生态水文阈值在中国沙区人工植被生态系统管理中的意义

张定海[1,2]，李新荣[2]，张 鹏[2]
（1. 甘肃农业大学 理学院 数量生态研究所，甘肃 兰州 730070；2. 中国科学院西北生态环境资源研究院 沙坡头沙漠研究试验站，甘肃 兰州 730000）

摘要： 中国北方风沙区是全球沙漠化发展和生态退化最为严重的地区之一。利用植被固沙是遏制沙化土地扩张和生态重建与恢复的主要途径，但人工植被的稳定维持是可持续性风沙治理所长期面临的挑战。作为人工植被生态系统管理的依据，对生态水文阈值的认识及界定具有重要的理论和实践意义。本文以固沙植被中人工种植的灌木和乔木（仅限东部沙区）的盖度与深层土壤水分含量互馈互调作用的长期变化为依据，基于对中国不同气候带沙区典型人工植被系统生态和水文过程的模拟，通过建立生态水文模型初步界定了不同沙区适宜于人工植被生态系统管理的生态水文阈值，对现有沙区固沙植被的生态系统管理和未来风沙区植被建设具有一定的借鉴意义。

关键词： 中国北方风沙区；人工固沙植被；水分平衡；固沙植被稳定性；生态水文阈值；生态重建
文章编号： 1000-694X(2017)04-0678-11　　**DOI：** 10.7522/j.issn.1000-694X.2016.00163
中图分类号： Q148　　**文献标志码：** A

0 引言

中国北方风沙区主要包括贺兰山以东的沙地、农牧交错带和以西的沙漠与绿洲、沙漠与荒漠草原的过渡区，约 3.2×10^5 km²。利用植物固沙，建立固沙植被是遏制风沙危害、控制沙漠化和区域生态重建恢复的重要手段与途径。60 年来，中国在北方风沙区累计营建以防沙固沙为主的人工植被达 600 万 hm²[1]，构建了重要生态屏障，有效地控制了风沙危害，促进了沙化土地的恢复，取得了举世瞩目的成就[1-5]。然而，实践中也出现了很多问题，固沙植被建立几十年，后一些沙区的植被大面积退化，地下水位下降，甚至在原来的固沙区出现了新的沙化。如何维持植被的稳定性和防风固沙效益的可持续性成为沙区生态重建与恢复所面临的巨大挑战[1,6-7]。

人工植被有别于天然植被。后者是长期适应区域或局地气候条件和土壤环境的产物，在干扰较小的情况下具有较高的稳定性[8]，而人工植被是人为建立并具有明确的目的和用途，其稳定性需要通过适宜的人为调控或生态系统管理才能实现[3]，而阈值是生态系统管理或调控必需面对的一个客观实际需求，即必须了解在什么样的阈值范围人工植被是稳定的。反之，植被会发生退化或演变，系统向另外一种状态发生转移[9]。在区域气候不发生显著变化的情景下，突破阈值下限引发的状态转移往往会导致植被的防风固沙效益不可持续[10]。因此，探讨一个能够表征固沙植被演变规律及准确刻画其演变机理，且能够量化的阈值是人工植被系统管理和调控的重要前提和实践需求[3]。

传统的阈值是指阈值点或阈值区间，用来描述系统从一个状态到另一个状态的转变[11]。生态阈值常被定义为一个关键点，在此点处生态系统将发生状态转移，这些阈值点往往预示着生态系统的突变。生态阈值也被定义为生态系统发生改变过程中的一个过渡性的区间或者区域[12-14]。生态阈值在生物多样性保育[15]和自然生态系统演替理论研究[16]，以及自然保护区划分等实践中发挥了重要的作用[9,17]，然而针对特定的生态系统和所涉及的科学问题和实践需求，如人工植被稳定性的调控管理，生态阈值不能准确反映人工植被在沙区独特的生态过程和水文过程，特别是水文过程对生态过程的影响，以及互馈互调机理在植被稳定性上的体现。因此，探讨并提出固沙植被生态系统管理的阈值，不仅在理论而且在实践中都十分必要，对未来风沙区植被建设及其固沙效应稳定性维持具有重要的指导意义。

收稿日期： 2016-09-30；**改回日期：** 2016-12-05
资助项目： 国家自然科学基金项目(41661022)；国家重点基础研究发展计划项目(2013CB429900)
作者简介： 张定海(1981—)，男，甘肃民乐人，博士，主要研究方向为干旱区生态水文学。E-mail：zhangdh@gsau.edu.cn

1　生态水文阈值概述

水分传输和水分平衡在干旱半干旱沙地生态系统中始终扮演着重要角色[18−19]，土壤水分是这一区域植被格局和过程的主要驱动力[20]。沙区植被建设在一定程度上既与系统有限的水资源互为矛盾，也存在互依互调的关系。沙区土壤水分的时空动态决定着生态系统格局和动态，而生态系统演变又不断改变着沙地的水文过程[3,10,21]。不同沙区以防治风沙和生态重建为核心的植被建设到底需要多少水？要建什么样类型的固沙植被？植物固沙的规模要多大？如何让植被建设更加合理可持续？回答这些问题的核心是确定不同沙区固沙植被稳定性维持的阈值[3]，即生态水文阈值。我们将生态水文阈值定义为干旱半干旱生态系统中不同降水梯度和格局下所能维持的人工植被和土壤水分的合理区间或者区域。当植被或者土壤水分接近区间或区域的下界时，人工植被系统将从一个状态转变成另一个状态。当植被和土壤水分同时位于阈值区间内，生态系统将会处于相对稳定的状态。针对人工固沙植被，生态水文阈值有别于传统的生态阈值，它强调了生态与水文过程相互作用的动态平衡。这是因为人工固沙植被一般是建立在流沙或者已经退化的生境中，其生态与水文条件与天然固沙生境具有极大的差别。人工固沙植被建立以后，它与退化生境中的生态水文环境具有互依互调的关系，其稳定性是人工固沙植被和退化生境共同作用的结果。如在腾格里沙漠沙坡头地区，人工固沙植被是建立在流动沙丘之上，而在流动沙丘上的水分条件要优于天然生境而其养分条件要低于天然生境，尽管固沙植被经过长期的演替基本达到了稳定状态，但是其植被构成和生境条件仍与天然植被具有较大的差别。因此，人工固沙植被的生态水文阈值不同于天然固沙植被的生态水文阈值，它是人工固沙植被与其退化生境共同作用的结果。

