谷退化土壤微生物性质(微生物生物量碳氮磷、土壤基础呼吸、 qCO_2)有显著影响(表 4)。各处理样地土壤微生物生物量(碳氮磷)和土壤基础呼吸呈现显著增加趋势, qCO_2 则相反。总体上,不同采样阶段新银合欢和大叶相思人工林以及自然恢复样地土壤微生物生物量和土壤基础呼吸高于其他 3 处理。植被恢复 22a 后,各处理样地土壤基础呼吸和 qCO_2 与对照样地差异不显著,土壤微生物生物量接近或显著低

于未退化样地。2013 年,新银合欢与大叶相思人工林土壤微生物生物量差异不显著。

表 2 植被恢复区土壤主要物理性质

Table 2 Soil physical properties in the vegetation restoration regions

采样时间 Sampling time	处理 Treatment	土壤容重 Bulk density/ (g/cm ³)	土壤硬度 Soil compaction/ (kg/cm ³)	土壤总孔隙度 Total porosity/ %	大团聚体含量 Macroaggregate (>250 μm) percent/%
1991	造林前荒地	1.68 (0.04)	30.45 (1.12)	36.60 (1.51)	34.77 (0.96)
1997	新银合欢人工林	1.67 (0.04) a2	30.07 (0.83) a2	36.98 (1.51) a2	35.62 (1.10) a2
	大叶相思人工林	1.67 (0.03) a2	30.20 (0.91) a2	36.98 (1.13) a2	35.57 (0.82) a2
	苏门答腊金合欢人工林	1.67 (0.04) a2	30.17 (0.87) a2	36.98 (1.51) a2	34.89 (0.82) a2
	印楝人工林	1.68 (0.04) a2	30.19 (0.76) a2	36.60 (1.51) a2	35.11 (1.12) a2
	赤桉人工林	1.68 (0.04) a2	30.30 (0.82) a2	36.60 (1.51) a2	34.84 (0.90) a2
2005	自然恢复样地	1.68 (0.05) a2	30.11 (0.97) a2	36.60 (1.89) a2	35.16 (0.77) a2
	新银合欢人工林	1.65 (0.03) a2	29.51 (0.80) a2	37.74 (1.13) a2	37.10 (0.84) a1
	大叶相思人工林	1.64 (0.04) a2	29.84 (0.82) a2	38.11 (1.51) a2	37.25 (0.96) a1
	苏门答腊金合欢人工林	1.65 (0.04) a2	29.69 (0.73) a2	37.74 (1.51) a2	35.76 (0.63) a2
	印楝人工林	1.66 (0.03) a2	29.74 (0.71) a2	37.36 (1.13) a2	35.92 (0.82) a2
2013	赤桉人工林	1.66 (0.04) a2	29.91 (0.77) a2	37.36 (1.51) a2	35.85 (0.58) a2
	自然恢复样地	1.66 (0.05) a2	29.60 (0.80) a2	37.36 (1.89) a2	37.24 (0.70) a1
	新银合欢人工林	1.59 (0.03) a1	28.84 (0.79) a2	40.00 (1.13) b1	41.78 (0.89) b1
	大叶相思人工林	1.58 (0.03) a1	29.08 (0.80) a2	40.38 (1.13) b1	42.25 (0.84) b1
	苏门答腊金合欢人工林	1.61 (0.03) a1	29.14 (0.75) a2	39.24 (1.13) b1	37.91 (0.85) c1
	印楝人工林	1.62 (0.04) a2	29.25 (0.79) a2	38.87 (1.51) b2	38.42 (0.82) c1
	赤桉人工林	1.62 (0.04) a2	29.52 (0.82) a2	38.87 (1.51) b2	37.77 (0.80) c1
	自然恢复样地	1.60 (0.04) a1	29.01 (0.79) a2	39.62 (1.51) b1	41.57 (0.74) b1
	未退化样地	1.45 (0.08) b1	25.22 (1.12) b1	45.28 (3.02) a1	69.56 (1.30) a1

