

生物多样性评估

一、问题重述

2010 年是联合国大会确定的国际生物多样性年。保护地球上的生物多样性已经越来越被人类社会关注，相关的大规模科研和考察计划也层出不穷。但迄今为止，几乎所有的考察计划都面临着一个基本的问题：如何评价被考察区域的生物多样性。针对这一问题，许多专家学者提出了不同的评价方法，但现在还缺少一种能全面考虑不同因素对生物多样性进行测定的方法。于是在此背景下，本文要求建立一种合理的数学模型，设计一个全面而有效的评价生物多样性的指标，以利于今后考察和科研工作。

二、问题分析

在全面分析问题的基础上，我们首先对生物多样性的概念有了一个清晰的认识。生物的多样性就是所有生物种类、种内遗传变异和他们生存环境的总称，具体包括遗传多样性、物种多样性、生态系统多样性三个层次^[1]。

生物的多样性是可持续发展的前提，由于考虑到物种多样性指标体系的研究是生物多样性综合管理的重要内容。并且在具体的实施过程中，植物的物种多样性相对比较容易测定，因此本文我们着重通过分析植物多样性的评价指标来间接给出评价生物多样性的指标^[2]。

在模型 1 中，我们主要采用传统生物多样性的度量模型^[3,16,17]来计算生物的多样性，但我们通过例子发现它们都存在着缺陷，具体体现在它们对种间的个体数分布过于敏感，即各物种在群落多样性检测中所起的作用不是相互独立的，因此应用起来就会产生一些模糊性的结论。于是在此基础上我们引进模型 2—新型 *DIV* 多样性指数模型^[4]。

模型 2 作为对模型 1 的一个改进模型，与模型 1 相比其优势主要体现在：它将物种的数目作为主要的测度指标，并且每个物种的作用是彼此独立的，在此基础上考虑各物种个体数量对群落多样性贡献的差异，以及均匀度的影响。

通过模型 1、模型 2 我们可以得到评价生物多样性的指标包括物种的丰富度和物种的均匀度。但但是随着林业的发展，物种的濒危状况、更新幼苗、林分内枯木等也成为物种多样性的重要内容^[5,7]，而这些内容并没有包含在两类指标中，因此有必要对物种的多样性指标作进一步的研究。于是在此背景下，我们建立了模型 3，进一步利用层次分析法研究物种多样性的指标。通过本模型，我们在原有两个评价生物多样性指标的基础上又给出了两个在评价森林生态系统生物多样性的指标：森林物种多样性综合指数和森林濒危植物多样性综合指数。

三、模型假设

1、假设所研究的地域不仅自然状况保持良好，而且景观层次分明、物种资源丰富；

2、假设所研究的生态系统自我调节机制运转正常，外界干扰没有超过其限度，即生态系统没有遭到破坏；

3、假设所研究的生态系统不包括人工生态系统（如植物园、种植园或牧场、农田、菜地、果园等），但包括大面积的人工林和防护林；

4、假设我们在研究生物的多样性时主要研究森林生态系统中植被的物种多样性；

5、假设在调查植物多样性时，抽样面积不能小于 1 hm^2 。

四、符号说明及名词解释

$a(\geq 0)$ ：表示为对个体数敏感程度的控制参数；

1、遗传多样性：指地球上生物个体中所包含的遗传信息的总和。

2、物种多样性：是地球上生物有机体变异的一个概念，他是用一定空间范围内物种数量和分布的频率来恒量的。

3、生态系统多样性：它涉及的是生物圈中生物群落、生境与生态过程的多样化，它即与生境的变化有关，业与物种本省多样性有关。

4、物种的丰富度：所谓物种的丰富度是指一定空间范围内物种的总和。

5、物种的均匀度：所谓物种的均匀度是指各物种在一定的区域或一个生态系统中分布多少的程度。

6、盖度（cover degree，或 coverage）：指的是植物地上部分垂直投影面积占样地面积的百分比，即投影盖度。

7、多度（abundance）：多度是对物种个体数目多少的一种估测指标，多用于群落野外调查。

8、物种的丰富度指数：指的是物种水平上的生物多样性测度。

9、 β 多样性：将沿着一个环境梯度两个相邻群落之间组成的变化成为 β 多样性，因此也称其为生境间的多样性，控制 β 多样性的主要生态因子有土壤、地貌以及干扰等。

10、 α 多样性： α 多样性主要关注局域均质生境下的物种数目，因此也被称为生境内的多样性。

11、相对频度：相对频度= $100 \times$ 某个种在统计样方中出现的次数/所有种出现的总次数。

12、相对优势度：相对优势度= $100 \times$ 某个种的胸高断面积/所有种的胸高断面积之和。

13、相对多度：相对多度= $100 \times$ 某个种的株数/所有种的总株数。

14、重要值(IV)：重要值=(相对多度+相对优势度+相对频度)/3。

五、模型的建立与求解

模型 1：传统生物多样性的度量模型^[3,16,17]

我们假设随机调查两个完全相同的森林群落样方，发现样方 1 共有乔木 10 种，且每种乔木共有 10 株，样方 2 也同样有 10 种乔木，但每种乔木均有 100 株，利用当前常用的物种多样性指数（包括丰富度）计算公式可以算的两个样方中乔木的物种多样性指数（见表 1）

