

不同恢复模式下红壤区森林植被盖度变化的 阈值效应分析

张军泽¹, 陈锡云¹, 岳辉², 冯冲¹

(1. 北京师范大学地理科学学部, 地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875;

2. 福建省长汀县水土保持事业局, 长汀 366300)

摘要: 植被恢复过程中乔木层与灌草层变化的阈值效应往往决定着生态恢复工程的成败, 若忽视这一效应可能会引发其他生态问题。为了进一步促进我国森林生态系统植被恢复建设, 填补相关研究空白, 研究了典型红壤区自然和人工恢复模式下乔木层和灌草层盖度的动态变化特征, 基于前沿的生态阈值评估框架, 利用线性模型和三种阈值模型(包括分段回归模型、阶跃函数模型以及通用模型)评估了不同恢复模式下两种盖度指标之间的阈值效应。模型评估结果的后验分布形式表明: 在人工恢复乔木层与灌草层盖度之间存在阈值效应, 而在自然恢复模式下则不存在; 通过比较各个模型评估结果的精度可知, 分段回归模型结果更加准确; 进一步利用分段回归模型得出, 当前人工恢复样地中乔木层盖度的阈值为42.85%(95%的置信区间为41.57%~44.13%), 此时灌草盖度为58.75%, 若超过乔木层盖度阈值会使得灌草层盖度开始降低。研究结果对促进我国红壤区人工林生态系统的结构改善具有较高的参考价值。

关键词: 生态恢复; 生态阈值; 后验分布; 植被盖度; 阈值模型

以封山禁牧和植树造林为主导措施的自然恢复和人工恢复是恢复退化森林生态系统的主要模式^[1-2], 哪种恢复模式比较有利于生态系统功能发挥是一个存在争议的问题。生态系统的功能取决于其结构, 就常见的水土保持及水源涵养等功能而言, 森林生态系统的形态结构具有重要的决定作用。众多研究与植被恢复实践表明, 在森林植被恢复过程中, 乔木与灌草之间会共同争夺阳光、水分和土壤养分等资源, 上层乔木的茂密状况对下层植被的光照具有明显的影响, 而下层灌木和草本的生长情况又影响土壤理化性质及肥力状况, 进而对乔木的生长产生影响。明确乔木与灌草在恢复过程中的动态联系及其与生态功能之间的关系, 对理解不同生态恢复措施影响生态系统结构和功能的机制具有重要意义。

现有研究中植被盖度是表征森林生态系统中乔木与灌草层之间相互影响最为常见的指标, 其是指植物地上部分垂直投影面积占样地面积的百分比, 可以从一个侧面反映森林生态系统结构的变化^[3-4]。在森林恢复过程中乔木通常是优势种和建群种, 因此在不同恢复模式下乔木层盖度均可能存在一个阈值, 即当其超过某个值时, 灌草盖度会呈现出另外一种变化特征^[5-6]。在植被恢复过程中若忽视乔木与灌草之间的阈值效应, 可能会导

收稿日期: 2019-04-17; 修订日期: 2019-08-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(41171360); 地表过程与资源生态国家重点实验室资助项目(2017-FX-04)

作者简介: 张军泽(1993-), 男, 黑龙江七台河人, 博士研究生, 主要从事生态恢复与可持续发展研究。

E-mail: zhangjunze427@126.com

通讯作者: 陈锡云(1972-), 男, 甘肃武威人, 副教授, 主要从事生态水文与生物地化过程观测与模拟的教学和科研工作。E-mail: chen.xiyun@bnu.edu.cn

致森林结构不合理,生态系统功能也较差。因此,研究不同恢复模式下森林生态系统中乔木与灌草盖度之间的阈值效应,对于完善生态恢复理论和提高生态恢复效率有较高的意义。

生态阈值(Ecological threshold)是指生态系统的质量、性质或者现象发生突变的临界条件^[7]。该概念的提出是基于生态系统的变化既有非线性特征也是渐进过程的基本事实,而阈值表征的是系统某一指标突然偏离原有状态的条件^[8]。在具体应用中,如何检测到这一阈值即突变点或区间则是分析阈值效应的关键^[7]。当前已有学者从不同角度研究了森林恢复过程中乔木与灌草之间的阈值效应。例如,Bourgeois等^[9]在加拿大东南部的农业岸边带系统中的研究结果显示,在人工林生长12~13年以后,乔木层盖度会超过40%,这会导致系统内部初始种植的喜光型灌草物种数量开始下降。Lhotka等^[9]在美国乔治亚州的河岸林生态系统的研究发现,当乔木层盖度由64%增加到92%时,灌草盖度与高度呈现下降趋势,相关关系分别为-0.22和-0.36。从国内来看,康冰等^[10]在广西大青山的研究发现,当马尾松人工林密度超过2250株/hm²时,林下灌草生物多样性和生物量均开始呈现下降的趋势。龙海等^[11]在亚高山针叶林区的研究发现,在自然恢复下,随着采伐迹地群落优势种的不断恢复,会使草本层的物种丰富度下降。尽管众多研究取得一定的成果,但是大部分研究仍是对野外监测数据的相关或回归分析,应用阈值分析模型深入研究阈值效应的成果还不多见。

有研究指出,评估生态阈值首先需要从生态学角度来看是否存在理论上的阈值效应^[7],若存在则需要进一步结合概率模型用变化的方式予以定义,并找到模型系数发生转变的点。然而,同一组预测变量与响应变量在应用不同的阈值模型进行拟合时,往往会得到不同的结果,因此选择正确的阈值模型是生态阈值评估的关键^[12]。Qian^[7]提出了通用的生态阈值评估框架,指出可以通过阈值评估结果的后验分布形式判断是否存在生态阈值,并通过比较不同阈值模型的拟合精度选择适当的模型。通过这种方法得到的生态阈值不仅符合生态学意义同时也具有统计学意义。尽管这一框架具有较高的理论和应用价值,但仍未引起学者们的普遍关注^[13]。因此,应用Qian^[7]提出的生态阈值评估框架分析不同恢复模式下森林生态系统中乔木层灌草层盖度之间的阈值效应,可以促进中国学者对这一理论框架的了解和应用,填补国内相关研究的空白。

