

DOI: 10.5846/stxb201604280804

陈文静, 祁凯斌, 黄俊胜, 杨婷惠, 包维楷, 庞学勇. 川西不同树种人工林对土壤涵水能力的影响. 生态学报, 2017, 37(15): 4998-5006.

Chen W J, Qi K B, Huang J S, Yang T H, Bao W K, Pang X Y. Effect of reforestation with different tree species on soil water-holding capacity in western Sichuan province. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(15): 4998-5006.

川西不同树种人工林对土壤涵水能力的影响

陈文静^{1,2}, 祁凯斌^{1,2}, 黄俊胜^{1,2}, 杨婷惠^{1,2}, 包维楷¹, 庞学勇^{1,*}

1 中国科学院成都生物研究所, 中国科学院山地生态恢复与生物资源利用重点实验室, 生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室, 成都 610041

2 中国科学院大学, 北京 100049

摘要:为评价青藏高原东缘不同树种造林对土壤涵水能力的影响, 选择立地条件与营林方式相同的 4 种人工林(连香树(*Cercidiphyllum japonicum*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)、落叶松(*Larix kaempferi*)和华山松(*Pinus armandii*))为研究对象, 以落叶阔叶灌丛为对照, 比较造林恢复 28 a 后不同人工林土壤孔隙度及持水性的变化, 结合林地凋落物贮量及细根生物量等参数, 试图揭示造成不同人工林地土壤涵水能力及潜力差异化的因素。结果显示: 营造油松和华山松纯林不仅没能有效改善土壤孔隙状况, 反而加剧了土壤涵水功能的退化。相反, 连香树和落叶松在代替次生落叶灌丛造林后, 土壤容重显著下降, 孔隙度增加且小孔隙比例升高, 持蓄水能力提高。凋落物及细根特性是不同林地土壤持水性能差异的重要因素。综合分析表明, 在对退化生态系统进行造林恢复时, 应尽量避免营造高密度针叶纯林, 应结合种植有助于土壤结构改良的落叶或阔叶树种。

关键词:造林; 生态恢复; 人工林; 树种; 涵水能力

Effect of reforestation with different tree species on soil water-holding capacity in western Sichuan province

CHEN Wenjing^{1,2}, QI Kaibin^{1,2}, HUANG Junsheng^{1,2}, YANG Tinghui^{1,2}, BAO Weikai¹, PANG Xueyong^{1,*}

1 Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization of Chinese Academy of Sciences, and Ecological Restoration and Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Reforestation of degraded ecosystems (e.g., cut-clearing area or degraded secondary shrubland) is an important forest practice to restore the soil ecological function. However, there is scarce information about the effects of conversion from shrubland to plantations of different tree species on water-holding capacity of soils. To evaluate the effect of reforestation after conversion from coppice on soil water-holding capacity in the eastern Tibetan Plateau, four plantations stands were selected (each 28 years old, 1987–2015), each with a different dominant tree species (namely *Cercidiphyllum japonicum*, *Pinus tabulaeformis*, *Larix kaempferi*, and *Pinus armandii*). A native broad-leaf coppice was used as the control. The four plantations were cultivated on similar site conditions, by using the same patterns of planting and management practices. We determined the soil bulk density, soil porosity, and soil water-holding capacity. Correlations between the soil physical index and the stock of litter in the forest floor and fine root biomass were used to elucidate the factors that influenced the changes in soil water-holding after replacing the native shrub by different tree species. Our results showed that compared with native broad-leaf coppice, either the deciduous or the broad-leaved plantations (*C. japonicum*

基金项目: 国家基金项目(31270492); 四川省科技支撑与应用基础研究及软科学项目(2017SZ0038, 2009SZ0061, 2009JY0107, 2009ZR0152)联合资助

收稿日期: 2016-04-28; **网络出版日期:** 2017-03-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: pangxy@cib.ac.cn

and *L. kaempferi*) better improved the porosity and water-holding capacity of soils. In contrast, the evergreen pure coniferous plantations (*P. armandii* and *P. tabulaeformis*) decreased the porosity and water-holding capacity of the soils. Low rate of litter decomposition in the *P. armandii* and *P. tabulaeformis* plantations hindered the turnover of organic materials forming soil organic matter, and this may have indirectly contributed to the lower soil water-holding capacity, via influencing soil physical porosity. Additionally, the fine root biomass in different plantations may be an important factor, since it too can alter soil physical parameters, and thus, further affect the soil water-holding capacity. Our results highlighted that reforestation in a degraded ecosystem with the aim to restore soil water-holding capacity should avoid planting pure stands of coniferous tree species. Deciduous or broad-leaved tree species are appropriate tree species for improving the soil structure of monoculture plantations in the eastern Tibetan Plateau.

Key Words: reforestation; ecological restoration; plantation; tree species; soil water-holding capacity

森林生态系统通过林冠层、凋落物层和土壤层截留固持降水,补充地下水,从而调节大气水循环^[1-2]。其中,土壤层调配 90% 的大气降水^[3],成为森林生态系统水源涵养的重要组成部分^[4]。通过几十年人工造林及森林保护计划,我国已成为世界拥有人工林面积最大的国家。许多研究表明,人工植被的营造对土壤水源的涵养有积极的改善作用^[5-6],但也存在消极的影响^[7]。原因可能归因于多种,森林植被类型的差异可能是导致人工林水源涵养能力差异的主要原因之一,不同森林类型具有不同的生物学特性与林分结构,通过调节物质周转与养分归还导致土壤孔隙度对不同植被响应也不尽相同^[8-9],土壤空隙状况又决定着土壤的蓄/持水能力及潜力^[2]。因而,人工造林恢复退化生态系统的实践活动对土壤水源涵养的恢复效果可能依赖于造林树种的选择^[10-11]。通常认为阔叶林土壤水源涵养功能优于针叶林^[12-13]。但也有学者发现,针叶纯林^[14]以及针阔混交林^[15]中土壤的持蓄水能力甚至优于阔叶纯林。这可能与研究区域的气候与土壤差异^[16],以及代表性树种选择、造林密度和经营管理等差异有关,尚难得出一致的结论。因此,研究具体区域下,由树种本身生物学特性及其群落结构差异导致土壤涵水能力的不同,将对该区域人工林涵养水源功能的恢复具有一定的指导意义。

