DOI: 10.5846/stxb201404090679

魏文俊, 尤文忠, 赵刚, 张慧东, 颜廷武.退化柞蚕林封育对枯落物和表层土壤持水效能的影响.生态学报,2016,36(3): - . Wei W J, You W Z, Zhao G, Zhang H D, Yan T W.Effects of enclosure and recovery for degraded Tussah-feeding oak forests on litter and surface soil water holding capacity characteristics.Acta Ecologica Sinica,2016,36(3): - .

退化柞蚕林封育对枯落物和表层土壤持水效能的影响

魏文俊,尤文忠*,赵 刚,张慧东,颜廷武

辽宁省林业科学研究院, 沈阳 110032

摘要:柞蚕林是辽东山区退化最严重的森林类型之一,因多年反复刈割导致生长逐渐衰退、更新能力下降,局部出现空地甚至土壤开始砂化,涵养水源和保持水土等生态功能明显降低。本文以辽东山区的退化柞蚕林为研究对象,分析了在封育9、12、21年后森林的枯落物及表层土壤持水效能。结果表明:退化柞蚕林经过封育恢复后,封育恢复时间越长,林地枯落物累积量增加的越显著,枯落物持水能力和有效拦蓄降雨能力提高也越明显。对照(未封育)、封育9、12和21年柞蚕林枯落物储量分别为3.69 化/m²、7.92 t/m²、8.41 t/m²和8.74 t/m²;最大持水量分别为6.23 t/m²、14.71 t/m²、15.81 t/m²和17.18 t/m²,有效拦蓄量分别为4.78 t/m²、10.87 t/m²、11.70 t/m²、12.78 t/m²。枯落物持水量与浸水时间存在显著的相关关系(P < 0.001),自然对数模型模拟拟合效果最好(R²>0.9)。退化柞蚕林经过封育恢复后,表层土壤水文物理性质的改善随着封育恢复时间的增加而越来越明显,封育9、12和21 年柞蚕林表层土壤容重分别比对照退化柞蚕林降低了5.51%、12.60%、17.32%,毛管持水量分别增加了7.01%、28.98%、54.83%,非毛管持水量分别增加了46.14%、126.19%、187.19%。本研究结果说明退化柞蚕林封育能够通过提高其林地枯落物和改善土壤物理性质,增加表层土壤持水效能,对恢复和改善退化柞蚕林地的生态环境、恢复森林生产力具有重要作用。

关键词:退化柞蚕林;枯落物;土壤;持水量

Effects of enclosure and recovery for degraded Tussah-feeding oak forests on litter and surface soil water holding capacity characteristics

WEI Wenjun, YOU Wenzhong*, ZHAO Gang, ZHANG Huidong, YAN Tingwu Liaoning Academy of Forestry, Shenyang 110032, China

Abstract: Tussah-feeding oak forests (here after referred to as TF oak forests) are seriously degraded forests in the mountainous areas of Eastern Liaoning Province. Owing to repeated cutting every year, the trees grow slowly and their ability to regenerate is markedly decreased. When open spaces appear, the soil begins to become sandy, which causes a decline in ecosystem services such as water storage and soil conservation. In this study, the water holding capacity of the litter and surface soil were investigated in a degraded TF oak forest after 9, 12, and 21 years of enclosure to facilitate recovery. In addition, the degraded TF oak forest was studied to identify the effects of enclosure and recovery time on the water holding capacity of litter and surface soil, using the spatial sequence as opposed to the time succession sequence. Litter in degraded TF oak forests increased significantly after enclosure, with more litter accumulating with increased enclosure time. Litter accumulation after 9, 12, and 21 years of enclosure was 7.92, 8.41, and 8.74 t/hm², respectively, which was 1.15, 1.28, and 1.37 times greater than those of the degraded TF oak forest, respectively. Longer enclosure times were associated with better litter water-holding capacity and improved rainfall retention. The maximum water holding capacity of TF oak forest

基金项目:国家科技支撑计划(2012BAD22B04);林业公益性行业科研专项(201204101,201404303);辽宁省科技计划项目(2011207001);辽宁 省农业领域青年科技创新人才培养计划(2014015)

