

第四届数学中国数学建模网络挑战赛

地址：内蒙古数学会
电话：0471-5220129

邮编：010021

网址：www.tzmcm.cn
Email: 2011@tzmcm.cn

第四届“互动出版杯”数学中国

数学建模网络挑战赛 承 诺 书

我们仔细阅读了第四届“互动出版杯”数学中国数学建模网络挑战赛的竞赛规则。

我们完全明白，在竞赛开始后参赛队员不能以任何方式（包括电话、电子邮件、网上咨询等）与队外的任何人（包括指导教师）研究、讨论与赛题有关的问题。

我们知道，抄袭别人的成果是违反竞赛规则的，如果引用别人的成果或其他公开的资料（包括网上查到的资料），必须按照规定的参考文献的表述方式在正文引用处和参考文献中明确列出。

我们郑重承诺，严格遵守竞赛规则，以保证竞赛的公正、公平性。如有违反竞赛规则的行为，我们将受到严肃处理。

我们允许数学中国网站(www.madio.net)公布论文，以供网友之间学习交流，数学中国网站以非商业目的的论文交流不需要提前取得我们的同意。

我们的参赛队号为：1312

参赛队员（签名）：

队员 1： 陈秋云

队员 2： 陈容莲

队员 3： 宿慧民

参赛队教练员（签名）：

参赛队伍组别： 本科

第四届数学中国数学建模网络挑战赛

地址：内蒙古数学会
电话：0471-5220129

邮编：010021

网址：www.tzmcm.cn
Email：2011@tzmcm.cn

第四届“互动出版杯”数学中国

数学建模网络挑战赛 编号专用页

参赛队伍的参赛队号：（请各个参赛队提前填写好）：

1312

竞赛统一编号（由竞赛组委会送至评委团前编号）：

竞赛评阅编号（由竞赛评委团评阅前进行编号）：

第四届数学中国数学建模网络挑战赛

地址：内蒙古数学会
电话：0471-5220129

邮编：010021

网址：www.tzmcm.cn
Email：2011@tzmcm.cn

2011 年第四届“互动出版杯”数学中国 数学建模网络挑战赛

题 目 生物多样性发展情况评估模型及自然保护区优先评
定模型

关 键 词 生物多样性；自然保护区；环境质量指数；脆弱性；人类威胁

摘 要：

在生态环境中，虽然某些地区的生物多样性较为丰富，但其整体处于退化的阶段，某些地区的生物多样性则能不断进行自我更新和扩张。估计某个地区的生物多样性的发展情况对我们采取相应的措施极为重要。建立自然保护区是保护地球上生物多样性的主要方法。每年都有许多地理区域申请建立自然保护区，但我们建立保护区的经费和能力有限，不可能建立太大范围的自然保护区。

本文先是在广泛查阅资料的基础上制定了一套切实可行的以某一地区现有生物多样性来评估其发展情况的赋分标准和计算方法。从生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个方面为指标来进行建模分析。分别用到了 Gomperz 模型、森林的健康指数 HFI 、环境质量指数的计算方法、多指标综合评价体系的数学模型等对某一地区的生物多样性发展情况进行了分析。

其次，针对第二个问题，我们根据自然保护区的实际状况和广泛查阅资料并在深入分析的基础上，筛选出多样性、代表性、稀有性、自然性、面积适宜性及脆弱性和人类威胁六个因素赋予评价指标和赋分标准，并对其中的物种多样性、面积适宜性、脆弱性和人类威胁建立了数学模型和相应的计算方法。

最后，对以上的模型建立及计算方法进行了评价，发现了其中也存在着不足之处，这些可能是由于时间仓促，搜集的数据不足、相关方面分析太少进而不能制定一个十分全面的评价指标，为此我们对这两个模型进行了改进，并就某个模型进行了优化，以此来进一步的总结。

参赛队号 1312

所选题目 B

参赛密码 _____
(由组委会填写)

第四届数学中国数学建模网络挑战赛

地址：内蒙古数学会
电话：0471-5220129

邮编：010021

网址：www.tzmcm.cn
Email: 2011@tzmcm.cn

英文摘要（选填）

（此摘要非论文必须部分，选填可加分，加分不超过论文总分的 5%）

数学中国提供 (www.madio.net)