本文以福建省长汀县水土保持事业局在自然恢复(1984-2014年)和人工恢复(1999-2014年)模式下的长期野外监测资料为基础,基于Qian^[7]提出的生态阈值评估框架,分别利用线性模型(Linear model, LM)和分段回归模型(The Hockey Stick Model, HS)、阶跃函数模型(The Step Function Model, SF)及通用模型(The General Model, GM)等三种阈值模型,对不同恢复模式下乔木层盖度和灌草盖度之间的动态关系进行拟合,旨在分析两种植被盖度之间的阈值效应并厘定乔木层盖度的阈值,为有效利用长期野外生态监测资料和优化森林生态系统结构提供参考,以期能对国内生态恢复建设有所贡献。

1 研究方法 with 数据来源

1.1 研究区概况

研究区位于福建省长汀县,处于25°18'40"~26°02'05"N、116°00'45"~116°39'20"E之间,是典型的红壤侵蚀区。由于受到不合理的人类活动的影响,该区内的原始植被遭受

大规模破坏, 导致严重的水土流失和生态退化现象^[14]。为了有效改善生态环境, 长汀县于20世纪80年代开展了大规模的植被恢复工程。然而, 由于水土保持与生态恢复相互脱节导致了一系列的新型生态问题, 例如“林下流”“光板地”等侵蚀景观^[14-16]。因此, 通过研究植被恢复过程中乔木层盖度与灌草盖度之间的阈值效应, 改善森林生态系统结构, 提高其水土保持功能, 是解决这些新型生态问题的有效途径, 同时也可以为其他地区的植被恢复建设提供借鉴。

研究区气候温暖湿润, 多年平均降水量约为1721 mm, 降水的季节分配极不均匀, 4-6月降雨量占全年总降雨量的50%左右, 多为暴雨。月平均气温在16~19.5℃之间。其地貌类型是典型的低山丘陵构造地貌。平均海拔约为610 m, 以山地丘陵为主, 中部较为平坦。土壤主要为深红色花岗岩风化壳发育而成的红壤, 占全县总面积的80%, 该类土壤结构疏松, 含沙量大, 抗蚀性较差。研究区自然恢复样地内植物的物种多样性相对较高, 乔木、灌木和草本的物种组成均较为丰富, 但是人工恢复样地植物的物种多样性则较低, 其乔木主要是以马尾松(*Pinus massoniana*)为主的人工林, 而林下以稀疏灌丛为主, 灌木主要为胡枝子(*Lespedeza bicolor*), 草本则主要为鹧鸪草(*Eriachne pallescens*)和芒萁草(*Dicranopteris dichotoma*)。

1.2 样地选择与指标调查

为了使不同恢复模式下的监测结果具有可比性, 通过综合考虑样地的植被恢复模式、水土流失特征、监测指标的完整程度和监测时间范围等因素, 选择了植被组成相近和地貌类型相似, 即坡度范围在20%~30%之间、且坡位均为中坡位的49块长期固定监测的生态恢复样地(20 m×20 m)。所有样地分布在策武乡、河田镇、三洲乡和濯田镇范围内。其中自然恢复样地25块, 初始植被覆盖度在20.1%~40%之间; 人工恢复样地24块, 初始植被覆盖度在13%~40%之间。自然恢复样地的建立时间为1984年, 持续地每隔5年对各项指标进行监测, 调查时间分别为1984年、1989年、1994年、1999年、2004年、2009年和2014年。人工恢复样地的建立时间为1999年, 持续地每隔三年对各项指标进行监测, 调查时间分别为1999年、2002年、2005年、2008年、2011年和2014年。各个样地的生态恢复监测数据由长汀县水土保持事业局负责收集与整理。

为了避免受到植被发芽或落叶的影响, 测量时间选择生长旺季(6月下旬至8月下旬)对植被盖度进行测量^[17]。在每个样地中随机选取20棵具有代表性的乔木估算该样地内的乔木层盖度。用钢卷尺对单棵乔木的最大和最小的树冠半径进行测量, 计算单棵乔木的垂直投影面积, 随后将其乘以样方内同种乔木的数量可得乔木覆盖面积。以垂直投影的方式确定两个乔木之间是否存在重叠部分, 若存在则需要减去这部分从而避免多重计算。灌草盖度的调查通过对角样线法, 即用两条10 m的线相交形成直角断面进行对角线调查采样, 目估样方内灌草覆盖面积。为了保证结果的合理性, 各个样地的灌草盖度的估测一般由3~5人同时进行, 通过取均值得到最终的结果。

1.3 调查数据处理与分析

本研究应用最小显著性差异法(Least Significant Difference, LSD)比较不同恢复模式下两种盖度指标在各个恢复时间的差异性, 该过程在SPSS 22.0软件中完成。

1.4 生态阈值模型筛选与阈值评估

1.4.1 阈值模型

Qian^[7]提出的线性模型(LM)和三种阈值模型(SF、HS和GM)的形式和特征如图1

所示。其中LM模型无法检测阈值点,主要起对比作用;SF模型的两段函数无共同的均值;HS模型的两段函数无共同的斜率;GM模型的两段函数既无共同的均值也无共同的斜率。在Qian等^[12]提出的阈值评估框架中,以上四种模型的表达方式均以泊松回归为基础。泊松回归是指响应变量 y 服从泊松分布的广义线性模型,其概率分布函数只有一个参数 λ ,并且 λ 即是 y 的均值又是它的方差^[12]。此外,考虑到计数变量(例如植被盖度)往往不呈现正态分布,因此通常需要对其进行对数变换处理。