2　材料与方法

2.1　研究区概况

中国北方沙区除了东部的科尔沁沙地、浑善达克沙地和毛乌素沙地南缘的人工植被中采用乔木树种(如樟子松 *Pinussylvestris* var. *mongolica* 和杨树 *Populus simonii*)等固沙以外[22−23]，其他沙区多以灌木如小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)、紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)、沙地柏(*Sabina vulgaris*)、杨柴(*Hedysarum fruticosum*)、柠条(*Caragana korshinskii*)、沙木蓼(*Atraphaxis bracteata*)、沙拐枣(*Calligonum arborescens*)、花棒(*Hedysarum scoparium*)和梭梭(*Haloxylon ammodendron*)，以及蒿属的半灌木乌丹蒿(*Artemisia wudanica*)、差巴嘎蒿(*Artemisia halodendron*)和油蒿(*Artemisia ordosica*)等为主要固沙植物。随着固沙植被建立和沙面的固定，生物土壤结皮和一年生草本植物开始定居繁衍[24]，一些先锋种如杨柴、乌丹蒿、沙拐枣、沙木蓼等逐渐在群落中退出[25]，而一些灌木种如小叶锦鸡儿、柠条、梭梭和半灌木油蒿则能在适宜的沙区长期存在并实现自我更新，形成了稳定的固沙植被。在降水量大于 300 mm 的东部沙区可形成稳定的小叶锦鸡儿及其与其他灌木混交的固沙植被[26]，降水量 300～180 mm 的沙区可形成柠条—油蒿稳定植被群落[21,25]，而在降水量 100 mm 左右，有地下水补给的沙区可形成梭梭为优势的固沙植物群落[27]。本研究选择不同气候区种植面积最大的固沙植被作为研究对象(表 1)，以长期定位监测数据为依据[22,28−30]，建立模型来确定不同气候区典型固沙植被的生态水文阈值。

表 1　中国干旱半干旱地区的主要固沙灌木平均盖度、多年平均深层(40～300 cm)土壤含水量和年均降雨量

Table 1　The mean shrub cover, mean deep soil moisture and mean annual rainfall in arid and semi-arid regions of China

不同气候区	经纬度	灌木盖度/%	深层土壤含水量/%	年均降雨量/mm	引用文献
科尔沁沙地(章古台)	42°43′N,122°22′E	35(樟子松)	5.28±3.2	469	[31−32]
科尔沁沙地(奈曼)	42°54′N,120°41′E	33(小叶锦鸡儿)	3.5±2.8	366.4	[33−34]
毛乌素沙地(盐池)	37°24′N,107°7′E′	30(柠条)	4±2.3	295	[35−36]
腾格里沙漠(沙坡头)	37°27′N,104°57′E	9(柠条+油蒿)	2.5±1.8	186.6	[25,29]
荒漠绿洲边缘(临泽)	39°21′N,100°37′E	12(梭梭)	2.4±1.4	117	[37−38]
古尔班通古特沙漠(阜康)	44°39′N,87°48′E	18(梭梭)	3.75±2.5	160	[39−41]

2.2 生态水文阈值模型

现有人工固沙植被种类组成相对单一，植被组成的多样性变化很难反映植被的稳定性，在植被群落学的数量特征中人工种植的灌木的盖度变化很好地反映了植被的固沙能力和人工植被的稳定性[25]，而干旱半干旱沙区灌木的盖度主要取决于深层土壤的含水量[42]。土壤水能够较好地综合反映土壤水文过程的特点，大气水、地下水只有转换成土壤水后才能被植被所利用。固沙灌木盖度的变化也深刻地影响着沙区土壤水分，特别是深层（灌木的主要根系分布深度）土壤水分，这已被沙区长期定位监测所证实[21,25]。因此，我们建立了以下模型来确定固沙植被的生态水文阈值：

$$\frac{dT}{dt} = g(S)T(1-T) - d(S)/T \tag{1}$$

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{nZ_r}\left[I(S,r) - TE_T(S) - L(S)\right] \tag{2}$$

式中：T 为灌木的盖度；S 为深层土壤含水量；t 为时间；$g(S)$ 和 d(S)分别表示灌木盖度的增长和递减率；$g(S)T(1-T)$ 表示灌木只能侵占没有灌木生长的空白区域。

根据 Rodriguez-Iturbe 等[19,44] 和 Laio 等[43] 提出的土壤水分的随机动态模型，利用(2)式描述了深层土壤水分随时间的动态变化过程，其中：n 表示土壤的孔隙度；Z_r 表示植物根际层的有效深度；$I(S,r)$ 表示降水从表土层到深层土壤的入渗率；$E_T(S)$ 表示灌木的蒸腾率；$L(S)$ 表示深层土壤的水分渗漏率。$TE_T(S)$ 表示由于灌木的蒸腾作用而损失的深层土壤水分的量（假定土壤水分的蒸发只发生在土壤表层）。

考虑到干旱半干旱荒漠生态系统和沙地生态系统中维持木本植物（以荒漠和沙生灌木为主）多样性和种群稳定性的决定因子是土壤水分，尤其是深层（0.4～3 m）土壤水分，而不是其他土壤理化性状[42]。土壤水分对灌木盖度在局域（生境相似，气候如降水波动相对较小）的增减具有十分重要的作用。为此，我们对人工植被系统生态水文模型中的各分量按以下计算：

灌木盖度增长率函数 $g(S)$ 为深层土壤含水量 S 的函数，当 S 小于 s^*（灌木气孔开始关闭时对应的土壤水分含量）时，灌木盖度的增长率为0；当 S 小于田间持水量 s_{fc} 时，灌木盖度增长率为灌木的最大增长率 $g_{\max}$ 的线性函数；当 S 高于田间持水量 s_{fc} 时，灌木盖度增长率为灌木的最大增长率 $g_{\max}$[53]。

$$g(S) = \begin{cases} 0 & S \leqslant s^* \\ g_{\max}\dfrac{S-s^*}{s_{fc}-s^*} & s^* < S \leqslant s_{fc} \\ g_{\max} & s_{fc} < S \leqslant 1 \end{cases} \tag{3}$$

灌木盖度的递减率函数 $d(S)$ 也为深层土壤含水量 S 的函数，当 S 小于 s^* 时，为灌木盖度最大递减率 $d_{\max}$，其盖度降到最低；当 S 小于田间持水量 s_{fc} 时，灌木盖度递减率为灌木盖度最大递减率 $d_{\max}$ 的线性函数；当 S 高于田间持水量 s_{fc} 时，灌木盖度递减率为0[43]。

$$d(S) = \begin{cases} d_{\max} & S \leqslant s^* \\ d_{\max}\dfrac{S-s_{jc}}{s^*-s_{fc}} & s^* \leqslant S \leqslant s_{fc} \\ 0 & s_{fc} \leqslant S \leqslant 1 \end{cases} \tag{4}$$

土壤的入渗率 $I(S,r)$ 为大气降水从表层土壤渗入深层土壤的比例，当深层土壤水分含量还没有达到饱和时，土壤水分的入渗率等于降雨量乘以一个比例常数C，常数C表示表层土壤水分到深层土壤水分的入渗系数，其值主要取决于土壤的质地、灌木的盖度和地下生物如沙蜥、蚂蚁和其他微小动物的活动[3,43,45-46]。当深层土壤水分含量达到其持水能力时，土壤水分将通过表层径流流入其他未饱和的区域。根据 Laio 等[43] 关于土壤水分入渗的计算方法，土壤水分的入渗率函数计算如下：

$$I(S,r) = \begin{cases} C \cdot r & r\Delta t < nZ_r(1-s_w) \\ r\Delta t - nZ_r\dfrac{1-S}{\Delta t} & r\Delta t \geqslant nZ_r(1-S) \end{cases} \tag{5}$$

