

DOI: 10.5846/stxb201812152735

赵亚楠, 于露, 周玉蓉, 王红梅, 马千虎, 陆琪. 宁夏东部荒漠草原灌丛引入对土壤水分动态及亏缺的影响. 生态学报, 2020, 40(4): 1305-1315.

Zhao Y N, Yu L, Zhou Y R, Wang H M, Ma Q H, Lu Q. Soil moisture dynamics and deficit of desert grassland with anthropogenic introduced shrub encroachment in the eastern Ningxia, China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(4): 1305-1315.

宁夏东部荒漠草原灌丛引入对土壤水分动态及亏缺的影响

赵亚楠¹, 于露¹, 周玉蓉¹, 王红梅^{1,2,*}, 马千虎¹, 陆琪¹

1 宁夏大学农学院, 银川 750021

2 西北退化生态系统恢复与重建教育部重点实验室, 银川 750021

摘要: 全球气候变化背景下, 荒漠草原人工灌丛引入加速其灌丛化进程, 对草原土壤水分产生重要影响。为了解宁夏东部荒漠草原灌丛引入过程中土壤水分动态及亏缺现状, 选取了封育草地、放牧草地、不同年限(3a、12a、22a)和间距(40 m、6 m、2 m)灌丛柠条(*Caragana korshinskii*)地进行土壤水分测定, 并利用土壤水分相对亏缺指数(compared soil water deficit index, CSWDI)、样地土壤水分相对亏缺指数(plot compared soil water deficit index, PCSWDI)对土壤水分亏缺进行定量分析。结果表明: 灌丛引入过程中不同年限、间距灌丛地 0—200 cm 土层土壤含水量均显著低于封育草地与放牧地($P < 0.05$); 各样地季节动态均表现为春季返潮、夏季消耗、秋季蓄积的季节规律, 但不同年限、间距灌丛地表现为春季返潮微弱, 土壤含水量仅为 7.80%—10.90%, 显著低于封育草地和放牧地(11.90%—16.09%); 灌丛引入过程中各灌丛地 0—100 cm 有效储水量(-16.98—18.69 mm)均低于封育草地(34.67 mm), 虽在种植 22a 灌丛地和 2 m 间距灌丛地略有升高, 仍不足 20.00 mm。土壤水分相对亏缺量(除封育草地外)为 6.69—97.16mm; 灌丛引入过程中各样地不同土层 CSWDI 值呈波动变化, 除封育草地各土层无显著的亏缺外, 其他样地均存在亏缺, 亏缺值为 0.03—12.10, PCSWDI 值均随着灌丛引入年限和密度的增加呈增大趋势。荒漠草原灌丛引入过程产生土壤水分过度利用, 使得土壤水分亏缺, 并加剧其深层土壤水分的消耗。

关键词: 荒漠草原; 土壤水分; 土壤水分亏缺; 人工灌丛; 灌丛化

Soil moisture dynamics and deficit of desert grassland with anthropogenic introduced shrub encroachment in the eastern Ningxia, China

ZHAO Yanan¹, YU Lu¹, ZHOU Yurong¹, WANG Hongmei^{1,2,*}, MA Qianhu¹, LU Qi¹

1 School of Agriculture, Ningxia University, Yinchuan 750021, China

2 Ministry of Education Key Laboratory for Restoration and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Northwest China, Yinchuan 750021, China

Abstract: In addition to global climate change, the anthropogenic shrub (*Caragana korshinskii*) introduction in the eastern desert grassland accelerated the shrublands encroachment process in Ningxia, which influence the soil moisture storage and distribution. In this study, we aimed at understanding the soil moisture dynamic and deficit during the process of shrub introduction. We selected different sites in grassland including enclosed grassland, grazed grassland, shrublands with different planting years (3a, 12a, 22a), and shrublands with different planting intervals (40m, 6m, 2m) and analyzed the dynamics of soil moisture, compared soil water deficit index (CSWDI) and plot compared soil water deficit index (PCSWDI). We found that the soil water content of 0—200 cm soil layer of the shrublands with different planting years and intervals were 7.80%—10.90%, significantly lower than that of the enclosed grassland and grazing lands ranging from 11.90% to 16.09%, especially in spring soil moisture recovery period. The effective water storage of 0—100 cm soil layer of

基金项目: 宁夏科技支撑计划项目(2015 惠民计划); 国家自然科学基金项目(31860677); 宁夏高等学校一流学科建设项目(NXYLXK2017A01)

收稿日期: 2018-12-15; **网络出版日期:** 2019-11-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: whm_826@163.com

the shrublands were less than that of 20.00 mm (-16.98—18.69 mm), which was lower than that of the enclosed grassland (34.67 mm). Except the enclosed grassland were no relative deficit, the other lands were all relative deficit, ranging 6.69 mm to 97.16 mm. The CSWDI of different soil layers in different lands were 0.03—12.10, similar to relative deficit amount. The changes of PCSWDI in different lands showed an increasing trend of the soil water deficit with the increase of shrub introduction years and density. This study showed that the process of shrub introduction in desert steppe intensified the soil moisture deficit resulting in excessive consumption and utilization of the deeper soil moisture.

Key Words: desert steppe; soil water; soil water deficit; anthropogenic introduced shrub; shrub encroachment

草地灌丛化在过去的 160 年里普遍发生在全球干旱半干旱的草原生态系统^[1-2]。目前研究表明,气候变化(降雨格局改变、温度升高和 CO₂ 浓度上升)、土壤质地、过度放牧、火烧频率/强度降低及大气氮沉降等生物因素与非生物因素是植被群落自然转变的主要诱导原因^[1,3-4],其根本原因在于灌丛对土壤水分竞争占优势,使得草本可利用的土壤水分减少进而被抑制或退化^[5],旱生灌木愈加适应干旱环境,最终导致荒漠草原植物群落向灌丛化转变^[6]。特别是在干旱、半干旱地区,土壤水分作为关键性限制因子,影响着植物群落生产力、植被格局和土壤侵蚀、碳氮转化,决定着生态系统过程和功能的体现,而在全球气候变化的大背景下,一些荒漠草原地区人为引入大量旱生灌木,可能会加速该地区的灌丛化进程^[7]。