收稿日期:2014-04-09; 网络出版日期:2015---

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wzhyou2002@163.com

after 9, 12, and 21 years of enclosure was 14.71, 15.81, and 17.18 t/hm², respectively, which was 1.36-, 1.54-, and 1. 76-fold higher than that of the degraded TF oak forest. The effective retention capacity of TF oak forest after 9, 12, and 21 years of enclosure was 10.87, 11.70, and 12.78 t/hm², respectively, which was 1.29-, 1.46-, and 1.69-fold higher than that of the degraded TF oak forest, respectively. Litter water holding capacity and immersion time were significantly correlated (P < 0.001). The best fitting curve for this relationship took the form $Hl = a + b \ln t$, and the coefficients of determination for all enclosures (R^2) were greater than 0.9. The hydro-physical properties of surface soil of degraded TF oak forests improved following enclosure, with longer enclosure times associated with greater improvements in surface soil hydro-physical properties. Compared to the degraded TF oak forests, soil bulk density at 0—15 cm depth was reduced by 5. 51%, 12.60%, and 17.32% in the TF oak forests after 9, 12, and 21 years of enclosure, while total porosity increased by 12.21%, 41.85%, and 72.35%, respectively. Longer enclosure times were associated with increased soil water storage capacity. Compared to the degraded TF oak forests, water holding capacity in soil capillary pores increased by 7.01%, 28. 98%, and 54.83%, while water holding capacity in soil non-capillary pores increased by 46.14 %, 126.19%, and 187.19 %, respectively in the TF oak forests after 9, 12, and 21 years of enclosure. Litter and surface soil water holding capacity were improved significantly after enclosure and recovery of degraded TF oak forests. Thus, enclosure played an important role the recovery and improvement of the local ecological environment, and increased forest productivity.

Key Words: Degraded Tussah-feeding oak forest; litter; soil; water holding capacity

柞蚕业是辽宁省的特色产业,柞蚕茧、丝产量均占全国 80%、世界 70%,全省 90%的柞蚕茧产自辽宁东 部山区^[1]。由于受到多年放蚕等人为干扰因素的影响,部分柞蚕林生长衰退,更新能力下降,有的失去萌蘖 能力,株数显著减少,出现空地,导致涵养水源和保持水土的能力明显降低,有的局部甚至出现了砂化,更加剧 了水土流失,致使生态环境不断恶化^[2]。柞蚕林因多年反复刈割常形成灌丛状,是辽东山区退化最严重的森 林类型。辽东山区柞蚕林主要以蒙古栎(*Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb.)为建群种。据水土保持部门 2000年公布的卫星遥感报告,辽东山区柞蚕林砂化是造成水土流失的主要原因^[1]。自上世纪 90年代起,柞 蚕林退化原因及其治理措施开始受到关注^[1],研究证明通过进行退化柞蚕林封育,诱导其植被加快恢复和更 新^[2-3],能够增强其水文生态功能,然而国内外已有的相关研究仍然很缺乏。枯落物层和土壤是水文过程转 化的重要界面^[4-5],作为重要的水文作用层对森林生态系统的水文过程和水源涵养功能具有重要影响^[6-9],本 文通过对退化柞蚕林封育9年、12年、21年林地和未封育的退化柞蚕林枯落物及表层土壤持水效能进行研 究,以期为揭示退化柞蚕林封育恢复过程对枯落物及表层土壤持水性能影响的内在机制提供科学依据,为进 一步探索柞蚕林退化成因、过程和机理提供数据支撑,为优化退化柞蚕林的生态恢复技术措施提供基础数据, 进而为促进退化植被演替、加快生态恢复提供科学保障。

1 研究地概况

研究地点位于辽宁省西丰县的冰砬山森林生态站(42°20′—42°40′N,124°45′—125°15′E),冰砬山为吉林哈达岭向西南延续地带,地貌属于低山丘陵,平均海拔 500—600 m。气候属温带大陆性气候,春季气温回 温迅速,夏季雨量集中,秋霜较早,冬季寒冷。年均气温 5.2 ℃,年均降水量 684.8 mm,年均蒸发量 1379.8 mm,无霜期 133 d。土壤以暗棕色森林土为主,其次为棕色森林土,土壤质地多为粉砂壤质、壤质。典型森林 植被为以蒙古栎为主要树种的天然次生林和以落叶松(*Larix* spp.)为主要树种的人工林。