式中：Δt 为时间间隔；r 为降雨量。

灌木的蒸腾率函数 $E_T(S)$ 为深层土壤含水量 S 的函数，当 S 小于 S_w（灌木的凋萎含水量）时，灌木的蒸腾率为0；当 S 小于田间持水量 s_{fc} 时，灌木的蒸腾率为灌木的最大蒸腾率 $E_{\max}$ 的线性增函数；当 S 高于田间持水量 s_{fc} 时，灌木的蒸腾率达到最大的蒸腾率 $E_{\max}$。

$$E_T(S) = \begin{cases} 0 & S \leqslant s_w \\ E_{\max}\dfrac{S-s_w}{s^*-s_w} & s_w < S \leqslant s_{fc} \\ E_{\max} & s_{fc} < S \leqslant 1 \end{cases} \tag{6}$$

深层土壤水分的入渗是由重力作用所导致的植物根际土壤水分的损失，由于大部分干旱半干旱地区的地下水埋深较深，我们假定深层土壤水分和地下水之间没有交互作用[47]。深层土壤水分的入渗函数 $L(S)$ 为深层土壤含水量 S 的函数。当 S 小于

田间持水量 s_{fc} 时，深层土壤水分的入渗率为 0；当 S 高于田间持水量 s_{fc} 时，深层土壤水分的入渗率为深层土壤水分 S 的指数增函数，从最小值 s_{fc} 开始增长到最大饱和导水率 K_s[43]。

$$L(S)=\begin{cases}0 & S\leqslant s_{fc}\\ K_s\dfrac{\exp(\beta(S-s_{fc})-1}{\exp(\beta(1-s_{fc}))-1} & s_{fc}<S\leqslant 1\end{cases}\tag{7}$$

式中：参数 $\beta=2b+4$；b 为土壤的孔径分布指数。

2.3　生态水文阈值模型的模拟

干旱半干旱地区的降水事件通常以脉动的形式发生，降水的强度和发生时间等特征参数具有较大的变异性[48－49]，这种脉动式的降水格局深刻影响着干旱半干旱地区植被和土壤水分的动态变化。为了能够模拟干旱半干旱地区的降水特点，我们假定降水的到达时间（降水间隔）服从参数为 λ 的泊松过程，降水的强度服从参数为 α 的指数分布。由于植被冠层对降水的截留和再分配直接影响着大气降水能够到达土壤表层的数量，将冠层截留看成阈值为 Δ 的降雨强度的函数。当降雨强度小于等于阈值 Δ 时，由于冠层的截留效应没有有效的降水可以到达土壤表层；当降水强度大于阈值 Δ 时，大气降水才可以有效地到达土壤表层。将降水间隔参数 λ 修正为 $\lambda'=\lambda e^{-\alpha\Delta}$ 来描述干旱半干旱地区植被冠层对降水的截留效应[50]。由于研究区的绝大部分地区（古尔班通古特沙漠除外）的降水主要发生在生长季节，这里我们可假定生长季长度为 N 天。利用 MATLAB 8.3 软件采用蒙特卡洛方法随机产生 200 对服从泊松过程的降水间隔参数 λ（$1\leqslant\lambda\leqslant13$）和服从指数分布降水强度参数 α（$1\leqslant\alpha\leqslant6$），每对参数以天为尺度产生一个 200 年的降雨序列。利用不同的降水间隔和降水强度参数产生的降雨序列可以代表不同地区不同年份降水格局的变化，具有较好的代表性。同时，我们用不同的降水强度和降水间隔参数产生的不同的年降雨量来表征降雨序列的不确定性。为了表示方便起见，将各对参数产生的降雨量转换为年降雨量计算。然后，给定一个大于 0 的灌木盖度和深层土壤水分作为模型的初始条件，模拟结果表明灌木的盖度和深层土壤水分在 50 年后均会在一个稳定的数值附近波动，因此，不同降水梯度下的灌木盖度和土壤水分含量的取值以 150～200 年间的平均值计算。模型中的各个参数取值见表 2。对表 2 中的参数进行灵敏度分析表明，只有灌木的最大增长率和最大死亡率会影响模型的稳定性，其值在研究区的不同灌木类型中差别不是很大，改变其他参数的值均不会影响模型的稳定性。因此，本文没有考虑由于植被类型不同对模型结果的影响。

表 2　模型中各个参数含义、取值、单位和出处

Table 2　Parameters symbols, meanings, values, measurement units and sources

符号	含义	取值	单位	引用文献
s_w	灌木的凋萎点	0.54	%	[51]
s^*	气孔打开时对应的土壤水分	2.6	%	[52]
s_{fc}	田间持水量	3.3	%	[51]
$g_{\max}$	灌木盖度的最大增长率	3	a^{-1}	[53]
$d_{\max}$	灌木盖度的最大死亡率	5	a^{-1}	[53]
Z_r	根际层的有效深度	1 200	mm	[53]
n	土壤孔隙度	0.42	—	[54]
$E_{\max}$	灌木的最大蒸腾率	0.7	$mm\cdot d^{-1}$	[55]
N	生长季的长度	200	d	[53]
K_s	饱和导水率	800	$mm\cdot d^{-1}$	[52]
β	持水参数	8.5	—	[53]
Δt	时间间隔	1	d	—
C	表层土壤水分到深层土壤水分的入渗率	0.2	—	[56]

为了计算不同沙区的生态水文阈值，我们首先采用 Noy-Meir[48] 的方法以年平均降雨量将本文研究区划分为 3 个部分：年均降水量 100～250 mm 为干旱地区、250～500 mm 为半干旱地区、500～750 mm 为半湿润地区。然后利用生成的 200 对随机降雨间隔参数 λ 和降水强度参数 α 所产生的降雨序列，通过模型

模拟分别得到 200×200 个灌木盖度和深层土壤水分的稳定点。不同类型沙区生态水文阈值区间的下限和上限分别取相应降水梯度和格局下的灌木盖度和深层土壤水分的 5%和 95%的分位点。这是因为，5%分位点以下和 95%分位点以上的部分都是由最极端的气候(如一个生长季只有一次降雨或者一次降水具有很高的降水强度)造成的。本文没有考虑最极端气候对人工固沙植被稳定性的影响。

我们用科尔沁沙地奈曼地区、科尔沁沙地章古台地区、毛乌素沙地盐池地区、腾格里沙漠沙坡头地区、古尔班通古特沙漠阜康地区和荒漠绿洲边缘临泽地区的稳定植被中灌木的盖度和深层土壤水分数

