

庐山杉木林与黄山松林的土壤层水源涵养能力和土壤侵蚀敏感性探究

温林生¹, 彭云¹, 邓文平^{1,2}, 肖廷琦¹, 黄家辉³,
邹芹³, 刘晓君¹, 刘苑秋^{1,2}

(1.江西农业大学林学院,鄱阳湖流域森林生态系统保护与修复实验室,南昌 330045;

2.江西庐山森林生态系统定位研究站,江西九江 332900;3.江西庐山国家级自然保护区管理局,江西九江 332900)

摘要:森林的水土保持效益包含水源涵养能力和土壤的侵蚀敏感性,为探讨基于坡面尺度林分因子对水土流失的影响,进一步揭示森林植被的水土保持效益机制,采用环刀法、EPIC 模型等分别计算黄山松林、杉木林的水源涵养能力和土壤侵蚀因子。结果表明:(1)黄山松林的土壤容重在垂直剖面无明显差异,变化范围为 0.66~1.10 g/cm³;杉木林的容重(0.92~1.21 g/cm³)则呈现中下层(40—80 cm)大于中上层(0—40 cm)。黄山松林上层(0—20 cm)土壤的最大持水量极显著大于杉木林。土壤的毛管持水量、总孔隙度、毛管孔隙仅在 10—20 cm 土壤层表现为黄山松林大于杉木林。(2)土壤饱和贮水量变化范围分别为 51.92~59.07 mm(黄山松),48.44~54.78 mm(杉木),10—20 cm 层的黄山松土壤层显著大于杉木(59.07 mm>48.87 mm, $P<0.05$);土壤的最大吸持贮水量呈现一致的规律。(3)仅在 10—20 cm 土层,黄山松的黏粒含量、粉粒含量(0.44%,15.43%)显著高于杉木林(0.19%,9.6%),其余土层的土壤粒径分布无显著差异。(4)土壤的敏感性则呈现 0—80 cm 的土层深度内 2 种林分并无显著的差别($P>0.05$)。基于上述的水源涵养能力指标发现黄山松林的土壤更具有优势,而在土壤侵蚀敏感性上二者无明显的差异;在适合的立地,栽植黄山松能更好发挥水土保持效益。

关键词:杉木;黄山松;土壤层;水源涵养能力;土壤侵蚀因子

中图分类号:S715

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2022)02-0255-06

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2022.02.032

Research on Water Conservation Ability and Soil Erosion Sensitivity in *Cunninghamia lanceolata* and *Pinus taiwanensis* Forest

WEN Linsheng¹, PENG Yun¹, DENG Wenping^{1,2}, XIAO Tingqi¹,

HUANG Jiahui³, ZOU Qing³, LIU Xiaojun¹, LIU Yuanqiu^{1,2}

(1.College of Forestry, Jiangxi Agricultural University, Laboratory for Forest Ecosystem Protection and Restoration in Poyang Lake Basin, Nanchang 330045; 2.Jiangxi Lushan Station for Forest Ecosystem Positioning Research, Jiujiang, Jiangxi 332900; 3.Jiangxi Lushan National Nature Reserve Administration, Jiujiang, Jiangxi 332900)

Abstract: Forest soil and water conservation benefits include water conservation capacity and soil erosion risk. The purpose of this study was to explore the influence of stand factors on soil erosion based on slope scale, and further reveal the soil and water conservation benefit mechanism of forest vegetation. Water conservation capacity and soil erosion factors of *Pinus taiwanensis* forest and *Cunninghamia lanceolata* forest were calculated by ring knife method and EPIC model. The results showed that: (1) There was no significant difference in soil bulk density of *P. taiwanensis* forest in vertical section, ranging from 0.66 to 1.10 g/cm³. The bulk density of Chinese fir forest (0.92~1.21 g/cm³) showed that the lower layer (40—80 cm) was greater than the upper layer (0—40 cm). The maximum water holding capacity of the upper layer (0—20 cm) of *P. taiwanensis* forest was significantly higher than that of *C. lanceolata* forest. Soil capillary water holding capacity, total porosity, capillary porosity only in 10—20 cm soil layer showed that *P. taiwanensis* forest was greater than *C. lanceolata* forest. (2) The range of soil saturated water storage was 51.92~59.07

收稿日期:2021-09-15

资助项目:江西省林业厅科技创新专项(201808);国家自然科学基金项目(31860236)