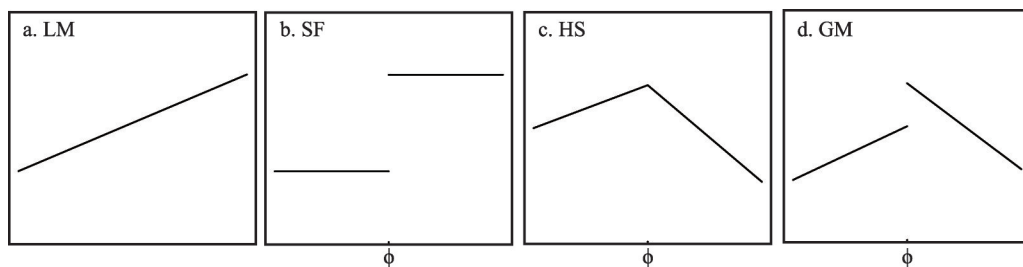


图1 本文应用的四种回归模型

Fig. 1 Four alternative models used in this study

四种模型方程表达式如下^[12],其中线性模型LM为:

$$\begin{aligned} y &\sim \text{Pois}(\lambda) \\ \log(\lambda) &= \beta_0 + \beta_1 x + \epsilon \end{aligned} \quad (1)$$

式中: y 为响应变量(灌草盖度); x 为预测变量(乔木层盖度); λ 为泊松分布数学期望;残差 $\epsilon \sim N(0, \sigma^2)$ 用于解释模型结果的可能分布情况。若预测变量 x 中存在阈值,则模型系数 β_0 和 β_1 将会发生变化。在线性类别的阈值模型中,泊松阈值模型具有以下三种特定的形式:

阶跃函数模型SF为:

$$\log(\lambda) = \begin{cases} \beta_0 + \epsilon_1, & \text{if } x < \varnothing \\ \beta_0 + \delta + \epsilon_2, & \text{if } x \geq \varnothing \end{cases} \quad (2)$$

式中: \varnothing 是预测变量 x 的阈值; δ 是两条线段斜率的差值。

分段回归模型HS为:

$$\log(\lambda) = \beta_0 + (\beta_1 + \delta I(x - \varnothing))(x - \varnothing) + \epsilon \quad (3)$$

式中: $I(a)$ 为单位阶跃函数模型,当 $a < 0$ 时, $I(a) = 0$,当 $a \geq 0$ 时, $I(a) = 1$,也可将其看作指示函数。

通用模型GM为:

$$\log(\lambda) = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 x + \epsilon_1, & \text{if } x < \varnothing \\ (\beta_0 + \delta_0) + (\beta_1 + \delta_1)x + \epsilon_2, & \text{if } x \geq \varnothing \end{cases} \quad (4)$$

1.4.2 阈值评估和诊断

为了对模型的评估结果进行比较和检验,首先将观测所得的两种恢复模式下的乔木和灌草盖度数据经过对数变化处理,然后通过R语言编程,利用上述四种模型对所有数据进行拟合,筛选出合适的阈值模型,其中以上四种模型的系数均是通过马尔科夫链蒙特卡罗方法获得。在获取拟合函数的同时,也获取拟合过程中的其他统计结果,包括残

差和后验概率等信息, 然后从以下四个方面分析函数模型是否适合用于评估植被盖度的阈值^[7]:

(1) 基于贝叶斯后验分布 (Posterior distribution) 形式判断阈值点是否存在。贝叶斯分析提供了一套将外部信息融入数据分析过程的方法^[1]。Qian 等^[18]对应用贝叶斯后验分布方法检测阈值点的计算过程做了详细介绍, 本文应用此方法分析阈值是否存在。首先需要给出不同恢复模式下乔木层盖度的分布形式作为先验概率, 然后利用灌草盖度对先验概率进行修正得到乔木层阈值的后验概率。依据后验概率的分布情况判断阈值是否存在。集中的 (L型) 后验分布形式是支持阈值存在的证据。若阈值不存在, 后验分布将广泛分布在预测变量范围内 (为 W 型), 或集中在变量一端 (J、L 型) 或两端 (U 型)。

(2) 利用四种模型模拟结果的残差分布来评估预测结果的可靠性。模型的残差是观测值与模型拟合值的差。在做出四种模型的残差与预测变量的散点图后, 通过观察残差分布形式, 检验模型的预测精度。若模型具有较好的拟合效果, 残差应该均匀地分散在 0 点附近。

(3) 对不同模型进行比较评估确定阈值的合理性。一般认为 GM 模型形式在现实世界的环境过程中并不存在, 但是 LM、SF 和 HS 模型均可以由 GM 模型通过变换得到, 因此 GM 模型可以对另外三种模型的评估结果进行验证。也即是说, 若 SF 或 HS 模型是正确的模型形式, 则来自正确模型的估计阈值应该与从 GM 模型估计的阈值相似。

(4) 阈值模型正态性检验。在本文中, 模型残差被假设为独立的正态随机变量, 均值为 0, 方差为常数。当预测变量固定时, 响应变量呈正态分布, 则残差值也应该是一个均值为 0 的正态分布。因此应用残差 Q-Q 图进一步检验残差的正态性, 以验证模型是否符合正态性假设, 若满足正态假设, 那么图上的点则近乎呈现一条直线。在对所选定模型正态性假设检验的基础上, 选取合适的模型, 再利用未经过对数变换的数据得到确切的生态阈值。

2 结果分析

2.1 不同恢复模式下植被盖度的变化特征

表 1 给出了研究区不同模式下乔木层盖度和灌草盖度的恢复特征。从表中可知, 在自然恢复模式下, 各项指标在 1984-2004 年间均显著增加 ($P < 0.01$, $N=25$), 而在恢复 20 年以后各项指标的变化趋缓, 不存在显著性差异; 在人工恢复模式下, 各项指标在 1999-2008 年间显著增加 ($P < 0.01$, $N=24$), 而在恢复 10 年以后, 灌草盖度开始呈现缓慢下降的特征, 但是乔木层盖度仍然呈现显著增加的趋势 ($P < 0.01$, $N=24$)。此外, 从恢复速率来看, 自然恢复样地 (1984-2014 年) 的乔木层盖度和灌草层盖度每年都以 1.50% 的速率增加; 而在人工恢复样地 (1999-2014 年) 中两种盖度指标则分别以每年 2.54% 和 3.86% 的速率增加。总体上, 人工恢复盖度增加速率是自然恢复的两倍左右。