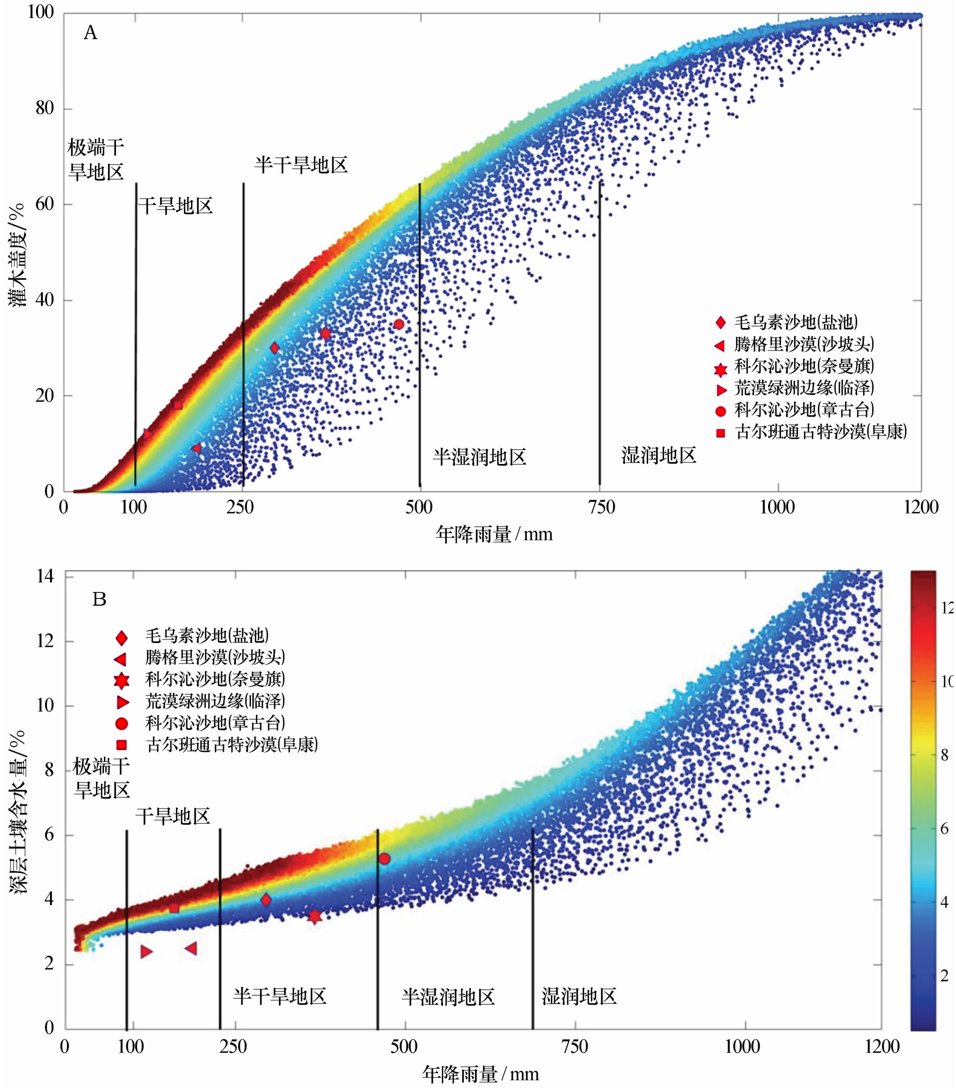

图 1　灌木盖度(A)和深层土壤水分(B)随降雨间隔和降雨量的动态变化

Fig. 1　The dynamics of shrub coverage (A) and deep soil moisture (B) vary with precipitation intermittency and annual precipitation

据来验证模拟结果(生态水文阈值)的可靠性。

为了进一步检验灌木盖度和深层土壤水分随时间的动态变化过程，我们利用中国科学院 3 个野外台站(腾格里沙漠沙坡头站、荒漠绿洲边缘临泽站和科尔沁沙地奈曼站)对人工固沙植被灌木盖度和深层土壤水分的长期监测数据[28]，模拟预测了 3 个地区 80 年内人工植被的盖度和深层土壤水分随时间的动态变化。

3　结果

3.1　灌木盖度和深层土壤水分随降雨间隔和降雨强度的动态变化

图 1 显示了灌木的盖度)和深层土壤水分含量随着降雨间隔和年降雨量的动态变化，用二维图形表示了模型中 3 个变量，分别为降雨间隔参数 λ、降

雨强度参数 α、灌木的盖度 T 和深层土壤含水量，并在图示中均将降雨强度参数 α 和降雨间隔参数 λ 所产生的降雨量转化为年降雨量。图 1 中不同的颜色表示平均降雨间隔的长度（即两次降雨事件之间的平均间隔时间），其中红色表示平均降雨间隔长度为 12 天、橙色表示 10 天、黄色表示 8 天、蓝绿色表示 6 天、亮蓝色表示 4 天、深蓝色表示 2 天。可以看出，灌木盖度和深层土壤水分均随着降雨量的增加而逐渐增加，灌木盖度表现为幂指数增长的增长趋势而土壤水分表现为指数增长的增长趋势，灌木盖度的增长速度大于深层土壤水分。模型结果同时表明，相对于年降雨量大于 650 mm 的地区，在年降雨量小于 650 mm 的干旱半干旱地区，降水间隔参数 λ 和降水强度参数 α 均对灌木盖度和深层土壤水分产生较大的影响。当年均降雨量固定时，灌木盖度和深层土壤水分随着降雨间隔参数 λ 的增加而增加，当降雨间隔参数 λ 固定时，灌木盖度随着降雨强度的增加表现为幂指数的增长趋势而深层土壤水分随着降雨强度的增加呈现指数的增长趋势。对模型验证结果表明，研究区实际观测数据（表 1）和模拟结果（图 1）具有较高的吻合度（除荒漠绿洲边缘临泽和腾格里沙漠沙坡头地区的深层土壤水分数据点外，其他实际观测数据均位于预测区域内）。

3.2　固沙植被的生态水文阈值

图 1 显示了蒙特卡罗模拟随机产生的 200 对降雨间隔参数 λ 和降雨强度参数 α 通过模型模拟得到的 200×200 个不同降水梯度和格局下灌木盖度和深层土壤水分的取值。我们将在不同降水梯度和格局下干旱生态系统能够稳定维持的灌木盖度和深层土壤水分定义为该地区的生态水文阈值，表 3 是所计算的生态水文阈值（用一个阈值区间加以描述），阈值区间的下限和上限分别取相应气候区稳定的灌木盖度和深层土壤水分取值的 5％和 95％的分位点。

从表 3 可以看出，降水量 100～250 mm 的干旱沙区，维持人工植被稳定性的生态水文阈值是固沙灌木盖度 3％～30％，深层土壤含水量 2.1％～6.8％；降水在 250～500 mm 的半干旱地区，维持人工植被稳定性的生态水文阈值是固沙灌木盖度 10％～55％、深层土壤含水量 2.5～9.2％；而在半湿润沙区预计灌木盖度可维持在 10％～80％，相应的深层土壤含水量可稳定在 6.2％～14.5％。