参赛队号#1312

一、问题的重述

1.1 背景

多种多样的生物是全人类共有的宝贵财富，生物多样性为人类的生存与发展提供了丰富的食物、药物、燃料等生活必需品以及大量的工业原料。生物多样性维护了自然界的生态平衡，并为人类的生存提供了良好的环境条件。生物多样性是生态系统不可缺少的组成部分，人们依靠生态系统净化空气、水，并充腴土壤。科学实验证明，生态系统中物种越丰富，它的创造力就越大。自然界的所有生物都是互相依存，互相制约的。良好的生态环境可以使该地区的生物多样性持续良性地循环，然而，在生态环境中，虽然某些地区的生物多样性较为丰富，但其整体处于退化的阶段，某些地区的生物多样性则能不断进行自我更新和扩张。因此如何估计某个地区的生物多样性的发展情况显得尤为重要。

保护生物多样性的措施之一是建立自然保护区。建立自然保护区已成为世界各国保护自然生态和野生动植物免于灭绝并得以繁衍的主要手段。我国的神农架、卧龙等自然保护区，对金丝猴、熊猫等珍稀、濒危物种的保护和繁殖起到了重要的作用。每年都有许多地理区域申请建立自然保护区，但我们建立保护区的经费和能力有限，不可能建立太大范围的自然保护区。因此，若可以根据某一标准来确定优先保护哪些地区就可以使问题得到解决。

1.2 问题

在生态环境中，虽然某些地区的生物多样性较为丰富，但其整体处于退化的阶段，某些地区的生物多样性则能不断进行自我更新和扩张。请设计一个合理的估计方法，依据可测量的指标，估计某个地区的生物多样性的发展情况。

根据本题要求，我们以生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个方面为指标来预测生物多样性的发展情况。为了便于模型的建立，我们提出了以下几个问题：

问题一：如何给出生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个为指标的权重。

问题二：如何评价分析生物种群的稳定性及生态系统的健康程度。

问题三：分析环境质量对生物多样性发展情况的影响。

问题四：分析外来入侵度对生物多样性发展情况的影响。

请你依据合理的数学模型，设计一个指标，综合各方面因素，以便评定应该优先保护哪些地区。

根据本题要求，我们综合了物种多样性、代表性、自然性、稀有性、面积适宜性、生态脆弱性和人类威胁等几方面的因素进行评定优先保护某些地区的指标。同样为了便于模型的建立，我们提出了以下几个问题：

问题五：如何确定各个评价因素之间的权重关系。

问题六：寻找评估物种多样性的各种指标。

问题七：如何评估某一地区的生态面积适宜性。

问题八：如何评估一个地区生态环境脆弱性及所受到的人类威胁。

参赛队号#1312

二、模型的假设及符号的约定

2.1 模型的假设

- 1、给出了生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个为指标的权重。
- 2、假设一地区的生物多样性在短时期内是不变的，不会受到自然灾害等突发事件的影响。
- 3、评估某一地区现有的生物多样性是在相对理想化的环境、时间、控制因素下进行。
- 4、对某一区域的生物多样性的研究可推广到所有地区。

2.2 符号的约定

| 符 号 | 含 义 |
|------------------|---------------|
| c | 烟尘的实测浓度 |
| m | 种数 |
| s | 二氧化硫的实测浓度 |
| δ | 分辨系数 |
| A | 多样性 |
| B | 代表性 |
| C | 稀有性 |
| D | 自然性 |
| E | 面积适宜性 |
| F | 脆弱性和人类威胁 |
| I | 大气污染综合指数 |
| P | 水体质量系数 |
| V | 森林活力 |
| q_i | 各项水质参数的质量 |
| x_i | 所选指标值 |
| x_j | 标准化后的指标值 |
| λ_{\max} | 同类指标中的最大值 |
| A_1 | 自然资源子系统权重判断矩阵 |
| A_2 | 环境子系统权重判断矩阵 |
| A_3 | 经济子系统权重判断矩阵 |
| A_4 | 社会发展子系统权重判断矩阵 |
| C_i | 各种污染物的实测值 |