表 1 常见物种多样性（丰富度）指数计算公式及样方实例计算结果

结果表明，无论采用哪种计算方法，样方 1 的物种多样性均大于或等于样方

物种多样性名称 指数名称	计算公式	样方 1	样方 2
<i>Shannon - Wiener</i> 指数模型 (H_{sw})	$H_{sw} = -\sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$	1.00	1.00
<i>Simpson</i> 指数模 型 (H_s)	$H_s = 1 - \sum_{i=1}^n p_i^2$	0.90	0.90
种间相遇几率模 型 (PIE)	$PIE = \sum_{i=1}^n ((N_i/N) * (N - N_i) / (N - 1))$	0.91	0.90
<i>M argalef</i> 指数模 型 (D_m)	$D_m = (n-1) / \ln N$	1.95	1.30
<i>Menhinick</i> 指数模 型 (D_M)	$D_M = n / \sqrt{N}$	1.00	0.32
<i>Sheldon</i> 指数模型 (J_s)	$J_s = \exp \left(- \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i \right) / n$	0.27	0.27
<i>McIntosh</i> 指数模 型 (J_M)	$J_M = \left(N - \sqrt{\sum_{i=1}^n N_i^2} \right) / (N - N/n)$	0.76	0.71

2 的物种多样性，从保护生物多样性的角度看，意味着样方 1 的生物多样性的现状是由于样方 2 的。同样也可以理解，如果将样方 2 中的每种乔木砍掉 90 株，即保留 10 株，则从理论上，这一行为不但对该群落的物种没有影响，反而还有可能有正的作用，显然这是与事实不相符的。

我们通过上面的例子可以形象、直观地发现这些传统模型计算生物多样性的测度方法存在的缺陷。我们认为出现上述结果的原因是由于上述传统计算方法均

没有考虑群落中各种群在个体数量上的绝对差异，忽略了种群大小在维持生物多样性中所作的贡献。因此并不能客观地反映群落生物多样性的现状。因此，要科学地量化物种的多样性，势必将群落中各种群的个体数量的绝对差异考虑进去。

由于上述多样性测度模型在使用时，在原有取样的基础上逐渐扩大取样面积时，物种数目和各物种的个体数都是单调增加的，但 *Shannon* 指数却经常出现降低的情况，表明使用物种的相对多度作为群落多样性测度的变量，其计算结果在某种程度上具有不合理性。为此，我们在结合传统经典模型的基础上提出了一种新的群落 α 多样性测度指数模型，以克服测度模型的缺陷。

模型 2: *DIV* 多样性指数模型

DIV 多样性指数模型又称作 α 多样性测度指标模型。它是对物种丰富度指数的一个推广，并且它将物种的数目作为主要的测度指标，并且每个物种的作用是彼此独立的，在此基础上考虑各物种个体数量对群落多样性贡献的差异，以及均匀度的影响。

一个包含 n 个物种，且种 i 有 N_i 个个体的群落，其 α 多样性可表示为：

$$DIV = \sum_{i=1}^n \left\{ 1 + \left[1 - \left(\frac{1}{N_i} \right)^a \right] \right\} = 2n - \sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{N_i} \right)^a, \quad (a \geq 0) \quad (1)$$

上式即为群落多样性测度的 *DIV* 的指数。其中 $1 + (1 - (1/N_i)^a)$ 表示第 i 个种对种群多样性的贡献，1 表示该物种对种群多样性的贡献为一个基本单位， $(1 - (1/N_i)^a)$ 项为该物种的个体数量对群落多样性贡献的大小， a 为对这个体数敏感程度的控制参数。显然当 $a = 0$ 时，式 (1) 即为物种丰富度指数，当 a 值增加时，式 (1) 对个体的敏感性也增加，*DIV* 指数值也随之增加。在具体的操作中，我们一般取 a 的值分别为：0, 0.25, 0.50, 0.75, 1, 2, 5, 10。

通过 (1) 式，可以发现 *DIV* 多样性指数具有如下一些性质：

- 1) 对于给定的物种数 n 及总体个数 N ，当各物种个体呈均匀分布，即 $N_i = N/n$ 时，*DIV* 取极大值。

证：令 $f(N_1, N_2, \dots, N_n) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{N_i} \right)^a$ ，限制条件为

$$\Phi(N_1, N_2, \dots, N_n) = N_1 + N_2 + \dots + N_n - N = 0$$

作拉格朗日 (*Lagrange*) 函数：

$$\begin{aligned} F(N_1, N_2, \dots, N_n) &= f(N_1, N_2, \dots, N_n) + \lambda \Phi(N_1, N_2, \dots, N_n) \\ &= \sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{N_i} \right)^a + \lambda (N_1 + N_2 + \dots + N_n - N) \end{aligned} \quad (2)$$

令 (2) 的一阶偏导数为零，得

° 08' 11"。陕西境内秦岭的中部，是中国大陆东部的最高名山，海拔高达 3767.2 米，相对高度差 3000 余米，形成清晰的垂直气候分布带，土壤分布带和生物种群分布带。太白山自然地理位置特殊，居暖温带之南缘，亚热带之北界。同时太白山南北坡植被分布的差异较小，群落类型相似，南坡与北坡的差异主要表现在由于热量、降水等自然条件的变化而形成的植被在海拔分布上的上移，也就是说，主要群落分布的上限普遍比北坡高；其次由于保护区在南坡的边界线普遍较高，所以栎林的面积没有北坡大，主要群落类型以桦木林、巴山冷杉和太白等且形成一个栎林带的亚带，而南坡没有辽东栎带分布。由于北坡的山势陡峭，相对高度差较大，垂直分布十分清晰，南坡由于海拔高，因此植被带分布不完整。如表 2 给出了太白山的土壤分类系统。

