

雅江河谷防沙治沙生态工程实施年限对沙地持水性能的影响

唐永发^{1,2}, 张宝军¹, 熊东红¹, 刘琳^{1,3}, 唐科明², 袁勇^{1,3}

(1.中国科学院、水利部成都山地灾害与环境研究所山地灾害与地表过程重点实验室, 成都 610041; 2.四川农业大学水利水电学院, 四川 雅安 625014; 3.中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:为探究雅鲁藏布江(下称“雅江”)河谷阶地 2 种类型防沙治沙生态工程(砂生槐灌木林、杨树人工林)实施对沙地持水性能的影响,测定了该区 6,12,30 年生态工程样地 0—30 cm 土层沙地持水性能和土壤理化性质,采用模糊数学法计算了土壤质量指数,分析了沙地持水性能的影响因素,并采用多元逐步回归法确定了主要影响因素。结果表明:(1)研究区 0—10 cm 土层砂生槐和杨树人工林土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量指标从 6~30 年增幅分别为 5.81%~9.19% 和 51.47%~71.48%,杨树人工林上述持水量指标是砂生槐的 1.02~1.60 倍。(2)杨树人工林促进沙地 0—10 cm 土层机械组成、容重、孔隙度等结构变化和有机质、全氮等养分含量提高均优于砂生槐。随实施年限变化,砂生槐上述土壤指标变化整体为 12 年最好,杨树人工林则依次为 30 年>10 年>6 年。(3)2 种生态工程 0—30 cm 土层土壤综合质量指数平均值随年限的增加呈增加趋势。相关分析和多元逐步回归分析结果表明,沙地持水性能与沙地机械组成、容重、孔隙度、有机质、全氮和全磷均呈极显著相关,其主要影响因素为毛管孔隙度、全氮和极细砂。综合可知,杨树人工林作为当地引进乔木种,其对沙地持水性能提升效果及持续作用均优于乡土种灌木砂生槐,能够更好地促进沙地恢复。研究结果可为认识区域沙地生态水文功能变化和生态工程建设提供数据参考。

关键词:生态工程; 持水性能; 理化性质; 实施年限; 雅江河谷

中图分类号:S157.1;S152.7⁺1

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2021)04-0055-09

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2021.04.009

Effects of Different Implementation Period of the Vegetation Ecological Projects on the Water Holding Capacity of Aeolian Sandy Land in the Yarlung Zangbo River Valley

TANG Yongfa^{1,2}, ZHANG Baojun¹, XIONG Donghong¹,

LIU Lin^{1,3}, TANG Keming², YUAN Yong^{1,3}

(1.Key Laboratory of Mountain Surface Hazards and Earth Surface Process, Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Ministry of Water Resources, Chengdu 610041; 2.College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Sichuan

Agricultural University, Ya'an, Sichuan 625014; 3.University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049)

Abstract: In order to explore the effects of two types of ecological projects (*Sophora moorcroftiana* (Benth.) Baker shrub and *Populus alba* L. plantation) on the water holding capacity of sandy land in the Yarlung Zangbo River Valley terraces, the water holding capacity and soil physicochemical properties of 0—30 cm soil layer in 6, 12 and 30 years ecological projects plots in this area were measured. The soil quality indexes of aeolian sandy lands in different projects areas were calculated by fuzzy mathematics method. The influencing factors of water holding capacity of aeolian sandy lands were analyzed, and the main influencing factors were determined by multiple stepwise regression method. The results showed that: (1) The saturated water holding capacity, capillary water holding capacity and field water holding capacity of 0—10 cm soil layer of *S. moorcroftiana* (Benth.) Baker shrub and *P. alba* L. plantation increased by 5.81% to 9.19% and 51.47% to 71.48% from 6 to 30 years, respectively, and each water holding index of *P. alba* L. plantation was 1.02 to 1.60 times of that of *S. moorcroftiana* (Benth.) Baker shrub. (2) *P. alba* L. plantation promoted better structural changes in mechanical particle, bulk density, porosity and had higher nutrient contents such as

收稿日期:2021-03-10

资助项目:第二次青藏高原综合科学考察研究(2019QZKK0404);中国科学院战略性先导科技(A类)专项(XDA20020401)

第一作者:唐永发(1996—),男,硕士研究生,主要从事土壤水文过程研究。E-mail: tangyongfa@stu.sicau.edu.cn

通信作者:熊东红(1974—),男,博士,主要从事土壤侵蚀与水土保持、山地地理研究。E-mail: dhxiong@imde.ac.cn

organic matter and total nitrogen in the 0—10 cm soil layer of aeolian sandy lands than *S. moorcroftiana* (Benth.) Baker shrub. With the increase of implementation years, the overall change of the above soil indicators in the 0—10 cm soil layer of *S. moorcroftiana* (Benth.) Baker shrub was best in 12 years, while that of *P. alba* L. plantation was 30 years > 10 years > 6 years. (3) The average value of soil quality index of the 0—30 cm soil layer of the two ecological projects showed an increasing trend with the increasing of implementation years. The results of correlation analysis and multiple stepwise regression analysis showed that the water holding capacity of sand lands was significantly correlated with the mechanical particle, bulk density, porosity, organic matter, total nitrogen and total phosphorus, and the main influencing factors were capillary porosity, total nitrogen and very fine sand. In conclusion, *P. alba* L. plantation, as a local introduced tree species, had better effect on improving water holding capacity and sustainability than native shrub of *S. moorcroftiana* (Benth.) Baker, which could promote the restoration of aeolian sandy lands. The research results could provide data reference for understanding the change of regional sand ecohydrological function and ecological projects construction.