参赛队号#1312

| | |
|------------------------|--------------------|
| I_1 | 二氧化硫污染指数 |
| I_2 | 烟尘污染指数 |
| S_i | 各种污染物的环境标准 |
| P_n | 年凋落物量 |
| P_u | 林下植物年净增长量 |
| P_h | 动物年采食量 |
| V_1 | 极强度脆弱 |
| V_2 | 强度脆弱 |
| V_3 | 中等脆弱 |
| V_4 | 轻度脆弱 |
| W_i | 各项水质参数的权系数 |
| W_j | 权系数 |
| a、b | 常数 |
| (x, y) | 平衡点 |
| $H(G)$ | 群落的属多样性； |
| $H(GS)$ | 群落的种多样性即总体多样性； |
| $H_i(S)$ | 第 <i>i</i> 属内的种多样性 |
| HI | 健康指数 |
| NPP | 特定时间内有机物质的增长量 |
| WQI | 水质指标 |
| f_1, f_2, \dots, f_n | 灰类的白化权函数 |

参赛队号#1312

三、问题分析

根据某一地区现有的生物多样性来估计其今后的发展情况对于我们尽早地采取相应的保护措施具有重要的意义。建立合理的模型用于确定优先保护哪些地区可以充分利用资源及减少资金的浪费

针对问题一，合理估计生物多样性的发展情况，保证其可持续发展，我们有必要制定一套指标和标准，对生物多样性的发展情况进行客观合理的评价，从而为人类对其合理的经营利用提供科学的指导，也为国家和国际水平的政策讨论及贯彻实施提供更可靠的信息，意义相当重大。我们通过广泛查阅资料并在深入分析的基础上，根据生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个层次水平指标在评价中的影响力差异赋予不同分值，并确定总评分为100分而制定一套根据生物多样性现有情况估计其今后的发展及评价标准，为生物多样性的合理开发利用、有效管理提供依据。

针对问题二，对某个地区的生物多样性的发展情况进行较客观合理的分析研究和评估，是为了更有效的保护该地区生物多样性的可持续发展，也为其他地区的生物多样性的发展提供较良好的保护措施和建议，并能积极而有效的推动其他地区的生物多样性的发展。由于生物种群之间受各种复杂的关系制约，为此我们针对生物种群的稳定性及生态系统的健康程度进行分析研究。在生物种群的稳定性上，我们对种群服从Gompertz增长建立了的数学模型，分析和讨论了平衡点解的存在性、稳定性；在生态系统的健康程度上，我们就生态系统中的森林生态系统给出健康状况的评价，通过森林的健康指数 HI 大小的方法来反映森林健康状况，从而能够更充分地持续发挥其生态、社会和经济效益。

针对问题三，随着经济的高速增长、工业的快速发展以及传统消费模式向现代消费模式的转变，不仅使环境状况发生了巨大变化，也对生物多样性可持续发展提出了新的挑战。针对各种环境威胁提出预警，以下我们采用七个具有代表性的环境质量指数的计算方法对环境质量进行评估，通过评价得出环境质量好坏的客观结论，以此，不仅能了解当前人类活动对环境的影响以及为保护环境、控制和消除污染提供切实可行的依据和建议，还能更好的评估个地区的生物多样性的发展情况。

针对问题四，生物入侵 (biological invasion)，是指某种生物从原来的分布区域扩展到一个新的地区，在新的区域里，其后代可以繁殖、扩散并维持下去^[1]。外来有害物种的入侵度影响着该地区的生物多样性的发展情况，本文我们构建了多指标综合评价体系的数学模型对某一地区的外来入侵有害生物进行了综合评价。