表 3　中国不同气候带沙区人工固沙植被稳定性维持的生态水文阈值

Table 3　The eco-hydrological threshold for maintaining artificial sand-binding vegetation stability in different climatic zones of China

不同气候区	年降水量/mm	灌木盖度/％		深层土壤水分含量％	
		中位数	阈值	中位数	阈值
干旱	100～250	5	[3,30]	3.1	[2.1,6.8]
半干旱	250～500	25	[10,55]	6	[2.5,9.2]
半湿润	500～750	63	[10,80]	9	[6.2,14.5]

生态水文阈值用灌木盖度和深层土壤含水量的中位数和阈值区间表示，中位数表示阈值的中心，生态水文阈值区间的下限和上限，分别用 5％和 95％的分位数表示。

3.3　灌木盖度和深层土壤水分含量动态

图 2 和图 3 分别显示了沙坡头、临泽站和奈曼 3 个人工植被区灌木盖度和深层土壤含水量随时间的动态演变过程。在腾格里沙漠沙坡头地区，灌木盖度从第 2 年的 3.36％增长到第 10 年的 35.42％，随后灌木盖地开始急剧下降，50 年以后灌木盖度大致稳定在 10％（±0.9％）左右；在荒漠绿洲边缘的临泽地区，灌木盖度从第 2 年的 5％开始不断增长，到第 23 年达到最大 83％，随后灌木的盖度开始急剧下降，80 年后灌木的盖度将会减少到 9％（±1.2％）并一直维持在这一水平；在科尔沁沙地奈曼地区，灌木盖度从第 2 年 10％开始急剧增长，到第 10 年左右灌木盖度达到 60％左右，随后灌木盖度逐渐稳定在 64％（±0.7％）。

在腾格里沙漠沙坡头地区人工植被建立后，深层土壤水分从第 2 年的 4.86％减少到第 13 年的 1.57％，30 年后深层土壤水分在 2.58 ％（±0.2％）附近波动；在荒漠绿洲边缘临泽地区，深层土壤水分从植被建立后第 2 年的 4％开始，随着灌木盖度的增加深层土壤水分逐渐减少，30 年后深层土壤水分逐渐稳定在 2.54％（±0.46％）；在科尔沁沙地奈曼（图 3C），深层土壤水分从植被建立后第二年的 6.2％开始随着灌木生长逐渐减少，15 年后，深层土壤水分逐渐稳定在 2.4％（±0.2％），此后土壤含水量一直维持在这一水平。

