福建省长汀县水土流失区重建森林群落 β 多样性研究

林 强

(福建省水土保持试验站，福建 福州 350003)

摘 要：[目的] 对福建省长汀县 20 世纪 80 年代以来进行的森林重建效果进行分析，为该区恢复与重建森林植被工作提供科学参考。[方法] 选择 7 个不同年份重建的林分，分别设置 7 个 20 m×20 m 样地进行物种调查，采用 β 多样性测度指标进行分析。[结果] ①研究区物种多样性指数与均匀度指数随造林时间增长而增加。②Whittaker 指数随造林时间的长短而变化。造林时间长的区域相应的 Whittaker 指数值较低，而造林时间短的对应值高。[结论] 森林恢复时间是影响长汀县水土流失区森林 β 多样性的重要因素，重建时间越长的森林 β 多样性越高。

关键词：β 物种多样性；水土流失；重建森林；二元属性数据；长汀县

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2020)04-0148-07 **中图分类号**：S157，X171.4

文献参数：林强. 福建省长汀县水土流失区重建森林群落 β 多样性研究[J]. 水土保持通报，2020，40(4)：148-154. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2020.04.020；Lin Qiang. A study on β-diversity of reconstructed forest community in soil erosion area of Changting County, Fujian Province [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(4): 148-154.

A Study on β-diversity of Reconstructed Forest Community in Soil Erosion Area of Changting County, Fujian Province

Lin Qiang

(*Soil and Water Conservation Station of FuJian Province, Fuzhou, Fujian* 350003, *China*)

Abstract: [Objective] The effects of forest reconstruction in Changting County, Fujian Province since 1980s were analyzed in order to provide a reference for the restoration and reconstruction of forest vegetation in this region. [Methods] Seven forest stands reconstructed in different years were selected in the study area, seven 20 m×20 m plots were set up for species survey, and the β-diversity measurement index was used for analysis. [Results] ① The species diversity index and evenness index in the study area increased with the afforestation time. ② Whittaker index changed with the length of afforestation time. As the value of Whittaker index decreased with the increase of afforestation time, vice verse. [Conclusion] Forest restoration time is an important factor affecting forest β-diversity in soil erosion areas in Changting County. The longer the reconstruction time, the higher the forest β-diversity value.

Keywords: **β species diversity; soil erosion; forest reconstruction; binary attribute data; Changting County**

福建生长汀水土流失区曾是中国红壤丘陵土壤侵蚀最严重的地区之一，经过多年的治理，该地区水土流失危害得到有效控制，植被覆盖率显著提高。经过长达 30 a 的恢复重建后，目前该地区森林生态系统的多样性恢复到什么程度？下一步该如何管理？是实现长汀县水土流失治理“进则全胜”的目标亟需回答的问题。生物多样性是自然界群落的基础特征，其既可以用来表示某一群落的组成结构，同时也可作为评价环境状况的指标[1-2]。其中 β 多样性可以用来指示生境被物种分离的程度和不同区域的生境多样性，还能够度量群落在演替过程中的物种组成情况，对于研究群落的植被重建过程和演替机制提供了重要的途径，并在一定程度上可以预测某一区域物种的未来变化趋势。有研究表明 β 多样性主要是由生态位和物种扩散过程两种机制共同作用形成[3-5]。这两种机制在针对不同的研究对象时，所影响的作用比例

收稿日期：2020-05-20 **修回日期**：2020-06-24

资助项目：福建省水利科技项目“长汀县红壤侵蚀区人工群落演变特征及改造提升技术研究”(fjslkj2018027)

第一作者：林强(1971—)，男(汉族)，福建省建阳区人，硕士，高级农艺师，主要从事土壤侵蚀与水土保持研究。Email：328120068@qq.com。

有所区别，需要根据研究的对象属性特征来确定用哪一个机制解释。主要受空间尺度限制，并且扩散能力比较弱的群落大多用扩散理论解释；反之扩散能力较强群落的则由生态位理论来解释[6]。近年来有研究认为影响亚热带主要森林群落类型物种 β 多样性的主要因素有：森林类型[7]、群落类型和海拔，受空间距离的影响并不显著[8]。本文以福建省长汀县河田镇为研究区，通过对治理时间不同的 7 个样地的植物多样性进行调查，使用了 β 多样性测度方式中的 6 个 β 多样性指数公式对调查结果进行计算分析，探索各样地间沿着生境梯度几个 β 多样性指数的变化趋势，分析影响长汀县重建森林群落 β 多样性的主要因素，为长汀县植被重建和南方红壤侵蚀区域物种变化研究提供科学参考。