表 2 太白山的土壤分类系统

土类	亚类	分布范围 (M)
高山草甸土	高山草甸土 高山泥炭质草甸土	3760~3330
亚高山草甸森林土	亚高山草甸森林土 亚高山暗色草甸森林土	3400~3100
山地暗棕壤	山地灰化暗棕壤 山地暗棕壤 山地生草暗棕壤 山地粗骨性暗棕壤	3200~2200
山地棕壤	山地棕壤 山地白浆化棕壤 山地粗骨性棕壤	2300~1300
山地褐土	山地淋溶褐土 山地粗骨性褐土	1300 以下

结合太白山的土壤系统，太白山的植被自山顶至山麓可以划分为高山灌木丛草甸带、针叶林带、桦木林带和落叶栎林带 4 个植被带。其中高山灌木丛草甸带主要分布在海拔 3400—3700 米的亚高山地带，土壤为高山草甸土；针叶林带在北坡主要分布在海拔 2800—3770 米之间，土壤为山地灰化暗棕土；桦木林带主要分布于海拔 2300—2800 米之间，土壤为山地暗棕壤；落叶栎林带在太白山北坡主要分布在海拔 800—2300 米之间，土壤为山地褐色土或山地棕壤。

基于上述对太白山的资料了解，我们设定如下样地取法：从海拔 900 米至最高点处设置一样线，样线最低处确定为第一样地，大小为 100m×100m，以后样线海拔每升高 150 米设置一个样地，大小同样为 100m×100m，共设置 20 个样地，分别编号 $M_1 - M_{20}$ ，在每个样地内对角线状设置 2 个 20m×20m 的木本植物调查样方，在每个样方中沿四个角的中心位置设置 5 个 1m×1m 的草本植物调查样方。

具体如图 1 所示：

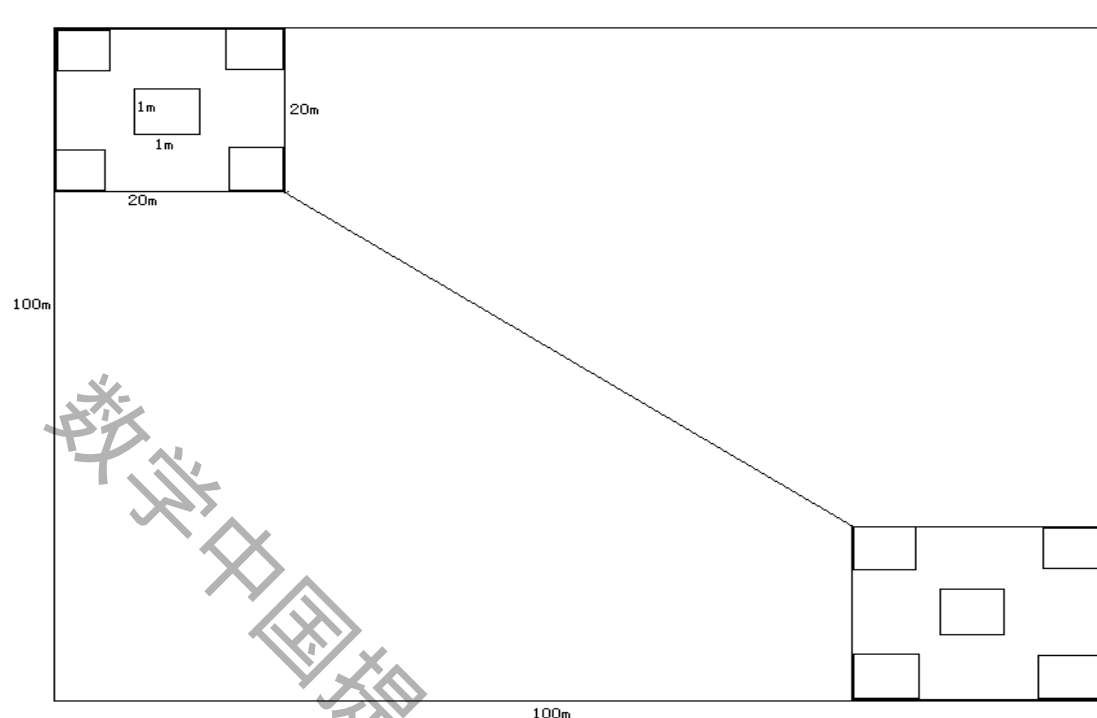


图 1 野外样地调查示意图

同时对每个样地进行标记，记录每个样地的经度、纬度、海拔、坡度、坡形、坡位以及其他特征。对每个木本植物调查样方中，对胸径大于 5cm 的木本植物进行每木调查，包括：种名、树高、胸径、定位、盖度等。表 3 给出了一些太白山的植被情况的信息。

表 3 太白山植被信息表

样地号 Plot No.	植被类型 Vegetation type	海拔 Altitude (m)	面积 Area (m ²)	坡度 Slope (°)	种数 No.of species	科数 No.of families	属数 No.of genera
M1	※	934	800	20	101	46	84
M2	○	1050	800	5	155	60	123
M3	○	1220	800	40	145	55	113
M4	○	1356	800	15	107	48	82
M5	○	1503	800	20	118	42	83
M6	○	1654	800	30	95	38	73
M7	○	1800	800	35	127	44	94
M8	△	1950	800	38	139	49	103
M9	△	2121	800	28	98	38	77
M10	△	2221	800	10	126	44	98
M11	☆	2414	800	40	155	45	48
M12	☆	2560	800	27	75	30	58
M13	◇	2699	800	5	94	34	62