第一作者:温林生(1996—),男,硕士研究生,主要从事生态水文及同位素水文研究。E-mail:825906052@qq.com

通信作者:刘苑秋(1963—),女,教授,主要从事森林生态恢复研究。E-mail:liuyq404@163.com

mm (*P. taiwanensis*), 48.44~54.78 mm (*C. lanceolata*), 10—20 cm soil layer of *P. taiwanensis* was significantly greater than *C. lanceolata* (59.07 mm > 48.87 mm, $P < 0.05$, respectively). The maximum water storage capacities of soil were consistent. (3) Only in the 10—20 cm soil layer, the clay content and silt content of *P. taiwanensis* (0.44%, 15.43%) were significantly higher than those of *C. lanceolata* (0.19%, 9.6%), and the soil particle size distribution in the other soil layers had no significant difference. (4) The soil sensitivity showed no significant difference between the two stands in the soil depth of 0—80 cm ($P > 0.05$). Based on the above water conservation capacity indicators, it was found that the soil of *P. taiwanensis* forest had more advantages, but there was no significant difference in soil erosion sensitivity between the two. Planting *P. taiwanensis* on suitable sites could better play the role of soil and water conservation.

Keywords: *Pinus taiwanensis*; *Cunninghamia lanceolata*; soil layer; water conservation capacity; soil erosion factor

森林的水源涵养功能是陆地生态系统重要的服务功能之一^[1],对生态环境中水、土以及人类产生重要的服务价值。森林通过林冠截留^[2]、枯落物层吸持^[3]、土壤层蓄渗^[4]来发挥森林的水源涵养功能。2010 年全国生态系统水源涵养总量为 12 224.33 亿 m^3 ^[1],并呈现东南高西北低的特点。据研究^[5-6]表明,森林通过枯落物层、土壤层的蓄水功能可占森林总持水量的 85%。但土壤持水量与枯落物持水量的换算可以得知,土壤层持水占比远大于枯落物层的持水量^[3,7]。因此,土壤的蓄渗在森林水源涵养能力占据较大的比重。土壤通过供给植物吸收利用的毛管水^[8]以及减少地面径流渗漏的重力水^[5,7]共同组成土壤的持水、渗水功能,进而组成森林的水源涵养功能。

与森林的水源涵养功能相似,土壤固持同样是构成森林水土保持效益的重要组成部分。与土壤固持相反的是土壤侵蚀,目前全球最突出的土壤退化问题由土壤侵蚀引起,具有发生范围广、影响面多的特点^[9]。据研究^[10]表明,全球有 1/3 的农业土壤遭受其影响,且降雨洪涝、生产力下降、水质污染等一系列的生态问题受其引发^[11]。据 2013 年的数据^[12]显示,我国有 30.72% 的国土面积受到土壤侵蚀的危害,土壤侵蚀的总面积达到 294.91 万 km^2 。土壤侵蚀的敏感性研究对于合理的规划水土保持措施具有重要意义^[12]。

庐山毗邻我国第一大淡水湖鄱阳湖,其生态效益的优劣密切关乎鄱阳湖的生态功能。作为生态功能之一的水源涵养功能,大多学者^[13-14]认为阔叶林具有更高的水源涵养效益,但针叶林具有枯落物蓄积量大、分解缓慢等导致的水源涵养能力较大的潜在优势。针对单一的土壤侵蚀性研究,李大龙等^[15]基于 ULSE 模型对伊犁河谷土壤侵蚀敏感性进行了估算;朱浩楠^[16]借助 USLE 和 CSLE 估算出巴基斯坦的土壤侵蚀的速率,即根据 USLE 模型^[15]结合 GIS 的大尺度^[15-16]评价流域或区域的研究起步较早,但基于样地尺度或是坡面尺度来评价某一林分的研究较少。因此本研究选

择庐山的杉木林和黄山松林为研究对象,将其土壤层的水源涵养能力结合土壤侵蚀的敏感性共同评价林分在样地尺度的水土保持功能效益,以期森林植被的水土保持效益提升与管理提供科学依据。

1 研究区概况

本试验点选在江西省九江市庐山国家级自然保护区(115°51'—116°07'E, 29°30'—29°41'N),面积约 30.2 km^2 ,属于典型亚热带季风气候,年均气温 11.6 °C,年均降水量 2 070 mm。庐山霜期长达 150 天,终年云雾缭绕,年均雾日 191 天。庐山北靠长江,东临鄱阳湖,复杂的地形和特殊的气候特征形成多样的生境,具有丰富的生物多样性,其中人工林以针叶林为主,其中最具代表性的树种为日本柳杉、黄山松、杉木等^[17]。土壤类型多样,为山地棕壤、黄壤或红壤;庐山植被起源为荒山造林,土层瘠薄,土壤多岩石^[18]。