2 研究方法

2.1 样地设置与野外调查

研究地的柞蚕林由于柞蚕采食树叶和多年反复根刈,林分开始退化,林木生长势减弱,林分郁闭度下降,

、件基本一致的封育恢复和未

蚕农对退化的柞蚕林进行全部根刈,促进柞蚕林恢复。本文选择立地条件基本一致的封育恢复和未封育继续放蚕的柞蚕林,设置封育9年、12年、21年柞蚕林和对照(未封育)退化柞蚕林进行调查,每种处理设置3块样地,每块样地面积600m²。在每个样方内设置一个30 cm×30 cm的小样方,区分未分解层和半分解层采集地表枯落物样品带回实验室进行储量和持水特性测定。同时,在5个样方内分别挖5个土壤剖面,进行土壤剖面调查,并且每个剖面采集0—15 cm层原状土样和鲜土样各3份带回实验室进行水文物理性质测定。不同封育时间的退化柞蚕林样地概况见表1。

Table 1 General situation of Tussah-feeding oak forests sample sites following enclosure										
封育时间 Periods following enclosure	海拔 Altitude	坡向 Aspect	坡度 Slope	林龄 Age	郁闭度 Canopy density	株数 Number/ (stem/hm ²)	平均胸径 Mean diameter at breast height /(cm)	平均树高 Height/ (m)	蓄积量 Volume/ (m ³ /hm ²)	枯落物厚度 Litter depth/ (cm)
对照 Control	485	西南	23	4	0.5	181 丛	1.9	1.9		0.7
封育9年 9 years' enclosure	473	西南	26	9	0.9	383	5	5.2	46.17	1.4
封育 12 年 12 years' enclosure	498	西南	28	12	0.9	238	6.7	6.7	60.67	1.5
封育 21 年 21 years' enclosure	502	西南	25	21	0.9	213	8.7	10	102	1.5

表1 不同封育时间的柞蚕林样地概况

2.2 枯落物储量和持水性能测定及计算方法

利用电子天平称未分解层和半分解层枯落物鲜重,并放置在实验室干燥通风处自然风干 7 天后称其风干 重,以此计算枯落物储量。将各样地未分解层和半分解层枯落物风干样品分别装入网眼 1 mm 的 20 cm×20 cm 尼龙袋浸泡在清水中,每个枯落物样品做 3 个重复,利用电子天平称取浸泡 1、2、4、8、12、24 h 时样品的重 量,计算枯落物在不同浸水时间的持水量和持水率^[10-11]。采用有效拦蓄量^[12-13]估算枯落物对降雨的实际拦 蓄量,计算方法为 W = (0.85 R_m - R_o)M,式中 W 为有效拦蓄量(t/hm²);R_m为最大持水率(%);R_o为平均自然 含水率(%);M 为枯落物储量(t/hm²)。利用 SPSS16.0 统计分析软件对不同封育时间枯落物的最大持水量、 最大持水率和有效拦蓄量进行了方差分析与多重比较(LSD 法)。

2.3 土壤水文物理性状性质和持水性能测定及计算方法

采用烘干法测定土壤自然含水率,采用环刀法测定土壤容重、毛管孔隙度、非毛管孔隙度和总孔隙度。土 壤持水量采用下式计算^[14]:最大持水量 H_t = 10000 P_t . $d(t/hm^2)$,毛管持水量 H_e = 10000 P_e . $d(t/hm^2)$,非毛 管持水量 H_o = 10000 P_o . $d(t/hm^2)$ 。式中 P_t 为土壤总孔隙度(%), P_e 为毛管孔隙度(%), P_o 为非毛管孔隙度 (%),d为土层厚度(m)。

3 结果与分析

3.1 退化柞蚕林封育对枯落物储量和持水性能的影响

3.1.1 不同封育阶段柞蚕林的枯落物储量

封育9年、12年、21年柞蚕林枯落物储量分别为7.92 t/hm²、8.41 t/hm²、8.74 t/hm²,分别高于对照退化柞 蚕林(3.69 t/hm²)1.15倍、1.28倍、1.37倍(图1),封育恢复时间越长,枯落物累积越多。封育9年、12年、21 年柞蚕林未分解层和半分解层枯落物储量均显著高于对照退化柞蚕林,同样未分解层和半分解层枯落物储量 随着封育恢复时间的持续呈现增加的趋势(图1)。