M14	□	2840	800	28	129	39	88
M15	□	3030	800	40	26	17	22
M16	◎	3166	800	47	103	31	67
M17	◎	3300	800	35	95	28	60
M18	≡	3450	800	27	66	25	47
M19	≡	3609	800	30	71	21	49
M20	≡	3750	800	4	49	20	40

栓皮栎林（※）锐齿栎林（○）辽东栎-华山松针阔叶混交林（△）红桦-华山松林（☆）牛皮桦林（◇）牛皮桦-巴山冷杉林（□）太白红杉树（◎）亚高山灌丛草甸（≡）

根据上面的植被统计信息，我们制作了一张太白山植被信息统计图（见图 2）

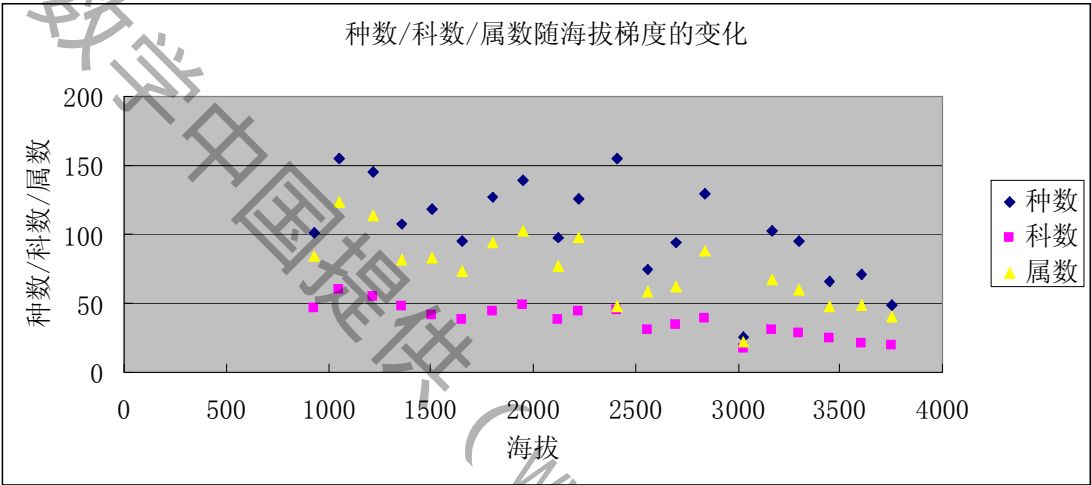


图 2 太白山植被信息统计图

根据表 3 给出的太白山北坡植被信息表，我们通过查阅相关文献^[13]得到了太白山北坡植物分布总趋势，见表 4 和对应的图 3

表 4 太白山北坡植物分布总趋势

样地	海拔 (m)	乔木(种)	灌木 (种)	草本 (种)
M1	934	19	32	50
M2	1050	27	34	94
M3	1220	26	34	85
M4	1356	21	27	59
M5	1503	18	39	61
M6	1654	11	23	61
M7	1800	26	28	73
M8	1950	25	40	74
M9	2121	12	32	54
M10	2221	16	34	76
M11	2414	11	45	99
M12	2560	8	27	40
M13	2699	5	22	67
M14	2840	5	25	99

M15	3030	2	6	18
M16	3166	1	12	90
M17	3300	1	5	89
M18	3450	0	7	59
M19	3609	0	5	66
M20	3750	0	2	47

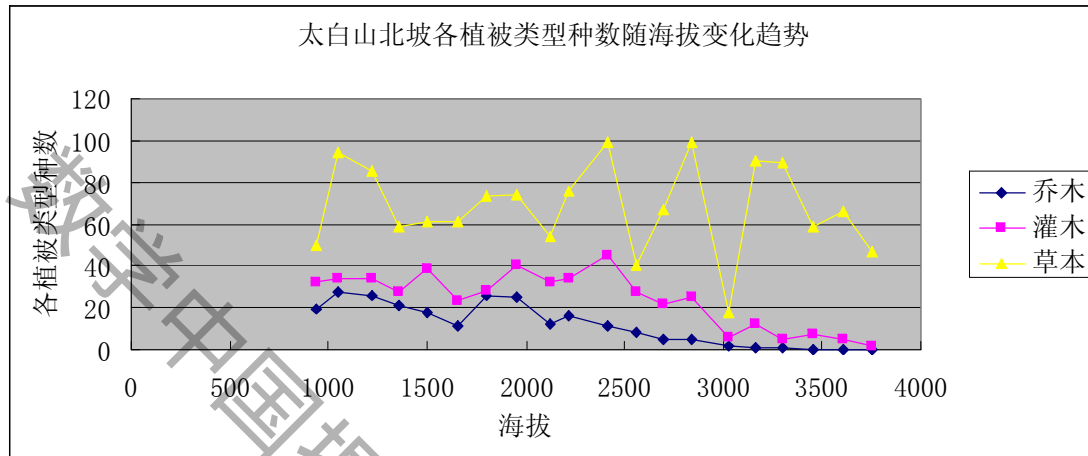


图3 太白山北坡样地乔木、灌木、草本植物分布图

根据表3、图2可以看到太白山北坡物种的科数、属数随着海拔梯度的变化，趋势大体一致，也基本上与种数随海拔梯度的变化趋势一致，规律不太明显，但总体呈现下降的趋势。径计算，我们发现从低海拔到高海拔各样地的物种丰富度分别占到太白山被坡调查的总丰富度896种的11.27%，17.30%，16.18%，11.94%，13.17%，10.60%，14.17%，15.51%，10.94%，14.06%，17.30%，8.37%，10.49%，14.40%，2.90%，11.50%，10.60%，7.37%，7.92%，5.47%。