土壤水分在土壤-植被-大气连续体(Soil-Plant-Atmosphere Continuum, SPAC)中占据重要地位,尤其是在降雨稀少的荒漠草原,决定着区域整体植被的长势及能否存活,而灌木/木本植物入侵草原会打破原有生态系统的平衡与稳定,改变草地生态系统的功能与服务,对土壤水分及其物理性质产生重要影响^[8-9]。灌木入侵相对均一的草原影响原生植物的结构与功能,增强地表景观时空异质性,改变地表土壤资源(水、碳、氮等)分配,使其在灌丛下方聚集,产生“沃岛效应”^[10],改变土壤水分的空间分布及流动方向^[11],而这种正反馈则导致土壤资源的再次分配,也加速了不可逆转的灌丛化进程^[12]。自 20 世纪七八十年代起,为缓解荒漠草原退化,蒸腾速率低、抗逆性性强的旱生灌木锦鸡儿属柠条(*Caragana korshinskii*)被广泛应用于干旱、半干旱地区的生态修复工程^[13]。但是由于人工灌丛引入配置模式不合理,表现为物种选择不当、种植密度过大和群落生产力过高^[14],造成土壤含水量较低、水量失衡等问题,导致不同层次土壤水分出现不同程度的亏缺现象^[15],在一定程度上改变其生态水文过程。多年人工引入灌丛使得草原土壤与植被呈现出明显的异向演变格局,且随着土壤水分条件的不断恶化,出现“土壤干层”^[16],有可能导致区域土壤退(旱)化和植被衰败甚至大面积枯死。目前,国外关于土壤水分与灌丛化已有大量研究,如 Duniway 等^[17]在北美 Chihuahuan 沙漠研究了灌丛和灌丛间隙土壤水分有效性的时空格局及对于旱草地恢复的影响; Moran 等^[18]研究了灌丛和灌丛间隙对降水脉冲的水文响应; Pockman 等^[19]研究了夏季暴雨对草地-灌丛过渡带中草地和灌木的土壤水分的影响。上述研究多集中于自然入侵形成的灌丛化草原^[3-4,17-20],国内在黄土丘陵区对人工植被(乔灌木)与土壤水分的研究也比较多^[16,21],但对人为引入灌丛的荒漠草原(年均降水量小于 300 mm)报道较少,特别是在不同时空梯度下人为引入灌丛对土壤水分动态及亏缺的研究则更少。

为此,根据宁夏荒漠草原人工灌丛引入植被恢复引发的土壤水分矛盾这一现状^[22],采用时空替代法对宁夏荒漠草原草地-放牧-不同年限(间距)灌丛引入过程中的土壤水分动态进行模拟和亏缺程度的定量化评价,揭示人为引入灌丛柠条对土壤水分的影响,以期对荒漠草原的人工植被合理建设及生态修复提供科学依据。

1 试验地概况

研究区位于宁夏盐池县东北部花马池镇柳杨堡-十六堡一带(37°5′—38°10′N, 106°30′—107°39′E),属于我国北方重要的农牧交错带。气候属典型的温带大陆性气候,降雨稀少且时空分布不均,蒸发量大,年平均气温 8.1°C,日照时数 2863 h,年均无霜期 160 d,年降水量 250—350 mm,超过 80%的降水分布集中在 7—9 月,年平均蒸发量 2139 mm,年平均风速为 2.8 m/s,大风(风速>17 m/s)主要发生在春季(图 1)。该地区植物共

计 331 种, 57 科 211 属, 其中禾本科 (Gramineae) 46 种, 菊科 (Compositae) 39 种, 豆科 (Leguminosae) 36 种, 藜科 (Chenopodiaceae) 24 种, 草本主要植物种有: 猪毛蒿 (*Artemisia scoparia*)、白草 (*Pennisetum centrasaticum*)、草木樨状黄芪 (*Astragalus melilotoides*)、糙隐子草 (*Cleistogenes squarrosa*)、狗尾草 (*Setaria viridis*)、牛枝子 (*Lespedeza potaninii*)、远志 (*Polygala tenuifolia*)。土壤类型主要是由灰钙土为主, 其次为砂质土, 以及黄土、白浆土和盐渍土, 土壤结构松散, 肥力低, 含沙量大。植被类型有荒漠草原、沙生植被及大量的人工灌丛, 自 20 世纪七八十年代起, 该区域大量引入锦鸡儿属灌木柠条用于植被重建与生态修复, 存林面积达 51.8 万 hm^2 , 其中人工种植面积占 94.12%, 在近 30 年该区域植被、土壤的结构和功能发生了巨大变化^[13]。

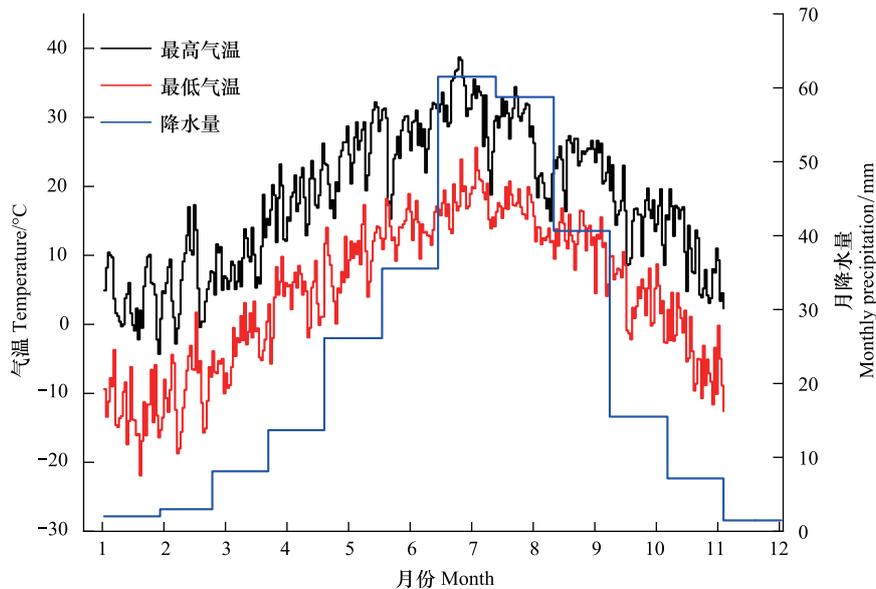


图 1 盐池县 1986—2017 年月平均降雨量及 2017 年日最高、最低气温

Fig.1 Average precipitation of Yanchi County from 1986 to 2017 and the maximum and minimum air temperature in 2017

2 研究方法

2.1 样品采集

选取盐池县东北部具有代表性的封育草地/FY、放牧地/FM、不同种植年限 (3a/NX3、12a/NX12、22a/NX22) 灌丛柠条、不同间距 (40 m/JJ40、6 m/JJ6、2 m/JJ2) 灌丛柠条 (90 年代种植) (图 2), 利用空间梯度代替时间梯度的方法来代表荒漠草原退化及人工灌丛引入恢复的不同阶段和过程。即: 1) 草地-放牧-不同种植年限灌丛引入类型为封育草地/FY、放牧地/FM、3a 灌丛/NX3、12a 灌丛/NX12 及 22a 灌丛/NX22; 2) 草地-放牧-不同种植间带灌丛引入类型为封育草地/FY、放牧地/FM、40 m 间带灌丛/JJ40、6 m 间带灌丛/JJ6 和 2 m 间带灌丛/JJ2。草地-放牧-不同年限、间距灌丛地基本概况见表 1。在 FY 和 FM 随机设置 5 个重复, 不同种植年限、间距柠条灌丛地在带间、带内分别设置 2 个重复, 采用时域反射仪 (Time Domain Reflectometry, TDR)