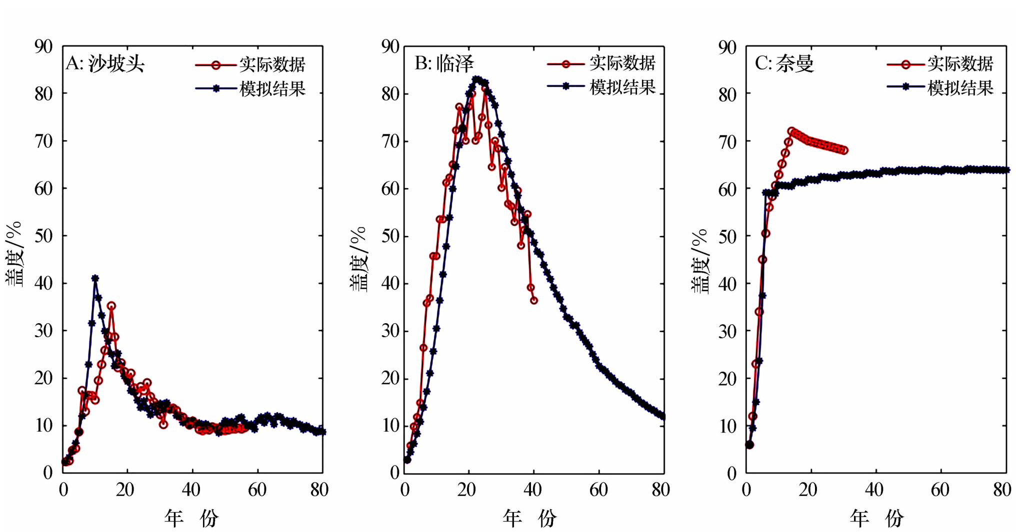

图 2 灌木盖度随时间的动态演变过程

Fig. 2 The process of dynamic evolution for shrub cover vary with time

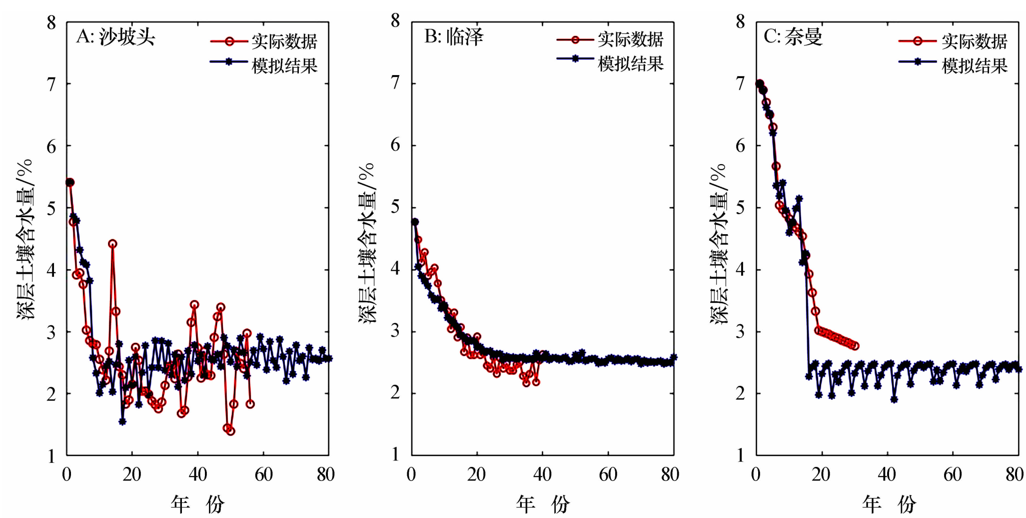

图 3 深层土壤水分随时间的动态变化

Fig. 3 The process of dynamic evolution for deep soil moisture vary with time

4 讨论

降水是干旱半干旱沙区生态系统最重要的水分来源之一，在土壤、植被和大气界面间主要的物质传输过程中发挥着重要的功能[10,57−59]，对于维持植被的稳定性和可持续性具有重要的作用。许多学者对干旱半干旱地区的降水特点进行了模拟分析，但是大部分模型仅考虑了降水的不连续特点，很少考虑不同的降水强度对干旱半干旱生态系统的影响[53,60−64]。本文利用蒙特卡洛模拟方法随机产生了 200 对不同的降雨间隔参数 λ 和降雨强度参数 α，可以更好地模拟干旱半干旱地区降水稀少、降水强度和不连续的特点，提高了模拟结果中生态水文阈值精度，以及灌木盖度和深层土壤水分的动态变化规律的可靠性，腾格里沙漠沙坡头地区、荒漠绿洲边缘临泽地区和科尔沁沙地奈曼旗地区实际观测的灌木盖度数据与模拟结果的相关系数分别为 0.75、0.93、0.97，深层土壤水分的实际数据与模拟结果的相关系数分别为 0.63、0.97、0.95（$P<0.05$）。此外，土壤水分是沙地生态系统的关键控制因子，不仅反映了大气、土壤和植被之间的水分平衡，而且控制着植被的各种生态过程（如植物的蒸腾、植被的第一生产力和植被的营养吸收等），尤其是沙地水分平衡又深刻影响着植被的格局和演变[19,47,65]。据此，本文通过对不同气候带沙区人工植被系统的生态水文模拟，给出了维持不同沙区维持人工植被稳定性的生态水文阈值。当灌木的盖度或深层土壤水分接近阈值的下界和上界时，生态系统将加速从一个状态

变化为另一个状态；当灌木的盖度或者深层土壤水分位于阈值区间内时，生态系统将处于相对稳定的状态。需要指出的是，本文主要研究降水格局对生态水文阈值的影响，在模型中没有考虑深层土壤水分与地下水的交互作用，这主要因为研究区中地下水埋深大于 4 m，对深层土壤水分的贡献较少。在地下水较浅的地区，考虑到地下水对土壤水分的影响，生态水文阈值会发生变化。同时，研究区中的土壤质地类型主要是以沙粒为主的沙质土壤，在模型中我们没有考虑不同土壤质地类型对生态水文阈值的影响。

相对于半干旱区，干旱沙区由于年均降雨量较小且呈现出降水间隔更长和降水强度较小的特点，人工植被系统中灌木盖度只能维持在一个较低的盖度。如在腾格里沙漠沙坡头地区和荒漠绿洲边缘的临泽地区，其稳定的盖度大概为 10%，但这一较低盖度的灌木群落为沙面生物土壤结皮的形成和一年生及多年生草本的定居繁衍提供了重要庇护作用[10]，稳定、可持续的存在是生物土壤结皮和草本植物发展的保障，进而持续地促进沙面成土过程和改善了土壤生境[66]，达到生态恢复与可持续固沙的目的[67]。对于半干旱沙区人工植被系统，由于年降水量较大且降水相对集中，人工固沙植被中灌木可以维持一个较高的盖度，如科尔沁沙地的奈曼地区沙地土壤含水量维持在 3.5%以上时，稳定的盖度接近 60%。但是东部沙区受人为的干扰往往比干旱区更大，大面积分布的主要是沙化草地，一旦植被盖度降低，就很容易就地起沙，尤其是农业活动的干扰是造成该区域风沙危害的主要原因[68]。在半湿润沙区，深层土壤含水量在稳定在 2.9%～4.8%时，也能维持一个较高盖度的乔木（如樟子松）固沙植被（表 3），但植被盖度的不断增加必然使土壤含水量低于这一阈值，是导致樟子松固沙植被退化的主要原因之一[22-23]。

不同沙区固沙植被系统中人工种植的灌木/乔木盖度和深层土壤水分含量之间的关系蕴含着植被生态过程和土壤水文过程互馈互调的作用机理[25]：较高的深层土壤含水量支持较高的灌木盖度，反之较低的含水量对应较低灌木盖度。在区域气候变异较小，特别是降水在一定范围波动时，植被中人工灌木盖度的增加必然导致深层土壤含水量的下降（图 2、3），两者呈负相关关系，但这种变化在给定的范围（阈值）内是属于“量变”，当突破阈值时，如灌木盖度增加超过阈值上限时，土壤水分下降至阈值下限，即突破了其承载的极限[21,25]，植被就发生退化[21]（优势种群发生替代），直接影响其固沙的生态效益和效果。由此可见，生态水文阈值的界定为现有固沙植被稳定性维持管理和未来植被建设提供了依据[3]，

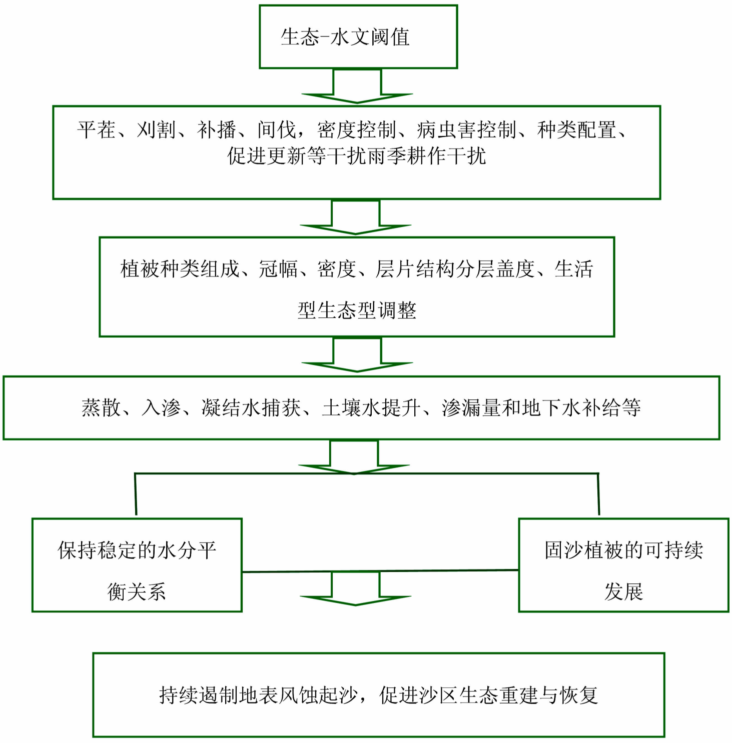

图 4　人工固沙植被的生态系统管理模式

Fig. 4　The model of ecosystem management of artificial sand-binding vegetation

我们可以依此对退化人工植被进行生态系统管理来调节沙地系统的水分平衡，以期实现其防风固沙和生态恢复效益的持续发展(图 4)。

根据不同沙区人工植被稳定性维持的生态水文阈值，可在降水量大于 400 mm 的东部沙地，包括毛乌素南缘，通过人工固沙植被和生态系统管理形成稳定的乔木、灌木和草本多片层结构的固沙林，或选择建立较高盖度的灌木固沙植被，其中灌木盖度不宜超过 50%；在降水量 200～400 mm 中东部沙地维持固沙植被稳定的盖度不宜超过 40%；在 200～100 mm 降水量的西部沙地可建立并维持低盖度旱生灌木，以草本层片覆盖为优势的固沙植被，其中灌木盖度不宜超过 25%。

5 结论

生态水文阈值是中国北方风沙区不同气候带维持固沙植被稳定性和可持续防风固沙效应的重要依据之一。基于固沙植被组成中的优势灌木或乔木(仅东部沙区)的盖度和沙地深层土壤含水量的长期演变规律，本文构建的生态水文模型与提出的生态水文阈值能够很好地反映沙区人工植被系统生态和水文过程互馈互调的作用机理。依据不同气候带沙区人工植被稳定性维持的这些阈值，不仅可对现有人工植被进行生态系统管理，进而维持其防风固沙功能的可持续性，而且对未来不同沙区以植被建设为主要途径的生态重建和恢复提供了量化的参考指标。

参考文献：

[1] Wang X M，Zhang C X，Hasi E，et al. Has the *Three Norths Forest Shelterbelt Program* solved the desertification and dust storm problems in arid and semiarid China? [J]. Journal of Arid Environments，2010，74(1)：13－22.