川西人工林是我国西南森林的重要组成部分,作为长江上游重要的水源涵养和水土保持生态公益林,对该区域乃至全国的生态功能提升与经济可持续发展具有重要意义。20 世纪 60 年代以来,由于该区原始林遭到大量的砍伐,森林生态系统受到严重破坏,水土流失,养分贫瘠,生态功能严重下降。伴随着森林保护和人工林植被恢复工程的实施,目前已形成多种针叶或阔叶为优势的同龄林^[17]。但随着人工林的演替,营造的人工林又面临物种组成及群落结构单一,生态功能难以恢复的现状。评价这些人工林土壤的理化性质和水源涵养功能对人工林生态系统功能的恢复及提升具有重要参考价值。而有关川西不同树种人工林土壤理化性质和水源涵养功能的研究报道较少。因此,本研究选择 4 种不同树种取代灌丛而建立的人工林为研究对象,以落叶阔叶灌丛为对照,(1)比较不同人工林土壤涵水能力差异;(2)结合不同林地凋落物贮量及细根生物量等参数,分析导致不同人工林地蓄持水能力差异化的影响因素,以期为该区域人工植被水源涵养功能的恢复与提升提供科学参考。

1 研究地区概况与方法

1.1 研究区自然概况

实验样地选择在中国科学院茂县山地生态系统定位研究站(103°54'E,31°42'N)附近,海拔 1826 m。研究区地处四川盆地向青藏高原过渡地带,横断山区北段的岷江上游,阿坝州茂县大沟流域,属山地温带气候,年平均气温为 9.3℃,极端高温 30.9℃,极端低温-13.5℃,年日照时数为 1373.8 h,无霜期 200 d,年均降雨量达 825.2 mm,年蒸发量 968.7 mm^[18]。研究地段是青藏高原东缘高山峡谷区典型代表,原始森林以云杉、冷杉林为主,采伐后通过人工造林和自然恢复形成了大量次生植被。

1.2 样地基本情况

于 2015 年 8 月进行背景调查,选择连香树 (*Cercidiphyllum japonicum*),油松 (*Pinus tabulaeformis*),华山松 (*Pinus armandii*),落叶松 (*Larix kaempferi*) 4 种人工林,以次生落叶阔叶灌丛 (Native broad-leaf shrub) 为对照。其中,连香树为落叶阔叶树种,落叶松为落叶针叶树种,而油松和华山松为常绿针叶树种,次生灌丛以川榛 (*Corylus heterophylla* var. *sutchuenensis* Franch.) 和落叶槲栎 (*Quercus aliena*) 为主^[19]。人工林恢复重建前,主要植被类型为针阔混交林破坏后形成的次生山地落叶阔叶灌丛和箭竹灌丛,并于 1986 年采用带状砍伐后,1987 年春季种植,初植密度为 2500 株/hm²,后期根据成活状况进行适当补植^[20]。人工林后期管理措施均相同,生长期间没有添加任何肥料。

各样地彼此相邻,坡度、坡向、坡位及海拔条件基本相似,林地郁闭度变化范围保持在 80%—98% 之间,胸径和树高呈显著正相关,林分密度介于 1500—4500 株/hm² 之间 (表 1)。各林地 0—20 cm 土层细根生物量差异显著 ($P<0.05$) (表 1),连香树最高,油松最低,其余人工林样地与灌丛差异不显著 ($P>0.05$)。各样地间年凋落物量差异不大 (表 1),而各样地凋落物贮量存在显著差异 ($P<0.05$),华山松及油松显著大于落叶松、连香树及灌丛。

表 1 研究区不同次生植被样地基本特征

Table 1 The basic stand information of different secondary vegetation in this study area

人工林类型 Forest type	海拔 Elevation/ m	坡向 Aspect	坡度 Slope/ (°)	坡位 Slope position	郁闭度 Canopy density	树高 Tree height /m	胸径 DBH /cm	林分密度 Stand density/ (株/hm ²)	年凋落物量 Annual litter fall/ (t/hm ²)	凋落物贮量 Storage of litter/ (t/hm ²)	细根生物量 Fine root biomass/ (t/hm ²)
连香树 <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	2050	西北	14	中坡位	0.88	10.2	11.4	1500	3.6	10.76(2.61) b	1.61(0.66) a
油松 <i>Pinus tabulaeformis</i>	2060	西北	10	中坡位	0.95	8.4	10.0	3500	4.2	24.07(2.37) a	0.57(0.21) c
华山松 <i>Pinus armandii</i>	2080	西北	7	中坡位	0.98	9.8	11.1	4500	5.1	24.93(3.49) a	0.67(0.33) bc
落叶松 <i>Larix kaempferi</i>	2085	西北	17	中坡位	0.80	11.3	12.9	2500	4.8	12.48(4.86) b	0.68(0.38) bc
灌丛 Native broad-leaf coppice	2000	西北	25	中坡位	0.85	3.0	5.2	—	4.4	8.19(7.84) b	0.85(0.29) b

表中括号内的数值表示为标准差 $n=4$;后面小写字母相同表明其同一土层树种间差异未达到显著水平

样地土壤类型为山地褐壤,土壤 pH 值在各样地间无显著差异 ($P>0.05$) (表 2)。林地间土壤 C、N、P 含量差异显著 ($P<0.05$),土壤有机碳、全氮大致表现为落叶林 (连香树、落叶松) 及落叶灌丛高于常绿针叶林 (华山松、油松) 造林地,连香树样地土壤全磷显著大于其他样地 ($P<0.05$),油松显著小于其他样地 ($P<0.05$),灌丛与剩余人工林地差异不显著 ($P>0.05$) (表 2)。在各林地类型内,灌丛林地的容重大于所有人工林,在人工林中,落叶松样地的土壤容重最小,明显低于其他人工林样地,油松、华山松与连香树样地间土壤容重没有显著差异 ($P>0.05$) (表 2)。