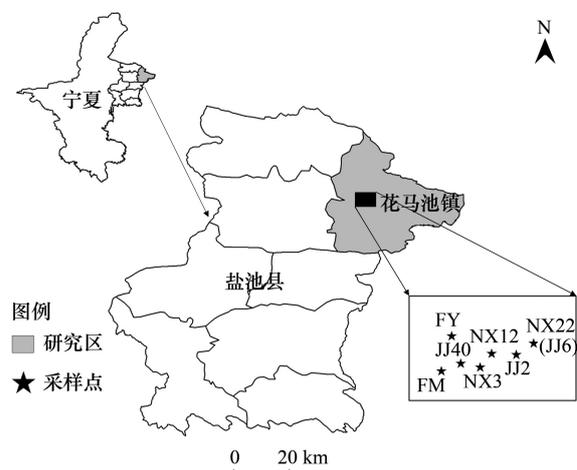


图 2 研究区地理位置与采样点分布

Fig. 2 Location of the study area and the distribution of sampling sites

FY: 封育草地; FM: 放牧地; NX3: 种植 3a; NX12: 种植 12a; NX22: 种植 22a; JJ40: 间距 40m; JJ6: 间距 6m; JJ2: 间距 2m

分层对土壤水分进行土壤体积含水量的长期定位观测,观测土壤深度为 0—200 cm,每 20 cm 为一层,共 10 层,每根 TDR 管分别在 4 个方向读表并记录,每月观测 1—2 次,用于土壤水分动态分析。在以上观测样点于 2016 年 6 月用土钻钻取土壤样品,重复和 TDR 埋管数相同,采样深度为 0—100 cm,采样间隔为 20 cm,共计 340 个土样,用于土壤水分亏缺分析。根据样地多年土壤含水量的最低值界定为凋萎湿度^[7]。采用烘干法 (105℃, 24 h) 测定土壤含水量,采用环刀法测定田间持水量和土壤容重^[23]。

表 1 不同年限、间距灌丛引入过程样地情况

Table 1 Introduction of process sample sites situation in different years and intervals of shrubs

样地类型 Sample type	样地情况 Sample situation	经度 Longitude	纬度 Latitude	主要植物 Major plant
封育草地 (FY) Enclosed grassland	封育 14 年	107°14'	37°53'	猪毛蒿 <i>Artemisia scoparia</i> , 白草 <i>Pennisetum centrasiatium</i> 、 虫实 <i>Corispermum hyssopifolium</i> 、赖草 <i>Aneurolepidium dasystachys</i>
放牧地 (FM) Grazing grassland	中度放牧	107°18'	37°52'	猪毛菜 <i>Salsola collina</i> , 猪毛蒿, 白草, 甘草 <i>Glycyrrhiza uralensis</i> , 骆驼蓬 <i>Peganum harmala</i>
种植 3a (NX3) Planting 3 years	间距 6 m	107°21'	37°50'	蒙古冰草 <i>Agropyron mongolicum</i> , 白草, 猪毛蒿, 猪毛菜, 柠条 <i>Caragana korshinskii</i>
种植 12a (NX12) Planting 12 years	间距 6 m	107°20'	37°51'	牛枝子 <i>Lespedeza potaninii</i> , 猪毛蒿, 短花针茅 <i>Stipa breviflora</i> , 白草
种植 22a (NX22) Planting 22 years	间距 6 m	107°22'	37°51'	牛枝子、猪毛蒿、柠条
间距 40 m (JJ40) Planting interval 40 m	1992 种植	107°21'	37°55'	猪毛蒿、牛枝子、柠条、沙生针茅 <i>Stipa breviflora</i>
间距 6 m (JJ6) Planting interval 6 m	1994 种植	107°22'	37°51'	牛枝子、猪毛蒿、柠条
间距 2 m (JJ2) Planting interval 2 m	1994 种植	107°17'	37°50'	猪毛蒿、白草、柠条

2.2 数据分析方法

2.2.1 土壤储水量

土壤储水量是指土壤中含水的绝对数量,其计算公式为:

$$WS = \frac{M_i \times D_i \times h \times 10}{100}$$

式中, WS 为土壤储水量 (mm); M_i 为土壤含水量 (%); D_i 为土壤容重 (g/cm^3); h 为土层深度 (cm); i 为土层序列。

2.2.2 单个样地不同土层土壤水分亏缺程度评价

利用土壤水分相对亏缺指数 (compared soil water deficit index, CSWDI), 评价单个样地不同土层土壤水分相对亏缺程度^[21]。

$$\text{CSWDI}_i = \frac{CP_i - SM_i}{CP_i - WM}$$

式中, i 为第 i 土层; CP_i 为对照样地第 i 土层土壤湿度; SM_i 为样地第 i 土层土壤湿度; WM 为凋萎湿度。

2.2.3 不同样地间土壤水分相对亏缺程度评价

样地土壤水分相对亏缺指数 (plot compared soil water deficit index, PCSWDI), 计算公式为^[21]:

$$\text{PCSWDI} = \frac{\sum_{i=1}^k \frac{\text{SWScp}_i - \text{SWS}_i}{\text{SWScp}_i - \text{SWS}_{\text{wm}}}}{k}$$

式中, SWScp_i 为对照样地第 i 土层土壤储水量; SWS_i 为样地第 i 土层土壤储水量; SWS_{wm} 为凋萎湿度对应的土壤储水量; k 为样地总土层数。

2.2.4 土壤有效储水量(effective soil water storage, ESWS)

土壤有效储水量是指田间持水量和凋萎湿度之间的差值;土壤含水量低于凋萎湿度、高于田间持水量的部分,均为无效水^[21]。因此,土壤有效储水量(ESWS)表达式为:

$$ESWS_i = \begin{cases} SWS_i - SWS_{wm} (SM_i < FC) \\ SWS_{FC} - SWS_{wm} (SM_i \geq FC) \end{cases}$$

$$ESWS = \sum_{i=1}^k ESWS_i$$

式中,ESWS_{*i*}为第*i*土层有效储水量(mm);SWS_{FC}为田间持水量对应土壤储水量(mm);FC为田间持水量(mm)。

2.2.5 土壤水分相对亏缺量(deficit soil water storage, DSWS)

其计算公式为^[21]:

$$DSWS = \sum_{i=1}^k SWS_{cp_i} - \sum_{i=1}^k SWS_i$$

式中,SWS_{cp_{*i*}}为对照地第*i*土层土壤储水量;SWS_{*i*}为样地第*i*土层土壤储水量。

2.3 数据处理与分析

采用 Excel 2007 对原始数据进行基本处理,采用 Origin 2018 制图,采用 SPSS19.0 进行单因素方差分析(one-way ANOVA),采用最小显著差数法(LSD)进行多重比较($\alpha=0.05$)。图表中数据为平均值。