经过不同封育时间柞蚕林未分解层和半分解层枯落物占总储量比例结果显示,对照退化柞蚕林未分解层枯落物占总储量比例为 37.94 %,半分解层占 62.06 %(图 1),半分解层枯落物所占比例明显高于未分解层,

而封育9年、12年、21年柞蚕林未分解层和半分解层枯 落物占总储量比例均相当,相差很小。

3.1.2 不同封育阶段柞蚕林的枯落物持水过程

经过不同封育时间的柞蚕林枯落物未分解层和半 分解层持水量与浸水时间动态变化结果显示,经过相同 时间的浸泡后,枯落物未分解层和半分解层持水量均呈 现为封育 21 年 > 封育 12 年 > 封育 9 年 > 对照退化柞 蚕林,且各封育柞蚕林均明显高于对照退化柞蚕林,但 各封育柞蚕林相差不大(图 2)。封育 9 年、12 年、21 年 和对照退化柞蚕林未分解层和半分解层枯落物持水量 均在浸水 1 h 时迅速增加,封育 9 年、12 年、21 年和对 照退化柞蚕林枯落物 1 h 总持水量分别占 24 h 总持水 量的 75.35 %、74.80 %、71.20 %、68.72 %,随着浸水时 间的增加持水量增加逐渐减缓,均在浸水 8—12 h 时持 水量趋于稳定(图 2)。



图 1 不同封育时间的柞蚕林林地枯落物储量



柱状图为枯落物储量,折线图为未分解层和半分解层枯落物储量 占总储量比例

拟合不同封育时间的柞蚕林枯落物未分解层和半分解层持水量与浸水时间得出,枯落物持水量(H_l ,t/hm²)与浸水时间(t,h)之间的关系可以用 H_l = a+b ln t 表达。不同柞蚕林类型枯落物未分解层和半分解层持水量与浸水时间拟合方程的决定系数(R^2)均大于 0.9,枯落物持水量与浸水时间存在显著的相关关系(P < 0.001, n = 6)(图 2)。



图 2 不同封育时间的柞蚕林林地枯落物未分解层(a)和半分解层(b)持水量与浸水时间动态变化 Fig. 2 Relationship between water-holding capacity and immersion time of undecomposed litter and half-decomposed litter on Tussahfeeding oak forests flour following enclosure

3.1.3 不同封育阶段柞蚕林的枯落物持水能力

随着封育恢复时间的延长,柞蚕林枯落物未分解、半分解层最大持水量及其总量均呈现显著增加的趋势 (P < 0.05),而且封育9年、12年、21年柞蚕林枯落物最大持水量总量分别高于对照退化柞蚕林1.36倍、1.54 倍、1.76倍(图3)。对枯落物最大持水率而言,柞蚕林枯落物半分解层最大持水率及其平均值随封育时间的 增加而显著增加(P < 0.05),而未分解层最大持水率无显著变化(图4)。封育9年、12年和21年柞蚕林未分 解层和半分解层有效拦蓄量及其总量亦显著高于对照退化柞蚕林(P < 0.05),且封育9年、12年和21年柞蚕 林的有效拦蓄总量分别高于对照退化柞蚕林1.29倍、1.46倍、1.69倍,与最大持水量变化规律相同,柞蚕林枯 落物有效拦蓄量均呈现出随封育恢复时间的持续而显著增加的规律(图5)。



图 3 不同封育时间的柞蚕林枯落物最大持水量







Fig. 4 Maximum water content rate of Tussah-feeding oak forests following enclosure (mean+SE) 同一枯落物层次内不同小写字母表示不同封育时间枯落物持水效能差异显著(*P* < 0.05),下同





Fig. 5 Effective retain capacity of Tussah-feeding oak forests following enclosure (mean+SE)

3.2 退化柞蚕林封育对表层土壤水文物理特征与持水性能的影响

3.2.1 不同封育阶段柞蚕林的表层土壤水文物理特征

4 种类型林地土壤水文物理特征结果显示,土壤容重的变化规律为封育 21 年<封育 12 年<封育 9 年<对 照退化柞蚕林,封育 9 年、12 年和 21 年柞蚕林分别比对照退化柞蚕林减少了 5.51 %、12.60 %、17.32 %(表 2);土壤毛管孔隙度、非毛管孔隙度和总孔隙度的变化特征均为封育 21 年>封育 12 年>封育 9 年>对照退化 柞蚕林,其中总孔隙度分别比对照退化柞蚕林增加了 12.21 %、41.85 %、72.35 %(表 2);由此可见,对退化柞蚕林进行封育恢复,可以逐渐改善表层土壤的水文物理性质。