表 2 不同人工林类型间 0—10 cm 层土壤基本性质

Table 2 Soil basic properties in 0—10 cm depth in different plantations and shrub land

样地类型 Forest type	pH	容重 Soil bulk density/ (g/cm ³)	有机碳 Organic C/ (g/kg)	全氮 Total N/ (g/kg)	全磷 Total P/ (g/kg)
连香树 <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	5.27(0.05) a	1.21(0.09) b	39.40(11.36) a	3.43(0.83) a	0.50(0.09) a
落叶松 <i>Larix kaempferi</i>	5.09(0.19) a	1.08(0.08) c	42.15(3.05) a	3.50(0.16) a	0.35(0.02) b
华山松 <i>Pinus armandii</i>	5.14(0.19) a	1.21(0.07) b	25.75(2.44) b	2.14(0.08) b	0.29(0.06) bc
油松 <i>Pinus tabulaeformis</i>	5.08(0.20) a	1.31(0.03) ab	23.35(5.29) b	1.95(0.52) b	0.23(0.02) c
灌丛 Native broad-leaf coppice	5.27(0.29) a	1.39(0.06) a	47.03(1.14) a	3.62(0.11) a	0.31(0.02) b

表中括号内的数值表示为标准差 $n=4$;后面小写字母相同表明其同一土层树种间差异未达到显著水平

1.3 土壤样品采集

2015 年 8 月进行土壤样品的采集, 于每个林地随机布设 4 个不连续标准样地, 样地之间间隔至少 50 m, 每个样地设置 1 个乔木调查样方 (10 m×10 m), 于每个样方顺坡上、中、下设置 3 个土壤采样点。在土壤采样点附近设置面积 1 m×1 m 的地面凋落物收集样方, 收集凋落物并带回实验室 65℃ 烘干至恒重并称重, 估算凋落物蓄积量。于各土壤采样点挖掘 1 个土壤剖面, 按 0—10、10—20 cm 及 20—40 cm 3 个层次分别采集环刀土。另在各采样点, 用直径为 5 cm 的土钻分层 (0—10、10—20 cm 和 20—40 cm) 采集土壤样品, 同一样方的同一土层充分混匀后取 1000 g 作混合样。将混合样品过 2 mm 孔筛去除石砾, 细根收集于信封内, 带回实验室 65℃ 烘干至恒重并称重, 估算细根生物量。处理后的土样放入聚乙烯袋中密封带回, 置于阴凉通风处风干, 用于测定土壤 pH, 土壤有机碳 (TOC)、全氮 (TN) 和全磷 (TP) 等指标。

1.4 指标测定

土壤理化性质测定参照《土壤农化分析手册》^[21] 和《土壤理化分析》^[22], 烘干法测量土壤自然含水量; 环刀法测量土壤容重、毛管孔隙度、非毛管孔隙度、总孔隙度和毛管持水量等物理指标; 土壤 pH 采用 (水土比 2.5:1) 酸度计测定; 土壤 TOC 和 TN 采用元素分析仪 (Vario Macro Analyzer, 德国) 测定; TP 采用酸溶钼锑抗比色法。

1.5 数据处理

对同一土壤层不同植被类型间土壤理化性质各参数采用单因素方差分析 (One-way ANOVA), 对同一植被类型下不同土壤层间土壤各理化指标也采用 One-way ANOVA 分析, 差异性检验采用 Duncan 法, 显著性水平为 $P < 0.05$ 。土壤物理特性指标与凋落物贮量、细根生物量等指标的相关分析采用 person 相关分析法 (SPSS 20.0)。

2 结果分析

2.1 不同人工林对土壤孔隙度的影响

各林地土壤 0—10、10—20 cm 和 20—40 cm 层总孔隙度分别介于 47.72%—63.71%、40.08%—51.83% 和 37.87%—44.84% 之间, 均值依次为 54.08%、42.93% 和 39.48%。各土层间土壤总孔隙度差异显著 ($P < 0.05$), 随着土壤深度的增加而降低 (表 3)。不同树种造林显著影响了土壤总孔隙度 ($P < 0.05$), 在 0—10 cm 层次, 造林增加了土壤总孔隙度, 连香树、落叶松和华山松人工林地显著高于灌丛样地 ($P < 0.05$), 在人工林样地间, 落叶

表 3 不同人工林和灌木林样地土壤空隙分布特征

Table 3 Distribution of soil porosity in different plantations and shrub land

样地 Forest type	土层 Soil depth/cm	总孔隙 Total porosity/%	毛管孔隙度 Capillary porosity/%	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity/%
连香树 <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	0—10	54.18 (3.46) Ab	48.45 (1.81) Aa	5.63 (0.72) Bc
	10—20	51.83 (1.55) Aa	40.07 (4.94) Ba	8.29 (0.69) Aa
	20—40	44.84 (4.33) Ba	35.71 (6.50) Ba	5.15 (1.52) Ba
落叶松 <i>Larix kaempferi</i>	0—10	63.71 (3.25) Aa	46.07 (1.81) Aab	13.69 (2.09) Aa
	10—20	40.08 (1.89) Bb	37.58 (1.88) Bab	3.33 (3.38) Bb
	20—40	37.87 (1.11) Bb	37.30 (1.64) Ba	2.16 (0.46) Bb
华山松 <i>Pinus armandii</i>	0—10	54.19 (2.71) Ab	43.11 (3.17) Abc	10.75 (1.34) Aab
	10—20	40.00 (1.89) Bb	36.02 (1.77) Bb	3.58 (0.29) Bb
	20—40	38.23 (1.48) Bb	34.71 (1.64) Ba	3.45 (0.92) Bab
油松 <i>Pinus tabulaeformis</i>	0—10	50.61 (0.91) Abc	41.75 (2.47) Ac	9.16 (0.97) Ab
	10—20	40.67 (2.37) Bb	38.37 (1.62) Bab	6.57 (1.48) ABa
	20—40	38.37 (3.27) Bb	37.07 (1.01) Ba	5.74 (1.52) Ba
灌丛 Native broad-leaf coppice	0—10	47.72 (2.21) Ac	44.20 (3.81) Abc	10.29 (2.87) Ab
	10—20	42.08 (3.67) Bb	38.15 (1.58) Bab	7.32 (1.51) ABa
	20—40	38.11 (1.44) Bb	35.11 (1.36) Ba	4.20 (1.48) Bab