3 结果与分析

3.1 不同年限、间距灌丛引入土壤水分垂直动态变化特征

由图 3A 可知,在草原-放牧-不同年限灌丛引入过程中,土壤水分垂直动态表明,FY、FM 0—200 cm 土层中土壤平均含水量分别为 13.42%和 11.76%,显著高于 NX3、NX12、NX22 灌丛地土壤水分($P<0.05$),平均土壤含水量分别为 9.44%、8.78%和 8.18%;其中各样地 0—100 cm 土层较为稳定处于低值,土壤含水量为 3.99%—11.54%,随着土层的加深,100—200 cm 的土壤水分呈波动增加,FY、FM 土壤水分随着土壤深度的增加呈显著增加趋势($P<0.05$),为 9.56%—22.56%,具显著的垂直动态,而不同年限灌丛地土壤水分随土层垂直动态不显著,土壤含水量为 3.99%—10.23%,显著低于 FY、FM($P<0.05$)。

由图 3B 可知,草原-放牧-不同间距灌丛引入过程中,FY、FM 0—200 cm 土层中土壤平均含水量显著高于

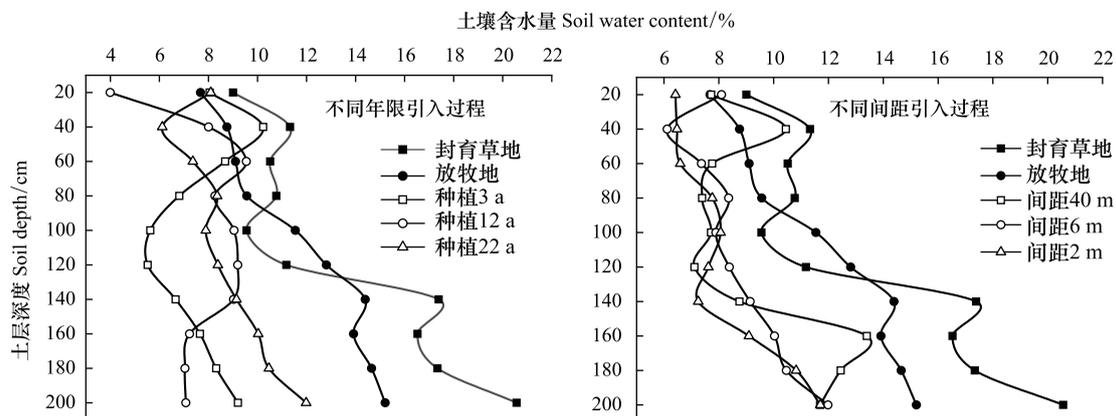


图 3 草原-放牧-不同灌丛引入过程 0—200 cm 土层土壤水分垂直动态

Fig.3 Vertical distribution of 0—200 cm soil moisture in the process of shrub introduction with different years and intervals
图中数据为平均值

JJ40、JJ6、JJ2 土壤水分平均土壤含水量,分别为 7.68%、7.84%和 7.78%;其中各样地 0—100 cm 土层较为稳定处于低值,FY、FM 的土壤水分(9.56%—22.56%)显著高于其他不同间距灌丛地(7.11%—13.40%) ($P < 0.05$),随着土层的加深,100—200 cm 的土壤水分呈波动增加具显著的垂直动态,而不同间距灌丛地与不同年限灌丛地相似,深层土壤水分处低值,垂直动态不明显,显著低于 FY、FM ($P < 0.05$)。

3.2 不同年限、间距灌丛引入土壤水分季节变化特征

由图 4A 可知,在草原-放牧-不同年限引入灌丛地水分含量具有显著性差异 ($P < 0.05$),FY、FM 地土壤水分季节动态表现为;春季返潮上升期到夏季生长消耗降低期(7—8月)进而秋季雨水补充增加期的变化趋势,不同年限灌丛地由于深层土壤水分消耗较多,在春季土壤水分返潮效果较弱,表现为较低的土壤水分,FY、FM 在 3—4 月春季返潮期土壤水分含量分别达到最高值 16.09%和 14.09%,而 NX3、NX12 与 NX22 均土壤水分出现最小值,分别为 6.99%、8.76%和 7.41%,表现为春季返潮不强夏季消耗秋季雨水补充的季节动态变化;各样地间土壤含水量差异较大,在 3 月最高值 FY 与最低值 NX12 土壤水分含量相差 8.91%。在 11 月两处理间相差 4.59%,差值减少了 4.32%,各个阶段的草地土壤水分季节动态,由于地上植被的生长和地表蒸发,到达 7—8 月呈现土壤水分的最低值,不同年限引入灌丛引入土壤水分的季节动态无显著差异,由于对土壤深层水分的消耗,使得春季土壤水分深层返潮效果较差,土壤水分显著低于封育草地、放牧地低 ($P < 0.05$),7—8 月以后,随着降雨的增加,均呈上升趋势,虽然季节动态一致,但不同年限引入的灌丛地土壤水分显著低于封育草地和放牧草地,差值在 3.67%—7.67% 范围内。

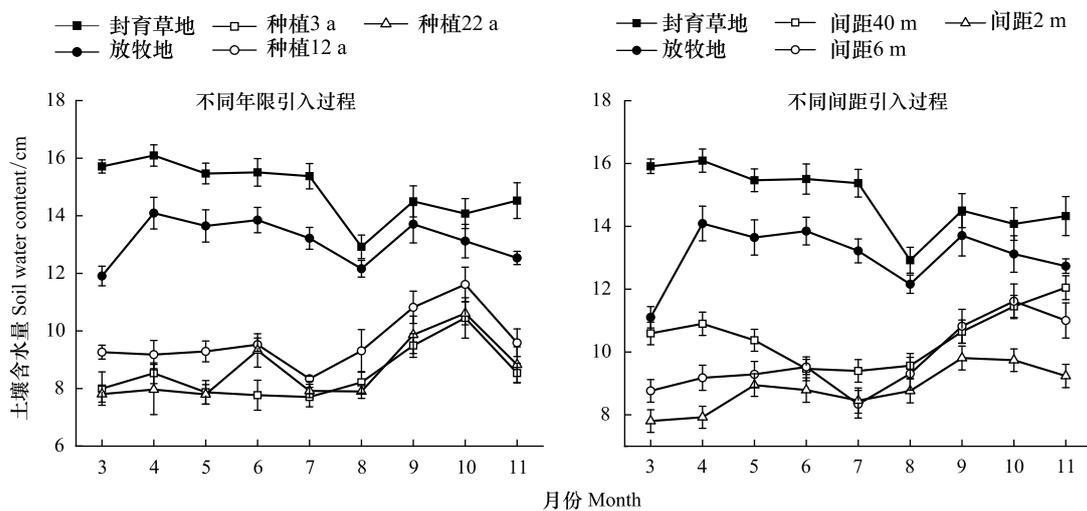


图 4 草原-放牧-灌丛引入过程土壤水分季节动态

Fig.4 Season dynamics of soil moisture in the process of shrub introduction with different years and intervals