2 材料与方法

2.1 样品采集

在庐山海拔约 1 000 m 处选取 3 块 10 m×10 m 的黄山松纯林样地,庐山海拔约 200 m 处选择 3 块 10 m×10 m 的杉木纯林样地。2020 年 10 月的晴天进行采集土壤样品,按照样地的对角线上选取 3 点(坡上、坡中、坡下),分 0—10, 10—20, 20—40, 40—60, 60—80 cm 共 5 层(由于土层瘠薄,深层较多岩石)。采集土样分为 2 部分:一部分用环刀法采集原状土测定土壤物理性质;另一部分采集散状土,经风干后,测定其土壤粒径分布和土壤有机质。样地信息见表 1。

表 1 样地基本概况

林分类型	纬度	经度	密度/ (株· hm^{-2})	林龄/a	郁闭度
黄山松林	29°33'31"N	115°57'46"E	1966	43	0.80
黄山松林	29°33'31"N	115°57'46"E	1899	43	0.75
黄山松林	29°33'31"N	115°57'46"E	1921	43	0.85
杉木林	29°31'14"N	115°59'59"E	1475	38	0.90
杉木林	29°31'14"N	115°59'59"E	1600	37	0.85
杉木林	29°31'14"N	115°59'59"E	1575	35	0.90

2.2 样品测定

2.2.1 土壤物理和土壤水源涵养能力的计算 土壤水源涵养能力的测定采用环刀法。实验室基于环刀法测出土壤物理性质后,土壤的最大吸持贮水量、最大滞留贮水量和饱和贮水量的计算公式^[1,7,19]分别为:

$$W_1 = 1000 \times P_1 \times h \quad (1)$$

$$W_2 = 1000 \times P_2 \times h \quad (2)$$

$$W_3 = 1000 \times P_3 \times h \quad (3)$$

式中: W_1 、 W_2 、 W_3 分别为土壤最大吸持贮水量(g)、土壤最大滞留贮水量(g)和土壤饱和贮水量(g);土壤 P_1 、 P_2 、 P_3 为分别为土壤的毛管孔隙度(%)、非毛管孔隙度(%)和总孔隙度(%); h 为计算土层深度(m)。

2.2.2 土壤粒径分布测定 采集的散状土经自然风干后过 2 mm 筛,用马尔文激光粒度仪(英国生产,Master-sizer 3000)测定土壤粒径分布。土壤粒径范围 0~2 000 μm ,分级标准采取国际制^[20]土壤粒级表标准为黏粒($<2 \mu\text{m}$)、粉粒(2~20 μm)、砂粒(20~2 000 μm)。

2.2.2 土壤有机质测定 土壤风干后过筛,采用重铬酸钾容量法—外加热法测定土壤的有机质含量^[21]。

2.2.3 土壤可侵蚀因子模拟 USLE 方程中土壤侵蚀力因子利用 Williams 等^[15]在 EPIC 模型中发展起来的土壤可蚀性因子 K 值得估算方法,需要土壤的有机碳和土壤粒径分布组成可计算。其公式为^[16]:

$$K = F_1 \times F_2 \times F_3 \times F_4 \quad (4)$$

$$F_1 = 0.2 + 0.3 \times e^{[-0.256 \times W_{\text{砂粒}}(1 - \frac{W_{\text{粉粒}}}{100})]} \quad (5)$$

$$F_2 = (\frac{W_{\text{粉粒}}}{W_{\text{粉粒}} + W_{\text{黏粒}}}) \times 0.3 \quad (6)$$

$$F_3 = 1 - \frac{0.25 \times c_{\text{有机质}}}{c_{\text{有机质}} + e^{(3.72 - 2.95 \times c_{\text{有机质}})}} \quad (7)$$