针对问题五，建立自然保护区是保护地球上生物多样性的方法。每年都有许多地理区域申请建立自然保护区，但我们建立保护区的经费和能力有限，不可能建立太大范围的自然保护区，于是我们就有必要制定一套指标和标准来评定自然保护区优先等级的合理性。针对自然保护区的实际状况和广泛查阅资料并在深入分析的基础上，我们筛选出多样性、代表性、稀有性、自然性、面积适宜性及脆弱性和人类威胁六个因素赋予评价指标和赋分标准，并确定总评分为100分进而为评定自然保护区优先等级提供依据^[2]。该标准适用于自然生态系统类和野生生物类自然保护区生态状况的定量评价区。

针对问题六，物种多样性在生物多样性中具有极其重要的地位，在评价一地区是否被确立为自然保护区上具有重要的作用。我们将从物种相对多度、物种均匀度、物种丰富度、物种生态有适度和熵等角度，采用稀疏标准化方法、热力学几率、波尔兹曼熵(统计力学熵)等方法，用 Pielou 均匀度指数、Sheldon 均匀度指数、Molinari 均匀度指数等指数对收集到的相关数据进行分析，从而得出物种多样性的指标系、评价方法和评价标准。

参赛队号#1312

针对问题七，任何自然保护区均需足够大的面积容纳保护对象并维持其生存。不同物种所需的生存领域不同，最小生存种群亦不同，因而对自然保护区面积的需求不尽相同。虽然较大面积的保护区可支撑大量的肉食与草食性动物种群，抵抗外来冲击与威胁的能力更加强大，但较大的保护区也未必能支持得了较大的物种量。为此我们从面积适宜性着手，通过种—面积关系的模型来评估自然保护区有效面积大小，进而为评定自然保护区优先等级与有效保护主要保护对象提供依据。

针对问题八，首先根据该地区的生态环境特点，综合各方面有关因素，我们以人均水资源、林草覆盖率、人均耕地面积、水土流失强度、干燥指数、火灾频次、采空区面积、扰动面积、塌陷面积、治理面积、矸石排量、景观破损度、景观整合面、化肥使用量、人均GDP、农民年人均收入、恩格尔系数、人口密度、文盲率、高等教育率等作为评价指标，并利用灰色模糊评估模型对其生态系统脆弱性进行评价，利用评价结果判断该地区的脆弱等级。其次就人类活动对生物多样性保护的影响而言，不同活动对其影响是有区别的，同时影响强度也不同。据此，我们综合考虑到计量研究的特点与实际工作的需要，利用SPSS和EXCEL软件技术，建立生物多样性保护有效性评价的人类活动影响指数模型。另外基于数据无量纲化法、变异系数法、指数加权法等多种计算方法，可量化人类对环境的影响程度，并根据实地调查数据对模型进行验证，得到实际的人类活动影响指数，对生物多样性保护具有理论和应用价值。

四、模型的建立与求解

4.1 问题一：如何给出生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个为指标的权重。

在广泛查阅相关资料及分析的基础上，根据各指标在评价中的影响力差异赋予不同分值，并确定总评分为100分，各指标的赋分及赋分标准如下：

A 生物种群的稳定性及生态系统的健康程度（40分）；

B 环境质量评价（35分）；

C 外来入侵度（25分）。

生物多样性评估分值及对应的未来可能发展情况如下表：

表一：生物多样性评估分值及所对应的未来可能发展情况

| 评估分值 | 85—100 | 70—85 | 55—70 | 55以下 |
|----------|--------|-------|-------|------|
| 未来可能发展情况 | 良好 | 较良好 | 一般 | 差 |

4.2 问题二：如何评价分析生物种群的稳定性及生态系统的健康程度。

4.2.1 生物种群增长的数学模型解的稳定性分析

对种群服从Gompertz 增长建立的数学模型，分析和讨论了平衡点解的存在性、稳定性^[3]。

(1) Gompertz 模型
$$\dot{x}(t) = rx \ln \frac{N}{x}$$

参赛队号#1312

下面对此模型进行研究

$$\begin{cases} \dot{x}(t) = rx \ln \frac{K}{x} - qxy \\ \dot{y}(t) = k(pqxy - cy) \end{cases} \quad (1)$$