图 2 给出了不同恢复模式下各个样地中的灌草盖度随着乔木层盖度的变化特征, 并对散点图进行了平滑处理, 以便于初步地分析和比较。从图中可以看出, 在人工恢复模式下的大部分样地中, 当乔木层盖度超过一定值时, 灌草盖度开始出现下降特征, 仅在少量样地中, 灌草盖度仍然呈现上升趋势。而在自然恢复模式下, 大部分样地中的灌草盖度则随着乔木层盖度的升高而升高, 仅有少量样地中的灌草盖度开始出现稳定的状态, 下降趋势不明显。此外, 从图中还可看出, 当人工恢复样地乔木层盖度超过某一值

表1 各阶段不同恢复模式下植被盖度的变化差异

Table 1 The change in vegetation cover that underwent different recovery at different stages

年份	自然恢复		年份	人工恢复	
	灌草盖度/%	乔木层盖度/%		灌草盖度/%	乔木层盖度/%
1984	22.51±1.08 a	18.62±0.81 a	1999	16.35±0.99 a	12.55±0.70
1989	33.26±2.47 b	27.93±1.93 b	2002	29.55±2.94 b	23.56±2.31 b
1994	46.40±3.33 c	38.41±2.81 c	2005	51.24±1.13 c	42.05±0.51 c
1999	56.38±3.34 d	46.87±2.94 d	2008	60.94±1.01 d	51.04±0.28 d
2004	61.70±2.60 de	52.06±2.31 d	2011	59.52±0.72 d	58.63±0.44 e
2009	67.57±1.07 e	58.15±1.54 e	2014	54.48±1.00 c	66.83±1.07 f
2014	67.37±0.19 e	63.46±1.57 e			

注：表中数据为平均值±标准误；同一列不同字母表示各个恢复时间的差异水平达0.01；其中自然恢复样地 N=25，人工恢复样地 N=24。

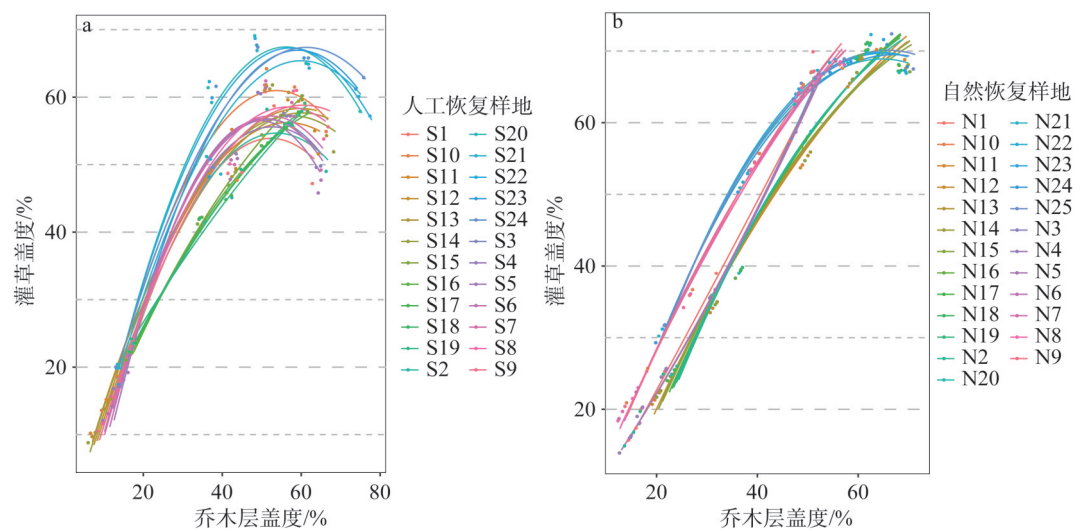


图2 不同恢复模式下各样地乔木层与灌草层盖度的散点分布

Fig. 2 Scatter plots of canopy cover and shrub & grass cover in each plot under different restoration patterns

时，灌草盖度的最大值出现分化，部分样地的灌草盖度可达60%以上，而有19个样地低于60%。而在自然恢复样地中，灌草盖度则均可超60%，甚至达到70%左右（图2）。

2.2 不同阈值模型的评估结果以及诊断分析

图3为人工恢复样地四种模型的评估和诊断结果，其中最上方一行为模型的残差图。从图上可以看出，HS和GM模型的残差较为均匀地分布在0线两侧，而SF和LM模型的残差分布则比较散乱，表明HS和GM模型具有较好的模拟效果。图3中间行为四种模型的拟合结果图，图上阴影部分为拟合结果95%（内侧）和90%（外侧）的置信区间，阴影内部的实线则是拟合结果的中值。图3最下面一行是三种阈值模型得出阈值的后验分布。尽管其中SF模型的后验分布也有集中的特征，却与GM模型结果有一定的差别，而HS模型结果与GM更加相近。因此可以判断出，HS模型能更好地预测阈值。