表 2 不同林分类型的土壤物理性质变化

林分类型	土层深度/cm	土壤容重/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	最大持水量/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	最小持水量/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	毛管持水量/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总孔隙度/%	毛管孔隙度/%	非毛管孔隙度/%
黄山松林	0—10	0.66±0.02a/B	784.69±8.34a/A	494.02±57.82a/a	627.18±63.21a/a	51.92±2.13a/a	41.64±5.17a/a	10.28±3.54a/a
	10—20	0.79±0.02a/b	747.71±27.85a/a	527.30±45.93a/a	633.27±44.59a/a	59.07±0.64a/a	49.96±2.32a/a	9.11±2.36a/a
	20—40	0.91±0.17a/a	665.69±144.73a/a	459.93±64.43a/a	490.38±76.08a/a	55.82±3.92a/a	42.13±0.56a/a	13.69±4.17a/a
	50—60	1.02±0.18a/a	585.65±149.23a/a	400.31±76.40a/a	433.66±80.53a/a	54.36±5.89a/a	41.31±2.81a/a	13.05±5.45a/a
	60—80	1.10±0.18a/a	512.43±112.55a/a	373.73±60.43a/a	414.79±92.59a/a	52.63±5.28a/a	43.13±5.22a/a	9.49±5.27a/a
杉木林	0—10	1.00±0.06B/A	550.55±37.94ab/B	445.86±16.86a/a	452.69±18.63a/a	54.78±0.93a/a	45.29±2.24a/a	9.49±2.83a/a
	10—20	0.92±0.26B/a	566.39±53.62a/b	421.57±47.45a/a	447.29±49.09a/b	48.87±3.04a/b	38.88±2.82a/b	9.98±1.06a/a
	20—40	1.03±0.04B/a	549.68±40.09ab/a	432.43±44.42a/a	460.96±31.50a/a	56.41±2.44a/a	47.33±1.85a/a	9.08±0.62a/a
	50—60	1.16±0.04A/a	445.84±31.95bc/a	367.55±15.91a/a	372.27±15.88a/a	51.27±2.15a/a	42.89±0.74a/a	8.38±1.59a/a
	60—80	1.15±0.04A/a	439.76±27.03bc/a	371.14±15.73a/a	376.66±13.85a/a	50.55±1.46a/a	43.37±0.17a/a	7.18±1.30a/a

注:表中数据为平均值±标准差;“x/y”中“x”代表相同林分不同土层间的差异;“y”代表相同土层不同林分之间的差异;不同小写字母表示显著差异($P < 0.05$);不同大写字母表示极显著差异($P < 0.01$)。

$$F_4 = 1 - \frac{0.7 \times (1 - \frac{W_{\text{砂粒}}}{100})}{(1 - \frac{W_{\text{砂粒}}}{100}) + e^{[-5.51 + 22.9 \times (1 - \frac{W_{\text{砂粒}}}{100})]}} \quad (8)$$

式中: K 为土壤可蚀性因子($(\text{t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h})/(\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$); $W_{\text{砂粒}}$ 为土壤中砂粒含量(%); $W_{\text{粉粒}}$ 为土壤中粉粒含量(%); $W_{\text{黏粒}}$ 为土壤中黏粒含量(%); c 为土壤有机质的百分数(%)。

2.3 数据处理与分析

所有的数据整理在 Excel 中完成,对其进行初步的分析,采用 SPSS 22.0 软件分析数据, R 对土壤的可侵蚀性因子进行模拟,得出结果后采用 Origin 2017 软件制图。