表中括号内的数值表示为标准差 $n=4$; 后面小写字母相同表明其同一土层树种间差异未达到显著水平, 大写字母相同表明其同一树种不同土层间差异未达到显著水平

松人工林样地土壤总孔隙显著高于其他人工林($P<0.05$)。在 10—20 cm 和 20—40 cm 土层,连香树林地土壤总孔隙显著大于其他林地($P<0.05$)。

总体上土壤毛管孔隙度在各林地间变化趋势与总孔隙度相似。由表 3 可见,0—10、10—20 cm 和 20—40 cm 土层毛管孔隙分别介于 41.75%—48.45%、36.02%—40.07% 和 34.71%—37.30%,均值分别为 44.72%、38.04% 和 35.98%(表 3)。土壤毛管孔隙在各剖面层间差异显著($P<0.05$),随土层深度的增加而减小。在 0—10 cm 层,土壤毛管孔隙连香树林地最大,显著高于灌丛样地($P<0.05$);在人工林类型之间,连香树样地显著高于油松和华山松样地($P<0.05$)。同样,在 10—20 cm 层,连香树样地的土壤毛管孔隙最大,显著高于华山松样地($P<0.05$),且与其它林地及灌丛没有显著差异($P>0.05$)。20—40 cm 层,各样地间土壤毛管孔隙无显著差异($P>0.05$)。

对于土壤非毛管孔隙,各样地上层显著大于下层($P<0.05$)(表 3)。土壤 0—10、10—20 cm 和 20—40 cm 层非毛管孔隙变化范围分布为 5.63%—13.69%、3.33%—8.29% 和 2.16%—5.74%,均值分别为 9.90%、5.82% 和 4.14%。在 0—10 cm 土层,土壤非毛管孔隙落叶松最大,连香树最小,表现为落叶松>华山松>灌丛>油松>连香树。在 10—20 cm 土层,连香树、油松与灌丛之间差异不显著($P>0.05$),且均显著大于华山松及落叶松样地($P<0.05$)。在 20—40 cm 层次,油松、连香树最高,落叶松最低,灌丛与各人工林差异不显著($P>0.05$)。

2.2 不同人工林对土壤总持水能力与潜力的影响

由图 1 可知,0—40 cm 层土壤的最大持水量在各样地间呈现显著差异($P<0.05$),连香树、落叶松样地显著大于华山松、油松及灌丛($P<0.05$)。0—40 cm 层的土壤的毛管持水量与最大持水量相似,连香树、落叶松显著大于灌丛($P<0.05$),而华山松、油松与灌丛之间差异不显著($P>0.05$)。土壤 0—40 cm 层的自然含水率表现为连香树显著大于灌丛($P<0.05$),灌丛与落叶松无显著差异($P>0.05$),在各人工林样地间,连香树显著大于其他样地($P<0.05$),落叶松次之,华山松与油松无显著差异($P>0.05$)。

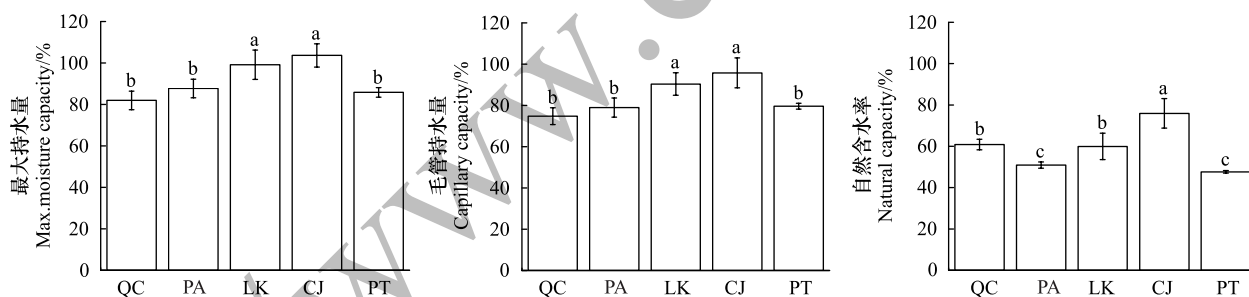


图 1 不同人工林和灌木林地土壤持水量

Fig.1 Soil water-holding capacity in different plantations and shrub land

CJ: 连香树 *Cercidiphyllum japonicum*; PT: 油松 *Pinus tabulaeformis*; PA: 华山松 *Pinus armandii*; LK: 落叶松 *Larix kaempferi*; QC: 落叶阔叶灌丛 Native broad-leaf forest

2.3 不同人工林对土壤分层持水能力与潜力的影响

土壤水分状况是土壤孔隙状况及颗粒组成的综合体现。由表 4 可知,随着土层加深,各林地土壤持水量显著降低($P<0.05$),0—10、10—20 cm 和 20—40 cm 土层最大持水量变化范围介于 33.03%—48.35%、24.62%—27.32% 和 23.30%—24.35% 之间,均值分别为 39.51%、25.67% 和 23.53%。人工造林改变了各样地土壤持水性能,在 0—10 cm 土层,连香树、落叶松和华山松人工林显著高于灌丛样地($P<0.05$),且灌丛与油松林样地差异不显著($P>0.05$),在人工林样地间,落叶松样地显著大于其它样地($P<0.05$),油松样地显著低于其它样地($P<0.05$),其余人工林样地间土壤最大持水量没有显著差异($P>0.05$)。在 10—20 cm 与 20—40 cm 层次,连香树人工林土壤最大持水量显著高于灌丛样地和其它人工林样地($P<0.05$),其余人工林样地间没有显著差异($P>0.05$)。