1　研究区概况

研究区位于福建省长汀县中南部地区河田镇（25°35′—25°46′N，116°16′—116°30′E）。海拔 300～500 m，年均气温 17～19.5 ℃，历史上最高气温 39.8 ℃，最低气温－4.9 ℃，年无霜期 265 d，年降雨量 1 700 mm 左右。此次的调查区域包括游坊、牛脚坑、八十里河、水东坊、罗地、芦竹、上修 7 个地区，分别用字母 YF，NJK，BSLH，SDF，LD，LZ，SX 表示这 7 个样地。该区域的土壤类型主要是由花岗岩风化发育而形成的红壤，抗侵蚀性差，保水与保肥能力较差[9]，加上天然植被遭到严重破坏，原始植被几乎全部被次生林所代替，以稀疏的“小老头”马尾松（*Pinus massoniana*）为主，有的少量木荷更新生长，群落结构单一，素有“火焰山”之称[10]，表层土壤流失严重，植被的恢复困难。其中山地植被的盖度占比不足 20%[11]，调查区的基本情况详见表 1。

2　研究方法

2.1　样地设置概况

分别在 YF，NJK，BSLH，SDF，LD，LZ，SX 区域根据实际情况选择样地（见表 1），样地中原有树种均有马尾松，部分样地有少量生长不良的木荷（均为飞机播种后存活），造林时引入树种 1～4 种，均为当地乡土树种，主要起到覆盖地表促进自然更新的作用。此外，该地区为丘陵地带，各样地虽存在坡向、坡位的差异，但立地条件差异不大。根据不同造林时间，将这 7 个区域分为 3 个恢复期。在林内各设置一个 20 m×20 m 的标准样地 1 个，分隔成 5 m×5 m 的小样方进行调查。对于样地中胸径≥1 cm 的树木进行逐一调查并记录树木的种名、树高、胸径、冠幅、株数指标，灌、草则记录种名、株数、盖度等。2018 年 10—12 月开展标准地调查。物种鉴定依据《中国植物志》[12]和《福建植物志》[13]。

表 1　调查区的基本情况

恢复期	调查区域及代码	原土壤侵蚀强度	原有树种	造林时间	造林树种	坡向	坡位	坡度	海拔/m
恢复期 1	游坊(BSLH)	剧烈	马尾松、木荷	1982 年	胡枝子、刺槐、紫穗槐	东北 43°	中	19°	302.5
	牛脚坑(SDF)	剧烈	马尾松	1983 年	胡枝子、刺槐、闽西青冈	北 18°	全坡	16°	289.9
恢复期 2	八十里河(NJK)	极强烈	马尾松、木荷	2001 年	胡枝子	西 292°	中下	9°	281.6
	水东坊(SX)	极强烈	马尾松	2001 年	胡枝子、木荷、闽粤栲	西北 325°	中	14°	289.9
恢复期 3	罗地(YF)	极强烈	马尾松	2013 年	枫香、闽粤栲、甜槠	东南 143°	中下	27°	299.7
	芦竹(LD)	极强烈	马尾松	2015 年	胡枝子、木荷、枫香、深山含笑	西南 246°	中	10°	297.5
	上修(LZ)	极强烈	马尾松	2015 年	木荷、枫香、闽粤栲、杜英	东南 122°	中下	25°	289.9

注：①BSLH 的木荷是 1975 年粗放造林的剩存种，NJK 的木荷为天然树种；马尾松为天然树种。②胡枝子（*Lespedeza formosa*）、刺槐（*Robiniapseudoacacia*）、紫穗槐（*Amorphafruticosa*）、闽西青冈（*Cyclobalanopsisminxiensis*）、木荷（*Schimasuperba*）、闽粤栲（*Castanopsisfissa*）、甜槠（*Castanopsiseyrei*）、枫香树（*Liquidambar formosana*）、深山含笑（*Micheliamaudiae*）、杜英（*Elaeocarpusdecipiens*）。

2.2　数据处理

β 多样性的测定采用基于二元属性数据 Cody 指数（β_c）、Whittaker 指数（β_{ws}）、Morisita-Horn 相异性指数（C_{MH}）、相似性系数 Jaccard 的 β 多样性指数 C_J 和 Sorenson 指数的 β 多样性指数 C_S，以及基于数量数据测度方法的 Bray-Curtis 指数（C_N）来对物种 β 多样性指数计算[12-13]。

Cody 指数：

$$\beta_c=\frac{(b+c)}{2} \tag{1}$$

Whittaker 指数：

$$\beta_{ws}=\frac{s}{ma-1} \tag{2}$$

Morisita-Horn 相异性指数：

$$C_{MN}=\frac{2\sum(a_ib_i)}{(d_ad_b)N_aN_b}\quad\left(d_a=\frac{\sum a_i^2}{N_a^2},\ d_b=\frac{\sum b_i^2}{N_b^2}\right) \tag{3}$$

Jaccard 指数：

$$C_J=\frac{a}{(a+b+c)} \tag{4}$$

Sorenson 指数：

$$C_s=\frac{2a}{(2a+b+c)} \tag{5}$$

Bray-Curtis 指数：

$$C_N=\frac{2j_N}{(N_a+N_b)};\quad j_N=\sum_{\min}(j_{N_a},j_{N_b}) \tag{6}$$

Shannon-Wiener 多样性指数[14]：

$$H'=-\sum P_i\ln p_i \tag{7}$$

Pielou 均匀度指数：$J_{sh}=H/\ln s$

式中：a 是指两个样地中相同的物种数；b 是指沿着生境梯度所遗失的物种数，即在上一个梯度群落中存在而在下一个梯度群落中却没有的物种数；C 是指沿生境梯度所增加的物种数，即在上一个梯度群落中不存在而在下一个梯度群落中存在的物种数；s 是指研究区域中记录的物种总数；m_a 是指各样地的平均物种数；a_i 是指 A 样地内第 i 种的个体数；b_i 是指 B 样地内的第 i 种个体数；N_a，N_b 分别是指样地 A、样地 B 物种的所有的物种数；j_N 是指样地 A 与样地 B 内共有种中个体数较小者的和；P_i 为种 i 的相对重要值；S 为每个样地中的物种总数。