3 结果与分析

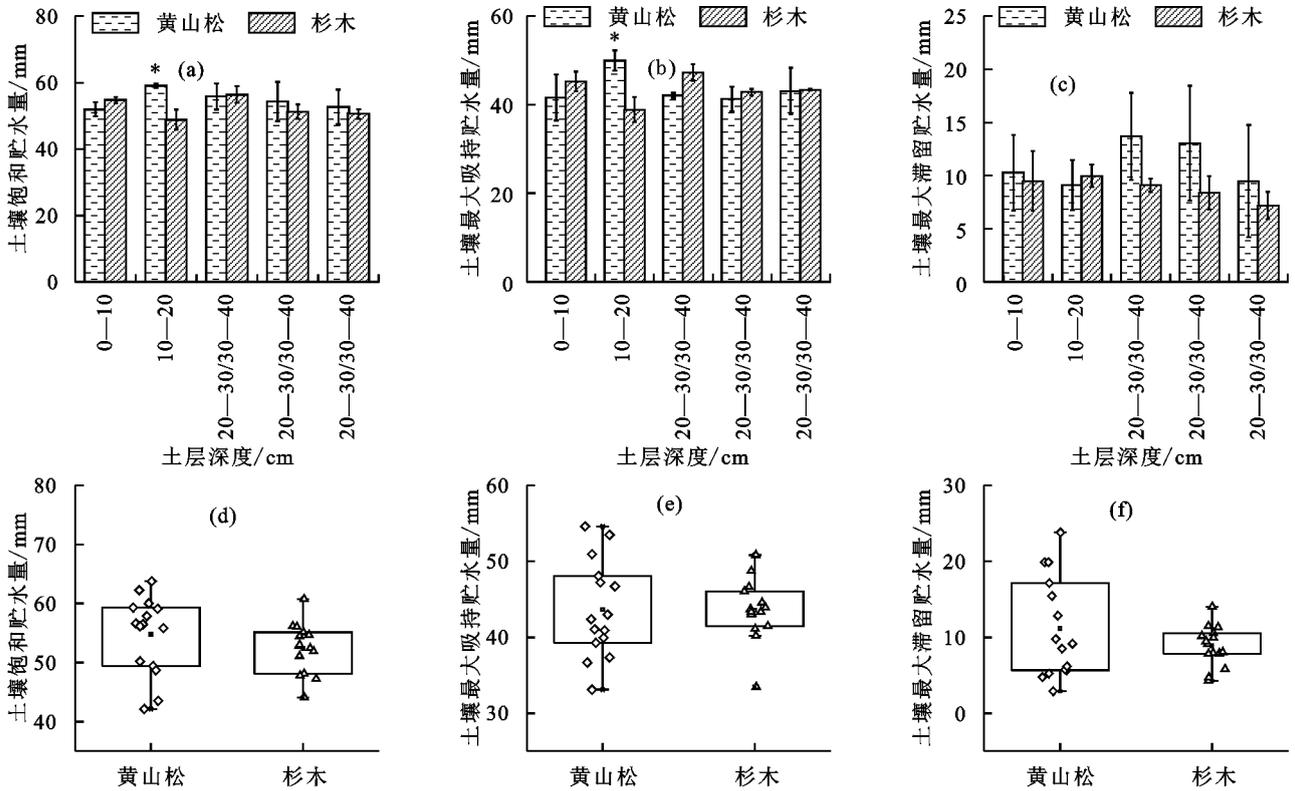
3.1 2种林分的土壤物理性状比较

森林的土壤层,其物理性质是对森林生态系统的水源涵养能力大部分的概括^[4,6]。从表 2 可以看出,黄山松林的土壤容重在垂直剖面上无显著变化,变化范围为 0.66~1.10 g/cm^3 ;杉木林则呈现 40—60,60—80 cm 土层的容重大于中上层(0—40 cm),且杉木林的表层(0—20 cm)土壤容重显著大于黄山松林($P < 0.05$)。土壤的最大持水量表现为杉木林的上层土壤显著大于深层土壤;黄山松林土壤的最大持水量在土壤垂直梯度上无显著差异;但黄山松林上层(0—20 cm)土壤的最大持水量极显著大于杉木林($P < 0.01$)。土壤的毛管持水量仅在 10—20 cm 土层存在差异,表现为黄山松林大于杉木林,总孔隙度、毛管孔隙度呈现与毛管持水量一致的规律。土壤的最小持水量和非毛管孔隙度在林分类型间、土层间无显著差异。

3.2 2 种林分土层水源涵养能力特征

从图 1 可以看出,土壤饱和贮水量在同一种林分随土层深度的变化无显著差异,变化范围分别为 51.92~59.07 mm(黄山松林),48.44~54.78 mm(杉木林),在相同土层深度中,10—20 cm 的黄山松林土层(59.07 mm)显著大于杉木林(48.87 mm)。土壤的最大吸持贮水量

呈现上述相同的规律,10—20 cm 的黄山松林土层(49.96 mm)显著大于杉木(38.88 mm)($P < 0.05$)。然而土壤滞留贮水量在林分间、土层间均不存在显著性差异。同时从图 1d~图 1f 可以看出,黄山松林土壤的 3 个贮水量较杉木林更加离散,而杉木林的 3 个贮水量更加聚集,说明杉木林土质较黄山松林更加均匀。



注:“*”表示相同土层林分存在显著差异($P < 0.05$)。

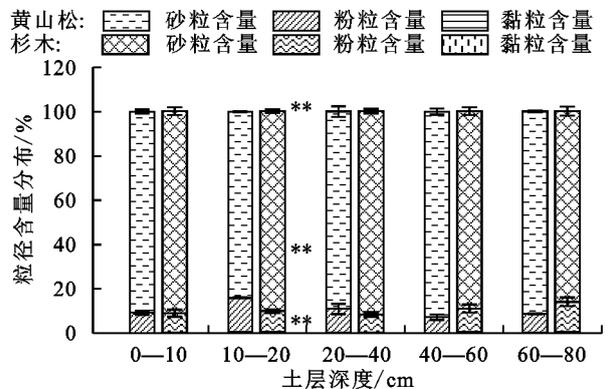
图 1 不同林分的水源涵养能力随土层的变化

3.3 2 种林分土层粒径分布与有机质特征

粒径分布特征是森林土壤的水源涵养能力和土壤侵蚀的影响因子之一^[20]。从图 2 可以看出,在 10—20 cm 土层,2 种林分的土壤粒径分布存在极显著差异($P < 0.01$),表现为黄山松林黏粒含量、粉粒含量(0.44%,15.43%)高于杉木林(0.19%,9.60%),砂粒含量则是杉木林更高(90.21%);而 2 种林分的粒径分布在其余土层差异不显著。黄山松林的黏粒、粉粒及砂粒含量分别为 0.10%~0.44%,7.19%~15.43%,84.13%~92.71%,而杉木林的黏粒、粉粒及砂粒含量则分别为 0.14%~0.28%,8.63%~13.65%,86.07%~91.72%。