由图 4B 可知,草原—放牧地—不同间距灌丛引入过程中,在不同间距灌丛地土壤水分含量具有显著性差异 ($P < 0.05$),3—11 月 FY、FM 土壤含水量均高于其他样地,分别在 12.92%—16.09%、11.11%—14.09% 之间。其中 FY、FM 地土壤水分动态均呈现春季返潮上升期到夏季生长消耗降低期(7—8月)进而秋季雨水补充增加期的变化趋势,不同间距灌丛地由于深层土壤水分消耗较多,在春季土壤水分返潮效果较弱,表现为较低的土壤水分,具体范围在 9.39%—12.04%、7.4%—10.02%、7.8%—10.82%。不同间距灌丛草地土壤含水量变化趋势基本相似,在生长期(7—8月)始终处于较低值,分别为 9.39%、7.89%、8.45%。随着灌丛引入密度的增加,土壤含水量呈降低的趋势,且显著低于封育地和放牧地,土壤含水量差值范围处于 2.62%—8.51%;FY 在 4 月土壤水分含量达到最高值 16.09%,随着时间的递增土壤含水量呈先降低后逐渐趋于平缓;FM 在 4 月土壤水分达到最高值为 14.09%,随着时间的递增较其他样地变化平缓;JJ2、JJ6 季节动态特征相似,均表现为春季返潮期含水量低,季节动态变化不显著,而 JJ40 的春季返潮期土壤水分高于 JJ2、JJ6,虽土壤含水量低于

FY、FM 地但与其具相似的季节动态。

3.3 不同年限、间距灌丛引入土壤水分相对亏缺特征

从图 5 可以看出,不同年限、间距灌丛地 0—100 cm 土壤储水量在 117.73—208.20 mm,低于 FY (323.07 mm) 和对照样地/FM (214.89 mm)。土壤有效储水量表现为:随着不同年限和间距灌丛引入均表现为先减少后增加,土壤有效储水量均较低,在种植 22a 的灌丛地(NX22)和 2m 间距灌丛地(JJ2)0—100 cm 土壤有效储水量略有升高,分别为 18.70 和 7.46 mm,但均低于 FY (34.67 mm),但大于 FM (-5.12 mm)。灌丛引入过程中土壤水分相对亏缺量除 FY 外,各年限、间距灌丛地均存在不同程度的亏缺,亏缺量在 6.69—97.16 mm, JJ40 的亏缺值最低。

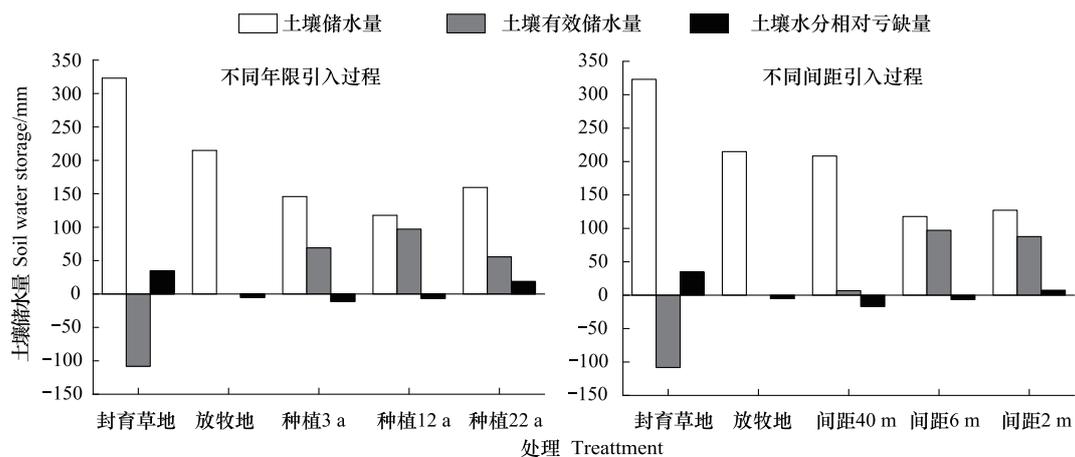


图 5 草原-放牧-不同灌丛引入过程土壤储水量亏缺

Fig.5 Deficit amount of soil water storage in the process of shrub introduction with different years and intervals

CSWDI 可明确表示样地土壤剖面上不同层次土壤水分相对亏缺程度,CSWDI 值越大,表明土壤水分亏缺越严重,若值小于 0,表示土壤水分没有亏缺^[21]。图 6 表示不同年限、间距灌丛 0—100 cm 不同土层土壤水分相对亏缺状况。由图 6A 可知,以退化放牧草地为对照,FY 的 CSWDI 值波动较大,在 20—40 cm 土层 CSWDI 值达到 4.10,土壤水分含量低于凋萎湿度,土壤水分亏缺严重;40—80 cm 土层 CSWDI 值为 -14.36—-13.11,不存在水分亏缺,反而对水分有所补充;0—20 cm 和 80—100 cm 轻微亏缺。NX22 在 0—20 cm 土层亏缺最为严重,CSWDI 值为 12.10,20—40 cm 土层土壤水分不亏缺,在 40—100 cm 土层变化相对不大,存在轻微水分亏缺。NX12 除 40—60 cm 土层存在土壤水分亏缺,其余各层亏缺状况均比较轻。而 NX3 在 0—100 cm 土层 CSWDI 值在 -0.86—0.50 之间,水分在 40—60 cm 土层得到补充,亏缺程度相对不大且较为稳定。由图 6B 可知, JJ40 在 0—60 cm 随着土层深度的增加,水分亏缺程度也随之增加,在 60—80 cm 处下降,但在 80—100 cm 处达到最大,CSWDI 值为 2.84,土壤水分亏缺较为严重。JJ2 在 0—100 cm 均表现为水分亏缺,尤其在 0—20 cm,CSWDI 值为 1.73,凋萎湿度大于水分含量,存在严重的水分亏缺。JJ6 表层 0—40 cm 处 CSWDI 值为 0.11 和 0.21,40—60 cm 为 5.11,土壤水分亏缺最为严重,60—80 cm 轻微亏缺,80—100 cm 的 CSWDI 值为 1.68,土壤水分亏缺严重。

样地土壤水分相对亏缺指数适用于不同样地之间土壤水分亏缺程度的对比,PCSWDI 值越大,表明样地土壤水分亏缺程度越高,若 PCSWDI 值小于 0,则表明土壤水分有所补充^[21]。以 FM 为对照样地,FY 的 PCSWDI 值小于 0,而不同年限、间距 PCSWDI 值均大于 0,表明灌丛引入过程增加土壤水分亏缺。由图 7A 不同年限灌丛 PCSWDI 值可以看出,随着人工灌丛引入年限的增加,PCSWDI 也呈缓慢增加趋势,并在 NX22 达到最大,亏缺值为 8.08。由图 7B 不同间距 PCSWDI 值可以看出,随着人工灌丛引入间距的减小,密度增大,经过 22a 的种植, JJ6 灌丛地表现为最为亏缺,而 JJ2 灌丛地相较于 JJ40、JJ6 亏缺减缓。