封育时间 Periods following enclosure	土壤容重 Bulk density/ (g/cm ³)	总孔隙度 Total porosity/ (%)	毛管孔隙度 Capillary porosity/ (%)	非毛管孔隙度 Non-capillary- porosity /(%)	最大持水量 Saturated water Holding capacity / (t/hm ²)	毛管持水量 Capillary water / Holding capacity/ (t/hm ²)	非毛管持水量 Non-capillary water Holding capacity / (t/hm ²)
对照 Control	1.27±0.3	29.80±2.6	25.87±2.7	3.93±0.6	447.10±16.3	388.08±10.62	59.02±4.32
封育9年 9 years' enclosure	1.20±0.15	33.44±3.9	27.69±4.2	5.75±0.35	501.53±20.38	415.28±14.53	86.25±5.61
封育 12 年 12 years' enclosure	1.11±0.38	42.27±4.5	33.37±1.6	8.90±0.72	634.05±12.85	500.55±22.89	133.50±8.57
封育 21 年 21 years' enclosure	1.03±0.23	51.36±6.3	40.06±3.3	11.30±0.83	770.36±19.94	600.86±25.69	169.50±7.45

表 2 不同封育时间的柞蚕林林地表层土壤水文物理特征与持水量 Table 2 Hydrology physical characteristics and water holding capacity for surface soil of Tussah forests following enclosure

表格中的值全部为平均值±标准误

3.2.2 不同封育阶段柞蚕林的表层土壤持水性能

毛管持水量和非毛管持水量的变化特征均为封育 21 年 > 封育 12 年 > 封育 9 年 > 对照退化柞蚕林,封 育 9 年、12 年和 21 年柞蚕林的毛管持水量分别比对照退化柞蚕林增加了 7.01 %、28.98 %、54.83 %,非毛管 持水量分别比对照退化柞蚕林增加了 46.14 %、126.19 %、187.19 %(表 2)。可以看出,随着封育恢复的年龄 增加,表层土壤水文物理性质不断改善,土壤蓄水能力也相应增加。

4 讨论与结论

森林类型、生长状况、林龄、气候条件以及人类活动等因素都会影响森林枯落物的输入量以及分解 量^[8,15-19],二者差值即为枯落物的储量。本研究中封育9年、12年、21年柞蚕林枯落物储量分别高于对照退 化柞蚕林1.15倍、1.28倍、1.37倍,退化柞蚕林经过封育恢复后,林地枯落物储量显著增多,且封育恢复时间 越长,地表枯落物累积越多。通过植被调查得到,经过封育恢复的退化柞蚕林其林分密度因自然稀疏随着林 龄增加而有所降低,但其林地树木生长良好,而退化柞蚕林树木则因经过多次根刈后萌生长成灌丛状,再加上 生长季大部分树叶被蚕吞食,而且退化柞蚕场的生物多样性指数和郁闭度等均低于封育后的柞蚕林^[2-3],这 些都是造成退化柞蚕林枯落物储量比经过封育恢复的柞蚕林低的主要原因。因此,随封育恢复时间增长枯落 物储量一直在增加。

封育9年、12年、21年和对照退化柞蚕林枯落物持水过程变化规律相似,枯落物持水量均在浸水1h时迅速增加,1h总持水量分别占24h总持水量的75.35%、74.80%、71.20%、68.72%,随着浸水时间的增加持水量增加逐渐减缓,均在浸水8—12h时持水量趋于稳定。枯落物的持水过程动态同样遵循这一规律:在最初浸泡时持水量迅速增加,随着浸泡时间的延长持水量仍在不断增加,但增加速度逐渐减慢,最后基本趋于某一稳定值^[6,11,18,20]。枯落物未分解层和半分解层持水量与浸泡时间存在显著的对数函数关系(*R*²>0.9,*P* < 0.001)^[6,11,18,20]。