3 结果与分析

3.1 乔、灌层与草本层科、属数的变化

造林时间的早晚属于人为因素的干扰，对于像调查区域这种属于表层土壤已经遭到严重破坏的地区，人为因素的干扰对于该区域的物种在一定的时间内分布有着一定的主导作用，再次是自然的演替和树种间的竞争。调查资料的统计结果详见表 2。

表 2 不同造林时间下调查区域的乔灌层科、属的变化

恢复期	调查区域	造林时间	科数量	属数量
恢复期 1	BSLH	1982 年	14	22
	SDF	1983 年	19	25
恢复期 2	NJK	2001 年	21	24
	SX	2001 年	14	15
恢复期 3	YF	2013 年	9	10
	LD	2015 年	12	14
	LZ	2015 年	14	17

注：调查区域代码代表的地区名称见表 1。下同。

表 2 的结果数据显示，在调查的 7 个区域中科的数量比较顺序为：NJK＞SDF＞BSLH，SX，LZ＞LD＞YF，其中科的数量站最多的是 NJK 的，最少的为 YF 调查区；属的数目比较相对科的数量比较略有些差异，分别表现为：SDF＞NJK＞BSLH＞LZ＞SX＞LD＞YF。说明在人为干扰的情况下进行人工造林与抚育对于该区域的水土保持起到有利的作用，同时对该地区重建森林群落打下了基础，为重建群落的物种变化提供有利的生境。在人工造林的基础上，地表植被的覆盖度得到了提高，同时能够达到促进群落恢复的效果。

草本层的植物对于该区域的土壤特征有一定的指示性，并且草本植物相对于木本植物的生长过程较为容易，草本层的植物种类能够增加表层土壤的覆盖程度，减少雨水对土壤的直接冲刷、侵蚀；草本层植物的多少能够反映一个群落中的生境情况，根据调查结果得到的数据做图分析（图 1）。根据 7 个调查区域得到的结果进行比较，可以发现草本层中科、属的数量特征分别为：BSLH＞NJK＞LZ＞SDF＞SX＝YF＞LD，该结果与乔灌层植物科、属的数量特征进行比较发现它们之间的关系虽然存在一定的差异，但是从整体来分析发现在乔灌层中的物种科、属数量多的调查区中，相应的调查区草本层的植物科、属数量也较高；结合表 1—2 的结果发现，原有土壤的侵蚀强度越是强烈的几个调查区的草本层植物整体上都呈现出增加的趋势，而造成上升的决定性因素是后期通过人为的干扰，进行人工种植治理抚育，这样才能够达到演替初期的效果；而且从上述的几个结果可以清楚看出造林时间越早，即人为因素干扰早的调查区的物种多样性也相应的高，所以适度的加入人为干预，能够促进被侵蚀地区的植被演替。

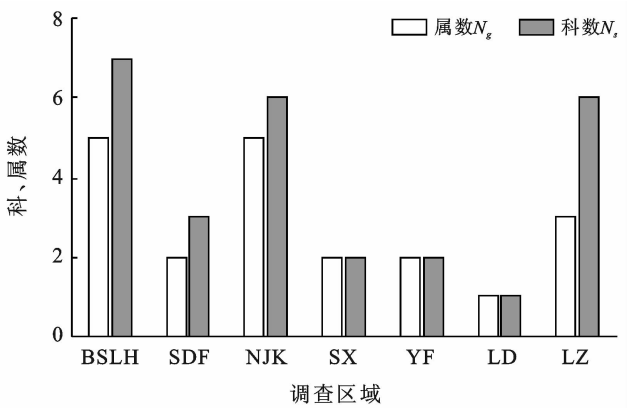


图 1 调查区域草本层科、属数量随造林时间变化情况

在调查的 7 个区域中草本层中占的比重最大的是禾本科芒属的芒（*Miscanthus sinensis*），该物种在调查区中的 6 个区域都有记录到此物种，仅有 SX 调查区中没有调查到；再之是白里科芒萁属的芒萁（*Dicranopteris dichotoma*），芒萁可以作为土壤酸碱性特征和土壤肥力的指示植物，在这几个调查区域草本层植物都有生长，更加进一步可以说明这几个地区的土壤侵蚀程度严重，对于植被的重建比较艰难。