括号内的数值为标准差($n=4$);后面字母相同表明其差异未达到显著水平($\alpha=0.05$),字母后面的数字 1 和 2 分别表示该均值与 1991 年造林前荒地差异达显著和不显著水平($\alpha=0.05$)

表 3 植被恢复区土壤主要化学性质

Table 3 Soil chemical properties of the vegetation restoration regions

采样时间 Sampling time	处理 Treatment	pH	有机碳 Organic C/ (g/kg)	全氮 Total N/ (g/kg)	全磷 Total P/ (g/kg)	有效磷 Available P/ (mg/kg)	有效钾 Available K/ (mg/kg)	有效钙 Available Ca/ (mg/kg)	有效镁 Available Mg/ (mg/kg)
1991	造林前荒地	5.99 (0.19)	2.95 (0.24)	0.23 (0.02)	0.080 (0.01)	0.75 (0.09)	24.09 (2.08)	214.77 (11.73)	89.77 (7.38)
1997	新银合欢人工林	6.09 a2 (0.19)	3.87 a1 (0.28)	0.31 a1 (0.02)	0.082 (0.01) a2	6.61 b1 (0.61)	27.89 cd1 (1.76)	234.58 a1 (12.57)	122.33 a1 (7.00)
	大叶相思人工林	6.14 a2 (0.18)	3.39 b1 (0.24)	0.29 a1 (0.02)	0.074 (0.01) a2	5.19 c1 (0.46)	34.21 a1 (2.19)	240.09 a1 (12.05)	125.68 a1 (6.85)
	苏门答腊金合欢人工林	6.10 a2 (0.16)	2.92 c2 (0.21)	0.24 b2 (0.02)	0.080 (0.01) a2	6.21 b1 (0.55)	30.29 bc1 (1.93)	237.94 a1 (11.60)	120.39 ab1 (6.95)
	印楝人工林	6.21 a2 (0.20)	2.98 c2 (0.21)	0.24 b2 (0.02)	0.079 (0.01) a2	6.91 ab1 (0.60)	28.77 bcd1 (1.83)	235.53 a1 (12.31)	111.25 b1 (5.93)
	赤桉人工林	6.21 a2 (0.16)	2.93 c2 (0.20)	0.24 b2 (0.02)	0.073 (0.01) a2	7.56 a1 (0.64)	26.88 d2 (1.79)	253.64 a1 (13.56)	97.56 c2 (5.71)
2005	自然恢复样地	6.01 a2 (0.14)	2.99 c2 (0.22)	0.24 b2 (0.02)	0.081 (0.01) a2	5.35 c1 (0.45)	31.24 b1 (2.04)	242.93 a1 (11.86)	100.56 c1 (6.59)
	新银合欢人工林	6.20 a2 (0.17)	5.53 a1 (0.32)	0.48 a1 (0.04)	0.08 (0.01) a2	11.55 ab1 (0.78)	39.87 a2 (2.02)	255.64 a1 (12.85)	120.37 b1 (5.28)
	大叶相思人工林	6.20 a2 (0.19)	4.71 b1 (0.28)	0.40 b1 (0.03)	0.074 (0.01) a2	12.57 a1 (0.89)	40.25 a2 (1.99)	249.87 a1 (12.34)	117.77 b1 (5.13)
	苏门答腊金合欢人工林	6.19 a2 (0.16)	3.62 c1 (0.21)	0.30 d1 (0.02)	0.081 (0.01) a2	9.10 c1 (0.62)	38.87 a2 (1.97)	261.21 a1 (13.89)	135.46 a1 (6.19)