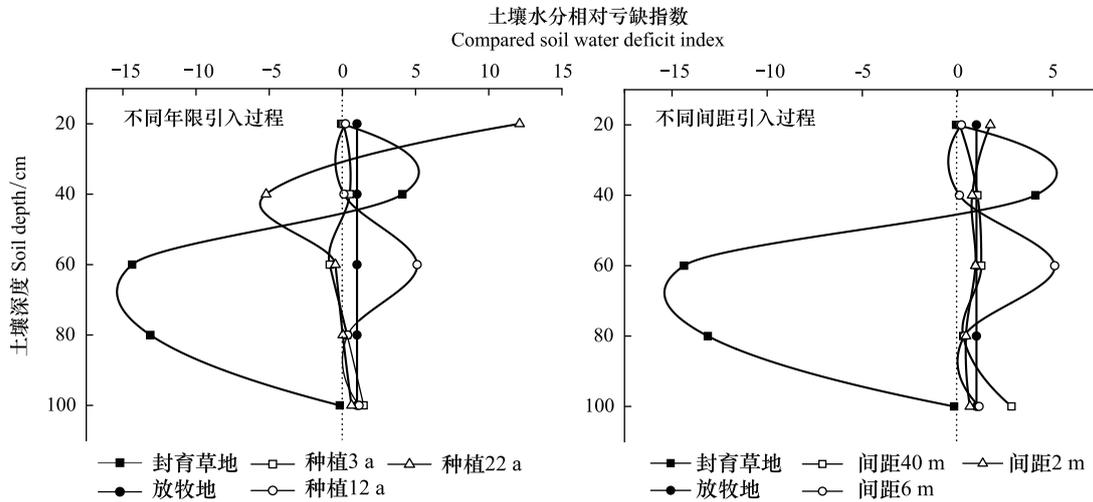


图 6 草原-放牧-不同灌丛引入过程土壤水分相对亏缺指数

Fig.6 CSWDI variation in the process of shrub introduction with different years and intervals

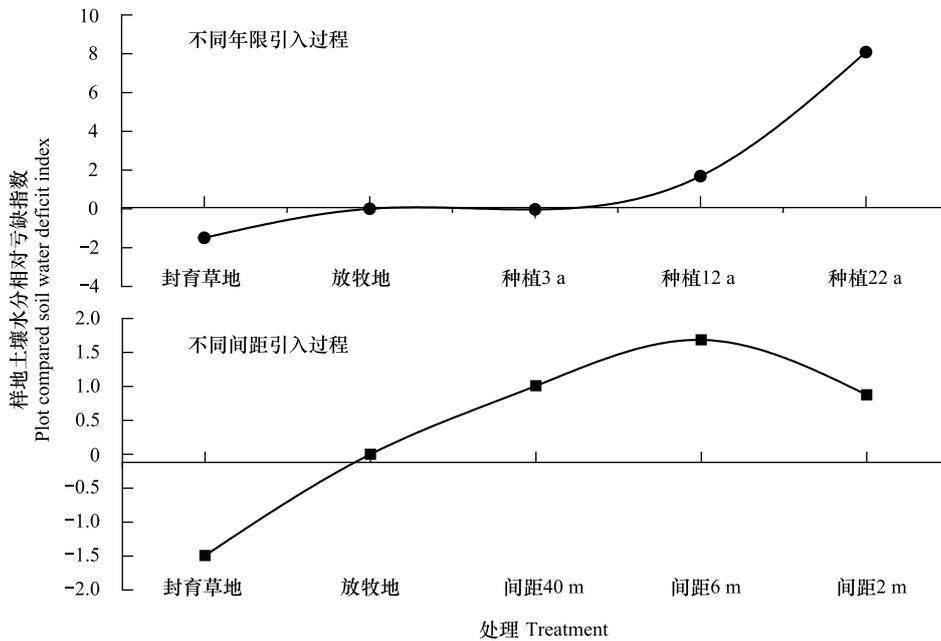


图 7 草原-放牧-不同灌丛引入过程土壤水分相对亏缺指数

Fig.7 PCSWDI variation in the process of shrub introduction with different years and intervals

4 讨论

4.1 荒漠草原灌丛引入过程中土壤水分动态变化特征

草地灌丛化是全球生态系统面临的重要生态问题,对区域生态水文产生重要影响^[4,10]。水分是干旱半干旱地区植被生长、恢复和重建的重要制约因素,影响着植物的生存、生长和发育,很大程度上决定了植被恢复和重建的可持续性^[8]。土壤水分在大尺度上由气候(降雨与气温)、植被类型和土壤质地等控制,而在小尺度上则受微地形(坡度、坡位、坡向等)、人为干扰(放牧、封育等)以及生物地球化学循环等因素的影响^[24]。因此,许多外界环境因素的改变都能影响土壤水分,使之呈现出极其复杂的动态变化。

研究表明^[25],一般而言,某一地区土壤水分时空变化具有其内在规律。气候因素的季节变化,如降水、温度、光照强度和蒸发,会引起土壤水分含量的变化。植物的生长具有季节性,随着季节的变化植物对土壤水分的利用和植被覆盖度的变化对土壤含水量有很大影响。大气降水是当地土壤水分的唯一有效来源,土壤水分的季节性变化受到该地区降雨的强烈影响,从总体趋势来看,土壤湿度的季节变化与当地气候的季节变化基本一致(图 1 与图 4)。在气候和植被的综合作用下,灌丛对深层水分消耗大,使得春季土壤返潮效果较差,春季到夏季阶段土壤水分处于低值,均在 7—8 月达到最低值,虽然有降雨补充,但也只是补充了部分对土壤水分的消耗,很难像封育草地、放牧地深层土壤水分及时在春季返潮补充,因此,土壤水分存在春季微弱返潮、夏季消耗严重,秋季蓄积的季节规律,这与宋乃平等^[22]在荒漠草原区人工柠条林的结果基本一致。这一现象可与揭示原生植被种子萌发由于春季土壤水分不足而造成最终的植物多样性下降现象相关联,说明灌丛引入下的深层土壤水分的消耗,降低了用于植被种子更新的土壤水分条件的要求^[7]。