3.2　不同恢复期物种数量变化比较

7 个调查区域中的物种数量与造林时间的关系如图 2 所示。1983 年造林的 SDF 的木本植物的种类是最多的,有 43 种;其次是 2001 年造林的 NJK,有 36 种;第三是 1982 年造林的 BSLH,有 32 种,BSLH 与 SDF 的主要物种情况结果与蔡春旺等学者对南方红壤侵蚀区重建森林顶级群落的研究的结果相一致[11]。由于该区域的天然植被遭到严重破坏,原始植被几乎全部被次生林所代替,所以不同的恢复期在一定程度上影响着每个调查区域的物种数量。

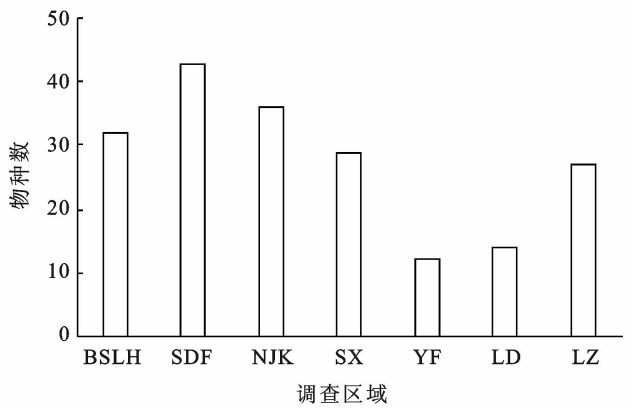


图 2　研究区物种数量变化情况

此外,调查区域是属于南方红壤侵蚀区,所以国家为了治理该区域,分别在不同的区域采取人工造林的治理措施来治理此地区的水土流失与“火焰山”问题,所以不同的造林时间对于调查区域内的物种变化与演替的情况存在一定的差异。为了能够更加直观的反映各调查区域造林时间不同与木本植物物种多样性与均匀度,采用物种多样性指数和均匀度指数计算结果与各样地造林时间的变化趋势如图 3 所示。由图 3 可以发现,H',Jth 指数值随着恢复期的变化趋势基本呈现相同的走向,在图 3 的结果中两个指数的数值整体是呈上升趋势的,而在 2001 年突然锐减的原因有:①YF 比 NJK 的造林时间晚了 12 a,因而 YF 的物种自然就相对较少;②YF 由于造林时间较晚,造林树种经过的自然生长与适应生境生长和树种间竞争的时间都较前面造林早的样地的时间较短,造林的树种经过这几年的演替与竞争所存活下来的不多,使得物种数较低;③该地的立地条件较其他几个区域相对较差,使得该地物种数比较低,而在比其造林时间晚的 LZ 却比此调查区的高。这与表征 β 多样性的几个指标的结果是相吻合的,在用来指示 β 多样性的几个指数指标中 YF 与其相邻样地计算得出的结果中的共有种较少,这也就更加证明了这几个指数的可靠性。

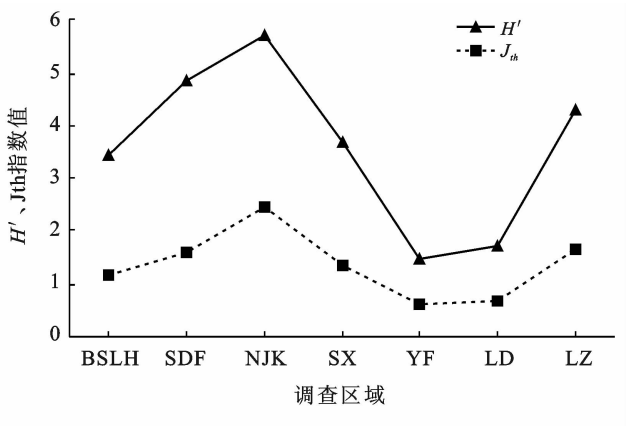


图 3　研究区 Shannon-Wiener 多样性指数 H' 和 Pielou 均匀度指数 J_{th} 的变化

3.3　恢复进程中的林分发展变化变化

通过分析表 3—4 的 BSLH 和 SDF 两个区域主要树种的生长过程,其中的树高、郁闭度、盖度 3 个指标整体呈现出逐渐上升的,而密度则是呈先增后减的规律。根据这两个区域恢复进程中的林分变化资料,用马尔柯夫原理探讨两个区域未来的林分发展情况[24]。根据联合国粮农组织规定,郁闭度小于 0.20 以下为疏林,0.20～0.69 为中度郁闭,大于等于 0.7 为密林。按照联合国粮农组织规定作为划分标准,状态 1 为疏林(郁闭度小于 0.20 以下);状态 2 为中度郁闭(郁闭度在 0.20～0.69);状态 3 为密林(郁闭度大于等于 0.7);N_1 为状态 1 出现的次数,N_2 为状态 2 出现的次数,N_3 为状态 3 出现的次数;所以各状态出现的次数为 $N_1=0$,$N_2=1$,$N_3=3$,根据马尔柯夫原理的计算由状态 I 转移到状态 j 的转移概率矩阵得:

$$\boldsymbol{P}=\begin{bmatrix}0 & 0 & 0\\ 0 & 0 & 1\\ 0 & 0 & 2/3\end{bmatrix}$$