续表

采样时间 Sampling time	处理 Treatment	pH	有机碳 Organic C/ (g/kg)	全氮 Total N/ (g/kg)	全磷 Total P/ (g/kg)	有效磷 Available P/ (mg/kg)	有效钾 Available K/ (mg/kg)	有效钙 Available Ca/ (mg/kg)	有效镁 Available Mg/ (mg/kg)
2013	印楝人工林	6.30 a2 (0.19)	3.89 c1 (0.23)	0.31 cd1 (0.02)	0.082 (0.01)a2	10.54 b1 (0.71)	39.64 a2 (2.10)	248.76 a1 (12.20)	122.56 b1 (5.49)
	赤桉人工林	6.21 a2 (0.13)	3.67 c1 (0.21)	0.29 d1 (0.03)	0.077 (0.01)a2	10.91 b1 (0.75)	39.11 a2 (1.92)	250.37 a1 (19.08)	119.81 b1 (5.15)
	自然恢复样地	6.14 a2 (0.16)	4.57 b1 (0.30)	0.35 c1 (0.03)	0.081 (0.01)a2	10.87 b1 (0.75)	38.99 a2 (1.84)	248.16 a1 (12.40)	120.64 b1 (6.51)
	新银合欢人工林	6.20 a2 (0.19)	7.67 b1 (0.36)	0.73 b1 (0.03)	0.079 (0.01)b2	14.74 a1 (0.88)	58.94 ab1 (2.34)	267.16 a1 (10.96)	148.48 ab1 (5.94)
	大叶相思人工林	6.22 a2 (0.17)	7.03 c1 (0.34)	0.69 b1 (0.03)	0.084 (0.01)b2	14.60 ab1 (0.89)	54.74 cd1 (2.20)	266.91 a1 (10.67)	143.37 bc1 (5.95)
	苏门答腊金合欢人工林	6.30 a2 (0.21)	4.55 e1 (0.22)	0.39 d1 (0.02)	0.079 (0.01)b2	13.25 c1 (0.76)	52.19 d1 (2.12)	230.54 b2 (12.09)	131.83 d1 (5.29)
	印楝人工林	6.24 a2 (0.18)	5.71 d1 (0.26)	0.42 d1 (0.03)	0.081 (0.01)b2	13.54 bc1 (0.75)	52.62 d1 (1.89)	247.91 b1 (10.84)	130.62 d1 (5.48)
	赤桉人工林	6.30 a2 (0.19)	5.07 f1 (0.25)	0.38 d1 (0.02)	0.074 (0.01)b2	13.88 abc1 (0.76)	53.87 cd1 (1.98)	245.67 b1 (11.90)	134.54 cd1 (5.64)
	自然恢复样地	6.19 a2 (0.16)	5.96 d1 (0.28)	0.49 c1 (0.03)	0.083 (0.01)b2	14.85 a1 (0.79)	56.32 bc1 (2.12)	274.56 a1 (12.81)	140.25 bc1 (6.18)
	对照样地	6.50 a1 (0.21)	8.18 a1 (0.34)	0.81 a1 (0.04)	0.152 (0.02)a1	14.77 a1 (0.83)	60.49 a1 (3.41)	267.55 a1 (13.78)	155.43 a1 (12.26)

括号内的数值为标准差($n=4$);后面字母相同表明其差异未达到显著水平($\alpha = 0.05$),字母后面的数字 1 和 2 分别表示该均值与 1991 年造林前荒地差异达显著和不显著水平($\alpha = 0.05$)