Keywords: ecological projects; water holding capacity; physicochemical properties; implementation age; Yarlung Zangbo River Valley

土地沙化是一项全球性生态环境问题,一方面土地沙化直接导致土地质量退化,可利用面积减少,严重阻碍社会经济的发展;另一方面,土地沙化引起的沙尘暴等次生灾害对人类的生产生活同样造成多种危害^[1]。土地沙漠化过程中土壤和气候是最直接的影响因素,而植被是改变沙漠化敏感性最活跃、最基本的因素^[2]。已有研究^[3]表明,植被生态工程是治理土地沙化可持续发展最有效的措施之一。植被生长改变土壤性质和沙面小气候,促进沙地防风固沙能力和沙地生物多样性提高,通过对沙地地表特性与土壤环境的影响,改良沙地土壤状况,促进沙地恢复^[4]。土壤持水量是影响土地沙化过程的重要指标,是沙地恢复过程中关键的限制因素^[5]。土壤水是植被根系吸收水分的唯一来源,其含量高低决定着植被能够从干旱易渗的沙地环境中获取水分的难易程度;植被生长促进沙地土壤持水性能提高,反过来为植被生长提供更多水分。提高土壤持水性能将有效改善沙地水分条件,促进沙地植被在自然力条件下进行自然演替。高亮等^[6]对科尔沁沙地研究发现,5种治理措施均促进沙地土壤水分状况明显改善,其中小叶锦鸡儿对水分的持蓄能力最高;李凤英等^[7]对鄱阳湖滨4种植被类型沙地持水能力研究发现,不同植被类型沙地持水能力不同,土壤持水量大小依次为湿地松>蔓荆子>刺槐>荒草地;姬生勋等^[8]、李永涛等^[9]研究发现,杨树人工林和怪柳人工林在实施初期8年内土壤持水能力随林龄增加而增加;而韩路等^[10]研究认为,胡杨林土壤持水量从演替初期到中期至后期呈现倒“V”形变化,中期成熟林最高;赵栋等^[11]研究发现,狼牙刺土壤持水量随封育年限也呈倒“V”形变化,封育13年样地持水量最高,提出封育一定时间后应当

进行人为干预。因此,确定不同类型、实施年限防沙治沙生态工程持水性能差异和变化规律对生态工程实施及管理具有重要意义。

雅江流域山南宽谷位于西藏自治区拉萨机场下游,毗邻自治区首府拉萨市,是西藏重要的经济、政治、文化中心,人类活动频繁。该区现有土地沙化面积523.1 km²^[12],土地沙化带来的生态环境问题与人类生存之间的矛盾极为突出。因此,近30年来,中央及自治区各级政府在该区实施大量的生态工程以促进沙地恢复和生态环境质量改善。经过多年实施,雅江河谷沙化地面积逐渐降低,景观生态明显改善;林地郁闭度增加,地面粗糙度提高,沙尘天气次数也大幅降低^[13]。目前,关于河谷沙地的研究主要集中于沙化地空间分布^[14]、演变趋势^[15]和植被多样性变化^[16]等。李海东等^[17]研究了该区不同类型沙地土壤水分空间异质性认为,不同类型沙地、沙丘部位所表现出的水分差异是由江水水位变化、微地形和风沙运动导致;王涛等^[18]对山坡流动沙地花棒理化性质进行研究认为,花棒作为一种山坡沙地人工恢复植物,对该区沙地恢复具有良好作用,而关于河谷阶地生态工程持水性能随实施年限变化的研究则鲜有报道。本文通过对雅江河谷近30年来实施的2种类型不同年限生态工程持水性能展开研究,评估2种类型工程对持水性能的影响差异,分析沙地持水性能的影响因素,确定沙地持水性能随生态工程实施年限的变化规律,为西藏生态安全屏障成效评估提供数据支撑,也为区域生态工程实施及管理提供依据和参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于西藏自治区雅江中游山南宽谷河谷两岸(29°17′44″—29°19′04″N,91°06′38″—91°36′26″E),属

高原温带季风半干旱气候。年平均降水量 300~450 mm,年蒸发量达 2 688.5 mm,蒸发量是降雨量的 7 倍左右^[19]。年内降雨分布不均,主要集中于 6—9 月,占全年降雨量的 90%以上;干旱季从 10 月持续至翌年 5 月,持续时间长,蒸发强度大。当雅江从峡谷进入宽谷后,河流断面面积增大,流速降低,每年超 78 万 t^[20]泥沙在该区淤积,形成大量江心洲、河漫滩。冬春枯水期,江水水位与丰水期落差达 4 m,淤积泥沙裸露在空气中,成为丰富的沙源物质。同时,冬春枯水期受西风带急流与山谷风环流叠加作用,风力强劲,且持续天数长。出露的江心洲、河漫滩沙物质被大风吹向两岸宽阔的河谷阶地,造成严重的土地沙化。研究区土壤类型以风沙土为主,植被类型为山地灌丛草原^[21]。随着土地沙化治理生态工程的稳步推进,雅江河谷景观生态有较大的恢复和发展^[13],形成以乡土种保护、人工林引种为主体的植被生态工程景观,其中乡土种以砂生槐(*Sophora moorcroftiana* (Benth.) Baker)灌木、藏沙蒿(*Artemisia wellbyi* Hemsl.)草本为主,人工林以银白杨(*Populus alba* L.)、旱柳(*Salix matsudana* Koidz)等乔木为

主。此外,杨树人工林林下伴生有早熟禾(*Poa annua* L.)、白草(*Pennisetum flaccidum* Grisebach)、固沙草(*Orinus thoroldii* (Stapf ex Hemsl.) Bor)等草本。