由此转移概率矩阵结果可知经过转移后的概率分别为:0,0,2/3,即 $P_{33}\geqslant P_{32}\geqslant P_{31}$,因此可预测 BSLH 未来林分的发展趋势密林的可能性最大。由计算结果发现 SDF 的转移概率矩阵结果与 BSLH 一样,所以 SDF 未来林分向密林发展的可能性最大。

3.4　不同恢复期灌木层 β 多样性变化

不同属性的测度方式能够更加准确、直观地反映 β 多样性的变化趋势,本文将选取分别相邻的两个样地的灌木层用两种不同属性测度计算结果得到表 5。由表 5 可知,两个样地间两种不同属性测度结果能够反映两个样地间的物种差异及生境差异,通过对不同属性的 β 多样性指数指标随着环境梯度的变化进行比较时,可以发现 NJK 与 BSLH 之间的 β_c,C_J,C_S 3 个指数的结果明显大于其他 5 个样地之间的比较,而 β_c,C_J,C_S 这 3 个指数的数值越大,则两个样地之间的

共有种越多，而在 LD 与 YF 之间的 C_J，C_S 指数的数值比较小的原因是由于 YF 的物种数量本来就少，因而导致 C_J，C_S 指数在该两个样地之间比较低；C_N 的结果却是呈相反的趋势，表现为：样地 SDF 与 LD 之间＜NJK 与 BSLH 之间＜LD 与 SX 之间＜YF 与 NJK 之间＜SX 与 LZ 之间＜LZ 与 YF 之间，C_{MH} 的计算结果整体上的变化趋势与 C_N 的变化趋势大致相同；而在处理数据得到的结果中不同的两个样地之间的共有种越多，其 β 多样性越小；而在样地 SDF 与 LD 之间的 C_{MH} 指数异常较大，主要原因是两个样地之间的物种与物种个体数都相对较多。由此可见数量属性数据不仅可以对两个样地之间共有种的多少，而且对样地中物种的个体数量特征进行测度，而测度指标结果随着环境梯度的变化幅度较大，这表明环境变化对它的反映是敏感的。此结果与山地草甸 β 多样性的研究结果相同[15]。

表 3 调查区 BSLH 主要树种的生长过程

树种	1982 年	1984 年				1992 年				1998 年				2018 年			
	树高/m	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})
马尾松	1.1	2.6	0.25	25	1 935	6.8	0.89	89	3 030	10.5	0.88	88	3 000	18.2	0.92	92	875
木荷	1.7	1.9	0.08	8	405	4.5	0.22	22	375	7.4	0.36	36	345	14.5	0.70	70	345
刺槐	2.0	2.6	0.29	29	3 000	3.3	0.01	1	75								
胡枝子	0.8	1.6		54	10 000	1.8		62	7 710	1.8		13	1 845				
紫穗槐	1.0	1.2		9	6 000												
杉木														7.0	0.15	15	300
林分			0.57	93	21 340		0.98	100	11 190		0.99	100	5 190		1.00	100	1 625

表 4 调查区 SDF 主要树种的生长过程

树种	1982 年	1984 年				1992 年				1998 年				2018 年			
	树高/m	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})	树高/m	郁闭度	盖度/%	密度/(株·hm^{-2})
马尾松	1.0	1.5	0.11	11	1 125	5.9	0.48	48	1 110	10.8	0.59	59	855	17.4	0.33	33	300
闽西青冈	0.7	1.3	0.19	19	2 250	3.9	0.49	49	1 935	8.2	0.82	82	1 905	13.6	0.69	69	1 050
刺槐	1.4	2.2	0.21	21	2 250	3.5	0.02	2	180								
胡枝子	0.4	1.2		20	4 500	1.5		34	3 435	1.6		10	1 035				
林分			0.51	71	10 125		0.88	100	6 660		1.00	100	3 795		1.00	100	1 350

表 5 不同属性测度随生境梯度的变化

项目	SDF 与 LD 之间	LD 与 SX 之间	SX 与 LZ 之间	LZ 与 YF 之间	YF 与 NJK 之间	NJK 与 BSLH 间
β_c	12.000	7.500	8.000	7.000	10.000	11.000
C_J	0.226	0.211	0.158	0.125	0.167	0.290
C_S	0.368	0.348	0.273	0.222	0.286	0.450
C_{MH}	1.582	0.253	0.011	0.068	0.074	0.132
C_N	0.162	0.522	0.818	0.889	0.690	0.381

3.5 不同恢复期草本层的 β 多样性变化

Cody 指数可以指示两个样地之间的共有种的数量关系，在两个样地中进行比较时，Cody 指数的数值越大表示此两个样地内的共有种越少；依据 Cody 指数的计算公式计算结果详表 6。可以发现 YF 与 LD 两个样地的 Cody 指数数值最小，即该两个样地内的共有种最少；而 NJK 与 LZ 两个样地的 Cody 指数数值最大，即此两个样地内的共有种越多。Jaccar 指数与 Sorenson 指数可以表示两个样地之间的共有种的数量特征，即 Jaccar 指数和 Sorenson 指数数值越低表示该两个样地间的共有种越少，根据相应的公式计算结果如表 7—8 所示。SX 样地和其他 5 个样地分别进行比较时除 NJK 外数值都为零，即该样地与其他样地的共有种很少甚至没有；而 LD 与 YF 之间的比较数值最大，即此两个样地内共有种较多。