表 4 植被恢复区土壤主要微生物性质

Table 4 Soil microbial properties of the vegetation restoration regions

采样时间 Sampling time	处理 Treatment	土壤微生物量 Microbial biomass/(mg/kg)			基础呼吸 Basal respiration/ (g CO ₂ -C kg ⁻¹ soil h ⁻¹)	土壤呼吸熵 qCO ₂ / (mg CO ₂ -C h ⁻¹ g ⁻¹ C _{mic})
		C	N	P		
1991	造林前荒地	26.9 (2.5)	2.1 (0.2)	1.1 (0.1)	0.06 (0.01)	2.2 (0.2)
1997	新银合欢人工林	106.0 (3.6)a1	9.5 (0.2)a1	4.6 (0.2)a1	0.13 (0.01)a1	1.2 (0.1)bc1
	大叶相思人工林	94.9 (2.3)b1	9.6 (0.2)a1	4.7 (0.2)a1	0.12 (0.01)a1	1.3 (0.1)bc1
	苏门答腊金合欢人工林	95.7 (2.7)b1	7.6 (0.2)c1	3.5 (0.2)b1	0.11 (0.01)a1	1.2 (0.1)c1
	印楝人工林	84.9 (2.7)c1	8.5 (0.2)b1	3.4 (0.2)b1	0.12 (0.01)a1	1.4 (0.1)ab1
	赤桉人工林	90.3 (2.2)b1	8.0 (0.2)bc1	3.4 (0.2)b1	0.11 (0.01)a1	1.2 (0.1)bc1
	自然恢复样地	75.2 (2.6)d1	7.6 (0.2)c1	3.6 (0.2)b1	0.11 (0.01)a1	1.5 (0.1)a1
2005	新银合欢人工林	158.8 (3.4)a1	15.1 (0.3)a1	7.8 (0.3)a1	0.15 (0.02)a1	0.9 (0.1)a1
	大叶相思人工林	147.8 (3.5)b1	14.3 (0.3)b1	7.5 (0.3)ab1	0.15 (0.01)a1	1.0 (0.1)a1
	苏门答腊金合欢人工林	144.2 (3.9)b1	13.6 (0.3)d1	6.2 (0.3)c1	0.14 (0.02)a1	1.0 (0.1)a1
	印楝人工林	132.6 (3.3)c1	14.3 (0.3)bc1	6.1 (0.3)c1	0.14 (0.01)a1	1.1 (0.1)a1
	赤桉人工林	140.0 (3.9)b1	13.9 (0.2)cd1	6.0 (0.2)c1	0.14 (0.01)a1	1.0 (0.1)a1
	自然恢复样地	164.4 (3.6)a1	14.6 (0.3)ab1	7.1 (0.2)b1	0.15 (0.02)a1	0.9 (0.1)a1
2013	新银合欢人工林	184.7 (4.2)a1	18.3 (0.5)ab1	9.1 (0.3)a1	0.17 (0.02)a1	0.9 (0.1)a1
	大叶相思人工林	180.5 (4.2)a1	18.5 (0.4)ab1	9.3 (0.4)a1	0.17 (0.02)a1	0.9 (0.1)a1
	苏门答腊金合欢人工林	170.83 (3.98)b1	17.4 (0.5)bc1	8.0 (0.3)c1	0.16 (0.02)a1	0.9 (0.1)a1
	印楝人工林	168.9 (3.6)b1	17.1 (0.3)bc1	7.9 (0.3)c1	0.16 (0.02)a1	1.0 (0.1)a1
	赤桉人工林	166.9 (3.4)b1	16.7 (0.4)c1	7.7 (0.2)c1	0.16 (0.02)a1	1.0 (0.1)a1
	自然恢复样地	178.6 (4.3)a1	17.8 (0.7)b1	8.6 (0.4)b1	0.17 (0.02)a1	1.0 (0.0)a1
	对照样地	185.2 (4.5)a1	19.2 (0.7)ab1	9.6 (0.4)a1	0.17 (0.02)a1	0.9 (0.0)a1

括号内的数值为标准差($n=4$);后面字母相同表明其差异未达到显著水平($\alpha = 0.05$),字母后面的数字 1 和 2 分别表示该均值与 1991 年造林前荒地差异达显著和不显著水平($\alpha = 0.05$)

2.5 土壤改良率估算

Bray-Curtis 目标轴分析法显示,与未退化样地(对照样地)相比,植被恢复 22 年后各处理样地供试的土壤微生物和化学性质平均改良率分别为 93.1%和 61.2%,而土壤物理性质平均改良率仅为 26.7%(表 5)。就植被恢复处理而言,与未退化样地相比,新银合欢和大叶相思人工林以及自然恢复样地土壤改良率在 63.6%—68.2%之间,而其他处理土壤改良率在 53.2%—54.9%。2013 年植被恢复区土壤整体改良率为 60.3%。