有机质是土壤保水、吸水的关键因子^[3,20]。从图 3 可以看出,黄山松林有机质的分布规律总体随土层深度的增加而减少(变化范围为 9.58~63.64 g/kg),在杉木林中则是中上层的有机质含量差异不大,但显著大于最深层的有机质含量(变化范围为 15.63~27.52 g/kg)。有机质含量在 0—60 cm 土层表现为黄山松林显著高于杉木林,但在 60—80 cm 土层表现为杉木林极显著大于黄山松林($P < 0.01$)。根据有机质分布的箱线图(图 3b)可以

看出,黄山松林下的土壤有机质含量分布较为离散,而杉木林下的土壤有机质含量则相对均匀。



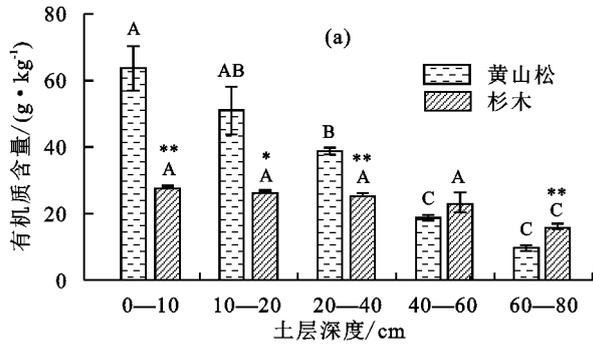
注:“***”表示相同土层林分存在极显著差异($P < 0.01$)。

图 2 不同林分土壤粒径分布特征

3.4 2 种林分土壤可侵蚀因子分析

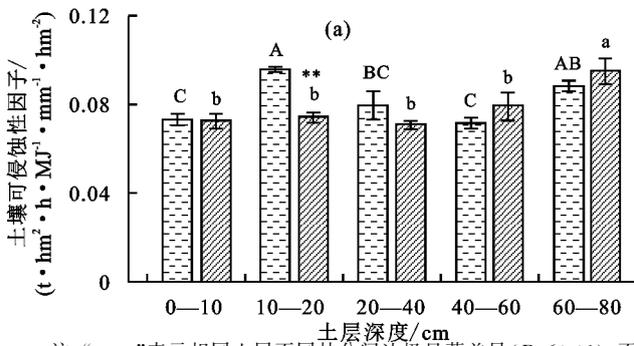
土壤可侵蚀因子表征土壤可被侵蚀的敏感性,其值越大代表土壤侵蚀的敏感性越高^[22]。土壤剖面尺度上,黄山松 10—20,60—80 cm 土层较其他土层具有极显著的侵蚀敏感性($P < 0.01$),杉木林 60—80 cm 土层具有显著的土壤侵蚀敏感性($P < 0.05$)。2

种林分的土壤可侵蚀因子范围分别为 0.073 1~0.095 8, 0.071 1~0.095 3($t \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}$)/(MJ $\cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2$)(图 4)。土壤可侵蚀因子的箱线图(图 4b)显示



注:“*”表示相同土层不同林分间差异显著($P < 0.05$);“**”表示相同土层不同林分间极显著差异($P < 0.01$);不同大写字母表示同一林分不同土层间差异达极显著($P < 0.01$)。

图3 2种林分的有机质分布



注:“**”表示相同土层不同林分间达极显著差异($P < 0.01$);不同大写字母表示同一林分不同土层间达极显著差异($P < 0.01$);不同小写字母表示同一土层不同林分间达显著差异($P < 0.05$)。

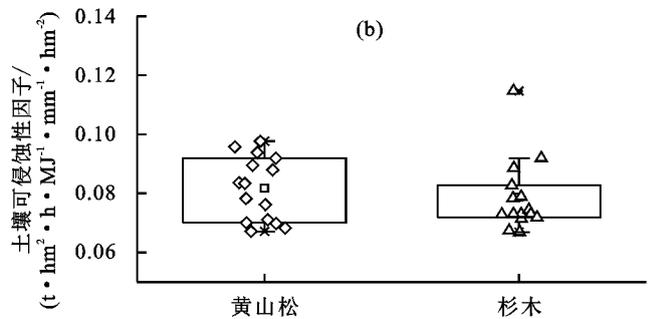
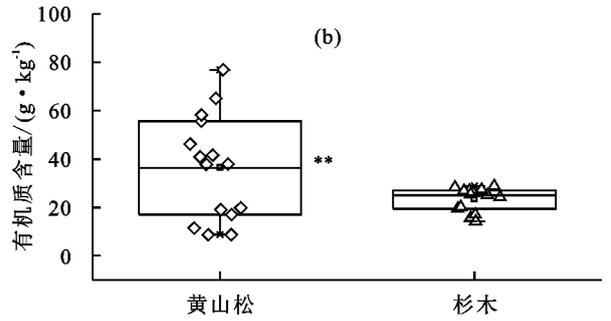
图4 2种林分土壤可侵蚀因子特征