表 6 草本层 Cody 指数的变化

样区	NJK	BSLH	SDF	LD	LZ	SX
YF	3.5	2	1.5	0.5	3	2
NJK		3.5	4	3	4.5	3.5
BSLH			2.5	1.5	4	3
SDF				1	3.5	2.5
LD					2.5	1.5
LZ						4

表 7　研究区草本层 Jaccar 指数的变化

样区	NJK	BSLH	SDF	LD	LZ	SX
YF	0.1	0.2	0.3	0.5	0.1	0.0
NJK		0.2	0.1	0.1	0.2	0.1
BSLH			0.2	0.3	0.1	0.0
SDF				0.3	0.1	0.0
LD					0.2	0.0
LZ						0.0

表 8　研究区草本层 Sorenson 指数的变化

样区	NJK	BSLH	SDF	LD	LZ	SX
YF	0.2	0.3	0.4	0.7	0.3	0.0
NJK		0.4	0.2	0.3	0.3	0.2
BSLH			0.3	0.4	0.2	0.0
SDF				0.5	0.2	0.0
LD					0.3	0.0
LZ						0.0

3.6　乔灌层 β_{ws} 指数变化

β_{ws} 指数作为 β 多样性的测度方式之一,该指数的变化趋势不仅可以直观的指示物种丰富度和 β 多样性两者之间的相关性[16-17],还能够反映群落的未来演替趋势与样地间物种的增减,或者是暗示样地间出现交错群落区。

由图 4 可以看出,在 2013 年进行造林的 YF 调查区和 2015 年造林的 LD 调查区出现突然增长,在 LD 达到最高峰然后又下降;而突然出现高峰或是谷说明在这两个样地的的物种有较大的变化,结合前面的几个调查结果表均显示在调查区 YF 与 LD 之间的物种数是减少的,而在 LD 之后开始下降是因为在调查区域 LD 与 LZ 两个样地间的物种比较时 LZ 的物种是上升的。

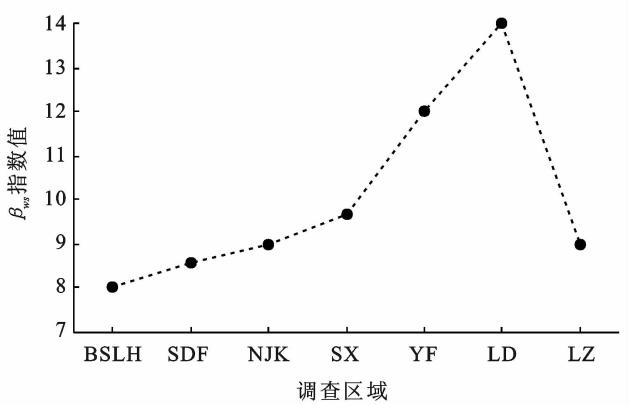


图 4　研究区 β_{ws} 指数随造林时间的变化情况

因此在几个被调查的区域中 BSLH,SDF,NJK 这 3 个样地中的物种丰富度较其他 4 个样地高,而对于 LD 的物种丰富度为何比其他调查区的都有可能是由于 LD 的第一次治理产生的影响,LD 早于 1985 年就进行过第一次治理,但是当时的治理方式为全垦直播草种,并没有直接进行造林,导致出现图 4 中所示的乔灌层的 β_{ws} 指数变化时该区出现高峰与其他的调查区差异显著。

4　讨论与结论

4.1　指示 β 多样性的指数结果与生境梯度的变化敏感

β 多样性能够指示生境的分离情况,根据研究的结果显示在这几个 β 多样性测度的指数中分别各自具有本真的属性特征,不能分别的看单个样地内该指数的数值进行比较,这样的每个样地间存在的差异均不相同,而是应把调查的 7 个样地中相邻两个样地之间各指数的数值看成整体的变化趋势。这样整个结果分析就会出现两种不同的变化,其中 Cody 指数、Jaccard 指数、Sorenson 指数 3 个指数 7 个调查区域相邻两个样地间的计算结果整体上的趋势变化与 Morisita-Horn 相异性指数、Bray-Curtis 指数这两个指数的计算结果是呈相反的。

这几个测度方式的二元属性数据虽然能够直观的反映不同生境间相邻两个样地内物种的增减变化的情况,并且沿海拔梯度样地共有种的变化的相关性[18],但是对于样地内每个物种的个体数没有作为参考对象,因而该方式对不在同一生境下群落变化趋势不够敏感。

对由于缺乏对物种个体数量的分析因素,一些新增的个体数在测度方式中的几个指数中未能够得到灵敏的体现,对于群落内物种的丰富度更是很难直观的反映。然而数量数据的测度方式把个体引入其中分析,对于物种丰富度的反映有重要意义,特别针对物种丰富度相对高时所具有的参考价值更大[19]。