0—10 cm 和 10—20 cm 土壤毛管持水量均值分别为 36.16% 和 25.51%,变化范围分别介于 30.09%—

43.70%和 22.68%—32.86%之间。造林对土壤毛管持水量的改善效果依赖于人工林类型(表 4),在 0—10 cm 土层,落叶松人工林土壤毛管持水量显著高于灌丛样地($P<0.05$),其余人工林间差异不显著($P>0.05$)。10—20 cm 样地连香树人工林样地显著高于灌丛和其它人工林样地($P<0.05$)。20—40 cm 土层,各林地间的毛管持水率没有显著差异($P>0.05$)。

表 4 不同人工林和灌木林地各土层土壤持水性能

Table 4 Soil water-holding capacity of different layers in different plantations and shrub land

样地 Forest type	土层 Soil depths/cm	最大持水量 Max. moisture capacity/%	毛管持水量 Capillary capacity/%	自然含水率 Natural capacity/%
连香树 <i>Cercidiphyllum japonicum</i>	0—10	41.28(1.95) Ab	40.14(2.95) Aab	28.73(2.51) Aa
	10—20	34.96(2.98) ABa	32.86(1.27) Aa	27.57(0.99) Aa
	20—40	27.41(1.04) Ba	22.93(1.06) Ba	19.60(1.02) Ba
落叶松 <i>Larix kaempferi</i>	0—10	48.35(3.01) Aa	43.70(2.86) Aa	22.42(1.41) Ab
	10—20	24.75(3.55) Bb	23.27(3.45) Bb	18.37(2.15) Bb
	20—40	23.98(4.77) Bb	22.66(7.07) Ba	18.69(6.98) Ba
华山松 <i>Pinus armandii</i>	0—10	40.25(5.42) Ab	34.50(3.86) Aab	18.36(4.55) Ac
	10—20	24.62(0.89) Bb	22.68(0.83) Bb	15.91(1.33) Bc
	20—40	22.50(1.24) Bb	21.22(1.14) Ba	16.67(0.89) Ba
油松 <i>Pinus tabulaeformis</i>	0—10	34.65(2.88) Ac	32.39(1.24) Aab	16.38(1.05) Ac
	10—20	27.32(1.77) Bb	24.78(1.51) Bb	16.67(0.86) ABbc
	20—40	24.35(1.33) Cb	22.75(1.30) Ca	16.46(0.07) Aa
灌丛 Native broad-leaf coppice	0—10	33.03(1.14) Ac	30.09(1.36) Ab	27.37(0.35) Aa
	10—20	25.97(1.25) Bb	23.95(0.96) Bb	17.38(0.63) Bbc
	20—40	23.30(1.58) Bb	21.28(1.15) Ba	17.11(0.6) Ba

表中括号内的数值表示为标准差 $n=4$;后面小写字母相同表明其同一土层树种间差异未达到显著水平,大写字母相同表明其同一树种不同土层间差异未达到显著水平

0—10 cm 土层自然含水率均值为 22.42%,变化范围介于 16.38%—28.73%之间,除灌丛与连香树样地没有显著差异外($P>0.05$),其它人工林样地自然含水率显著低于灌丛样地($P<0.05$),趋势为连香树>灌丛>落叶松>华山松>油松。在 10—20 cm 土层,均值为 19.00%,介于 15.91%—27.57%之间,连香树人工林样地显著高于其他人工林及灌丛样地($P<0.05$),华山松显著低于其他样地($P<0.05$),剩余样地间无显著差异($P>0.05$)。在 20—40 cm 土层,各样地自然含水率无显著差异($P>0.05$)。

2.4 土壤持水力与林地及土壤理化性质的关系

通过相关分析表明,林地凋落物贮量与总孔隙度、毛管孔隙度、最大持水量、毛管持水量、自然含水率以及 C、N、P 含量呈显著负相关($P<0.05$)(图 2)。土壤中细根系生物量对土壤容重、总孔隙度、毛管孔隙度、最大持水量、毛管持水量、自然含水率以及 C、N、P 含量都有显著的影响($P<0.05$)(图 3),其中细根系生物量与容重呈现显著负相关关系($P<0.05$),与其余指标呈现显著正相关关系($P<0.05$)。根系生物量与凋落物贮量对非毛管孔隙度都没有影响($P>0.05$)。

3 讨论

3.1 造林树种差异对土壤孔隙度的影响

研究结果显示,随着恢复进程的推进(造林 28 a 后),人工林群落结构和物种组成的变化导致土壤性质发生了改变^[23-24]。但不同生物学特性的树种造林对土壤物理性质影响的效果也不尽相同。相较于常绿针叶林(华山松和油松),应用落叶人工林造林(连香树和落叶松)更有利于土壤孔隙结构的改善(表 3)。