表 5 基于 Bray-Curtis 目标轴分析法的植被恢复内土壤改良率

样时间 Sampling time	参试指标 Measures	改良率 Amelioration percent/%						平均值 Mean of all treatments
		新银合欢 人工林	大叶相思 人工林	苏门答腊金 合欢人工林	印楝 人工林	赤桉 人工林	自然恢 复样地	
1997	物理性质	4.6	4.0	3.6	1.5	0.8	1.9	2.7
	化学性质	22.1	21.4	18.5	18.9	18.1	14.4	18.9
	微生物性质	55.0	51.4	46.4	43.5	44.7	39.1	46.7
	平均值	27.3	25.6	22.8	21.3	21.2	18.5	22.8
2005	物理性质	12.7	13.4	10.7	8.6	7.7	10.2	10.5
	化学性质	47.1	41.0	38.5	38.9	34.7	38.1	39.7
	微生物性质	83.8	79.6	74.0	71.8	73.1	82.6	77.5
	平均值	47.8	44.7	41.1	39.8	38.5	43.7	42.6
2013	物理性质	32.3	33.7	23.7	21.4	19.7	29.2	26.7
	化学性质	74.7	70.5	49.0	54.0	52.0	66.8	61.2
	微生物性质	97.8	97.6	90.2	89.3	87.8	94.8	93.1
	平均值	68.2	67.3	54.3	54.9	53.2	63.6	60.3

3 讨论

3.1 干热河谷土壤改良基本特征

本研究植被恢复期间(1991—2013 年)各处理样地土壤性质均有不同程度的改善,但土壤结构和肥力仍远低于未退化样地,尤其是土壤结构(表 2、表 3)。表明干热河谷退化土壤改良是一个长期的过程,这可能是由于生态系统退化过程中结构和功能相对较好的表层土壤被流失,导致瘠薄板结的亚表层土壤出露。通常干热河谷表土层浅薄,植被破坏后该土层极易流失^[3-4]。

与物理和化学性质相比,土壤微生物性质极易受植被恢复的影响而迅速被改良(表 5)。这可能是由于土壤微生物自身对外界生物和非生物环境变化敏感,包括凋落物量、地表覆盖、土壤含水量等环境因子的变化^[11, 17, 24]。此外,大多数生物地球化学循环转化和土壤结构的形成需要在土壤微生物的参与作用下才能完成,如土壤养分的活化^[28-29]。

通常,干热河谷土壤养分含量及其有效性明显低于其河谷高海拔地区的灌木林或亚热带常绿林^[3-4]。因此有必要判断本研究中试验地养分含量低是土壤发生退化所致还是原本养分含量就不高,因为养分含量低并不意味着对生态系统不利^[15, 18]。本研究试验地土壤有机碳、全氮和有效养分含量均显著低于其附近未退化样地(表 3)。由此可以判断本研究植被恢复区土壤养分含量低的确是土壤退化所致。植被恢复后,在土壤微生物的参与下,退化土壤中土壤有机碳、全氮和有效养分逐渐积累提高。植被恢复过程中土壤全磷含量无显著变化表明全磷主要受土壤母质的控制,一旦土壤发生退化这些土壤性质将很难被改良(在非人为添加情况下)。土壤 pH 值略有增加(不显著)则可能与有效 K、Ca、Mg 等碱土元素和 CEC 显著提高有关。

修复退化生态系统,需要消除生境地表物理条件的限制,以达到保水、保土、保肥和保种的目的。尽管这种地表状况的改善可能只是暂时的,但它可以促进植被的建立与恢复,提高其改善环境条件的潜力^[18, 30]。与

土壤生化过程相比,新生态系统的形成和发展演变或退化生态系统的恢复将需要更长的时间^[8, 27, 30]。本研究 中植被恢复 22a 后土壤物理性质平均改良率不足 30%(表 5),表明本研究中制约退化土壤生态恢复的物理限制因子尚未完全去除。这一方面与输入土壤中的植物残体量较低有关^[30]。植被恢复 21 年后,各处理样地 植被凋落物量在 $0.94\text{--}3.22\text{ t hm}^{-2}\text{ a}^{-1}$ (图 1),这明显低于其河谷高海拔地区的灌木林或亚热带常绿阔叶 林^[3-4]。另一方面与该地区夏季高温多雨所导致植物残体分解速率快、土壤腐质化作用弱有关。通常,土壤 物理性质与土壤腐质化作用密切相关,如土壤腐质化过程中形成的有机-无机复合物可提高土壤大团聚体含 量、改善土壤结构^[18, 30-31]。此外,在干热暴雨环境条件下,表层土壤继续发生流失造成土壤物理性质的进一 步恶化,细土壤颗粒的沉积会填充土壤空隙加剧土壤物理性质的恶化^[5]。