1.2 研究方法

1.2.1 样地选择与土壤样品采集

试验于 2020 年 7 月进行,经过多次实地调查,在充分考虑样地地形地貌条件(均位于河谷平缓阶地)、土壤类型(均为风沙土)、生态工程保护情况(围栏保护)等立地条件一致的情况下,选择宽谷区河谷阶地 3 种不同实施年限的砂生槐灌木和杨树人工林生态工程样地为研究对象。其中,砂生槐样地年限为 6, 12, 30 年,杨树人工林样地年限为 6, 10, 30 年。各样地年限基于生态工程公示牌、遥感历史影像判识和护林员走访等综合确定。此外,选择宽谷区内一活跃裸露沙地为对照。样地基本信息见表 1,根系生物量见表 2。在每个样地中随机选择 3 个样点,分 3 层进行土样采集(0—10, 10—20, 20—30 cm)。用容积为 100 cm³的环刀采集各层原状土以测定土壤容重、孔隙度和持水量;同时,在每层采集混合土样约 500 g 用于测定土壤机械组成、有机质、全氮和全磷含量。

表 1 样地基本情况

样地编号	工程年限/年	经纬度	海拔/m	主要类型	植被盖度/%	主要植被
CK	0	29°18'26"N, 91°32'41"E	3565	—	—	—
SSH6	6	29°18'44"N, 91°22'15"E	3590	灌木	35.7	砂生槐、藏沙蒿
SSH12	12	29°18'20"N, 91°32'16"E	3565	灌木	56.0	砂生槐、藏沙蒿
SSH30	30	29°18'22"N, 91°36'26"E	3651	灌木	62.3	砂生槐
YS6	6	29°18'52"N, 91°28'55"E	3575	乔灌	51.7	银白杨、砂生槐
YS10	10	29°19'04"N, 91°21'17"E	3611	乔灌	75.6	银白杨、砂生槐、早熟禾
YS30	30	29°17'44"N, 91°06'38"E	3568	乔草	97.2	银白杨、早熟禾

1.2.2 各指标测定方法与计算

土壤理化性质测定分析参照《土壤农化分析》^[22],容重、孔隙度采用环刀法测定;土壤机械组成采用马尔文激光粒度仪法测定,采用美国制对土壤机械组成进行分类:黏粒(<0.002 mm)、粉粒(0.002~0.05mm)、极细砂(0.05~0.1 mm)、细砂(0.1~0.25 mm)、中砂(0.25~0.5 mm)、粗砂(0.5~2 mm)。土壤有机质采用重铬酸钾外加热氧化法测定,土壤全氮采用凯氏定氮法测定,土壤全磷采用 HClO₄—H₂SO₄消煮钼锑抗比色法测定。土壤饱和持水量、毛管持水量和田间持水量采用浸泡法测定,计算公式为:

$$C_{\max} = (m_1 - m_4) / (m_4 - m_0) \times 1000 \quad (1)$$

$$C_c = (m_2 - m_4) / (m_4 - m_0) \times 1000 \quad (2)$$

$$C_f = (m_3 - m_4) / (m_4 - m_0) \times 1000 \quad (3)$$

式中: C_{\max} 为饱和持水量(g/kg); C_c 为毛管持水量(g/kg); C_f 为田间持水量(g/kg); m_1 为浸泡 24 h 环刀质量(g); m_2 为置于干砂 2 h 后环刀质量(g); m_3 为置于干砂 48 h 后环刀质量(g); m_4 为 105 °C 环境下烘干 24 h 环刀

质量(g); m_0 为空环刀质量(g)。

表 2 各样地根系生物量分布情况

样地编号	单位:t/hm ²		
	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
CK	—	—	—
SSH6	0.47	0.66	1.07
SSH12	0.91	3.05	4.15
SSH30	2.25	2.84	5.12
YS6	2.28	4.26	2.15
YS10	2.92	4.78	3.02
YS30	6.39	5.01	2.57

1.2.3 土壤质量指数

沙地土壤恢复受多种影响因子共同作用,单一的土壤指标不能准确反映土壤恢复情况,通过模糊数学模型中的隶属函数值法对土壤理化指标进行综合计算,所得土壤综合质量指数 SQI (soil quality index)能够更科学、准确地评价沙地恢复情况^[23]。计算公式为:

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i T_i \quad (4)$$

式中: W_i 为第 i 种参评指标所对应的权重值, 参评指标由土壤持水量、结构、养分等指标组成; n 为参评指标个数; T_i 为第 i 种参评指标所对应的隶属度值。

(1) 隶属度值的确定。 T_i 为第 i 种参评指标所对应的“S”型隶属度函数中的隶属度值, x 为该因子的实测值, a 、 b 为隶属度值转折点; a 与 b 分别选取研究样地中土壤指标最大值及最小值作为上、下限。公式(5)为“S”升型曲线, 其中持水量指标、土壤机械组成中的细颗粒(黏粒、粉粒、极细砂)、孔隙度、有机质、全氮和全磷为升型指标; 公式(6)为“S”反降型曲线, 其中土壤机械组成中的大颗粒(细砂、中砂、粗砂)和容重为降型指标。

$$f(x) = \begin{cases} 1.0 & (x \geq b) \\ 0.9 \times \frac{x-a}{b-a} + 0.1 & (a \leq x < b) \\ 0.1 & (x < a) \end{cases} \quad (5)$$

$$f(x) = \begin{cases} 1.0 & (x \leq b) \\ 0.9 \times \frac{x-a}{b-a} + 0.1 & (b < x \leq a) \\ 0.1 & (x > a) \end{cases} \quad (6)$$

(2) 权重值的确定。各项参评指标的权重值通过计算公因子方差进行确定, 计算出每一项指标公因子方差占有公因子方差之和的比例, 该比例即为该项评价指标的权重值, 所有指标权重值之和为 1。

1.2.4 数据处理 采用 Excel 2016 和 SPSS 20.0 软件进行数据整理及统计分析。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和 Duncan 法进行不同处理间各土壤理化性质及持水性能指标差异显著性检验, 采用因子分析确定公因子方差, 运用 Pearson 相关性系数检验土壤持水性能指标与各理化性质的相关性, 采用多元逐步回归分析和通径分析确定土壤有效持水量(田间持水量)的主要影响因素和影响程度。使用 Origin Pro 2015 软件作图。