[2] 李鸣冈，高尚武. 固沙造林试验总结(第五号)[Z]. 1963：19－36.

[3] Assouline S. Infiltration into soils：conceptual approaches and solutions[J]. Water Resources Research，2013，49(4)：1755－1772.

[4] 江泽慧. 土地退化防治监测与评价[M]. 中国林业出版社，2012：18－28.

[5] 李新荣，赵洋，回嵘，等. 中国干旱区恢复生态学研究进展及趋势评述 [J]. 地理科学进展，2014，33(11)：1435－1443.

[6] Cao S. Why large-scale afforestation efforts in China have failed to solve the desertification problem[J]. Environmental Science & Technology，2008，42(6)：1826－31.

[7] Tan M，Li X. Does the Green Great Wall effectively decrease dust storm intensity in China? a study based on NOAA NDVI and weather station data[J]. Land Use Policy，2015，43(43)：42－47.

[8] Adams J M. Vegetation-climate interaction：how vegetation makes the global environment[M]. Berlin，Germany：Springer，2007：34－58.

[9] BriskeD D，Fuhlendorf S D，Smeins F. State-and-transition models，thresholds，and rangeland health：a synthesis of ecological concepts and perspectives[J]. Rangeland Ecology & Management，2005，58(1)：1－10.

[10] Li X R，Xiao H L，Zhang J G，et al. Long-Term Ecosystem Effects of Sand-Binding Vegetation in the Tengger Desert，Northern China[J]. Restoration Ecology，2010，12(3)：376－390.

[11] May R M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states[J]. Nature，1977，269(269)：471－477.

[12] Friedel M. Range condition assessment and the concept of thresholds：a viewpoint[J]. Journal of Range Management，1991：422－426.

[13] May R M. Stability and Complexity in Model Ecosystems [M]. Princeton，USA：Princeton University Press，2001：102－113.

[14] Muradian R. Ecological thresholds：a survey[J]. Ecological Economics，2001，38(1)：7－24.

[15] Huggett A J. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation[J]. Biological Conservation，2005，124(3)：301－310.

[16] Andersen T，Carstensen J，Hernandez-Garcia E，et al. Ecological thresholds and regime shifts：approaches to identification [J]. Trends in Ecology & Evolution，2009，24(1)：49.

[17] Larsen S，Alp M. Ecological thresholds and riparian wetlands：an overview for environmental managers[J]. Limnology，2015，16(1)：1－9.

[18] Baird A J，Wilby R L. Eco-hydrology：plants and water in terrestrial and aquatic environments[J]. Journal of Ecology，2000，88(6)：1095－1096.

[19] Rodriguez-Iturbe I. Ecohydrology：A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics[J]. Water Resources Research，2000，36(1)：3－9.

[20] Zalewski M. Ecohydrology－the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources[J]. Ecological Engineering，2000，16(1)：1－8.

[21] Li X R，Kong D S，Tan H J，et al. Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert，China[J]. Plant and Soil，2007，300(1/2)：221－231.

[22] 焦树仁. 张武沙地改良与利用研究 [M]. 沈阳：辽宁大学出版社，2012：106－119.

[23] 杨文斌，李伟，党宏忠. 低覆盖度治沙：原理、模式与效果[M]. 北京：科学出版社，2015：135－168.

[24] Li X R，Wang X P，Li T，et al. Microbiotic soil crust and its

effect on vegetation and habitat on artificially stabilized desert dunes in Tengger Desert, North China[J]. Biology and Fertility of Soils, 2002, 35(3): 147－154.

[25] Li X R, Zhang Z S, Tan H J, et al. Ecological restoration and recovery in the wind-blown sand hazard areas of northern China: relationship between soil water and carrying capacity for vegetation in the Tengger Desert[J]. Science China Life Sciences, 2014, 57(5): 539－548.

[26] Zhang N, Jiang D M, Alamusa A, et al. Leaf Water Potential and Root Distribution of the Main Afforestation Tree Species in Horqin Sandy Land, China[C]//Advanced Materials Research. Trans Tech Publications, 2014, 864: 2554－2559.

[27] 周志宇，朱宗元，刘钟龄. 干旱荒漠区受损生态系统的恢复重建与可持续发展[M]. 北京：科学出版社，2010：9－88.

[28] 孙鸿烈，于贵瑞，欧阳竹，等. 中国生态系统观测与研究数据集：草地与荒漠生态系统卷[M]. 北京：中国农业出版社，2010：23－208.

[29] 李刚，刘立超，高艳红等. 基于 Meta 分析的中国北方植被建设对土壤水分影响[J]. 生态学杂志，2014，33(9)：2462－2470.

[30] 丁永健，李新荣，李忠勤，等. 中国寒旱区地表关键要素监测科学报告[M]. 北京：气象出版社，2015：25－235.

[31] 张继义，赵哈林，崔建垣，等. 科尔沁沙地樟子松人工林土壤水分动态的研究[J]. 林业科学，2005，41(3)：1－6.

[32] 韩辉. 科尔沁沙地东南缘 3 种固沙林土壤水分时空变化的比较 [J]. 东北林业大学学报，2015，43(5)：102－104.

[33] 姚淑霞，张铜会，赵传成，等. 科尔沁地区不同类型沙地土壤水分的时空异质性[J]. 水土保持学报，2012，26(1)：251－254.

[34] 刘新平，何玉惠，赵学勇，等. 科尔沁沙地奈曼地区降水变化特征分析[J]. 水土保持研究，2011，18(2)：155－158.

[35] 庞吉林，张克斌，乔娜，等. 基于 RS 的盐池县近 10 年植被覆盖度动态变化研究[J]. 水土保持研究，2012，19(4)：112－115.

[36] 黄利江，于卫平，张广才，等. 盐池沙地水分与植被恢复关系的研究[J]. 林业科学研究，2004，17(B12)：148－151.

[37] 刘冰，常学向，李守波. 黑河流域荒漠区降水格局及其脉动特征[J]. 生态学报，2010(19)：5194－5199.

[38] 赵成义，王玉朝. 荒漠-绿洲边缘区土壤水分时空动态研究[J]. 水土保持学报，2005，19(1)：124－127.