结合两种的测度方式对于南方红壤侵蚀区被调查的这几个区域在不同海拔梯度和不同的造林时间下的 β 多样性整体的趋势变化情况能够进行比较全面的阐释。

河田镇被调查区域均属于红壤侵蚀严重的地区之一,少数样地的物种随海拔梯度差异运用二元属性测度更加好,而对于随造林时间的不同而引起的差异与物种丰富度则是数量属性测度更能够准确的分析,特别是群落内新增的物种数量具有重要的参考意义。

4.2　造林时间对侵蚀区物种的重建有重要影响

对于红壤侵蚀区的初级演替阶段,人为因素的干预、造林时间与治理时间的早晚对于乔灌木、草本的

物种多样性都是属于主导因子。结合图1—2,图4和表2的结果可以看出,造林时间较早的几个调查区域的乔灌木和草本的物种多样性相对高于造林时间晚的区域,说明造林时间长的区域随着此区域植被的演替,土壤中的养分也可能得到有效的改善[20],随之改变的是物种的多样性也得到了提高[21],这使得侵蚀区重建植被间的竞争更加强烈,与王世雄等[22]对黄土高原植物群落演替的研究结论相符合。

由于上述的几个图表的结果都是把物种作为参考因素而进行分析,所以有的地区的 β_{as} 指数会突然增高可能是由于立地条件的因素、群落交错区的出现,进而造成分析结果的存在差异。本研究针对于不同造林时间与海拔梯度的 β 多样性的影响,缺乏把此区域的立地条件作为参考因素引入其中分析该因素对它所造成的影响,若能够把其引入对于分析红壤侵蚀区重建植被的 β 多样性则具有一定的参考意义,同时也能够为侵蚀区重建植被的选择提供一定的基础。

5 存在的问题

对于群落多样性的观点生态位理论和中性理论各自不同,生态位理论认为影响群落的相似性的原因是由于生境的差异性所导致的,然而中性理论却是认为扩散过程限制了 β 多样性的变化[23-25],在白琰[26]对高寒草甸的多样性研究中发现尺度与生境差异的变化常常是具有一致性的;但限于此次的研究中的取样面积较小,而且人为干预的程度较大,因而针对于具体适合哪一种理论进行解释还尚未明确,还有待进一步深入研究。

本研究中所用的 Cody 指数等多个指数表现出的规律性会有个别存在异常,一方面是这几个调查区域所处的海拔都不是很高,所以物种沿海拔梯度的变化趋势表现得不是很显著,另一方面是几个区域都是处在红壤的侵蚀区,那么它们之间的立地条件存在一定的差异;所以生境的差异与空间尺度对于侵蚀区重建植被的 β 多样性的进一步阐明,还需要进行更加进一步的探究,引入空间尺度与立地条件的因素进行深入的探究,这也是目前对于多样性研究机制当中需要解决的问题之一。

[参 考 文 献]

[1] 张继义,赵哈林,张铜会,等.科尔沁沙地植被恢复系列上群落演替与物种多样性的恢复动态[J].植物生态学报,2004,28(1):86-92.

[2] Whittaker R H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California [J]. Ecological Monographs, 1960,30(4):279-338.

[3] Susan, Harrison, Sally, et al. Beta diversity on geographic gradients in Britain [J]. Journal of Animal Ecology, 1992,61(1):151-158.

[4] Legendre P, Mi X, Ren H, et al. Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China [J]. Ecology: A Publication of the Ecological Society of America, 2009,90(3):663-674.

[5] Soininen J, Mcdonald R, Hillebrand H. The distance decay of similarity in ecological communities [J]. Ecography, 2007,30(1):3-12.

[6] Qian H. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America [J]. Global ecology and biogeography, 2009,18(3):327-332.

[7] 王月霞,金毅,吴初平,等.浙江省主要亚热带森林群落类型物种和谱系水平的 α 和 β 多样性比较[J].生物多样性,2016(8):863-874.

[8] 翁昌露,张田田,巫东豪,等.古田山10种主要森林群落类型的 α 和 β 多样性格局及影响因素[J].生物多样性,2019,27(1):33-41.

[9] 赵昭晞,吴幼恭,蔡文焰,等.福建省河田花岗岩水土流失区沟谷的研究[J].地理学报,1965, 32(3):254-263.

[10] 鄢新余,陈志强,陈志彪,等.南方红壤侵蚀区植被恢复过程植物群落多样性[J].福建师范大学学报(自然科学版).2015,31(2):90-95.

[11] 蔡春旺,彭绍云,罗学升,等.南方红壤侵蚀区重建顶级森林群落的研究[J].亚热带水土保持.2019,31(1):16-20.

[12] 中国植物志编辑委员会.中国植物志[M].北京:科学出版社,2004.

[13] 潘润荣.《福建植物志》分科索引[J].林业勘察设计.1997(1):87-92.

[14] Wolda H. Diversity, diversity Indices and tropical Cockroaches [J]. Oecologia, 1983,58(3):290-298.

[15] 高贤明,马克平,黄建辉,等.北京东灵山地区植物群落多样性的研究(Ⅱ):山地草甸 β 多样性[J].生态学报,1998,18(1):26-34.