导致这种差异化的原因可以从几方面进行解释:首先,由于优势植物组成的差异,不同类型的人工林导致

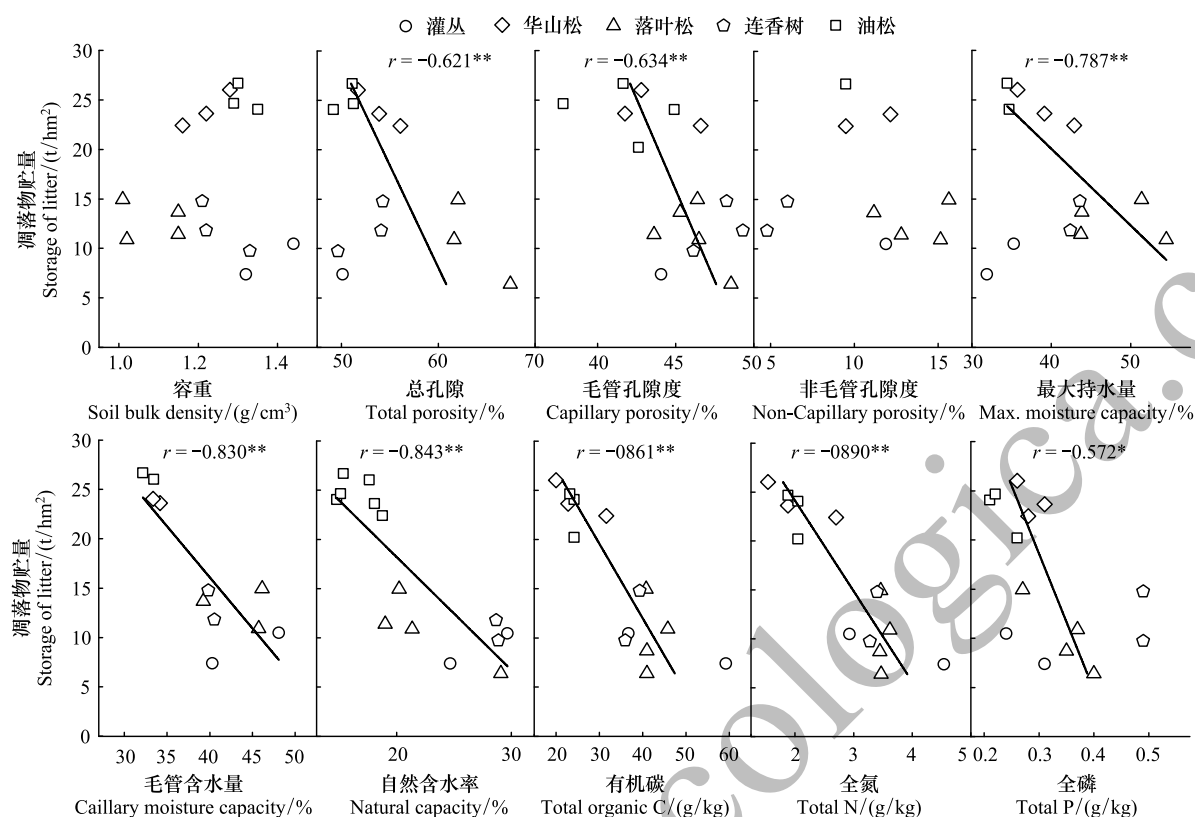


图2 不同人工林和灌木林地土壤凋落物贮量与部分土壤指标的相关关系

Fig.2 Correlation of litter stock and partial soil indexes in different plantations and shrub land

图中的 r 字母表示为指标间的相关性系数

凋落物数量及分解特性差异化^[20],进而通过调节有机物的回归影响土壤孔隙结构^[25]。我们的结果显示,尽管各样地年凋落物量差异不显著($P>0.05$) (表1),但常绿针叶林(华山松和油松)凋落物难分解的特性导致其地被层凋落物贮量显著大于其他样地($P<0.05$),凋落物回归受阻势必影响有机质对土壤孔隙结构及物理性质的改善^[26]。相关性分析结果也显示,土壤 TOC($r=-0.808, P<0.001$)、TN($r=-0.820, P<0.001$)、TP($r=-0.669, P<0.001$)分别与土壤容重呈显著的负相关,而总孔隙与 TOC($r=0.814, P<0.001$)、TN($r=0.827, P<0.001$)、TP($r=0.675, P<0.001$)以及毛管孔隙与 TOC($r=0.745, P<0.001$)、TN($r=0.752, P<0.001$)、TP($r=0.627, P<0.001$)都呈显著正相关,凋落物现贮量与容重及各孔隙度分别呈现的正相关和负相关也印证了此观点(图2)。其次,林型结构的不同也是引起林内土壤物理性质差异的重要原因。虽然灌丛样地郁闭度与其他林地无明显差异,但林木低矮,缺乏缓冲空间,加之其凋落物分解速度快,导致表层土壤缺乏物理保护,因为林冠层及凋落物层未能有效地减缓雨滴击打地表,溅蚀土壤^[1],导致灌丛地表层土壤物理结构受外力破坏,孔隙度降低(表3)。最后,根系生物量及分布规律也可影响土壤孔隙度。一方面,地下细根及分泌物为土壤提供了丰富的有机质来源,有利于土壤颗粒的胶连和毛管空隙的形成^[3],根系生物量与有机质和土壤孔隙度的正相关性验证了上述观点(图3)。另一方面,根系通过在土壤中穿插、挤压,促进根孔的产生^[27]。因而,基于根系分布的表聚性,土壤表层的孔隙度显著大于下层^[28]。人工林替代灌丛后,落叶林(连香树、落叶松)对上层土壤孔隙结构的改善作用也优于下层(表3)。

3.2 造林树种差异对土壤持水性的影响

土壤孔隙度即土壤孔隙占土壤总体积的百分比,孔隙的大小及数量决定着水分运移及储存^[29]。土壤总孔隙度由土壤毛管孔隙度和非毛管孔隙度构成,与之相对应的,土壤潜在最大持水量由毛管孔隙持水量与非毛管孔隙持水量两部分构成^[16]。土壤孔隙度越大也就意味着土壤潜在涵养水源的能力越强,非毛管孔隙对