3.2 造林树种对干热河谷土壤改良的影响

植被在土壤形成中起关键作用,植被类型会影响生态系统的结构和功能,进而影响土壤性质及其演 化^[8-15, 17, 32]。退化土壤的改善也有助于植被生长和植物群落正向演替。植被—土壤相互作用及其协同进化 也成为生态系统能否被成功恢复的关键^[15, 27-30]。本研究中,造林树种决定退化土壤改良及其进程。总体 上看新银合欢和大叶相思人工林的营造相对印楝、苏门答腊金合欢和赤桉更适合干热河谷退化土壤的改良(表 5)。其原因有三,其一、有机植物残体的分解与转化,包括植被凋落物、死的或尚在分解的植物根系以及根分 泌物。在不同调查阶段,大叶相思和新银合欢人工林植被凋落物量均明显高于其他 3 种人工林(图 1)。来自 固氮植物(新银合欢、大叶相思和苏门答腊金合欢)的凋落物比非固氮植物(印楝、赤桉)更容易被分解,进而 促进土壤改良^[20, 33]。其二、土壤微生物、植物根系共生体的培养,包括有益土壤微生物、菌根、根瘤等。新银 合欢、大叶相思和苏门答腊金合欢均属含羞草科植物,在缺氮的干热河谷地区能有效固定大气中氮素以满足 植物自身的生长,进而促进土壤改良^[20, 33]。其三、植物生长改变了林间微气候。总体上大树冠和高凋落物量 可改善林间微气候,如提高土壤含水量、降低土壤和林内空气温度,这有助于退化土壤的改良。本研究 5 种供 试树种中,大叶相思和新银合欢的树冠最大,林间植被凋落物量也最高(表 1,图 1)。用苏门答腊金合欢改良 干热河谷退化土壤的进程较慢,这可能与其林间植被凋落物量低有关(图 1)。

本研究 5 种供试树种中,新银合欢和大叶相思改良土壤综合效果最好而且其土地生产力也较高,在不考 虑生态系统其他功能和服务的条件下^[10, 34],可将新银合欢和大叶相思作为先锋树种来改良干热河谷退化 土壤。

3.3 植被恢复方式对干热河谷土壤改良的影响

健康的生态系统具有内在的自发修复机制,但退化过程可能超过这种自身修复能力。一旦如此,自然修 复机制将不可能修复所有的损害^[18]。通过自然恢复机制来恢复极度退化的生态系统是非常困难的,而且需 要很长时间来建立与之相应的植物群落,这就需要采取人工干预措施^[35]。通过积极的人工干预来消除阻碍 自然恢复的障碍因素,可启动自然生境的自我修复过程,并使之向着能正常发挥系统功能的方向发展^[18]。在 本研究中,自然恢复 22a 后,其对退化土壤改良的效果虽不及营建新银合欢和大叶相思人工林,但改良效果优 于印楝、苏门答腊金合欢和赤桉人工林的营建(表 5)。表明相对自然恢复而言,人工植被恢复(人工林)并不 一定能加速退化土壤的改良,这可能与干热河谷生态系统植被特征有关。(1)自然恢复样地植被以扭黄茅为 主的稀树灌木草丛,这与典型干热河谷植被类似。该样地凋落物量低于大叶相思和新银合欢人工林,但显著 高于苏门答腊金合欢和赤桉人工林(图 1)。(2)与高度木质化的树植被凋落物相比,草本植物(扭黄茅)凋落 物 C:N 比相对更低(表 1),这有助于扭黄茅的快速分解和养分释放,进而在微生物的作用下改善土壤结构和 功能^[2, 20]。(3)扭黄茅为须根系,其根系死亡和分解所留下的土壤空隙可提高土壤孔隙度、降低土壤容重。 (4)在没有外界干扰的情况下草本植被(扭黄茅)更容易生长和恢复。调查数据显示,2012 年自然恢复样地 植被覆盖率(79%)与未退化样地接近(84%)。再者,人工林营造过程中某些造林措施可能破坏土表而造成 新的水土流失,比如预整地。而自然恢复样地不存在因人为措施而造成的新的水土流失。