枯落物持水能力因林分类型、枯落物组成、分解程度及其累积量不同而变化^[4,11,13,16,19,21]。最大持水量和 最大持水率是衡量枯落物最大持水能力的两个重要指标。封育9年、12年、21年柞蚕林枯落物最大持水量总 量分别高于对照退化柞蚕林1.36倍、1.54倍、1.76倍,表明随着封育时间的增加,柞蚕林枯落物最大持水总量 呈现增加的趋势。最大持水总量与其总储量关系密切,封育9年、12年、21年柞蚕林枯落物总储量分别高于 对照退化柞蚕林1.15倍、1.28倍、1.37倍。退化柞蚕林通过封育恢复,增加了地表枯落物的现存量,其持水能

7

力也得到明显提高。封育9年、12年、21年和对照退化柞蚕林枯落物未分解层最大持水量显著高于半分解 层,表明分解程度影响枯落物的持水能力,分解程度越高,其持水能力越大[22-23]。对枯落物最大持水率而言, 封育9年、12年、21年和对照退化柞蚕林枯落物半分解层最大持水率和最大持水率平均值随着恢复年限的增 加而增加,而未分解层最大持水率无显著差异,这可能是由枯落物组成及其分解程度决定的,对照退化柞蚕林 未分解层中枯枝比例(52.62%)明显低于各封育柞蚕林(67.55%—68.85%),而各封育柞蚕林的退化柞林未 分解层中枯草叶比例(31.15 %—32.45 %)明显小于对照退化柞蚕林。

通过对退化柞蚕林实施封育恢复措施,可以使表层土壤的水文物理性质得到改善,并且随着封育恢复时 间的增加,其表层土壤的水文物理性质改善得越明显,这个结果与文海燕等和赵成章等得到的的研究结果— 致^[24-25]。封育9年、12年和21年柞蚕林的土壤容重分别比对照退化柞蚕林减少了5.51%、12.60%、17.32 %;土壤总孔隙度分别比对照退化柞蚕林增加了12.21%、41.85%、72.35%。土壤容重越小,孔隙度越大,说 明土壤结构越疏松,有利于雨水迅速下渗,减少地表径流的冲刷^[26-27]。毛管持水量和非毛管持水量的变化均 为封育 21 年 > 封育 12 年 > 封育 9 年 > 对照退化柞蚕林,封育 9 年、12 年和 21 年柞蚕林的毛管持水量分别 比对照退化柞蚕林增加了 7.01 %、28.98 %、54.83 %,非毛管持水量分别比对照退化柞蚕林增加了 46.14 %、 126.19 %、187.19 %。从土壤保水能力看,土壤的渗透性能取决于非毛管孔隙,非毛管孔隙能较快容纳降水并 及时下渗,更加有利于涵养水源。在饱和持水量中,只有非毛管孔隙中滞留的重力水在调蓄水方面,具有更为 重要的作用^[28-29]。可以看出,由于表层土壤对枯落物分解的影响更敏感,随着封育恢复时间的增加,地表积 累的枯落物越来越多,表层土壤水文物理性质不断改善,土壤蓄水能力也随之增强。

参考文献(References):