自然恢复样地四种模型的评估和诊断结果如图4所示。从图中可以看出，SF模型和GM模型的阈值后验分布均为U型，而HS模型为J型，表明在自然恢复过程中，乔木层

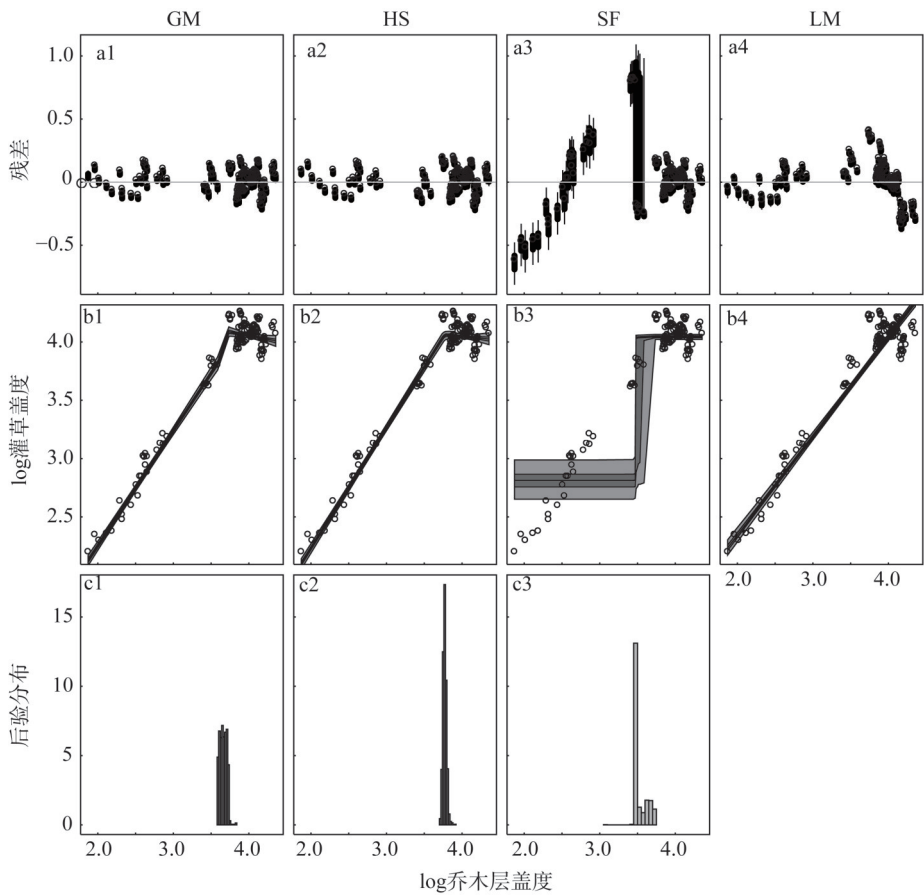


图3 人工恢复模式下不同模型对乔木层盖度阈值模拟的诊断分析

Fig. 3 Diagnostic analysis of threshold evaluation by four alternative models under artificial restoration

盖度与灌草盖度之间并没有出现阈值响应。此外，图5给出了不同模型的残差正态 Q-Q 图，横坐标为标准正态分位数，纵坐标为残差。从图中可以看出，HS 模型模拟结果的残差更接近于直线，表明该模型更加符合残差为正态的假设，因此可以通过该模型进一步厘定人工恢复样地的乔木层盖度阈值。

2.3 人工恢复模式下乔木层盖度阈值的厘定

利用选定的 HS 模型，对人工恢复样地乔木层盖度与灌草盖度的拟合结果见图6。由图可知，乔木层盖度阈值为图中蓝色圆圈部分，值为42.85%。图中红色虚线和绿色虚线分别代表阈值点两侧的回归模型，蓝色圆圈正下方的红色图形表示阈值点95%的置信区间，值为41.57%~44.13%。此外，据该模型还可以得出，当乔木层盖度到达阈值时，灌草盖度则可达58.72%。

3 结论与讨论

3.1 结论

本文发现通过人工恢复可以快速恢复森林植被覆盖，但是人工恢复系统的乔木层与灌草层之间存在阈值效应，即当乔木层盖度超过一定范围时，灌草盖度开始下降。在自

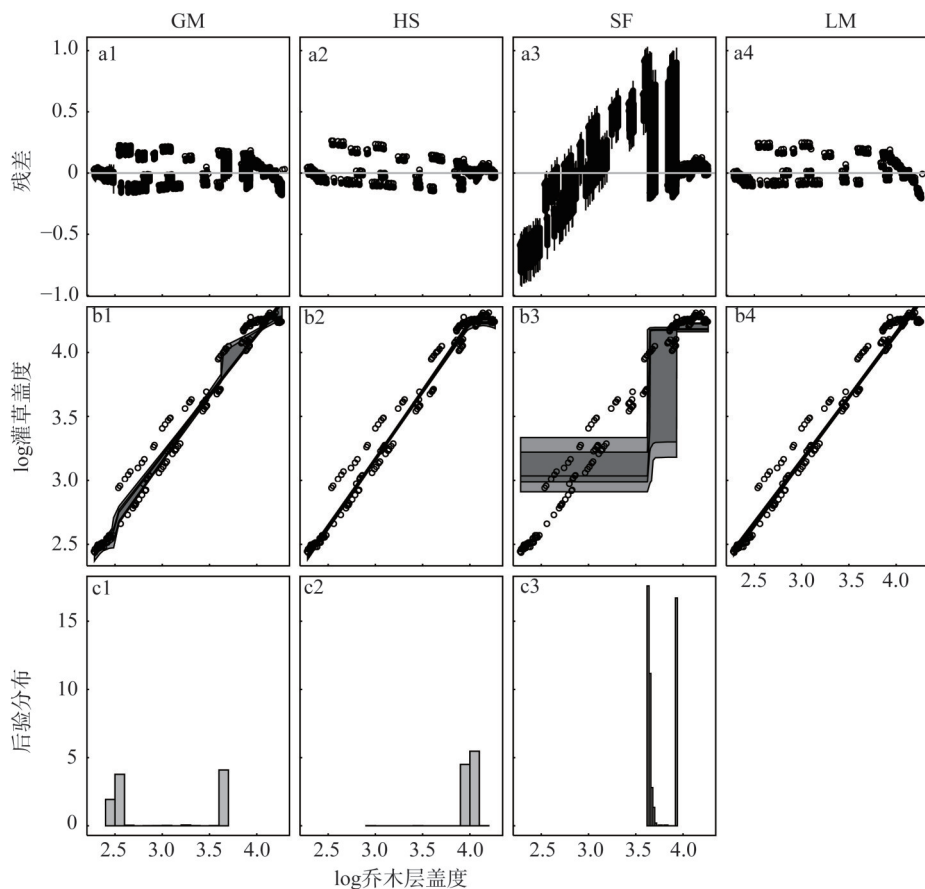


图4 自然恢复模式下不同模型对乔木层盖度阈值模拟的诊断分析

Fig. 4 Diagnostic analysis of threshold evaluation by four alternative models under natural restoration