生态系统自然恢复对改良退化土壤所需的时间长于新银合欢和大叶相思人工林营造,但所需时间短于印

棟、苏门答腊金合欢和赤桉人工林(表5)。因此,在某些造林难以实施的地区(如因费用问题),这种代价极低的生态系统自然恢复也可以作为改良干热河谷退化土壤的一种可行方法。

3.4 用 Bray-Curtis 目标轴分析法估算土壤改良率的方法评价

Bray-Curtis 目标轴分析法是估算土壤改良率的有效方法,能分析和比较大量的测定指标或恢复指标的响应,有助于及时调整生态恢复的管理措施^[26-27]。如果以土壤改良率为 60%作为某项土壤性质或土壤整体恢复成功的标准,经过 22a 的植被恢复,限制干热河谷退化生态系统恢复的土壤微生物和化学限制因素已基本清除。就植被恢复处理而言,新银合欢和大叶相思人工林的营建以及自然恢复已成功改良退化土壤(表5)。尽管 Bray-Curtis 目标轴分析法是一种简单可行的判断生态系统恢复程度的方法,但也存在其明显不足。(1)如果生态恢复样地的某项指标超出阈值范围(即造林前和对照样地的指标范围),那该方法得出的结果将显示为负值或修复程度大于 100%。(2)在分析生态修复程度或生态系统子系统修复程度时未能考虑不同指标的权重。

4 结论

(1)在干热河谷退化生态系统 22a 的植被恢复过程中,相对土壤微生物和化学性质而言,土壤物理性状难以被改良。

(2)新银合欢和大叶相思可作为干热河谷退化土壤改良的先锋树种。在某些造林难以实施的区域,生态系统自然恢复也是土壤改良的可行方法。

参考文献(References):

- [1] Walter H. Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere. 2nd ed. New York: Springer-Verlag, 1979: 72-130.
- [2] Scholes R J, Archer S R. Tree-grass interactions in savannas. Annual Review of Ecology and Systematics, 1997, 28: 517-544.
- [3] 金振洲. 滇川干热河谷与干暖河谷植物区系特征. 昆明: 云南科技出版社, 2002.
- [4] 李昆. 金沙江干热河谷适宜树种选择与植被恢复研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2008.
- [5] Zhu Y M, Lu X X, Zhou Y. Sediment flux sensitivity to climate change: a case study in the Longchuanjiang catchment of the upper Yangtze River, China. Global and Planetary Change, 2008, 60(3/4): 429-442.
- [6] 高成杰, 唐国勇, 李昆, 谢青海. 干热河谷印棟和大叶相思人工林根系生物量及其分布特征. 生态学报, 2013, 33(6): 1964-1972.
- [7] 李彬, 唐国勇, 李昆, 高成杰, 刘方炎, 王小菲. 元谋干热河谷 20 年生人工恢复植被生物量分配与空间结构特征. 应用生态学报, 2013, 24(6): 1479-1486.
- [8] Dobson A P, Bradshaw A D, Baker A J M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. Science, 1997, 277(5325): 515-522.
- [9] Tomar O S, Minhas P S, Sharma V K, Singh Y P, Gupta R K. Performance of 31 tree species and soil conditions in a plantation established with saline irrigation. Forest Ecology and Management, 2003, 177(1/3): 333-346.
- [10] Lamb D, Erskine P D, Parrotta J A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. Science, 2005, 310(5754): 1628-1632.
- [11] Gai C, Boerner R E J. Effects of ecological restoration on microbial activity, microbial functional diversity, and soil organic matter in mixed-oak forests of southern Ohio, USA. Applied Soil Ecology, 2007, 35(2): 281-290.
- [12] Shinneman D J, Baker W L, Lyon P. Ecological restoration needs derived from reference conditions for a semi-arid landscape in Western Colorado, USA. Journal of Arid Environment, 2008, 72(3): 207-227.
- [13] Freeman J E, Jose S. The role of herbicide in savanna restoration: effects of shrub reduction treatments on the understory and overstory of a longleaf pine flatwoods. Forest Ecology and Management, 2009, 257(3): 978-986.
- [14] Danquah J A, Appiah M, Pappinen A. Effect of African mahogany species on soil chemical properties in degraded dry semi-deciduous forest ecosystems in Ghana. International Journal of Agriculture and Biology, 2012, 14(3): 321-328.
- [15] Sardans J, Peñuelas J. Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: impacts of climatic change. Plant and Soil, 2013, 365(1/2): 1-33.
- [16] Wu Z, Wu J, Liu J, He B, Lei T, Wang Q. Increasing terrestrial vegetation activity of ecological restoration program in the Beijing-Tianjin Sand