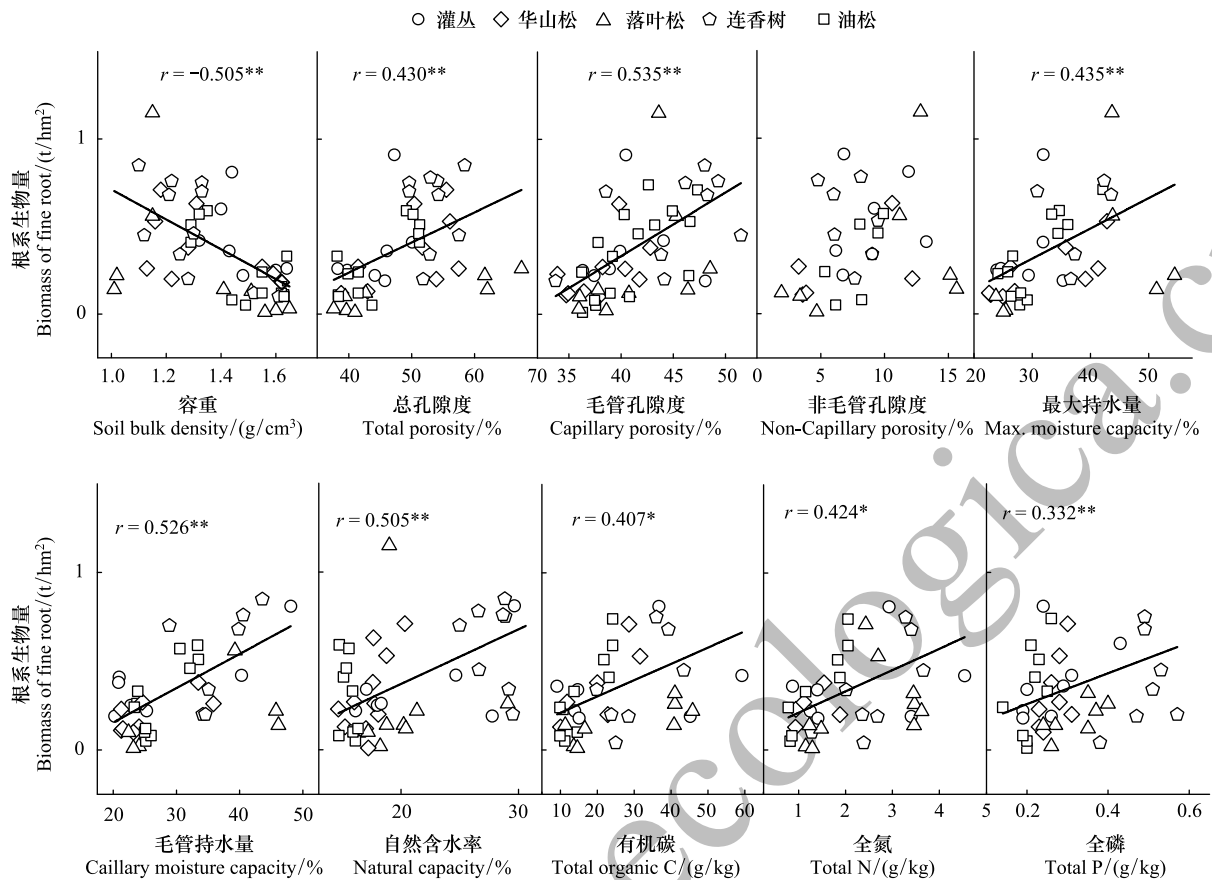


图3 不同人工林和灌木林地土壤细根生物量与部分土壤指标的相关关系

Fig.3 Correlation of fine roots biomass and partial soil indexes in different plantations and shrub land

图中的 r 字母表示为指标间的相关系数

土壤的水分涵养能力贡献较大^[16],但其特性与土壤质地密切相关,受地上植被因素影响较小^[30]。

本研究发现,人工林取代灌丛后,群落结构和物种组成发生变化,但唯有落叶人工林(连香树、落叶松)对土壤持水及蓄水的能力改造效果显著,最大持水量及毛管孔隙水均大于常绿针叶林及灌丛样地。这与莫菲^[13]等人在北京东灵山的研究结果类似,落叶林或阔叶林凋落物的易分解性一方面改善了土壤孔隙结构,另一方面其凋落物分解形成的腐殖质增加了土壤表层的渗透性^[31],加速水分的入渗。与此对照,常绿针叶林(华山松、落叶松)替代次生灌丛,降低了土壤孔隙度(表3),加剧了土壤涵水功能的退化(表4)。这些结果充分说明凋落物的周转是影响人工林土壤结构及持水性能的主要原因。此外,灌丛样地由于缺乏缓冲空间和地被物保护,表层土壤的孔隙结构遭到破坏,土壤坚实,未能及时入渗地表的降水形成大量地表径流,进一步恶化了灌丛样地的水源涵养功能。但是,贾彦龙^[7]等在燕山北部的研究发现榛子灌丛的涵养水源的能力优于其他有林地(天然杨桦林、人工落叶松林),原因在于其立地条件优于其他样地,加之后期管理方法得当,人为干扰较少,植被生长迅速,从而更有助于其对土壤孔隙结构的改善。白晋华^[32]等在关帝山林区也并未发现阔叶树种对土壤孔隙度改善能力优于针叶林的研究结果,因为孔隙度与土层厚度共同影响土壤涵养水源的能力^[25],他们认为造成土壤最大持水力差异的主要是由林地土壤厚度的差异化所致^[32],与树种差异关系不大。另一方面,不同树种适应的气候条件并不相同,区域气候条件差异通过影响植被生长而导致其对土壤的改良效果不一^[16],使得各区域该项研究结果不同。

4 结论

本研究在相似立地条件下,选择不同生物学特性的物种造林替代灌丛植被,通过近30年的恢复实验表

明,在改善土壤持水能力等物理性状方面依据树种的不同而有差异。总体上,运用连香树和落叶松人工林能够有效改善土壤孔隙状况与持水性能,与此对应,油松和华山松人工针叶纯林替代落叶阔叶灌丛后,由于优势凋落物分解速度缓慢,导致以凋落物为载体的有机物及相关养分回归受阻,进而降低土壤有机质含量间接影响土壤结构和持水性能。因此,对退化生态系统造林恢复时应尽量避免营造针叶纯林,或在对高密度低效人工针叶纯林结构改造时,应引入有助于土壤结构改良的落叶或阔叶树种。

参考文献 (References):