- [1] 吴振铎,赵月田,谭学仁,胡万良,于立忠,丁国泉,王忠利,宋德利. 柞蚕场砂化、退化成因分析及柞蚕业发展的基本构想. 吉林林业科 技,2005,34(4):37-40.
- [2] 赵刚, 尤文忠, 邢兆凯, 颜廷武, 张慧东, 魏文俊, 由福军. 柞蚕场封山育林对植被恢复的影响. 辽宁林业科技, 2008, (4): 1-5.
- [3] 金刚, 尤文忠, 赵刚, 侯庚. 封育柞蚕场蒙古栎林不同恢复阶段种群结构与群落多样性研究. 辽宁林业科技, 2010, (2): 6-10, 17.
- [4] Naeth M A, Bailey A W, Chanasyk D S, Pluth D J. Water holding capacity of litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. Journal of Range Management, 1991, 44(1): 13-17.
- [5] 时忠杰,张宁南,何常清,邱志军,徐大平,高吉喜,胡哲森. 桉树人工林冠层、凋落物及土壤水文生态效应. 生态学报, 2010, 30(7): 1932-1939.
- [6] 薛立,何跃君,屈明,吴敏,徐燕.华南典型人工林凋落物的持水特性.植物生态学报,2005,29(3):415-421.
- [7] Serrano-Muela M P, Lana-Renault N, Nadal-Romero E, Regüés D, Latron J, Martí-Bono C, García-Ruiz J M. Forests and their hydrological effects in Mediterranean Mountains: the case of the central Spanish Pyrenees. Mountain Research and Development, 2008, 28(3/4): 279-285.
- [8] 张远东,刘世荣,罗传文,张国斌,马姜明.川西亚高山林区不同土地利用与土地覆盖的地被物及土壤持水特征.生态学报,2009,29 (2): 627-635.
- [9] 潘春翔,李裕元,彭亿,高茹,吴金水.湖南乌云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.
- [10] 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.
- [11] 张振明, 余新晓, 牛健植, 鲁绍伟, 宋维峰, 刘秀萍, 张颖. 不同林分枯落物层的水文生态功能. 水土保持学报, 2005, 19(3): 139-143.
- [12] 姜海燕,赵雨森,陈祥伟,李为海,朱万昌,吕文博,李小平.大兴安岭岭南几种主要森林类型土壤水文功能研究.水土保持学报,2007, 21(3): 149-153, 187-187.
- [13] 高人,周广柱.辽宁东部山区几种主要森林植被类型枯落物层持水性能研究.沈阳农业大学学报,2002,33(2):115-118.
- [14] 刘洋,张健,杨万勤,吴福忠,黄旭,闫帮国,文维全,胡开波.川西高山树线群落交错带地被物及土壤的水文效应.林业科学,2011,47 $(3) \cdot 1 - 6.$
- [15] Putuhena W M, Cordery I. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to Pinus radiata. Agricultural and Forest Meteorology, 2000, 100(1): 59-72.
- [16] 张洪江, 程金花, 余新晓, 张东升, 赵玉涛. 贡嘎山冷杉纯林枯落物储量及其持水特性. 林业科学, 2003, 39(5): 147-151.
- [17] 张雷燕,刘常富,王彦辉,时忠杰,何常清,,熊伟,于澎涛.宁夏六盘山南侧森林枯落物及土壤的水文生态功能研究.林业科学研究, 2007, 20(1): 15-20.

8

[18]	樊登星,余亲	新晓, 岳永杰,	朱建刚, 王雄宾	, 刘彦, 李金海	,武军.北京西山	」不同林分枯落物	层持水特性研究.	北京林业大学学报,	30(增
	2): 177-181								

- [19] 张峰,彭祚登,安永兴,陈峻崎,任云卯.北京西山主要造林树种林下枯落物的持水特性.林业科学,2010,46(10):6-14.
- [20] 魏强,凌雷,张广忠,闫沛斌,陶继新,柴春山,薛睿.甘肃兴隆山主要森林类型凋落物累积量及持水特性.应用生态学报,2011,22 (10):2589-2598.
- [21] Sato Y, Kumagai T, Kume A, Otsuki K, Ogawa S. Experimental analysis of moisture dynamics of litter layers-the effects of rainfall conditions and leaf shapes. Hydrological Processes, 2004, 18(16): 3007-3018.
- [22] 饶良懿,朱金兆,毕华兴.重庆四面山森林枯落物和土壤水文效应.北京林业大学学报,2005,27(1):33-37.
- [23] 雷瑞德. 秦岭火地塘林区华山松林水源涵养功能的研究. 西北林学院学报, 1984, 1(1): 19-33.
- [24] 文海燕, 赵哈林, 傅华. 开垦和封育年限对退化沙质草地土壤性状的影响. 草业学报, 2005, 14(1): 31-37.
- [25] 赵成章,石福习,董小刚,任珩,盛亚萍,高福元,杨文斌.祁连山北坡退化林地植被群落的自然恢复过程及土壤特征变化.生态学报 2011, 31(1):115-122.
- [26] 杨吉华,张永涛,李红云,夏江宝.不同林分枯落物的持水性能及对表层土壤理化性状的影响.水土保持学报,2003,17(2):141-144.
- [27] Maimer A. Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. Journal of Hydrology, 1996, 174(1/2): 129-148.
- [28] 刘霞,张光灿,李雪蕾,邢先双,赵玫.小流域生态修复过程中不同森林植被土壤入渗与贮水特征.水土保持学报,2004,18(6):1-5.
- [29] 马雪华. 森林水文学. 北京: 中国林业出版社, 1993.