根据表4、图3可以发现太白山北坡样地的丰富度随着海拔梯度的变化呈现递减的趋势，其中乔木的丰富度表现的很明显，灌木次之，表现最不明显的是草本植物。

基于上述的分析，我们研究当固定 a 值时， DIV 的值随着样方面积和物种数的增大是如何变化的，以及当固定样方面积时， DIV 值随着 a 值的变化是如何变化的，为了使讨论的结果更具有说服力，我们具体分一下几种情况来讨论：

情形1、假设随机调查一个 100 m^2 的森林群落样方，发现样方中有五种物种(Q_1 、 Q_2 、 Q_3 、 Q_4 、 Q_5)，各种物种株数分别为：6, 57, 28, 22, 73。我们利用 DIV 多样性指数公式分别取 $a = 0, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 2$ 对样方进行计算，

结果如下：

a	DIV
0	10
0.25	7.7585

0.5	8.9401
0.75	9.4703
1	9.7209
2	9.9684

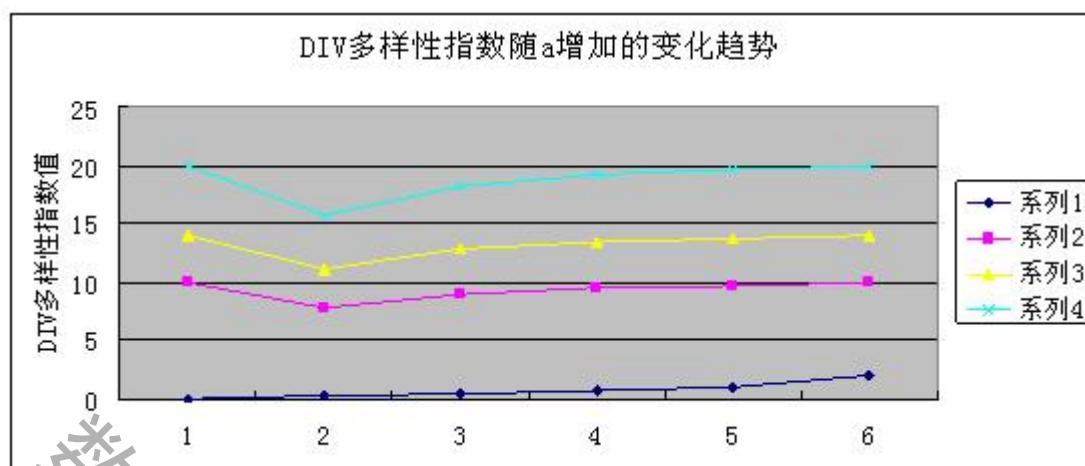
情形 2、我们在情形 1 样方的基础上将样方面积扩大至 150m^2 ，调查发现样方种多出了两种物种 (Q_6 、 Q_7)，并且前面五种物种株数都有所增加，统计出各物种的株数为：15, 63, 47, 25, 86, 36, 27。按照 1) 的方式我们对 a 取不同值时的 DIV 多样性指数进行了计算。结果如下：

a	DIV
0	14
0.25	11.1325
0.5	12.8030
0.75	13.4911
1	13.7797
2	13.9914

情形 3、在情形 2 中样方的基础上将样方面积扩大至 200m^2 ，经调查发现样方中除 2) 中七种物种外的另外三种物种，我们记为 Q_8 、 Q_9 、 Q_{10} ，统计出各物种的株数为：33, 90, 55, 28, 92, 44, 29, 12, 8, 37。按照上述方式，同样对 a 取不同值时的 DIV 多样性指数进行了计算。结果如下：