式中：其中 r 是相对增长率， q 是捕获能力系数， k 为环境对该种生物种群的最大容纳量， p 为生物资源的市场价格， c 为单位捕获努力量成本。 r, p, c, q, k 均为正常数。为了研究当时的变化趋势，不必要解微分方程或者说微分方程的解析解也不是总能够求出来的，为此我们只需要对它的平衡点进行稳定性分析即可。

不妨设系统 (1) 为

$$\begin{cases} \dot{x}(t) = rx \ln \frac{K}{x} - qxy = xF_1(x, y) = p(x, y) \\ \dot{y}(t) = k(pqxy - cy) = yF_2(x, y) = Q(x, y) \end{cases}$$

则在平衡点 (x, y) 处 Jacobi 矩阵为

$$J(x, y) = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} \end{bmatrix}$$

其中：

$$a_{11} = \frac{\partial p(x, y)}{\partial x} = rx \ln \frac{K}{x} - r - qy$$

$$a_{12} = \frac{\partial p(x, y)}{\partial y} = -qx$$

$$a_{21} = \frac{\partial Q(x, y)}{\partial x} = kpqy$$

$$a_{22} = \frac{\partial Q(x, y)}{\partial y} = kpqy - ck$$

则系统 (1) 的平衡点的稳定性由其 Jacobi 矩阵的特征值的符号决定。

(2) 基本理论：二阶方程的平衡点和稳定性。

二阶方程可用2个一阶方程表示为

$$\begin{cases} \dot{x}_1(t) = f(x_1, x_2) \\ \dot{x}_2(t) = g(x_1, x_2) \end{cases} \quad (2)$$

右端不显含有 t 是自治方程，代数方程组 $\begin{cases} f(x_1, x_2) = 0 \\ g(x_1, x_2) = 0 \end{cases}$ 的实根 $x_1 = x_1^*, x_2 = x_2^*$ 称为

参赛队号#1312

方程的平衡点记 $p_0(x_1^*, x_2^*)$, 如果存在某个邻域, 使方程的解 $x_1(t), x_2(t)$ 从这个邻域内的某个 $x_1(0) = 0, x_2(0) = 0$ 出发,

$$\text{满足 } \lim_{t \rightarrow \infty} x_1(t) = x_1^*, \lim_{t \rightarrow \infty} x_2(t) = x_2^*$$

则称平衡点 $p_0(x_1^*, x_2^*)$ 是稳定的, 否则称 $p_0(x_1^*, x_2^*)$ 是不稳定的。

为了讨论平衡点的稳定性, 我们看线性常系数方程

$$\begin{cases} \dot{x}_1(t) = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 \\ \dot{x}_2(t) = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 \end{cases} \quad (3)$$

当 $\det A \neq 0$, 方程有惟一平衡点 $(0,0)$ 及特征方程为 $\begin{vmatrix} a_{11} - \lambda & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} - \lambda \end{vmatrix} = 0$ 方程可以写

为更清晰的形式 $\lambda^2 + p\lambda + q = 0$,

$$\text{其中 } p = -(a_{11} + a_{22}), q = a_{11}a_{22} - a_{12}a_{21}, \lambda_{1,2} = \frac{1}{2}(-p \pm \sqrt{p^2 - 4q})$$

方程 (3) 的一般解具有形式 $c_1 e^{\lambda_1 t} + c_2 e^{\lambda_2 t}$ 或 $c_1 e^{\lambda_1 t} + c_2 e^{\lambda_2 t}$

c_1, c_2 为任意常数, 当 λ_1, λ_2 为负数或有负的实部时 $(0,0)$ 是平衡点, 而当 λ_1, λ_2 有 1 个为正数或有正实部时 $(0,0)$ 不是平衡点。根据特征方程的系数 p, q 的正负很容易判断平衡点的稳定性即, 若 $p > 0, q > 0$ 平衡点稳定; 若 $p < 0, q < 0$ 平衡点不稳定。

以上是对 $(0, 0)$ 平衡点稳定性的结论, 对于一般的非线性方程 (2), 可以用近似线性方法判断其平衡点 $p_0(x_1^*, x_2^*)$ 的稳定性, 在点 $p_0(x_1^*, x_2^*)$ 将作 Taylor 展开只取一次项得