然恢复过程中乔木与灌草之间可能因为自然选择和适应使得植被恢复更具连续性,从而使乔木层与灌草盖度之间没有出现阈值效应,但是自然恢复模式下植被盖度的恢复速率仅为人工恢复的一半左右。因此可以发现两种恢复模式各具一定的优势,如何基于科学的手段结合两种恢复模式的优势对加快退化森林生态系统的恢复至关重要。考虑到当前研究区人工林生态系统面临着结构单一、水土保持功能较差的问题,本文认为可以自然森林生态系统结构为参考,并结合当地实际情况和模型评估结果来改善人工林结构,这样可以保障研究区人工林的可持续性恢复。但是,考虑到本文中应用的阈值模型的局限性,在不同地区和尺度的应用上也应充分结合实际情况进行适当的调整。总体来看,以长时间野外监测资料为基础,结合先进的生态阈值评估手段开展相关研究,可以为中国的资源环境管理提供更加科学合理的指导。

3.2 讨论

植被恢复过程中的阈值效应往往影响着生态恢复建设的成败,若忽视这一效应,在短期内也许会取得良好的效果,但从长远来看可能会引发更严重的生态问题^[5,17]。在干旱半干旱地区,土壤水分条件通常是植被恢复的主要限制因子。Mo等^[19]基于Eagleson的最优植被覆盖理论,结合当地的气象数据和植被数据发现科尔沁沙地的最优植被覆盖度应

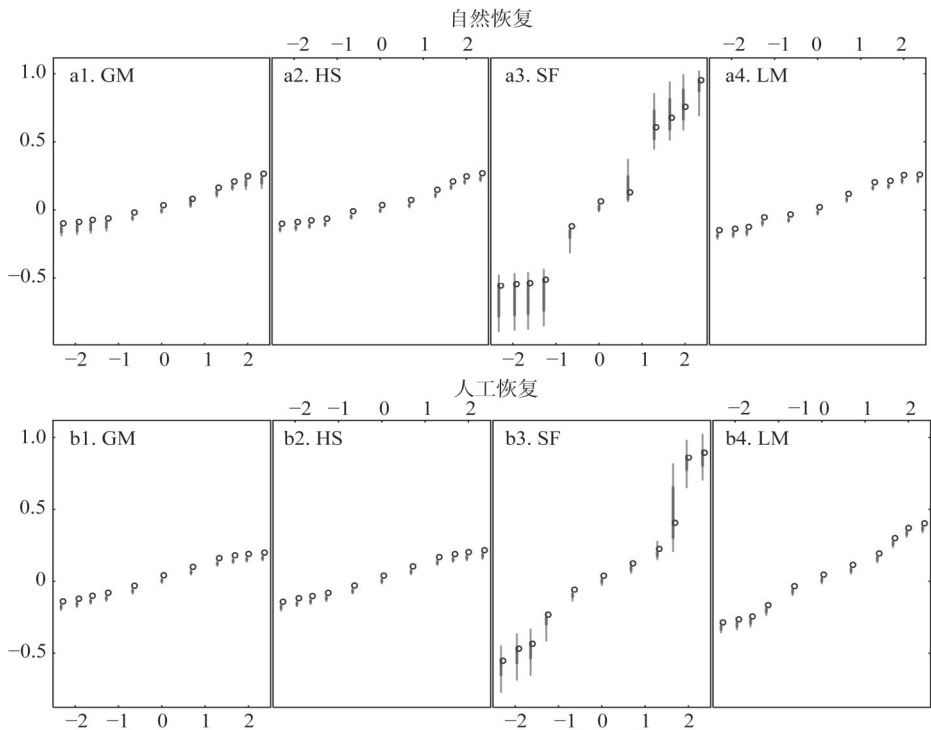


图5 不同恢复模式下四种模型的残差正态Q-Q示意

Fig. 5 Residual normal Q-Q plot for four alternative models under different restoration patterns

在0.317~0.318之间,并且研究也表明若当地的降雨量减少10%,植被覆盖度会降低17%。而在湿润半湿润地区则是除土壤水分条件以外的其他生态因子起主要的限制作用,例如土壤养分或土壤质地等^[17]。若气候和土壤条件均可以保障植被的恢复,那么植被选择和结构配置是否合理则是需要考虑的关键因素^[2]。其中由于乔木和灌草会共同争夺光照、水分及土壤养分,因此从植被盖度的角度出发分析乔木与灌草层盖度的阈值效应,将会有助于在恢复过程中通过调控不同阶段的盖度,促进乔木和灌草的恢复或正向生长。

本文基于Qian^[7]提出的生态阈值评估框架,发现研究区内的人工恢复样地中乔木层盖度存在一个阈值为42.85%,超过该值后,灌草盖度开始呈缓慢下降趋势。关于形成这种状况的原因,与乔木和灌草竞争土壤养分及光热资源相关。当前研究

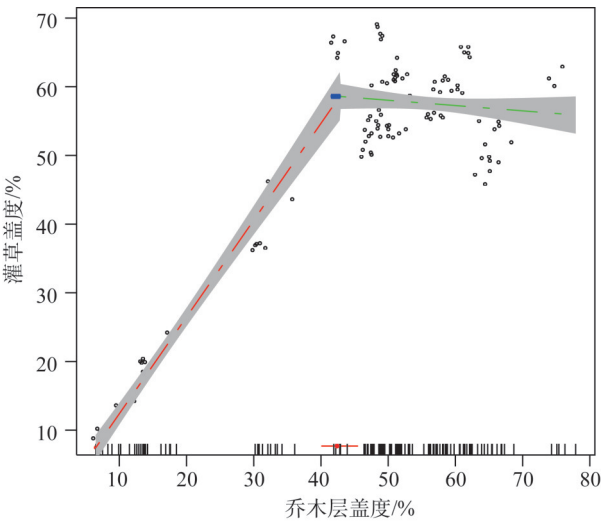


图6 人工恢复模式下基于分段回归模型的乔木层盖度阈值的厘定

Fig. 6 Determination of tree cover thresholds based on the hockey stick model under artificial restoration