a	DIV
0	20
0.25	15.7767
0.5	18.1494
0.75	19.1573
1	19.6012
2	19.9722

由上述数据可观察出固定样方面积，当 a 的值不断增大时， DIV 多样性指数的值也在不断增大，如图 4

图4 DIV 多样性指数随 a 增加的变化趋势

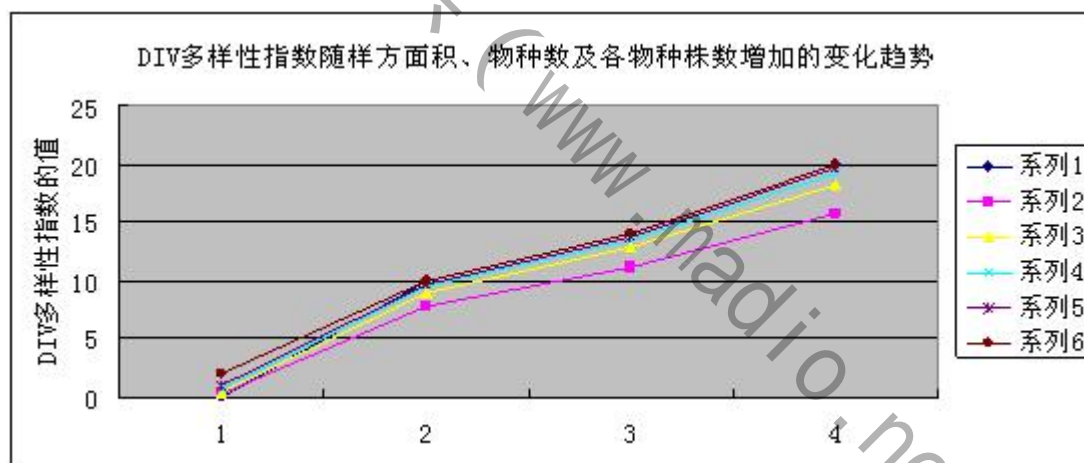
注：系列1：是 a 的取值曲线。

系列3：是情形1中 DIV 多样性指数值随 a 变化的变化趋势曲线；

系列2：是情形2中 DIV 多样性指数值随 a 变化的变化趋势曲线；

系列4：是情形3中 DIV 多样性指数值随 a 变化的变化趋势曲线；

当固定 a 的值时，比对三个表中数据，我们发现随样方面积、物种数、各物种株数的不断增加， DIV 多样性指数的值也在不断增大。如图5：

图5 DIV 多样性指数随面积、物种数及各物种株数增加的变化趋势

注：系列1：是 $a = 0$ 时 DIV 多样性指数的值随样方面积、物种数及各物种株数变化的变化趋势曲线；

系列2：是 $a = 0.25$ 时 DIV 多样性指数的值随样方面积、物种数及各物种株数变化的变化趋势曲线；

系列3：是 $a = 0.5$ 时 DIV 多样性指数的值随样方面积、物种数及各物种株数变化的变化趋势曲线；

系列4：是 $a = 0.75$ 时 DIV 多样性指数的值随样方面积、物种数及各物种株数变化的变化趋势曲线；

系列5：是 $a = 1$ 时 DIV 多样性指数的值随样方面积物种数及各物种株数变化的变化趋势曲线；

系列6：是 $a = 2$ 时 DIV 多样性指数的值随物种数及各物种个数变化的变化

趋势。

显然，图 4、图 5 很好的说明了 *DIV* 多样性指数模型的可行性。

可是以上两种模型我们均以物种的丰富度和均衡度来作为评价物种的多样性的指标，但是随着林业的发展，物种的濒危状况、更新幼苗、林分内枯木等也成为物种多样性的重要内容，而这些内容并没有包含在两类指标中，因此有必要对物种的多样性指标作进一步的研究。于是在此背景下，我们进一步建立了模型 3。以怎样对多样性的研究。

模型 3：利用层次分析法研究物种多样性的指标

在相对发育成熟的森林群落中，通常划分为乔木层、灌木层、草本层和地被层 4 个基本层次结构。目前国内对物种多样性的研究主要集中在对森林生态系统的研究，乔木、灌木、草本和地被植物是森林植物生态系统的组成部分。森林生态系统的研究主要集中在改善其物种多样性、结构、功能和生产力上，要求把四者作为一个系统来考虑，但在上述研究中，我们是针对某个层次进行研究，没有同时反映四者物种多样性状况的较全面的指标体系。因此在本模型中，我们试着用层次分析法来构建这一体系。

根据相关文献^[10]，我们知道在构建指标体系时，我们应该遵循以下几方面的原则：

1、科学性：以保护生物学、生态学和相关科学基本理论为依据，结合国际相关领域的行业规范，选取影响生物多样性的关键指标；

2、层次性：根据生物多样性的不同层次，系统地选取相应的指标；

3、全局性：考虑保护与发展的内在联系，反映生物多样性、生态环境、社会经济状况的变化，服务于各级政府的战略管理和决策需要；

4、客观性：系统、准确地反映生物多样性受影响的客观情况，尽量克服因人而异的主观因素带来的影响，同时也要考虑到学科理论发展的局限性；

5、预见性：根据专业知识，在项目建设期和运行期对各项评价指标可能产生的影响进行合理预测；

6、实用性：考虑到保护区管理工作的实际情况和评估的可操作性，应尽量采用易于获取或预测的指标、参数，并提供相应的参数测定技术。避免复杂、冗长且难以获取的指标。

在利用层次分析法构建指标体系的过程中，关键是指标的筛选和权重的确定，濒危是近年来物种多样性研究的热点，物种灭绝会导致多样性减小，所以物种濒危是多样性的负指标。而常用的多样性指标又不能很好的反映它，于是把濒危植物作为一个独立的指标。因此森林物种多样性的指标体系包括物种多样性综合指数和濒危植物综合指数。

3.1：森林物种多样性综合指数的构建

3.1.1：层次的构建

森林物种的综合多样性指数分为 A, B, C 三个层次，其中地被层植物比较复

杂，没有合适的指标，但保留其权重，其多样性指标有待进一步研究，指标体系如图 4：

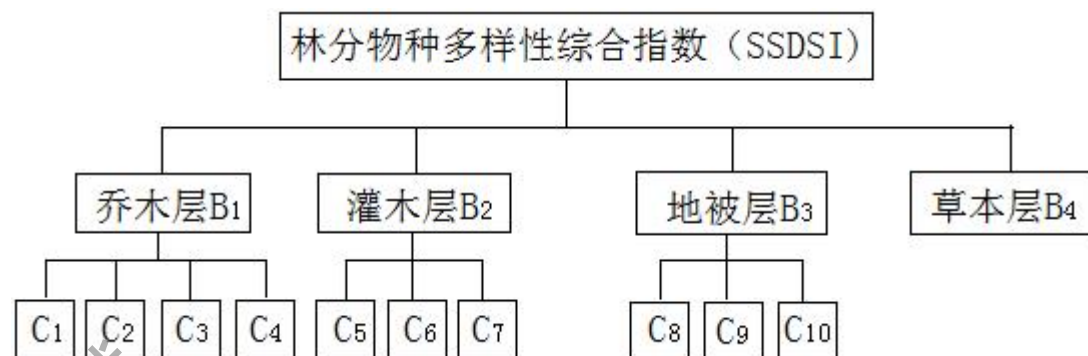


图 4 森林物种多样性综合指数层次

在群落中各种有机体不具有同等的群落重要性，决定植物群落主要特征的植物成为优势种，优势种易于控制光和其他生境因子，在森林中，不管乔木在数量上是否多于林下植物，但由于其植株高大而成为优势种。