不同年限、间距灌丛恢复模式下土壤水分在表层(0—100 cm)波动幅度最大。究其原因是表层土壤受地面风力、降水、辐射影响,容易出现波动,而深层土壤(100—200 cm)受外界因素影响较小,因此波动幅度较小。由于柠条具有庞大的根系,由主根和多层侧根组成,主根明显,侧根发达,入土较深^[26],使得根系的在垂直方向和水平方向上覆盖面增大,有利于吸收不同深度的水分,在其根部生长过程中与土壤发生强烈的相互作用,在土壤中形成了一系列相互连通的大孔隙,降雨事件过程中,水分到达地表后可通过大孔隙通道(由主根、侧根、根毛生长扰动土壤产生)以优势流的形式迅速渗入并贮存于深层土壤^[27],因此深层土壤水分含量高于表层。本研究在 180—200 cm 土层中,封育草地的水分含量最高,达到 22.85%,灌丛柠条地在深层土层中土壤含量较天然草地水分含量低。在 0—100 cm 土层中,各样地土壤水分含量动态变化强烈;在深层土壤 100—200 cm 土层中,灌丛地土壤水分动态变化较平缓,而封育草地与放牧草地土壤水分含量变化剧烈。这与前人的研究基本一致^[28,29]。一般来讲,随着深度的增加,土层平均含水量的逐渐稳定增加,但在本研究中土壤水分垂直动态表现为:随着灌丛柠条年限增加和种植密度的增大,其根部的分布范围扩大,吸水作用加强,加速了深层土壤水分的消耗和利用,使得 100 cm 以下土壤水分显著低于封育草地和放牧地,最终影响土壤水分的季节动态。但长此以往,灌丛柠条地愈加干旱,会影响草本土壤种子库中的物种萌发所需的土壤含水量以及土壤微生物矿化过程。

4.2 荒漠草原灌丛引入过程中土壤水分相对亏缺特征

在全球气候变暖的环境背景下,荒漠草原区灌丛不合理的配置模式导致植被蒸腾和根系深层发育的吸水作用过度消耗土壤储水量造成的土壤水分亏缺现象,给当地植被恢复和生态安全带来新的挑战^[14,15,22]。因此,对土壤水分亏缺的量化评价显得尤为重要。利用 WS、CSWDI、PCSWDI、ESWS 和 DSWI 指标为土壤水分亏缺的量化评价提供了科学的方法^[21]。

本研究结果显示,各年限、间距灌丛地均存在不同程度的亏缺(除 14 年封育草地),各年限、间距灌丛地 0—100 cm 土壤有效储水量均不足 20 mm,土壤水分严重亏缺。但随着年限和密度的增大,年限 22a 的灌丛地和间距 2m 的灌丛地的土壤储水量并未出现明显亏缺,这是因为灌丛的树龄和密度的不断增大使得其生长已严重衰退对浅层土壤水分已没有强烈的消耗作用,在有降雨补充的条件下,相比已没有明显的土壤水分亏缺,这与何福红等^[30]在黄土丘陵区的研究结果相同,造成土壤干化的植被衰退以后土壤水分能得到一定程度的恢复。不同年限、间距灌丛引入过程中不同土层均存在不同程度的水分亏缺,对对照地/FM0—100 cm 土层均存在亏缺,封育草地/FY20—40 cm 存在亏缺,不同年限、间距灌丛地 CSWDI 值均大于 0(除 NX3 的 40—60 cm 和 NX22 的 20—40 cm),有研究证实^[31],柠条根系主要集中在 0—60 cm,可解释本研究中灌丛柠条的垂直亏缺状况。整体上,不同年限、间距灌丛地亏缺程度大于对照地/FM 和封育草地/FY。柠条属主侧根均衡发育型^[26],侧根的发展随主根的生长不断递增,主根能快速生长成较深的根系,随之形成大量侧根、根毛,正是这种独特的根系构型有利于根系吸收深层土壤水分,造成灌丛地整体亏缺程度较高^[32]。这与安文明等^[33]对黄土丘陵区人工刺槐林地导致的土壤水分亏缺程度(以自然草地土壤水分为参考)结果一致。有研究表

明^[34],虽然大部分灌木更多利用深层水分,但也会利用 10%—30%的浅层水分,因此灌丛地 0—100 cm 也存在水分亏缺;而封育草地 20—40 cm 却也存在亏缺现象,其余各层均能有效补充水分,主要是由于经过 14 年的封育,草本的根系大多分布在 20—40 cm,草本植物生长及发育消耗了大量的水分。一般情况下,天然草原水分消耗相对较少,能够自我调节和维持土壤的水分平衡。随着人工灌丛引入年限、间距的增大,PCSWDI 也呈增加趋势,说明其土壤水分亏缺程度越来越高,研究发现,柠条由于蒸腾作用和根系发育的强烈耗水,出现了较为严重的土壤亏缺^[35,36],0—200 cm 的土壤有效储水量不足 50 mm,PCSWDI 值为 0.65^[15],本研究各年限、间距的 PCSWDI 平均值为 2.22,土壤水分亏缺更为严重。这可能与荒漠草原更为稀少的降雨量、更低的植被盖度和独特的砂质土有关。但在 2m 间距灌丛地 PCSWDI 值出现降低,可能是柠条较强的抗逆性引起植被生理特性等一系列自适应调整,降低了土壤水分消耗。人为有意识引入灌丛柠条所引起的灌丛化虽然使得植株密度、盖度和生物量增加,但也加剧土壤水分的消耗与利用,破坏了植物蒸腾耗水与环境供水能力间的水量平衡^[37],使之处于严重的赤字状态,造成不同程度的水分亏缺,最终可能导致荒漠草原土壤永久性干层的出现^[13]。因此,在荒漠草原引入灌丛柠条必须因地制宜、适地(水)适树(草),研究并遵循其生态阈值(生物量及水分),在不引起新的生态问题的基础上进行合理的植被恢复。

5 结论

封育草地、放牧地的 0—200 cm 土壤含水量季节动态均表现为春季返潮、夏季消耗严重,秋季蓄积的季节规律,与两者相比,不同年限、间距灌丛地出现春季返潮期效果微弱,显著低于同期封育草地、放牧地土壤含水量,存在对深层土壤水分的消耗现象;灌丛引入过程中各灌丛地 0—100 cm 土壤有效储水量为(-16.98—18.69 mm)均低于 FY,虽在种植 22a 灌丛地和 2m 间距灌丛地略有升高,但仍不足 20.00 mm;除封育草地无显著的亏缺外,引入过程中其他样地均存在亏缺且各样地不同土层 CSWDI 呈波动变化,随着灌丛引入年限和密度的增大,PCSWDI 值也随之增加,土壤水分亏缺加剧。荒漠草原灌丛引入过程产生土壤水分过度利用,使得土壤水分亏缺,并加剧其深层土壤水分的消耗。

参考文献 (References):