区内人工恢复样地中乔木树种主要由马尾松组成,林下灌草则主要为胡枝子和芒萁草,群落结构单一,并且生物多样性较低^[16]。首先,马尾松具有喜微酸性、耐旱、耐瘠薄等特点^[20],常被作为水土保持的先锋树种,但在人工恢复过程中过分地强调森林覆盖度对水土保持的作用,忽略了其他生态效益,使得人工营建的马尾松林密度普遍偏大,一般超过6000株/km²。由于马尾松幼林的生长过程中对土壤养分的吸收往往大于补给,使得乔木层对土壤养分的消耗较大,到一定程度时限制林下灌草的生长。其次,马尾松生长过程中,根系吸收矿质元素的同时分泌大量的H⁺,导致土壤酸化,使得林下植被很难存活,仅有芒萁草等少数喜酸、耐贫瘠的草本植物存活^[21-22]。再次,高密度的马尾松在郁闭过程中,遮光效应逐渐明显,使得林下灌草植被生长受限。在多种影响综合作用下,最终导致当前人工恢复模式下的乔木与灌草盖度之间出现阈值效应。

本文研究结果也显示当前研究区的自然恢复样地中,乔木与灌草盖度指标之间无阈值效应。从生态学角度来看,这主要是由于在自然恢复过程中,乔木与灌草之间具有良好的自然选择与适应过程。尽管乔木根系吸收营养及分泌物也存在土壤养分消耗和酸化问题,但是自然恢复过程中在空间、营养等生态位的占据上都是自然选择的结果,从而使植被演替更具连续性^[5],最终使得乔木与灌草盖度之间没有出现阈值效应。另外,自然恢复样地的恢复速率比人工恢复慢,也应该与选择和适应的过程比较缓慢有关。包维楷等^[23]的研究也表明次生林生态系统在自然恢复过程中,可以推动群落结构由单层次向多层次立体结构发展,从而使自然森林生态系统不仅具有较高的物种多样性,也具有较高的材积生产力。由于研究尺度和研究区监测资料的时间范围有限,当前评估结果也具有一定的不确定性。然而,可以预测的是,即使存在阈值,其阈值点也可能大于当前研究区人工林生态系统的乔木层盖度阈值,但这需要进一步研究和验证。

尽管Qian^[7]提出的阈值评估框架充分考虑生态学意义和统计学意义,但其存在一定的局限性,主要体现在即使通过模型分析可以得出研究区人工恢复模式下的乔木层盖度阈值,但是与野外监测数据对比可以发现,部分人工恢复样地的乔木层盖度超过模型得出的阈值后,灌草盖度同样可以增加。这主要是由于当前应用的模型是从概率角度得出具有统计学意义的评估结果,带有平均状况特征的意味,即在研究区24个人工恢复样地中乔木层盖度的阈值为42.85%,具有较高的概率,而这也就会忽视部分样地中会出现乔木层盖度大于模型评估结果的情况。因此,在对模型评估结果的实际应用中也需充分考虑野外环境的实际情况加以调整。尽管该模型存在此种不足,但模型的重要价值之一在于预测,在充分利用模型情景分析的基础上,阈值模型可为区域上生态恢复措施的选择提供决策依据。

由于数据资料的局限性,本文仅从植被盖度角度,比较分析自然和人工恢复模式下乔木层和灌草层盖度的阈值效应。然而植被恢复是一个复杂的过程,受到光热水土等诸多生态因子的共同影响,并且物种组成变化对生态系统功能的影响同样很重要^[1]。例如,尽管在自然恢复模式下,阈值模型并没有在乔木与灌草盖度之间检测出阈值效应,但是随着乔木层盖度的增加,灌草植被的物种组成或生物多样性的变化却可能发生较大的变化,而且林下耐阴物种的出现代表着植被演替的变化^[5],探寻耐阴物种出现时的乔木层盖度以及其他生态因子的状况同样是植被恢复过程中关键的生态阈值。因此,在未来研究中加强分析生物多样性变化以及综合性生态指标的阈值效应,有助于进一步促进退化森林生态系统的恢复。

参考文献(References):