3.1.2: B 层权重的计算

B 层四者对森林生态系统的健康和稳定的重要程度的差异性通过权重体现出来。我们在计算权重时，根据杨学军^[12]等在苏南主要森林的调查与比较研究中，

依据多序稳定假说提出用时间、稳定性系数 $C = \ln(a+1)$ (a 为系统中研究层次进入稳定状态的时间，如果该层次早已进入稳定状态，则 a 值为其刚刚趋于稳定时间，若该层次仍在发育之中，则为层次的实际发育时间，乔木层 a 常常等于林龄，灌木层 $a = 5$ ，草本层 $a = 1$)。

用时间、稳定性系数计算权重，本研究的实验数据来源于吉林省汪清林业局，乔木层的平均年林为 40，灌木层 $a = 5$ ，草本层 $a = 1$ ，地被层中的地衣和苔藓暂时按草本计算，取 $a = 1$ 。然后利用时间、稳定性系数公式可以得到如下结果：

乔木层的权重为： $\ln 41 = 3.71$ ；灌木层的权重为： $\ln 6 = 1.79$ ；草本层的权重为： $\ln 2 = 0.69$ 。

三者权重比为： $\frac{3.71}{6.19} : \frac{1.79}{6.19} : \frac{0.69}{6.19} = 0.5999 : 0.289 : 0.111 = 6 : 3 : 1$ 。在 6:3:1 的背景认识下，对四者的权重进行调整后分别是 0.58, 0.25, 0.10, 0.07。

3.1.3: C 层指标的筛选

我们对 C 层共选择 10 个指标，见表 5

表 5 各层指标、计算公式及其权重

层次	指标	计算公式	分权	总权
乔木层	树种丰富度指数	乔木物种数/个体总数	0.51	0.296
	树种组成系数	树种-蓄积 <i>Shannon - Wiener</i> 指数	0.30	0.174
	直径分布系数	径阶-数量 <i>Shannon - Wiener</i> 指数	0.14	0.081
	树种更新系数	P_y/d	0.05	0.029
灌木层	灌木丰富度指数	10 (灌木物种数) / 个体总数	0.54	0.135

	灌木高度指数	高度-数量 <i>Shannon-Wiener</i> 指数	0.37	0.093
	灌木盖度指数	灌木种-盖度 <i>Shannon-Wiener</i> 指数	0.09	0.023
草本层	草本丰富度指数	100 (草本物种数) / 个体总数	0.61	0.061
	草本高度指数	高度-数量 <i>Shannon-Wiener</i> 指数	0.29	0.029
	草本盖度指数	草本种-盖度 <i>Shannon-Wiener</i> 指数	0.10	0.010
地被层	本层多样性指标待进一步研究，保留其权重 0.07			

注：表 5 中，各层次的分权重是根据专家判断矩阵^[6]得到，总权重是分权重和上层权重的成绩。

(1)、丰富度指数

丰富度指标 $d_{M_0} = n/N$ (n 为物种数, N 为个体总数) 作丰富度指数。为了放大差异性, 对 M_0 指数作适当修正, 即在个体数的处理上, 乔木层植物每株记为 1, 灌木层植物每 10 株记为 1, 草本层植物每 100 株记为 1。

(2)、树种更新系数

乔木层的调查对象常常是活立木中一定径阶以上的数木, 但起测径阶以下的乔木和幼苗、林中的枯木也是乔木多样性的组成部分。因为小乔木及幼苗影响着森林未来的演替, 而枯木是森林中小昆虫、小动物的栖息场所, 它们的存在影响着森林动物的多样性从而影响着整个森林生态系统的多样性。

在森林中, 并不是每株幼苗都能成长到起测径阶, 假设标准地内幼苗调查数是 y , 枯木数是 d , 幼苗长到起测径阶的平均比率是 p , 则有 py/d 计算树种更新系数, 不同地区的不同森林类型其 p 值不一样。

从表 5 中我们可以发现评价乔木层物种多样性、灌木层的物种多样性、草本层的物种多样性的指标分别是是乔木树种的丰富度指数、灌木丰富度指数、草本丰富度指数。

3.2: 森林濒危植物综合指数的构建

森林濒危植物综合指数同样由三层组成, B 层的权重同样是 0.58, 0.25, 0.10, 0.07, B 层以下分为国际级 (*International*)、国家级 (*National*)、地区级 (*Province*) 和稀见种 (*Rare*) 4 个子项。如下图 6

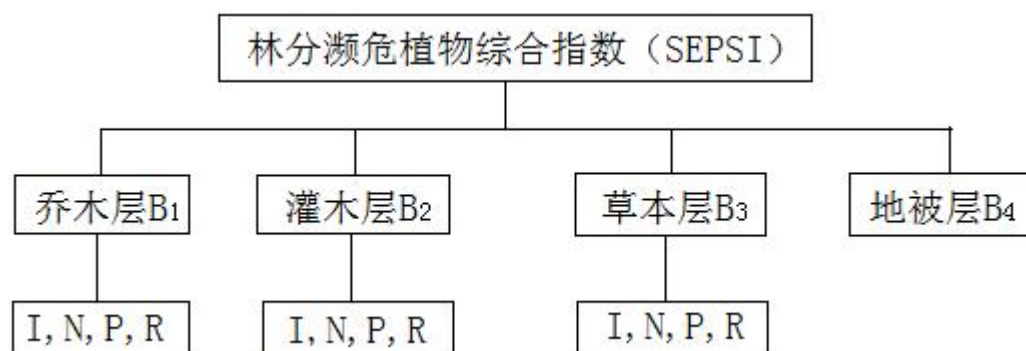


图 6 森林濒危植物综合指标层次图

对于濒危物种的研究，需要考虑物种数及其个体数的增减，首先考察物种数 n ，物种的变化取决于物种灭绝和新种的产生。对森林而言，如果调查的物种数 $50a$ 内减少 1 种，就认为是自然状态下的正常灭绝^[15]。如果物种数增减不明显，再考虑个体数的变化，个体数的变化只考虑濒危植物，濒危植物参考国际、国家和地区三级红皮书确定。