2 结果与分析

2.1 土壤持水性能的变化

2 种生态工程实施后, 生态工程样地 0—10 cm 土层土壤各持水量指标均有显著提高(表 3)。相比裸露沙地对照, 砂生槐灌木林样地饱和持水量、毛管持水量和田间持水量分别提高 45.98%~59.39%, 41.58%~49.87%和 52.11%~60.94%; 杨树人工林样地上述持水量则分别提高 68.82%~155.71%, 45.01%~135.02%和 50.40%~157.91%。随实施年限增加, 砂生槐样地土壤饱和持水量、毛管持水量、田间持水量均表现为 30 年样地最高, 较初期 6 年分别提高 9.19%, 5.85%和 5.81%, 但差异均不显著; 杨树人工林样地则分别提高 51.47%, 62.08%和 71.48%。

对比相同实施年限 2 种生态工程土壤持水量发现, 6, 10, 30 年杨树人工林饱和持水量分别是相同年限砂生槐样地的 1.16, 1.47, 1.60 倍; 毛管持水量为 1.02, 1.33, 1.56 倍。除 6 年杨树人工林田间持水量略低于砂生槐外, 10, 30 年样地分别是砂生槐的 1.40, 1.60 倍。10—30 cm 土层砂生槐上述持水量指标随年限变化趋势不明显, 整体水平低于杨树人工林, 杨树人工林则随年限仍呈增加趋势。说明 2 种生态工程实施后表层 0—10 cm 土壤持水性能均明显提升, 随实施年限增加基本表现为高年限优于低年限样地, 且杨树人工林提升效果优于砂生槐, 同时也说明 2 种类型生态工程实施不同年限后引起的地表特性与土壤环境变化不同, 进而土壤持水性能的变化也不同。

2.2 土壤基本理化性质随实施年限的变化

2.2.1 土壤机械组成 2 种生态工程实施后, 土壤机械组成发生显著变化($P < 0.05$)。从图 1 可以看出, 裸露沙地各土层均以大颗粒(细砂、中砂、粗砂)为主, 含量高达 93.92%~99.60%; 砂生槐灌木林与杨树人工林实施后大颗粒含量分别降至 48.17%~73.74%, 10.28%~66.93%。相同实施年限砂生槐各层土壤大颗粒含量均高于杨树人工林, 这也说明杨树人工林相比砂生槐对沙地土壤机械组成细化效果更好。随实施年限增加, 砂生槐样地土壤细颗粒含量(极细砂、粉粒、黏粒)均表现为 0—10 cm 土层最高, 且 12 年样地明显高于 6 年和 30 年样地; 杨树人工林样地各土层土壤细颗粒含量表现为 30 年 > 10 年 > 6 年, 其中实施初期(6 年)0—10 cm 土层土壤小颗粒含量高于 10—30 cm 土层, 10 年与 30 年样地则表现为 0—10 cm 低于 10—30 cm 土层, 说明在生态工程实施初期, 植被生长过程主要发生在土壤表层, 对土壤细化的作用与地表植被生长状况有关。随着实施年限增加, 砂生槐逐渐出现老化现象, 防风固沙能力降低, 导致其 30 年样地 0—10 cm 土层细颗粒含量低于 12 年样地。10—30 cm 土壤由于不受风蚀影响, 随年限增加得以发展和积累, 高年限样地细化趋势整体优于低年限。杨树人工林从 6~30 年不断生长发展, 林下草本根系发达, 成土作用随土层深度增加有增强趋势。

2.2.2 土壤容重与孔隙度 与裸露沙地相比, 2 种生态工程实施后 0—10 cm 土层土壤容重均显著降低, 孔隙度显著提高(图 2, $P < 0.05$)。相比裸露沙地, 砂生槐灌木林样地表层土壤容重降低 14.67%~19.33%, 总孔隙度与毛管孔隙度分别提高 24.63%~28.61%, 19.18%~21.21%。杨树人工林样地表层土壤容重降低 20.00%~39.33%, 总孔隙度与毛管孔隙度分别增加 32.67%~53.32%, 15.02%~41.55%。6, 10, 30 年杨树人工林土壤容重较相同实施年限砂生槐样地分别

降低 6.25%, 21.43% 和 24.79%, 总孔隙度分别提高 6.45%, 13.46% 和 19.21%。杨树人工林 6 年样地毛管孔隙度低于 6 年砂生槐, 这可能是由于 2 种植物生长阶段差异导致; 10, 30 年则分别提高 3.54%, 16.78%。在 10—30 cm 土层, 砂生槐样地土壤容重与孔隙度变化不明显; 杨树人工林实施初期(6 年)变化也不明显, 但杨树人工林 10 年与 30 年样地土壤容重显著降低, 总孔隙度与毛管孔隙度均显著提高。随实施年限增加, 砂生槐样地 0—10 cm 土层土壤容重呈降低趋势, 但差异不显著;

10—30 cm 土层土壤容重与孔隙度无明显变化趋势。杨树人工林样地 0—30 cm 土层土壤容重均随年限变化呈降低趋势, 土壤孔隙度呈增加趋势, 差异性表现为 10 年与 30 年显著高于 6 年样地。说明 2 种生态工程实施不同年限均引起表层土壤容重、孔隙度等土壤结构指标变化。由于杨树人工林群落结构更丰富, 随实施年限增加枯落物蓄积、风积作用和根系生长作用均强于砂生槐, 使得杨树人工林对沙地土壤结构改善作用优于砂生槐, 且随实施年限增加对深层土壤也有显著影响。