(2) 近似线性方程

$$\begin{cases} \dot{x}_1(t) = f_{x_1}(x_1^*, x_2^*)(x_1 - x_1^*) + f_{x_2}(x_1^*, x_2^*)(x_2 - x_2^*) \\ \dot{x}_2(t) = g_{x_1}(x_1^*, x_2^*)(x_1 - x_1^*) + g_{x_2}(x_1^*, x_2^*)(x_2 - x_2^*) \end{cases} \quad (4)$$

系数矩阵记作

$$A = \begin{bmatrix} f_{x_1} & f_{x_2} \\ g_{x_1} & g_{x_2} \end{bmatrix}_{p_0}$$

特征方程的系数 $p = -(f_{x_1} + g_{x_2})|_{p_0}, q = \det A|_{p_0}$

显然对于方程 (4) 的稳定性也由上式决定。若方程的特征根不为 0 或实部不为 0, 则

参赛队号#1312

点 $p_0(x_1^*, x_2^*)$ 对于方程 (2) 稳定性与对于近似方程 (4) 的稳定性相同，与表1 关系：

表2：平衡点及稳定性

| λ_1, λ_2 | p, q | 平衡点类型 | 稳定性 |
|--|------------------------------|---------|-----|
| $\lambda_1 < \lambda_2 < 0$ | $p > 0, q > 0, p^2 - 4q > 0$ | 稳定结点 | 稳定 |
| $\lambda_1 < \lambda_2 < 0$ | $p > 0, q > 0, p^2 - 4q = 0$ | 稳定退化结点 | 稳定 |
| $\lambda_{1,2} = \alpha \pm \beta i, \alpha < 0$ | $p > 0, q > 0, p^2 - 4q < 0$ | 稳定焦点 | 稳定 |
| $\lambda_{1,2} = \alpha \pm \beta i, \alpha = 0$ | $p = 0, q > 0, p^2 - 4q < 0$ | 中心 | 不稳定 |
| $\lambda_1 > \lambda_2 > 0$ | $p < 0, q > 0, p^2 - 4q > 0$ | 不稳定结点 | 不稳定 |
| $\lambda_1 = \lambda_2 > 0$ | $p < 0, q > 0, p^2 - 4q = 0$ | 不稳定退化结点 | 不稳定 |
| $\lambda_{1,2} = \alpha \pm \beta i, \alpha > 0$ | $p < 0, q > 0, p^2 - 4q < 0$ | 不稳定焦点 | 不稳定 |
| $\lambda_1 < 0 < \lambda_2$ | $p < 0, q < 0, p^2 - 4q > 0$ | 鞍点 | 不稳定 |

说明：（1）平衡点及其稳定性的概念只是对自治系统而言才有意义；

（2）非线性方程的平衡点的稳定性，与相应近似方程的平衡点的稳定性一致，是在非临界情况下得到的，在临界情况下二者可以不一致。

（3）在讨论平衡点稳定性时，对初始点的要求是存在1个邻域，这是局部稳定的定义，如果要求对任意的初始点成立则成为全局稳定，对于线性方程，局部稳定与全局稳定是等价的，对于非线性方程，二者可以不同。

(3) Gompertz模型求解

$$\begin{aligned} \dot{x}(t) &= rx \ln \frac{K}{x} - qxy \\ \dot{y}(t) &= k(pqxy - cy) \end{aligned}$$

参赛队号#1312

设：

$$\begin{cases} \dot{x}(t) = rx \ln \frac{N}{x} - qxy = xF_1(x, y) = p(x, y) \\ \dot{y}(t) = k(pqxy - cy) = yF_2(x, y) = Q(x, y) \end{cases}$$

系统的平衡点为方程组的解：

$$\begin{aligned} rx \ln \frac{K}{x} - qxy &= xF_1(x, y) = p(x, y) = 0 \\ k(pqxy - cy) &= yF_2(x, y) = Q(x, y) = 0 \end{aligned}$$