[16] 梁德太,潘济华,韦聚坤.马尔柯夫链方法在马尾松毛虫种群动态预报中的应用[J].林业科技,1992(4):24-27.

[17] Whittaker R H. Evolution and measurement of species diversity [J]. Taxon, 1972,21(2/3):213-251.

[18] 陈蓓,马睿,秦纪洪,等.若尔盖湿地公路建设生态恢复中植物群落多样性与相似性研究[J].水土保持研究,2013,20(4):115-119.

[19] 张璐,苏志尧,李镇魁.南岭国家级自然保护区森林群落 β 多样性随海拔梯度的变化[J].热带亚热带植物学报,2007,15(6):506-512.

(下转第162页)

restoration of post-mining landscape in Africa [J]. Journal of Forest Research, 2019,30(2):381-396.

[7] Kai Y, Sailesh R, Deli Z, et al. Current revegetation patterns and restoration issues in degraded geological phosphorus-rich mountain areas: A synthetic analysis of Central Yunnan, SW China [J]. Plant Diversity, 2017, 39(3):140-148.

[8] Lei Huang, Peng Zhang, Yi Ganghu, et al. Soil water deficit and vegetation restoration in the refuse dumps of the Heidaigou open-pit coal mine, Inner Mongolia, China [J]. Sciences in Cold and Arid Regions, 2016,8(1): 22-35.

[9] 黄元仿,张世文,张立平,等.露天煤矿土地复垦生物多样性保护与恢复研究进展[J].农业机械学报,2015,46(8):72-82.

[10] 张军红,徐义萍.不同植被恢复模式对矿区土壤性质的影响[J].南方农业,2019,13(7):22-25.

[11] 李贵,童方平,刘振华,等.衡阳水口山铅锌矿区植被调查及物种多样性分析[J].中国农学通报,2014,30(13): 66-70.

[12] 郭涛,杨小波,廖香俊,等.海南昌江石碌铁矿尾矿库区植被调查[J].生态学报,2007,27(2):755-762.

[13] 关炳昌,刘家豪,朱宇恩,等.矿区恢复植被配置模式对土壤碳库与生物多样性的影响[J].山西大学学报(自然科学版):2020,43(1):196-205.

[14] 吴安驰,邓湘雯,任小丽,等.中国典型森林生态系统乔木层群落物种多样性的空间分布格局及其影响因素[J].生态学报,2018,38(21):7727-7738.

[15] Kumar Pk S D. Similarity index of doctoral theses submitted to universities in Kerala: An investigation [J]. Library Philosophy and Practice, 2019,3(32):1-10.

[16] 尚洁.内蒙古大兴安岭林区矿产资源开发对植被的影响[D].内蒙古 呼和浩特:内蒙古农业大学,2015.

[17] 张建宇,王文杰,杜红居,等.大兴安岭呼中地区 3 种林分的群落特征、物种多样性差异及其耦合关系[J].生态学报,2018,38(13):4684-4693.

[18] 赵娜,鲁绍伟,李少宁,等.北京松山自然保护区典型植物群落物种多样性研究[J].西北植物学报,2018,38(11):2120-2128.

[19] 黄小荣,何峰,庞世龙,等.广西石山人工林灌草多样性与环境因子的关系[J].生态学杂志,2015,34(11): 3024-3033.

[20] 宋绍鹏,董治宝,陈颢,等.榆靖沙漠高速公路沿线植被特征及其多样性[J].生态学杂志,2017,36(2): 468-475.

[21] 刘欢,李文君,陈杰,等.陕西米仓山自然保护区 6 种典型天然林群落的物种多样性[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2017,45(7):29-39.

[22] 刘建荣.云顶山自然保护区植物群落物种多样性研究[J].中南林业科技大学学报,2018,38(10):79-85.

(上接第 154 页)

[20] Koleff P, Gaston K J, Lennon J J. Measuring beta diversity for presence-absence data [J]. Journal of Animal Ecology, 2003,72(3):367-382.

[21] 王凯博,陈美玲,秦娟,等.子午岭植被自然演替中植物多样性变化及其与土壤理化性质的关系[J].西北植物学报,2007, 27(10):2089-2096.

[22] 王世雄,王孝安,李国庆,等.陕西子午岭植物群落演替过程中物种多样性变化与环境解释[J].生态学报, 2010,30(6):1638-1647.

[23] 王世雄,王孝安,郭华.黄土高原植物群落演替过程中的β多样性变化[J].生态学杂志,2013,32(5):1135-1140.

[24] Qian H. Beta diversity in relation to dispersal ability for vascular plants in North America [J]. Global Ecology and Biogeography, 2009,18(3):327-332.

[25] Lindo Z, Neville N. Spatial and environmental factors contributing to patterns in arboreal and terrestrial oribatid mite diversity across spatial scales [J]. Oecologia, 2009,160(4):817-825.

[26] 白琰.高寒草甸植物群落α多样性和β多样性形成的机制:是生态位还是中性理论[D].甘肃 兰州:兰州大学,2009.