表 3 不同样地土壤持水量

单位: g/kg

样地类型	饱和持水量			毛管持水量			田间持水量		
	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm	0—10 cm	10—20 cm	20—30 cm
CK	256.35±15.62Bc	282.96±12.16Ac	287.23±13.72Ab	242.28±17.60Bd	257.63±19.71Abc	258.77±22.73Ab	208.92±30.62Ad	218.53±25.74Ac	219.78±29.65Ab
SSH6	374.21±27.69Ab	278.85±25.56Bc	283.66±35.88Bb	343.03±21.88Ac	259.06±32.88Bbc	269.31±39.53Bb	317.78±14.35Ac	238.10±30.57ABbc	251.88±49.81Bb
SSH12	391.32±33.10Ab	252.46±18.57Bc	254.59±20.98Bb	343.59±26.61Ac	231.08±16.14Bc	236.85±16.91Bb	306.00±29.04Ac	218.50±15.20Bc	224.63±19.40Bb
SSH30	408.60±37.32Ab	312.43±39.61Bc	291.57±21.80Bb	363.11±18.09Ac	297.85±35.90Bb	271.91±14.19Bb	336.23±20.90Ac	277.48±44.46ABb	245.29±19.21Bb
YS6	432.76±82.52Ab	300.06±62.50Bc	271.60±23.15Bb	351.32±27.56Ac	265.53±31.36Bbc	253.44±19.20Bb	314.22±25.22Ac	254.09±30.76Bbc	239.57±25.48Bb
YS10	575.37±81.65Aa	407.16±21.52Bb	392.94±11.92Ba	457.31±34.47Ab	384.65±13.96Bb	374.62±15.62Ba	427.87±31.63Ab	364.42±7.62Ba	362.37±14.28Ba
YS30	655.52±106.1Aa	451.08±69.68Ba	422.61±14.02Ba	569.41±66.91Aa	405.96±28.50Ba	402.41±14.70Ba	538.82±61.44Aa	378.19±31.71Ba	386.44±27.83Ba

注: 表中数据为平均值±标准差; 同行不同土层大写字母不同土层间差异显著($P < 0.05$); 同列不同小写字母不同样地类型间差异显著($P < 0.05$)。

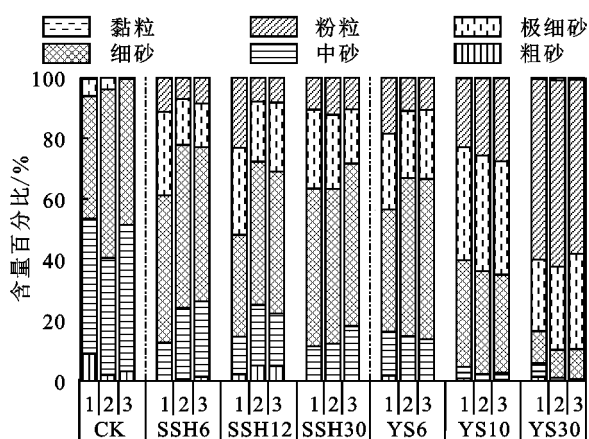


图 1 不同样地土壤机械组成

2.2.3 土壤养分 相较于裸露沙地, 2 种生态工程实施后沙地土壤有机质、全氮含量均显著提高, 全磷变化不明显($P < 0.05$)。从图 3 可以看出, 裸露沙地 0—10 cm 土层有机质、全氮含量极低(有机质含量最高仅 0.13 g/kg, 全氮含量不足 0.1 g/kg); 2 种生态工程样地有机质、全氮含量则分别达到 2.98~39.61, 0.26~2.42 g/kg, 均明显提高。随实施年限增加, 砂生槐灌木林样地 0—10 cm 土层土壤有机质、全氮含量均表现为 12 年样地最高, 分别为 9.49, 0.65 g/kg; 10—30 cm 土层土壤有机质、全氮含量在不同年限之间差异不显著。杨树人工林样地随实施年限增加表层土壤有机质、全氮、全磷含量均呈增加趋势, 其中 30 年样地 0—10 cm 土层土壤有机质、全氮含量分别高达 39.61, 2.42 g/kg, 均处于较高水平; 在 10—30

cm 土层, 10 年杨树人工林样地土壤有机质含量显著高于其他年限样地, 全氮随年限呈增加趋势, 全磷含量变化不明显。6, 30 年砂生槐 0—10 cm 土壤有机质、全氮均低于杨树人工林, 12 年砂生槐则高于杨树人工林, 这可能是由于 12 年砂生槐正值成熟期且为豆科植物, 固氮作用强而使得表层有机质和全氮含量较高, 表明土壤养分的积累与植被生长状况有关。砂生槐灌木随年限增加出现老化现象导致其表层养分积累呈现 12 年样地最高, 而 10—30 cm 由于不受风蚀影响, 养分得以积累。

2.2.4 土壤质量指数 2 种生态工程实施后, 土壤质量指数均明显提高(图 4)。相比裸露沙地(0.196), 砂生槐灌木林与杨树人工林样地平均土壤质量指数范围分别为 0.302~0.359, 0.369~0.724, 分别提高 54.08%~83.16%, 88.27%~269.39%; 杨树人工林 6, 10, 30 年样地平均土壤质量指数较砂生槐分别提高 19.82%, 90.78% 和 93.91%。随实施年限增加, 2 种生态工程样地土壤质量指数平均值均随年限增加呈递增趋势。随实施年限增加, 砂生槐样地 0—10 cm 土层土壤质量指数表现为 12 年样地最高, 10—30 cm 土层则表现为 30 年最高。这是由于 12 年砂生槐生长状况优于 30 年且生长作用主要集中于表层, 其对表层土壤的影响作用最强。而随着年限增加, 30 年砂生槐老化导致其防风固沙能力减弱, 土壤综合质量指数有所降低, 10—30 cm 土层由于不受风蚀作用影响, 随着植被根系向下发展, 30 年砂生槐