[39] 陈钧杰，蒋进，付恒飞，等. 古尔班通古特沙漠腹地土壤水分动态[J]. 干旱区地理，2009，32(4)：537－543.

[40] 王雪芹，张元明，蒋进，等. 古尔班通古特沙漠南部沙垄水分动态——兼论积雪融化和冻土变化对沙丘水分分异作用[J]. 冰川冻土，2006，28(2)：262－268.

[41] 钱亦兵，吴兆宁，张立运，等. 古尔班通古特沙漠植被与环境的关系[J]. 生态学报，2007，27(7)：2802－2811.

[42] Li X R, Tan H J, He M Z, et al. Patterns of shrub species richness and abundance in relation to environmental factors on the Alxa Plateau: prerequisites for conserving shrub diversity in extreme arid desert regions[J]. Science China Earth Sciences, 2009, 52(5): 669－680.

[43] Laio F, Porporato A, Ridolfi L, et al. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress: Ⅱ. Probabilistic soil moisture dynamics[J]. Advances in Water Resources, 2001, 24(7): 707－723.

[44] Rodríguez-Iturbe I, Porporato A. Ecohydrology of Water-controlled Ecosystems: Soil moisture and plant dynamics[M]. Cambridge University Press, 2007: 13－28.

[45] Bargués Tobella A, Reese H, Almaw A, et al. The effect of trees on preferential flow and soil infiltrability in an agroforestry parkland in semiarid Burkina Faso[J]. Water resources research, 2014, 50(4): 3342－3354.

[46] Li X R, Jia R L, Chen Y W, et al. Association of ant nests with successional stages of biological soil crusts in the Tengger Desert, Northern China[J]. Applied Soil Ecology, 2011, 47(1): 59－66.

[47] Porporato A, D'odorico P, Laio F, et al. Ecohydrology of water-controlled ecosystems[J]. Advances in Water Resources, 2002, 25(8): 1335－1348.

[48] Noy-Meir I. Desert ecosystems: environment and producers[J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1973, 4(1): 25－51.

[49] 赵文智，刘鹄. 干旱，半干旱环境降水脉动对生态系统的影响[J]. 应用生态学报，2011，22(1)：243－249.

[50] Rodriguez-Iturbe I, Porporato A, Ridolfi L, et al. Probabilistic modelling of water balance at a point: the role of climate, soil and vegetation[C]//Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. The Royal Society, 1999, 455(1990): 3789－3805.

[51] 苏培玺. 沙质土壤水分运动参数研究 [J]. 中国沙漠，2000，20(3)：329－332.

[52] 黄磊，张志山，陈永乐. 干旱人工固沙植被区土壤水分动态随机模拟[J]. 中国沙漠，2013，33(2)：568－573.

[53] D'Onofrio D, Baudena M, D'Andrea F, et al. Tree-grass competition for soil water in arid and semiarid savannas: The role of rainfall intermittency[J]. Water Resources Research, 2015, 51(1): 169－181.

[54] 张继贤. 沙坡头地区风沙土的水热状况[J]. 中国沙漠，1997，17(2)：154－158.

[55] 张志山，李新荣，王新平，等. 沙漠人工植被区蒸腾测定[J]. 中国沙漠，2005，25(3)：374－379.

[56] 王新平，张志山，张景光，等. 荒漠植被影响土壤水文过程研究述评[J]. 中国沙漠，2005，25(2)：196－201.

[57] Wang X P, Li X R, Zhang J G, et al. Measurement of rainfall interception by xerophytic shrubs in re-vegetated sand dunes[J]. Hydrological Sciences Journal, 2005, 50(5): 897－910.

[58] 赵文智，杨荣，刘冰，等. 中国绿洲化及其研究进展[J]. 中国沙漠，2016，36(1)：1－5.

[59] 李瑞，张飞，高宇潇，等. 渭干河流域生态水文时间序列特征及影响因素[J]. 中国沙漠，2016，36(6)：1713－1720.

[60] Baudena M, Boni G, Ferraris L, et al. Vegetation response to rainfall intermittency in drylands: results from a simple ecohydrological box model[J]. Advances in Water Resources, 2007, 30(5): 1320－1328.

[61] Baudena M, D'Andrea F, Provenzale A. A model for soil-vegetation-atmosphere interactions in water-limited ecosystems

[J]. Water Resources Research,2008,44(12):681—687.

[62] Chesson P,Gebauer R L E,Schwinning S,et al. Resource pulses,species interactions and diversity maintenance in arid and semi-arid environments[J]. Oecologia,2004,141(2):236—253.

[63] D′Odorico P,Laio F,Ridolfi L. Noise-induced stability in dryland plant ecosystems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences,2005,102(31):10819—10822.

[64] Fernandez-Illescas C P,Rodriguez-Iturbe I. Hydrologically Driven Hierarchical Competition-Colonization Models:The Impact of Interannual Climate Fluctuations[J]. Ecological Monographs,2003,73(2):207—222.

[65] Rodriguez-Iturbe I,Porporato A,Laio F,et al. Plants in water-controlled ecosystems:active role in hydrologic processes and response to water stress:I. Scope and general outline[J]. Advances in Water Resources,2001,24(7):695—705.

[66] 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.

[67] Li X R,He M Z,Duan Z H,et al. Recovery of topsoil physicochemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger Desert,northern China[J]. Geomorphology,2007,88(3/4):254—265.

[68] 刘新民,赵哈林,赵爱芬.科尔沁沙地风沙环境与植被[M].北京:科学出版社,1996:23—68.

Significance of Eco-hydrological Threshold in Artificial Vegetation Ecosystem Management in China Desert Area

Zhang Dinghai[1,2], Li Xinrong[2], Zhang Peng[2]

(1.*Center for Quantitative Biology, College of Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou* 730070, *China*; 2. *Shapotou Desert Research and Experimental Station, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou* 730000, *China*)

Abstract: The desert area in northern China, under wind-blown sand hazards and with desertification development and ecological degradation, is one of the most serious areas in the word. Using plant sand-fixation is the main approach to contain the expansion of sandy land and to recover and rebuild the ecological environment. However, the stability maintenance of artificial vegetation is a challenge of sustainable management of sand hazards. As the basis for artificial vegetation ecosystem management, how to understand and define the eco-hydrological threshold has important theoretical and practical significance. We built an eco-hydrological model to describe the interaction effect between the deep soil moisture and the coverage of artificial sand-binding shrub or trees (for only eastern desert regions). We used the model to simulate the eco-hydrological process in the typically artificial sand-binding vegetation ecosystem of different climate zones of China desert. Based on these results, we defined the appropriate eco-hydrological threshold of artificial vegetation ecosystem management in different sandy areas. It has a certain reference value to the ecosystem management of existing sand-binding vegetation and future vegetation construction in desert areas.

Key words: desert area in northern China; artificial sand-binding vegetation; soil water balance; stability of sand-binding vegetation; eco-hydrological threshold; ecological reconstruction