- [1] Archer S, Schimel D S, Holland E A. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change*, 1995, 29(1): 91-99.
- [2] House J I, Archer S, Breshears D D, Scholes R J, NCEAS Tree-Grass Interactions Participants. Conundrums in mixed woody-herbaceous plant systems. *Journal of Biogeography*, 2003, 30(11): 1763-1777.
- [3] Ansley R J, Wu X B, Kramp B A. Observation: long-term increases in mesquite canopy Cover in a North Texas Savanna. *Journal of Range Management*, 2001, 54(2): 171-176.
- [4] van Auken O W. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2000, 31: 197-215.
- [5] Kreyling J, Jentsch A, Beier C. Beyond realism in climate change experiments: gradient approaches identify thresholds and tipping points. *Ecology Letters*, 2014, 17(1): 125-e1.
- [6] Bestelmeyer B T, Duniway M C, James D K, Burkett L M, Havstad K M. A test of critical thresholds and their indicators in a desertification-prone ecosystem: more resilience than we thought. *Ecology Letters*, 2013, 16(3): 339-345.
- [7] Moreno-de las Heras M, Turnbull L, Wainwright J. Seed-bank structure and plant-recruitment conditions regulate the dynamics of a grassland-shrubland Chihuahuan ecotone. *Ecology*, 2016, 97(9): 2303-2318.
- [8] Legates D R, Mahmood R, Levina D F, DeLiberty T L, Quiring S M, Houser C, Nelson F E. Soil Moisture: a central and unifying theme in physical geography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 2011, 35(1): 65-86.
- [9] Porporato A, D'Odorico P, Laio F, Ridolfi L, Rodriguez-Iturbe I. Ecohydrology of water-controlled ecosystems. *Advances in Water Resources*, 2002, 25(8/12): 1335-1348.
- [10] van Auken O W. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(10): 2931-2942.
- [11] Schlesinger W H, Raikes J A, Hartley A E, Cross A F. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology*, 1996, 77(2): 364-374.

- [12] Li P X, Wang N, He W M, Krüsi B O, Gao S Q, Zhang S M, Yu F H, Dong M. Fertile islands under *Artemisia ordosica* in inland dunes of northern China: effects of habitats and plant developmental stages. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72(6): 953-963.
- [13] 赵亚楠, 周玉蓉, 王红梅. 宁夏东部荒漠草原灌丛引入下土壤水分空间异质性. *应用生态学报*, 2018, 29(11): 3577-3586.
- [14] 杨维西. 试论我国北方地区人工植被的土壤干化问题. *林业科学*, 1996, 32(1): 78-85.
- [15] 郭忠升, 邵明安. 人工柠条林地土壤水分补给和消耗动态变化规律. *水土保持学报*, 2007, 21(2): 119-123.
- [16] 邵明安, 贾小旭, 王云强, 朱元骏. 黄土高原土壤干层研究进展与展望. *地球科学进展*, 2016, 31(1): 14-22.
- [17] Duniway M C, Snyder K A, Herrick J E. Spatial and temporal patterns of water availability in a grass-shrub ecotone and implications for grassland recovery in arid environments. *Ecohydrology*, 2010, 3(1): 55-67.
- [18] Moran M S, Hamerlynck E P, Scott R L, Stone J J, Collins C D H, Keefer T O, Bryant R, DeYoung L, Nearing G S, Sugg Z, Hymer D C. Hydrologic response to precipitation pulses under and between shrubs in the Chihuahuan Desert, Arizona. *Water Resources Research*, 2010, 46(10): W10509.
- [19] Pockman W T, Small E E. The Influence of spatial patterns of soil moisture on the grass and shrub responses to a summer rainstorm in a Chihuahuan Desert ecotone. *Ecosystems*, 2010, 13(4): 511-525.
- [20] Niemeyer R J, Heine R, Link T E, Seyfried M S, Klos P Z, Williams C J, Nielson T. Spatiotemporal soil and saprolite moisture dynamics across a semi-arid woody plant gradient. *Journal of Hydrology*, 2017, 544: 21-35.
- [21] 杨磊, 卫伟, 莫保儒, 陈利顶. 半干旱黄土丘陵区不同人工植被恢复土壤水分的相对亏缺. *生态学报*, 2011, 31(11): 3060-3068.
- [22] 宋乃平, 杨明秀, 王磊, 王兴, 肖绪培, 曲文杰. 荒漠草原区人工柠条林土壤水分周年动态变化. *生态学杂志*, 2014, 33(10): 2618-2624.
- [23] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 1999: 30.
- [24] 邱扬, 傅伯杰, 王军, 张希来, 孟庆华. 土壤水分时空变异及其与环境因子的关系. *生态学杂志*, 2007, 26(1): 100-107.
- [25] 杨永东. 黄土丘陵区不同土地利用类型土壤水分动态及水土保持效应研究[D]. 兰州: 甘肃农业大学, 2008.
- [26] 牛西午, 丁玉川, 张强, 徐强. 柠条根系发育特征及有关生理特性研究. *西北植物学报*, 2003, 23(5): 860-865.
- [27] Li X Y, Yang Z P, Li Y T, Lin H. Connecting ecohydrology and hydrogeology in desert shrubs: stemflow as a source of preferential flow in soils. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2009, 13(7): 1133-1144.
- [28] 王红梅. 宁夏南部半干旱黄土丘陵区封育草地土壤水分特征研究[D]. 银川: 宁夏大学, 2005.
- [29] 邹俊亮, 邵明安, 龚时慧. 不同植被和土壤类型下土壤水分剖面的分异. *水土保持研究*, 2011, 18(6): 12-17.
- [30] 何福红, 蒋卫国, 黄明斌. 黄土高原沟壑区苹果基地退果还耕的生态水分效应. *地理研究*, 2010, 29(10): 1863-1869.
- [31] 刘龙, 姚云峰, 郭月峰, 祁伟, 高玉寒, 韩兆敏, 尉迟文思. 农牧交错带柠条锦鸡儿根系与土壤水分空间关系研究. *中国农业科技导报*, 2017, 19(7): 101-107.
- [32] 梁海斌, 史建伟, 李宗善, 牛俊杰. 晋西北黄土丘陵区不同林龄柠条林地土壤干燥化效应. *水土保持研究*, 2018, 25(2): 87-93.
- [33] 安文明, 梁海斌, 王聪, 王帅, 李宗善, 吕一河, 刘国华, 傅伯杰. 黄土高原阴/阳坡向林草土壤水分随退耕年限的变化特征. *生态学报*, 2017, 37(18): 6120-6127.
- [34] Darrouzet-Nardi A, D'Antonio C M, Dawson T E. Depth of water acquisition by invading shrubs and resident herbs in a Sierra Nevada meadow. *Plant and Soil*, 2006, 285(1/2): 31-43.
- [35] 卞莹莹, 宋乃平, 王兴, 肖旭培. 荒漠草原区不同土地利用方式下土壤水分相对亏缺. *水土保持学报*, 2015, 29(1): 201-206, 213-213.
- [36] 王玲, 刘庚, 冯向星, 牛俊杰. 晋西北不同植被类型土壤水分亏缺特征. *中山大学学报: 自然科学版*, 2018, 57(1): 102-109.
- [37] 黄艳丽, 李占斌, 苏辉, 柏兰峰, 孙宝洋, 刘晨光. 人工林对黄土高原小流域上下游不同坡面土壤水分的影响. *农业工程学报*, 2018, 34(15): 108-116.