表 4 土壤持水性能与理化性质的相关分析

土壤理化性质	饱和持水量	毛管持水量	田间持水量
黏粒	0.463**	0.542**	0.566**
粉粒	0.709**	0.785**	0.798**
极细砂	0.546**	0.577**	0.624**
细砂	-0.678**	-0.743**	-0.743**
中砂	-0.595**	-0.646**	-0.696**
粗砂	-0.361**	-0.407**	-0.428**
容重	-0.984**	-0.958**	-0.939**
总孔隙度	0.952**	0.957**	0.945**
毛管孔隙度	0.802**	0.897**	0.903**
非毛管孔隙度	0.712**	0.546**	0.506**
有机质	0.773**	0.776**	0.763**
全氮	0.831**	0.848**	0.837**
全磷	0.434**	0.427**	0.377**
根系	0.425**	0.452**	0.498**
SQI	0.789**	0.848**	0.871**

注: * 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关; ** 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关; $n = 63$ 。

表 5 通径系数的分解

指标	与田间持水量 的简单相关系数	直接通径 系数	间接通径系数			合计
			毛管孔隙度	全氮	极细砂	
毛管孔隙度	0.903	0.503	—	0.301	0.009	0.400
全氮	0.837	0.455	0.332	—	0.050	0.382
极细砂	0.624	0.155	0.323	0.146	—	0.469

3 讨论

土壤持水能力是衡量土壤水文调节功能强弱的指标,也是土壤涵养水源能力的重要体现。在本研究中,30 年砂生槐灌木林地土壤饱和持水量、毛管持水量、田间持水量均高于其他 2 种年限样地;杨树人工林上述持水量指标随年限呈增加趋势。谭学进等^[24]研究发现,土壤田间持水量随着年限增加呈增大趋势,与本研究中杨树人工林变化相似(表 3)。但与砂生槐灌木林变化不一致,可能是由于土壤中毛管孔隙度分配差异所致。本研究中,毛管孔隙度与全氮含量是影响田间持水量的主要因素,极细砂主要通过改变毛管孔隙度对田间持水量产生影响(表 4 和表 5)。王玮璐等^[25]研究发现,田间持水量与容重显著负相关,与有机质、全氮等显著正相关,且田间持水量的直接主导因子是毛管孔隙度含量;有机质通过对毛管孔隙度影响间接影响田间持水量大小,主要影响因素与本研究结果一致,间接影响因子不同可能是由于立地条件差异导致土壤机械组成和养分含量差异所致。Werner 等^[26]研究发现,土壤有机质与土壤持水性能存在正相关关系,这是由于有机质含量变化改变土壤胶体状况^[27],提高土壤对水分的吸附能力。可见,随着植被生长发育,土壤结构与养分含量发生变

化均直接或间接地促进土壤持水性能发生变化。

土壤颗粒组成变化是土壤形成、发育及进化的标志,良好的土壤颗粒组成有利于土壤团聚体形成,增加孔隙度,提高土壤涵养水源能力^[28]。生态工程实施改变地表特性,植被生长过程提高地表覆盖度和粗糙度,有效降低地表风速,减弱风蚀作用,风积作用得以加强,避免土壤中细颗粒被吹蚀,同时植被枝干捕尘滞尘也有效促进沙地表面物理性黏粒积累。此外,植被生长改变沙地土壤环境,枯落物混入以及根系生长引起的土壤物理及化学作用促进表层土壤颗粒分解,提高土壤细颗粒含量^[29]。钱洲等^[30]研究发现,随着实施年限的增加,土壤中砂粒含量逐渐降低,粉粒含量逐渐增加,与本研究结果相似(图 1);Li 等^[31]在腾格里沙漠的研究发现,随着固沙植被的发展,土壤颗粒呈细化趋势。土壤中细颗粒含量增加后,可有效提高土壤表面能,增加土壤比表面积,提高土壤对水分的吸持作用,使得土壤持水性能得到提升。

土壤容重和孔隙度是反映土壤结构好坏的重要指标。土壤中细颗粒含量的增加,促进土壤团聚体形成,根系在土壤中穿插生长使得土壤容重与孔隙度分布状况得以改善,土壤结构更加稳定。韩路等^[10]在塔里木荒漠河岸林研究发现,在不同演替阶段,土壤容重与孔隙度表现为中期优于其他演替阶段,与本研究杨树人工林变化不一致(图 2)。分析发现,在韩路等^[10]的研究中,演替后期植被盖度降低至 15%,出现衰败、秃顶现象。而本研究中 30 年杨树人工林正值成熟期,植被盖度高达 97.2%,植被生长作用强,对林下土壤容重和孔隙度的改良明显。黄蓉等^[32]对不同封育年限草地研究发现,土壤容重随深度增加呈增加趋势,与本研究中杨树人工林变化一致(图 2),这是由于本研究中杨树人工林林下伴生有大量草本,随着演替过程的发展,沙生植物及深根植物加速衰败,多年生草本及浅根灌木开始生长发育^[33],进而使得根系在浅层土壤分布密集,促进浅层土壤容重降低,孔隙度增加,为水分在土壤中的存储提供更多的空间,提高土壤涵养水源能力。

植被生长势必会引起土壤养分变化,而土壤养分变化反映植物与土壤相互作用的本质关系和动态特征。随着植被生长演替,枯枝落叶分解可提高土壤养分含量,为植物生长提供基础营养物质,反过来促进植被生长^[34]。植被演替过程中固定沙地土壤,改变土壤颗粒组成,改善土壤结构,有效遏制养分流失,形成相对稳定的土壤环境,为土壤动物及微生物等提供理想的栖息场所。已有研究^[35]表明,有机质含量与