4 讨论

4.1 土壤水源涵养能力

土壤水源涵养能力受到林分类型、土壤质地、林龄、林分密度以及养分的制约^[7,23]。本研究中,杉木林和黄山松林的密度与林龄相近,其水源涵养能力的制约因子更多的是林分类型、土壤质地和养分。本研究得出,黄山松林的土壤水源涵养能力高于杉木林,这与何淑勤等^[24]在岷江发现刺槐林的水源涵养能力大于岷江柏林类似,说明针叶林存在树种不同而导致的水源涵养能力的差异。尤其在10—20 cm土层,黄山松林的饱和贮水量、最大吸持水量显著大于杉木林,这与土壤不同土层的养分含量与土壤粒径分布存在一定的关联^[23]。本研究发现,10—20 cm土层的黏粒、粉粒、砂粒存在林分间的极显著差异(图2),表现为黄山松林的黏粒、粉粒含量极显著高于杉木林($P < 0.01$),而黏粒、粉粒是增加土壤保水性的关键^[20,23],进而出现黄山松林土壤的饱和贮水量、最大吸持水量显著大于杉木林的现象。此外,有机质与土壤的水源涵养能力存在极显著的正相关关系($P < 0.01$)^[23],在0—40 cm土层内均出现黄山松林有机

二者在0—80 cm的土层深度内无显著差别($P > 0.05$),表示这2种林分土壤面对侵蚀的风险大致相当(除却降雨、地形、水土保持因子等)。



质含量大于杉木林(图3),这也是导致黄山松林的水源涵养能力更高的原因。同时,土壤的物理性质也印证了这一现象,表现为黄山松林0—20 cm土层最大持水量大于杉木林(表2)。

4.2 土壤的侵蚀敏感性

土壤的侵蚀敏感性是将人类活动排除在外、且在自然环境条件下发生土壤侵蚀可能性的大小^[15-16]。本研究中,将降雨、地形及水保措施等排除在外,单纯地考虑土壤自身的抗侵蚀能力或侵蚀的敏感性,采用土壤可侵蚀因子来表示。土壤可侵蚀因子受土壤物理性质影响^[15],根据EPIC模型^[15]的原理公式可以发现还受到土壤的黏粒、粉粒、砂粒含量以及土壤有机质的百分比制约。本研究结果表明,在10—20 cm的黄山松林的土壤侵蚀敏感性极显著高于杉木林,EPIC模型^[15]指出土壤的可侵蚀因子与土壤的黏粒含量、粉粒含量呈正比关系^[20,22],结合土壤的粒径分布特征(图2),细粒成分(黏粒、粉粒)愈多的土壤,遭遇更强的侵蚀风险。这是因为细颗粒成分较多,土壤的含水量较为丰富^[20,23],面对水分丰富且下渗的过程次数更多,所以具有更高的侵蚀敏感性。在本研究结果中,杉木林和黄山松林深层土壤具有较高的侵

蚀敏感性。土壤的可侵蚀因子不仅受粒径分布的制约,也与土壤的有机质含量有关^[15-16]。土壤有机质含量的百分数与土壤侵蚀因子呈弱负相关的关系^[15]。根据本研究 2 种林分本身具有相对较高的细粒成分(图 2),结合土壤有机质含量分布(图 3),深层土壤的有机质含量极显著低于上层土壤,这是造成深层土壤具有较高侵蚀敏感性的原因。同时根系的在深层分布较低^[25]是造成深层土壤敏感性较高的因素,因为根系较多的土壤,其抗侵蚀能力较强^[26]。

5 结论

(1)土壤的毛管持水量、总孔隙度、毛管孔隙仅在 10—20 cm 土层表现为黄山松林大于杉木林;且 10—20 cm 土层的黄山松林土壤饱和贮水量(59.07 mm)显著大于杉木林(48.87 mm)($P < 0.05$),土壤的黏粒、粉粒呈现一致的规律。

(2)有机质的分布在黄山松林总体遵循随土层深度的增加而减少的规律,在杉木林中则是中上层的有机质含量差异不大,但显著大于最深层的有机质含量。

(3)土壤可侵蚀因子的箱线图显示黄山松林和杉木林 0—80 cm 的土层深度在土壤侵蚀敏感性上无显著差异($P > 0.05$)。

综上,水源涵养能力指标显现黄山松林的土壤更具有优势,而在土壤侵蚀敏感性上二者无明显差异。因此,在今后的森林经营中,适合的立地条件下栽植黄山松能更好地发挥水土保持效益。