- Source Region of China. Ecol. Eng. 2013, 52: 37-50.
- [17] Zhang Y, Cao C Y, Han X S, Jiang S Y. Soil nutrient and microbiological property recoveries via native shrub and semi-shrub plantations on moving sand dunes in Northeast China. Ecological Engineering, 2013, 53: 1-5.
- [18] Whisenant S G. Repairing Damaged Wildlands: A Process-orientated, Landscape-scale Approach. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
- [19] Tang G Y, Li K. Tree species controls on soil carbon sequestration and carbon stability following 20 years of afforestation in a valley-type savanna. Forest Ecology and Management, 2013, 291: 13-19.
- [20] Tang G Y, Li K, Zhang C H, Gao C J, Li B. Accelerated nutrient cycling *via* leaf litter, and not root interaction, increases growth of *Eucalyptus* in mixed-species plantations with *Leucaena*. Forest Ecology and Management, 2013, 310: 45-53.
- [21] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [22] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(3): 627-633.
- [23] 吴金水, 林其美, 黄巧云, 肖和艾. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社, 2006.
- [24] Anderson T H, Domsch K H. The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25(3): 393-395.
- [25] McCune B, Grace J B. Analysis of Ecological Communities. USA: MjM Software Design, 2002.
- [26] Bray J R, Curtis J T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monograph, 1957, 27(4): 325-349.
- [27] Ruiz-Jaén M C, Aide T M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. Forest Ecology and Management, 2005, 218(1/3): 159-173.
- [28] Eviner V T, Hawkes C V. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. Restoration Ecology, 2008, 16(4): 713-729.
- [29] García-Palacios P, Bowker M A, Maestre F T, Soliveres S, Valladares F, Papadopoulos J, Escudero A. Ecosystem development in roadside grasslands: biotic control, plant-soil interactions, and dispersal limitations. Ecological Applications, 2011, 21(7): 2806-2821.
- [30] Li Y Y, Shao M A. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. Journal of Arid Environment, 2006, 64(1): 77-96.
- [31] Cécillon L, de Mello N A, De Danieli S, Brun J J. Soil macroaggregate dynamics in a mountain spatial climate gradient. Biogeochemistry, 2010, 97(1): 31-43.
- [32] Wu Z T, Wu J J, Liu J H, He B, Lei T J, Wang Q F. Increasing terrestrial vegetation activity of ecological restoration program in the Beijing-Tianjin Sand Source Region of China. Ecological Engineering, 2013, 52: 37-50.
- [33] Forrester D I, Bauhus J, Cowie A L, Vancley J K. Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review. Forest Ecology and Management, 2006, 233(2/3): 211-230.
- [34] Birch J C, Newton A C, Aquino C A, Cantarello E, Echeverría C, Kitzberger T, Schiappacasse I, Garavito N T. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107(50): 21925-21930.
- [35] Bashan Y, Salazar B G, Moreno M, Lopez B R, Linderman R G. Restoration of eroded soil in the Sonoran Desert with native leguminous trees using plant growth-promoting microorganisms and limited amounts of compost and water. Journal of Environmental Management, 2012, 102: 26-36.