土壤动物数量呈显著正相关,而一定程度上土壤动物的活动可促进土壤结构改善^[25],随着土壤中物种丰富度的提高,土壤中物理、化学和生物作用加强,促进土壤养分含量处于较高的水平。张宁宁等^[36]对毛乌素沙地不同年代樟子松林地研究发现,不同年代樟子松林地土壤有机质含量相比裸地均显著提高,且随实施年限增加呈增加趋势,随土层深度增加呈降低趋势,与本研究杨树人工林变化相似(图 3);赵栋等^[11]研究发现,干旱河谷不同封育年限狼牙刺土壤全氮、全磷含量在土壤表层聚集,逐渐形成“肥岛”效应,整体表现为 13 年最好,与本研究中砂生槐样地 12 年最高相似(图 3)。相关分析发现,土壤养分含量与土壤持水量指标呈极显著正相关(表 4)。这是由于养分在土壤中分布,一方面通过自身对水分的吸附作用提高土壤持水能力,另一方面通过改变土壤环境使得土壤结构改善,促进土壤持水能力提高。

单一的土壤物理性质和化学性质指标无法综合判断土壤好坏,土壤质量指数是根据不同指标的正负效应计算的综合性指数,可对土壤质量进行综合判断。本研究中,裸露沙地土壤质量指数最差,生态工程实施后土壤质量指数明显提高;随实施年限增加,土壤质量指数呈增加趋势(图 4)。马宁等^[37]对神东矿区典型植被不同恢复年限对土壤质量指数研究发现,随着年限增加,除沙棘与黑沙蒿土壤质量指数随年限增加呈先增加后降低的趋势以外,其他样地均随年限呈增加趋势。本研究中(图 4),杨树人工林生长处于 30 年左右,正处于成熟林阶段,对土壤的作用最强;而 30 年砂生槐灌木有老化现象,对表层土壤的影响减弱,表层土壤质量指数出现降低是最直接的体现^[38]。整体而言,土壤综合质量指数是土壤持水量、结构、养分的综合反映,而土壤综合质量指数与土壤持水量指标呈极显著正相关,说明土壤质量的综合提升对土壤持水性能的提高具有明显促进作用。

20 世纪 90 年代,西藏自治区政府紧密结合生态环境建设需求,高度重视生态环境恢复与治理,在雅江河谷实施了大量防沙治沙生态工程;2009 年国务院第 50 次常务会议通过了《西藏生态安全屏障保护与建设规划(2008—2030)》,提出用 5 个“五年规划”时间基本完成西藏生态安全屏障建设。因此,研究区内以 20 世纪 90 年代(30 年)、2009 年前后(10 年左右)和 2014 年(6 年)生态工程最为常见。本研究仅对最常见的 3 种年限生态工程进行研究,今后应当加强多时间梯度下生态工程沙地持水性能研究。

4 结论

(1)雅江河谷 2 种生态工程实施对沙地土壤持水性

能产生一定影响。相比裸露沙地,杨树人工林样地沙地持水性能增加较为明显,且随实施年限增加呈明显增加趋势;砂生槐灌木样地沙地持水性能也有一定程度提升,随实施年限增加持水性能有微弱增加趋势。

(2)与裸露沙地相比,2 种生态工程实施均明显促进沙地土壤颗粒细化、容重降低、孔隙度增加和有机质、全氮等养分含量增加,且杨树人工林变化优于砂生槐。随生态工程实施年限的延长,杨树人工林沙地土壤细颗粒含量、孔隙度、有机质和全氮均呈增加趋势;砂生槐灌木样地则整体表现为 12 年 > 30 年 > 6 年。2 种生态工程样地土壤大颗粒含量和土壤容重均随年限增加呈降低趋势。

(3)与裸露沙地相比,2 种生态工程实施均提高沙地综合土壤质量指数。杨树人工林各层土壤质量指数随年限增加呈增加趋势;12 年砂生槐灌木样地表层 0—10 cm 土壤质量指数最高,0—30 cm 内则整体随年限增加呈增加趋势。相关分析表明,土壤持水量与机械组成、容重、孔隙度、有机质、全氮、全磷等均极显著相关。多元逐步回归分析表明,促进沙地田间持水量提高的主要影响因素是毛管孔隙度、全氮和极细砂含量。

综合分析表明,雅江河谷生态工程实施有利于沙地土壤持水性能提升与土壤理化性质向良好方向发展。杨树人工林由于群落结构更丰富,其对地表特性与土壤环境的影响更强烈,相同年限杨树人工林沙地持水性能提升效果优于砂生槐灌木,且随实施年限增加持水性能提升幅度也更明显。

参考文献:

- [1] 常海涛,刘任涛,刘佳楠,等.草方格造林固沙过程中土壤性质变化及分形特征:以腾格里沙漠东南缘为例[J].水土保持学报,2018,32(6):58-65.
- [2] Wei W, Guo Z C, Shi P J, et al. Spatiotemporal changes of land desertification sensitivity in northwest China from 2000 to 2017[J].Journal of Geographical Sciences, 2021,31(1):46-68.
- [3] Deng J F, Li J H, Deng G, et al. Fractal scaling of particle-size distribution and associations with soil properties of Mongolian pine plantations in the Mu Us Desert, China[J].Scientific Reports,2017,7(1):6742.
- [4] Zhang T H, Zhao H L, Li S G, et al. A comparison of different measures for stabilizing moving sand dunes in the Horqin Sandy Land of Inner Mongolia, China[J]. Journal of Arid Environments,2004,58(2):203-214.
- [5] 赵丹阳,毕华兴,侯贵荣,等.晋西黄土区典型林地土壤水分变化特征[J].水土保持学报,2021,35(1):181-187.
- [6] 高亮,高永,韩彦隆,等.不同治理措施下科尔沁沙地南缘土壤质地与持水特性研究[J].水土保持通报,2018,38