参考文献:

- [1] 龚诗涵,肖洋,郑华,等.中国生态系统水源涵养空间特征及其影响因素[J].生态学报,2017,37(7):2455-2462.
- [2] 杜妍,孙永涛,李宗春,等.苏南马尾松林分冠层水文过程对降雨的响应特征[J].北京林业大学学报,2019,41(6):120-128.
- [3] 陈志,王伟峰,代云川,等.不同地被物处理方式对红壤坡地养分状况的影响[J].水土保持研究,2016,23(3):54-57,64.
- [4] 曹云生,赵艳玲.不同灌木林分枯落物层与土壤层水源涵养能力研究[J].水土保持研究,2019,26(6):179-183.
- [5] 庞梦丽,朱辰光,翟博超,等.河北省太行山区 3 种人工水土保持林枯落物及土壤水文效应[J].水土保持通报,2017,37(1):51-56.
- [6] Neris J, Tejedor M, Rodríguez M, et al. Effect of forest floor characteristics on water repellency, infiltration, runoff and soil loss in Andisols of Tenerife (Canary Islands, Spain)[J].Catena,2013,108:50-57.
- [7] 温林生,邓文平,彭云,等.江西退化红壤区 3 种森林恢复模式的枯落物和土壤表层水文功能研究[J].水土保持学报,2020,34(4):158-163.
- [8] 温林生,邓文平,邓力维,等.庐山不同海拔植物季节水分利用策略[J].水土保持学报,2021,35(4):341-348.
- [9] 李庆逵.中国红壤[M].北京:科学出版社,1983.
- [10] De Graaff J, Aklilu A, Ouessar M, et al. The development of soil and water conservation policies and practices in five selected countries from 1960 to 2010[J]. Land Use Policy,2013,32:165-174.
- [11] Park S, Oh C, Jeon S, et al. Soil erosion risk in Korean watersheds, assessed using the revised universal soil loss equation[J].Journal of Hydrology,2011,399(3/4):263-273.
- [12] 刘震.我国水土保持情况普查及成果运用[J].中国水土保持科学,2013,11(2):1-5.
- [13] 孙欧文,蔡建国,吴家森,等.浙江省典型森林类型枯落物及林下土壤水文特性[J].水土保持研究,2019,26(1):118-123.
- [14] 王正安,邸利,王彦辉,等.白桦纯林和华北落叶松纯林枯落物层的水文效应:以六盘山叠叠沟小流域为例[J].甘肃农业大学学报,2019,54(3):93-98,107.
- [15] 李大龙,杨井,李卫红,等.基于 GIS 和 USLE 的伊犁河谷土壤侵蚀敏感性评价[J].生态学杂志,2016,35(4):942-951.
- [16] 朱浩楠,杨勤科,杜朝正,等.基于 CSLE 模型的巴基斯坦土壤侵蚀评价[J].水土保持学报,2021,35(2):22-30.
- [17] 邓文平,郭锦荣,邹芹,等.庐山日本柳杉林下穿透雨时空分布特征[J].生态学报,2021,41(6):2428-2438.
- [18] Yu F Z, Zhang Z Q, Chen L Q, et al. Spatial distribution characteristics of soil organic carbon in subtropical forests of mountain Lushan, China[J].Environmental Monitoring and Assessment,2018,190(9):545. doi:10.1007/s10661-018-6906-x.
- [19] 陈琦,刘苑秋,刘士余,等.杉木取代阔叶林后林下水源涵养功能差异评价[J].水土保持学报,2019,33(2):244-250.
- [20] 徐昕,马伟胜,代静玉,等.增温条件下不同土壤粒级有机碳和全氮的分布[J].水土保持通报,2018,38(5):77-82.
- [21] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000.
- [22] 董丽霞,蒋光毅,张志兰,等.重庆市中国土壤流失方程因子研究进展[J].中国水土保持,2021(2):40-44.
- [23] 杨家慧.柳杉人工林土壤特性及水源涵养能力研究[D].贵阳:贵州大学,2020.
- [24] 何淑勤,宫渊波,郑子成.岷江上游不同植被恢复模式枯落物层水源涵养能力[J].长江流域资源与环境,2020,29(9):1986-1994.
- [25] 王景明,卢志红,吴建富,等.庐山土壤类型的特点与分布规律[J].江西农业大学学报,2010,32(6):1284-1290.
- [26] 龙明忠.喀斯特峡谷区生态治理的水土保持效应与土壤侵蚀模型[D].贵阳:贵州师范大学,2006.