- [1] 蔡婷,李阿瑾,宋坤,达良俊,徐开钦,燕爱玲.黄浦江上游近自然混交林和人工纯林水源涵养功能评价.水土保持研究,2015,22(2): 36-40.
- [2] 于法展,张忠启,陈龙乾,沈正平,尤海梅.江西庐山自然保护区不同林地水源涵养功能研究.水土保持研究,2014,21(5): 255-259.
- [3] 潘春翔,李裕元,彭亿,高茹,吴金水.湖南乌交界自然保护区典型生态系统的土壤持水性能.生态学报,2012,32(2): 538-547.
- [4] 吕刚,曹小平,卢慧,雷泽勇.辽西海棠山森林枯落物持水与土壤贮水能力研究.水土保持学报,2010,24(3): 203-208.
- [5] Silveira M L, Comerford N B, Reddy K R, Prenger J, Debusk W F. Soil properties as indicators of disturbance in forest ecosystems of Georgia, USA. Ecological Indicators, 2009, 9(4): 740-747.
- [6] Rodríguez-Loinaz G, Onaindia M, Amezcua I, Mijangos I, Garbisu C. Relationship between vegetation diversity and soil functional diversity in native mixed-oak forests. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(1): 49-60.
- [7] 贾彦龙,许晴,许中旗,李倩茹,卢金平,黄选瑞.燕山北部山地典型植物群落水源涵养能力研究.水土保持通报,2012,32(6): 16-21.
- [8] 何斌,黄承标,秦武明,刘运华,苏有文,施福军.不同植被恢复类型对土壤性质和水源涵养功能的影响.水土保持学报,2009,23(2): 71-74, 94.
- [9] 康冰,刘世荣,蔡道雄,卢立华,何日明,高妍夏,迪玮峙.南亚热带不同植被恢复模式下土壤理化性质.应用生态学报,2010,21(10): 2479-2486.
- [10] 魏强,张秋良,代海燕,郭鑫.大青山不同林地类型土壤特性及其水源涵养功能.水土保持学报,2008,22(2): 111-115.
- [11] 胡淑萍,余新晓,岳永杰.北京百花山森林枯落物层和土壤层水文效应研究.水土保持学报,2008,22(1): 146-150.
- [12] 贾秀红,毕俊亮,周志翔,刘晓宇,高大雄,郭国志,周欢.鄂中低丘区主要纯林凋落物持水与土壤贮水能力研究.华中农业大学学报,2013,32(3): 39-44.
- [13] 莫非,李叙勇,贺淑霞,王晓学.东灵山林区不同森林植被水源涵养功能评价.生态学报,2011,31(17): 5009-5016.
- [14] 秦嘉海,金自学,王进,刘金荣,谢晓蓉.祁连山不同林地类型对土壤理化性质和水源涵养功能的影响.水土保持学报,2007,21(1): 92-94.
- [15] 刘小林,郑子龙,蔺岩雄,袁一超,孟玉珂.甘肃小陇山林区主要林分类型土壤水分物理性质研究.西北林学院学报,2013,28(1): 7-11.
- [16] 吴庆贵,邹利娟,吴福忠,杨万勤,张素兰.清江流域丘陵区不同植被类型水源涵养功能.水土保持学报,2012,26(6): 254-258.
- [17] 吴彦,刘庆,乔永康,潘开文,赵常明,陈庆恒.亚高山针叶林不同恢复阶段群落物种多样性变化及其对土壤理化性质的影响.植物生态学报,2001,25(6): 648-655.
- [18] 刘芙蓉,张咏梅,邓书林.增温和CO₂浓度加倍对川西亚高山针叶林土壤可溶性氮的影响.生态学报,2016,36(3): 652-660.
- [19] 舒媛媛,黄俊胜,赵高卷,包维楷,李根前,庞学勇.青藏高原东缘不同树种人工林对土壤酶活性及养分的影响.生态学报,2016,36(2): 394-402.
- [20] Pang X Y, Bao W K. Effect of substituting plantation species for native shrubs on the water-holding characteristics of the forest floor on the eastern Tibetan Plateau. Journal of Resources and Ecology, 2011, 2(3): 217-224.
- [21] 劳家桢.土壤农化分析手册.北京:农业出版社,1988.
- [22] 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.
- [23] Rutigliano F A, D'Ascoli R, Virzo De Santo A. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(11): 1719-1729.
- [24] Singh A N, Raghubanshi A S, Singh J S. Comparative performance and restoration potential of two *Albizia* species planted on mine spoil in a dry tropical region, India. Ecological Engineering, 2004, 22(2): 123-140.
- [25] 刘宇,郭建斌,邓秀秀,刘泽彬.秦岭火地塘林区3种土地利用类型的土壤潜在水源涵养功能评价.北京林业大学学报,2016,38(3): 73-80.
- [26] 彭明俊,郎南军,温绍龙,郭永清,江期川,杨旭,郑科,郭玉红,张立新.金沙江流域不同林分类型的土壤特性及其水源涵养功能研究.水土保持学报,2005,19(6): 106-109.
- [27] 王大力,尹澄清.植物根孔在土壤生态系统中的功能.生态学报,2000,20(5): 869-874.
- [28] 张晓琴.马尾松低效林改造对土壤理化性质与林分生物量的影响[D].四川:四川农业大学,2008.
- [29] 陈光升,胡庭兴,黄立华,唐天云,涂利华,雒守华.华西雨屏区人工竹林凋落物及表层土壤的水源涵养功能研究.水土保持学报,2008,22(1): 159-162.
- [30] 陈超.青海大通高寒区典型林分水源涵养功能研究[D].北京:北京林业大学,2014.
- [31] 丁访军,王兵,钟洪明,潘明亮,母永秋.赤水河下游不同林地类型土壤物理特性及其水源涵养功能.水土保持学报,2009,23(3): 179-183.
- [32] 白晋华,胡振华,郭晋平.华北山地次生林典型森林类型枯落物及土壤水文效应研究.水土保持学报,2009,23(2): 84-89.