显然有 $\begin{cases} xF_1(x, y) = 0 \\ yF_2(x, y) = 0 \end{cases}$ ，得平衡点为： $(0, 0), (\frac{c}{pq}, \frac{r}{q} \ln \frac{Kpq}{c}), (K, 0)$ 由于 $x \neq 0, (K, 0)$ 为边界平衡点，系统在 $(K, 0)$ 处 Jacobi 矩阵为

$$J(x, y) = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} \end{bmatrix}$$

其中：

$$a_{11} = \frac{\partial p(x, y)}{\partial x} = rx \ln \frac{K}{x} - r - qy$$

$$a_{12} = \frac{\partial p(x, y)}{\partial y} = -qx$$

$$a_{21} = \frac{\partial Q(x, y)}{\partial x} = kpqy$$

$$a_{22} = \frac{\partial Q(x, y)}{\partial y} = kpqy - ck$$

$$\text{对于 } (K, 0) \quad J(K, 0) = \begin{vmatrix} -r & -qr \\ 0 & Kkpq - ck \end{vmatrix}$$

$$p = kpq(\frac{r}{kpq} + \frac{c}{pq} - K), q = rkpq(\frac{c}{pq} - K)$$

显然当 $K < \frac{c}{pq}$ 时， $(K, 0)$ 为非鞍奇点由实际意义我们主要讨论正的平衡点 $(\frac{c}{pq}, \frac{r}{q} \ln \frac{Kpq}{c})$ 的稳定性。

$$J(\frac{c}{pq}, \frac{r}{q} \ln \frac{Kpq}{c}) = \begin{vmatrix} -r & -\frac{c}{p} \\ kpr \ln \frac{Kpq}{c} & 0 \end{vmatrix}$$

参赛队号#1312

$p = r, q = ckr \ln \frac{Kpq}{c}$, 当 $K > \frac{c}{pq}$ 时点 $(\frac{c}{pq}, \frac{r}{q} \ln \frac{Kpq}{c})$ 为稳定结点, 当 $K > \frac{c}{pq}$ 时, 点

$(\frac{c}{pq}, \frac{r}{q} \ln \frac{Kpq}{c})$ 为鞍点。

4.2.2 以森林为例给出其健康评价指标

森林健康是指森林具备较好的自我调节并保持其生态系统稳定性的能力, 能够最充分地持续发挥其生态、社会和经济效益。健康的森林并不是简单的没有病虫害、枯立木、濒死木, 而是让它们维持在较低的活力水平, 更好地维护健康森林中的食物链和生物多样性、保持森林结构的稳定。本文通过对森林的活力、组织结构、适应性和社会价值四个指标的测定, 构建了一套评价森林健康的指标体系和评价方法。

(1) 评价模型的构建

在评价森林健康的过程中, 通过森林的健康 HI 指数大小来反映森林健康状况。其评价模型为:

$$HI = w_1 V + w_2 O + w_3 A + w_4 E \quad (5)$$

式 (5) 中: HI 为评价用的综合健康指数; V (vigour) 为森林活力, 是新陈代谢和初级生产力主要标准; O (organization) 为森林结构组织的相对程度, 包括多样性和相关性; A (adaptation) 为森林适应指数; E (economy) 为森林的社会价值。 w_1 、 w_2 、 w_3 、 w_4 分别为 V 、 O 、 A 、 E 的权重, 且 $w_1 + w_2 + w_3 + w_4 = 1$, 再结合层次分析法将

指标权重计算如下: w_1 、 w_2 、 w_3 、 w_4 分别为 0.20、0.28、0.37、0.15。

各评价因子的测定方法:

①森林活力的测定方法: 在生态系统的背景下, 活力通常是指根据养分循环和生产力所能够测量的能量和物质等。一般包括生产力(如初级生产力、净初级生产力)、生物量以及新陈代谢速率等指标。并不是能量越高的系统就越健康, 而且远远不是如此。