- [1] LAMB D, ERSKINE P D, PARROTTA J A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 2005, 310 (5754): 1628-1632.
- [2] 马姜明, 刘世荣, 史作民, 等. 退化森林生态系统恢复评价研究综述. *生态学报*, 2010, 30(12): 3297-3303. [MA J M, LIU S R, SHI Z M, et al. A review on restoration evaluation studies of degraded forest ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(12): 3297-3303.]
- [3] 张光辉, 梁一民. 植被盖度对水土保持功效影响的研究综述. *水土保持研究*, 1996, 3(2): 104-110. [ZHANG G H, LIANG Y M. A summary of impact of vegetation coverage on soil and water conservation benefit. *Research of Soil and Water Conservation*, 1996, 3(2): 104-110.]
- [4] 章文波, 路炳军, 石伟. 植被覆盖度的照相测量及其自动计算. *水土保持通报*, 2009, 29(2): 39-42. [ZHANG W B, LU B J, SHI W. Determination of vegetation coverage by photography and automatic calculation. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2009, 29(2): 39-42.]
- [5] BOURGEOIS B, VANASSE A, GONZALEZ E, et al. Threshold dynamics in plant succession after tree planting in agricultural riparian zones. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 53(6): 1704-1713.
- [6] GROFFMAN P M, BARON J S, BLETT T, et al. Integrated network models for predicting ecological thresholds: Microbial carbon interactions in coastal marine systems. *Environmental Modelling & Software*, 2006, 91: 156-167.
- [7] QIAN S S. Ecological threshold and environmental management: A note on statistical methods for detecting thresholds. *Ecological Indicators*, 2014, 38: 192-197.
- [8] EIGENBROD F, HECNAR S J, FAHRIG L. Quantifying the road-effect zone: Threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society*, 2009, 14(1): 14-24.
- [9] LHOTKA J M, LOEWENSTEIN E F. Influence of canopy structure on the survival and growth of underplanted seedlings. *New Forests*, 2008, 35(1): 89-104.
- [10] 康冰, 刘世荣, 蔡道雄, 等. 马尾松人工林林分密度对林下植被及土壤性质的影响. *应用生态学报*, 2009, 20(10): 2323-2331. [KANG B, LIU S R, CAI D X, et al. Effects of *Pinus massoniana* plantation stand density on understory vegetation and soil properties. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(10): 2323-2331.]
- [11] 龙海, 何丙辉, 包维楷, 等. 高海拔原始暗针叶林采伐迹地次生植被结构与物种多样性比较. *西南师范大学学报: 自然科学版*, 2011, 36(5): 93-97. [LONG H, HE B H, BAO W K, et al. Vegetation structure and species diversity of secondary vegetation on high altitude dark brown coniferous forest cut land. *Journal of Southwest China Normal University: Natural Science Edition*, 2011, 36(5): 93-97.]
- [12] QIAN S S, CUFFNEY T F. To threshold or not to threshold? That's the question. *Ecological Indicators*, 2012, 15(1): 1-9.
- [13] 唐海萍, 陈姣, 薛海丽. 生态阈值: 概念、方法与研究展望. *植物生态学报*, 2015, 39(9): 932-940. [TANG H P, CHEN J, XUE H L. Ecological thresholds: Concept, methods and research outlooks. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2015, 39(9): 932-940.]
- [14] 陈志清. 福建省长汀县河田镇的水蚀荒漠化及其治理. *地理科学进展*, 1998, 17(2): 67-72. [CHEN Z Q. Desertification induced by water erosion and its combat of Hetian town in Changding county, Fujian province. *Progress in Geography*, 1998, 17(2): 67-72.]
- [15] 赵其国, 黄国勤, 马艳芹. 中国南方红壤生态系统面临的问题及对策. *生态学报*, 2013, 33(24): 7615-7622. [ZHAO Q G, HUANG G Q, MA Y Q. The problems in red soil ecosystem in southern of China and its countermeasures. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(24): 7615-7622.]
- [16] 赵其国, 黄国勤, 王礼献. 中国南方森林生态系统的功能、问题及对策. *森林与环境学报*, 2015, 35(4): 289-296. [ZHAO Q G, HUANG G Q, WANG L X. Forest ecosystems in the south China: Functions, problems and countermeasures. *Journal of Forest and Environment*, 2015, 35(4): 289-296.]
- [17] GAO Y, ZHONG B, YUE H, et al. A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: A long-term case study in China. *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(5): 1145-1154.
- [18] QIAN S S, PAN Y, KING R S. Soil total phosphorus threshold in the Everglades: A Bayesian changepoint analysis for multinomial response data. *Ecological Indicators*, 2004, 4(1): 29-37.
- [19] MO K, CONG Z, LEI H. Optimal vegetation cover in the Horqin Sands, China. *Ecohydrology*, 2015, 9(4): 700-711.
- [20] 何圣嘉, 谢锦升, 杨智杰, 等. 南方红壤丘陵区马尾松林下水土流失现状、成因及防治. *中国水土保持科学*, 2011, 9(6): 65-70. [HE S J, XIE J S, YANG Z J, et al. Status, causes and prevention of soil and water loss in *Pinus massoniana* woodland in hilly red soil region of southern China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2011, 9(6): 65-70.]
- [21] 徐义保, 查轩, 黄少燕. 南方红壤丘陵区马尾松林地水土流失研究进展. *亚热带水土保持*, 2011, 23(4): 40-43. [XU Y

- B, ZHA X, HAUNG S Y. Study on soil and water loss of masson pine forest land in hilly red soil region of South China. *Subtropical Soil and Water Conservation*, 2011, 23(4): 40-43.]
- [22] 张明如, 何明, 温国胜, 等. 芒萁种群特征及其对森林更新影响评述. 内蒙古农业大学学报: 自然科学版, 2010, 31(4): 303-308. [ZHANG M R, HE M, WEN G S, et al. The characteristics of *Dicranopteris dichotoma* population and its effects on the forest regeneration. *Journal of Inner Mongolia Agricultural University*, 2010, 31(4): 303-308.]
- [23] 包维楷, 刘照光, 刘朝禄, 等. 中亚热带湿性常绿阔叶次生林自然恢复 15 年来群落乔木层的动态变化. 植物生态学报, 2000, 24(6): 702-709. [BAO W K, LIU Z G, LIU C L, et al. Fifteen-year changes of tree layer in secondary *Castanopsis-Schima* humid evergreen broad-leaved forest in central subtropics of Western China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24(6): 702-709.]

Threshold effect analysis of the change of forest vegetation coverage in red soil region under different recovery modes

ZHANG Jun-ze¹, CHEN Xi-yun¹, YUE Hui², FENG Chong¹

(1. State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Water and Soil Conservation Bureau of Changting County, Changting 366300, Fujian, China)

Abstract: The threshold effect of the change of canopy and shrub & grass cover during vegetation restoration often determines the success or failure of ecological restoration. If this effect is ignored, other ecological problems may arise. In order to further promote the restoration of forest ecosystems in China and fill in the relevant research gaps, we study the dynamic characteristics of vegetation coverage of tree layer and shrub & grass layer under natural and artificial restoration patterns in typical red soil regions. Based on the advanced ecological threshold assessment framework, we evaluated the threshold effects between the two coverage indicators for different recovery modes through the linear model and three threshold models (including piecewise regression models, step function models, and general models). The results show that, according to the form of posterior distribution of the ecological threshold, there is a threshold effect between the canopy cover and shrub & grass cover under artificial restoration, but it does not exist in the natural recovery mode. Compared with the accuracy of the evaluation results of each model, the results of the hockey stick (HS) model are more accurate. Using the HS model, the threshold of canopy cover in the current artificial restoration plot is 42.85% (95% confidence interval is 41.57%-44.13%), and the shrub & grass cover is 58.75%. If the threshold is crossed, the coverage of the shrub & grass will begin to decrease. Our results can provide an important scientific basis for the structural improvement of plantation ecosystem in red soil region of China.

Keywords: ecological restoration; ecological threshold; posterior distribution; vegetation coverage; threshold model