- (4):1-6.
- [7] 李凤英,张露,何小武,等.鄱阳湖滨不同植被类型沙地土壤有效持水能力研究[J].水土保持研究,2019,26(2):107-111.
- [8] 姬生勋,刘玉涛,董智,等.黄泛平原风沙区不同造林年限林地土壤风蚀与理化性质的变化[J].水土保持研究,2011,18(3):158-161.
- [9] 李永涛,李宗泰,王振猛,等.滨海盐碱区不同林龄柞柳人工林土壤水分物理性质差异性[J].东北林业大学学报,2018,46(9):75-79.
- [10] 韩路,王海珍,彭杰,等.塔里木荒漠河岸林植物群落演替下的土壤理化性质研究[J].生态环境学报,2010,19(12):2808-2814.
- [11] 赵栋,屠彩芸,李丹春.封育年限对干旱河谷灌丛土壤理化性质的影响[J].水土保持通报,2017,37(2):39-44.
- [12] Shen W S, Li H D, Sun M, et al. Dynamics of aeolian sandy land in the Yarlung Zangbo River basin of Tibet, China from 1975 to 2008 [J]. Global and Planetary Change, 2012, 86/87: 37-44.
- [13] 王小丹,程根伟,赵涛,等.西藏生态安全屏障保护与建设成效评估[J].中国科学院院刊,2017,32(1):29-34.
- [14] 赵银兵,何政伟,倪忠云,等.雅鲁藏布江曲水—乃东段沙化空间特征研究[J].干旱区资源与环境,2012,26(8):135-140.
- [15] 袁磊,沈渭寿,李海东,等.雅鲁藏布江中游河谷区域风沙化土地演变趋势及驱动因素[J].生态与农村环境学报,2010,26(4):301-305.
- [16] 廖承锐,吕国屏,王涛,等.西藏河滩流动沙地植被恢复及物种多样性变化[J].南京林业大学学报(自然科学版),2018,42(2):89-96.
- [17] 李海东,沈渭寿,林乃峰,等.雅鲁藏布江中游河岸交错带沙地土壤水分的空间异质性[J].农业工程学报,2012,28(6):150-155.
- [18] 王涛,司万童,闫瑞强,等.花棒(*Hedysarum scoparium*)对雅鲁藏布江中游山坡流动沙地土壤理化性质的影响[J].生态与农村环境学报,2020,36(12):1619-1625.
- [19] 李海东,沈渭寿,邹长新,等.西藏拉萨机场周边风沙源空间分布及演变趋势[J].生态学报,2010,30(21):5716-5727.
- [20] 李森,王跃,哈斯,等.雅鲁藏布江河谷风沙地貌分类与发育问题[J].中国沙漠,1997(4):10-18.
- [21] 李海东,沈渭寿,方颖,等.雅鲁藏布江中游河岸带几种主要沙生植物种群点格局分析[J].植物生态学报,2011,35(8):834-843.
- [22] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000.
- [23] 李清雪,贾志清.高寒沙地不同植被恢复类型土壤肥力质量差异及评价[J].土壤通报,2015,46(5):1145-1154.
- [24] 谭学进,穆兴民,高鹏,等.黄土区植被恢复对土壤物理性质的影响[J].中国环境科学,2019,39(2):713-722.
- [25] 王玮璐,贺康宁,张潭,等.青海高寒区水源涵养林土壤机械组成和理化性质对其饱和导水率和持水能力的影响[J].植物资源与环境学报,2020,29(2):69-77.
- [26] Werner W J, Sanderman J, Melillo J M. Decreased soil organic matter in a long-term soil warming experiment lowers soil water holding capacity and affects soil thermal and hydrological buffering[J/OL]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2020, 125(4). DOI: 10.1029/2019jg005158.
- [27] 张耀方,赵世伟,王子龙,等.黄土高原土壤团聚体胶结物质的分布及作用综述[J].中国水土保持科学,2015,13(5):145-150.
- [28] 李从娟,雷加强,高培,等.人工防护林作用下风沙土成土过程的研究进展[J].土壤学报,2012,49(6):1227-1234.
- [29] 许婷婷,董智,李红丽,等.不同设障年限沙丘土壤粒径和有机碳分布特征[J].环境科学研究,2014,27(6):628-634.
- [30] 钱洲,俞元春,俞小鹏,等.毛乌素沙地飞播造林植被恢复特征及土壤性质变化[J].中南林业科技大学学报,2014,34(4):102-107.
- [31] Li X R, Xiao H L, He M Z, et al. Sand barriers of straw checkerboards for habitat restoration in extremely arid desert regions[J]. Ecological Engineering, 2006, 28(2): 149-157.
- [32] 黄蓉,王辉,王蕙,等.围封年限对沙质草地土壤理化性质的影响[J].水土保持学报,2014,28(1):183-188.
- [33] 徐丽恒,王继和,李毅,等.腾格里沙漠南缘沙漠化逆转过程中的土壤物理性质变化特征[J].中国沙漠,2008(4):690-695.
- [34] 杨梅焕,朱志梅,曹明明,等.毛乌素沙地东南缘不同沙漠化阶段土壤—植被关系研究[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2010,38(5):181-187.
- [35] 铁烈华,白文玉,冯茂松,等.柏木低效林5种改造措施对土壤动物和土壤理化性质的影响[J].应用与环境生物学报,2019,25(5):1053-1060.
- [36] 张宁宁,谭凯亮,亢福仁,等.毛乌素沙地樟子松林恢复过程的土壤有机质含量变化特征[J].水土保持研究,2019,26(5):95-99.
- [37] 马宁,李强,郭玉涛,等.神东矿区典型植被不同恢复年限对土壤质量的影响[J].中国水土保持,2019(11):59-62.
- [38] 周凤艳.沙地樟子松人工林林木胸径、冠幅等生长指标与林龄相关性研究[J].防护林科技,2017(2):19-21.