$N = \text{国际级濒危株数} \times 3 + \text{国家级濒危株数} \times 2 + \text{地区级濒危株数} + \text{稀见株数}$

(注： N 表示濒危植物株数)

设 N_1 为乔木层的濒危株数， N_2 为灌木层的濒危株数， N_3 为草本层的濒危株数，则森林濒危植物综合指数值为：

$$SEPSIV = 0.58 \times N_1 + 0.25 \times N_2 + 0.1 \times N_3 + 0.07$$

注：本文的稀见中包括现有种和新种两种情况，新种包括自然衍生的和人工移入该区域（县级林业局以上的）：

1、如果某植物的个数不足调查面积内该层次物种平均个数的 20%，就应列为稀见种加以保护；

2、假设 $5a$ 为一个规划期，每年做一次调查，对于已有植物，如果连续 $4a$ 每年的个数减少减少 15%—20%，第 4 年减少不到不足第一次调查的 20%，第 $5a$ 应把它列为稀见种加以保护；

3、对于新种，在连续的调查中个体数都在增加，只要该植物个体数没有超过调查面积内该层植物的个体平均数的 20%，就一直列为稀见中加以保护。

六、模型的评价

随着生物多样性定量研究的不断深入，生物多样性的指数已经达到 30 多个，但大部分都局限于物种丰富度与各物种的相对多度上，而能反映物种内多样性的差异以及能较好地比较不同群落物种多样性的测试公式还较少。我们知道物种丰富度代表了群落组成生物种类的多样性，反映了种间差异，然而把群落组成物种种群的相对多度作为物种多样性的度量，则似乎缺少了与物种丰富度相称的生物意义。

在模型 2 中，我们排除了以上的缺点，我们在原有理论的基础之上将种间多样性和种内多样性并联考虑，从而得到了一些很有价值的结论。

在模型 3 中，考虑到森林生态系统在研究生物多样性中所起的重要作用，以及森林生态系统在实际操作中的方便性。于是在模型 1、2 的原有丰富度和均匀度的基础之上，我们根据森林生态系统所具备的特征，又新增了评价森林生态系统中生物多样性的另外两个指标：森林物种多样性指数和森林濒危植物多样性指数。综合以上的分析，我们认为改进的模型 3 具有以下几个方面的特点：

优点：

1、在对影响生物多样性基础上建立起的模型，具有实际应用价值和可操作性；
2、模型 3 的建立是在原有模型的基础之上进行的改进，从而有利于模型的推广；

3、模型 3 是针对森林生态系统而言的，因此它具有较强的针对性，所以在研

究森林生态系统生物多样性中，它具有很好的应用价值；

缺点：

1、模型 3 也存在这一些缺点，比如在模型的计算过程中搜集数据比较麻烦，并且这些模型不能很好的反映数据的潜在价值。

七、参考文献

- [1] 谢应忠. 生物多样性的生态意义及其基本测度方法[J]. 宁夏农学院学报, 1998, 19(3): 13-20.
- [2] 生态的多样性度量[J]. 生态学杂志, 1987, 6(4): 49-52.
- [3] 岳天祥. 生物多样性模型研究[J]. 自然资源学报, 1999, 14(4): 377-380.
- [4] 汪永繁, 余世孝等. 物种多样性指数及其分形分析[J]. 植物生态学报, 2002, 26(4): 391-395.
- [5] 张玉珍, 王福才. 林业可持续发展研究概述. 河北林果研究, 1999, 14(1): 7-12.
- [6] 姜起源, 谢金星, 叶俊. 数学建模 (第三版), 高等教育出版社, 2003 年 8 月.
- [7] 任立忠. 抚育采伐对山杨次生林植物多样性影响的研究. 北京林业大学学报, 2000, 22(4): 14-17.
- [8] Rexford Dauenmire 著. 植物群落—植物群落生态学教程. 陈庆诚译. 北京: 人们教育出版社, 1982. 16-18.
- [9] 方精南等. “中国山地植物多样性调查计划”及若干技术规范[J]. 生物多样性, 2004, 12(1): 5-9.
- [10] 张金屯等. 植被数量生态学方法[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1995.
- [11] 陈邦杰等. 黄山植物的研究[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1965. 293-308.
- [12] 杨学军. 关于生物多样性的多序列稳定假设[J]. 自然资源学报, 2000, 14(4).
- [13] 李景隆. 太白山植被统计状况[M]. 陕西: 陕西民族出版社, 2002. 200-215.
- [14] 贺金生, 陈伟裂. 陆地植物群落物种多样性的梯度变化特征[J]. 生态学报, 1997, 17(1): 91-99.
- [15] 余世孝. 海南岛霸王岭垂直带热带植物物种多样性的空间分析[J]. 生态学报, 2001, 21(9): 1438-1443.
- [16] 马克平, 六玉明. 生物群落多样性的测度方法 I: α 多样性的测度方法 (下) [J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 231-239.
- [17] 懂 鸣. 陆地生物群落调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 1997.