对于森林活力, 可以用森林的净第一性生产力 (NPP)、生物量以及新陈代谢等指标来度量其活力。 NPP 主要是通过实验、调查方法, 生物量主要通过调查和模型计算, 而新陈代谢则可以通过生物学方法去度量。在本研究中, 选择 NPP 来反映森林健康的测度指标——活力。 NPP 常被简化为特定时间内有机物质的增长量, 主要包括: 植物新增加的干物质量、凋落物量和食草动物采食量^[1], 用公式可表示为:

$$NPP = P_s + P_b + P_l + P_r + P_n + P_u + P_h \quad (6)$$

式 (2) 中, P_s 、 P_b 、 P_l 、 P_r 分别代表乔木层树干、枝、叶、根的年净增长量, P_n 为年凋落物量, P_u 为林下植物年净增长量, P_h 为动物年采食量, 一般占地上 NPP 的 10% 以下

参赛队号#1312

[10]。

②森林组织结构的测定方法：组织结构是指系统的物种组成结构及其物种间的相互关系，反映生态系统结构的复杂性。生态系统的组织结构包括两方面的含义，其一是生态系统的物种多样性，其二是生态系统的复杂性。物种多样性的含义既包括现存物种的数目，又包括物种的相对多度。表征物种多样性的指数有很多种，如Simpson 指数、Shannon-wiener 指数和种间相遇机率多样性指数 PIE 等。其测量方法主要是通过样地调查，调查森林群落物种的多度和丰富度，并选择相应的多样性指数来计算森林群落的组织结构。

此模型用Simpson 多样性指数^[11] (S) 来表示森林的组织结构。Simpson多样性指数作为分析指标，它是把群落物种丰富度和均匀度结合起来的一个统计量，用该多样性指数基本上能够反映出森林的组织结构。

$$S = \frac{N(N-1)}{\sum_{i=1}^m n_i(n_i-1)} \quad (7)$$

式(7)中： S 为调查样地森林群落总体物种Simpson 多样性指数， N 为总个体数； n_i 为第 i 个种的个体数； m 为种数。

③森林适应性的测定方法：森林适应性包括恢复力和抵抗力，恢复力是指系统在外界压力消失的情况下逐步恢复的能力，而抵抗力是系统抵抗外力干扰的能力。

直接测量恢复力和抵抗力比较困难。一般都要通过间接的方法来测定森林的抵抗力和恢复力。在森林健康评价中，可以选用研究区域内森林的火灾等级来作为森林健康的适应性。在一定程度内，健康程度高的森林发生火灾的等级就小，森林就不易发生火灾，而健康程度较低的森林，森林火灾发生等级就大，森林发生火灾的概率相对就要增大。因此，在评价森林健康的状况时，选择森林火灾来测度其适应性，也就是通过对森林进行火灾等级划分来评价森林的适应性。

④森林社会价值的测定方法：森林的社会价值包括直接价值和间接价值两个方面。森林的直接价值体现在木材产量上；森林的间接价值即森林的生态功能价值，是指森林发挥出对人类、社会和环境的全部效益和服务功能，主要表现在光合作用、涵养水源、防止水土流失和土地荒漠化、保护野生动植物、固定 CO_2 和净化大气等方面。而森林的间接价值和生物量成正比关系，一般来说，生物量越大，其间接价值也越大；而生物量和蓄积量存在着以下关系：

$$B = V * E_F \quad (8)$$

式(8)中 B 为林木生物量， V 为该林区木材蓄积量， E_F 为木材转换为生物量的数量，一般为0.52。

(2) 因子的标准化

由于评价指标体系的参评因子来自不同的方面，直接用这些因子进行评价比较困

参赛队号#1312

难，因为各系数间的量纲不统一，没有对比性。即使对于同一参数，尽管可以根据其实测数值的大小来判断它们对健康的影响程度，但也缺乏一个可以比较的环境标准而无法确切地反映其对健康的贡献。因此，必须对参评因子进行量化处理，用标准化方法来解决参数间不可比性的问题。标准化方法如下：

$$x_j = \frac{x_i}{\lambda_{\max}} \quad (9)$$

式(9)中： x_j 为标准化后的指标值， x_i 为所选指标值， λ_{\max} 为同类指标中的最大值。

(3) 森林健康状况等级划分标准

根据以上评价方法和指标体系，在系统分析和整合国内外现有研究成果的基础上，结合复合结构功能指标法^[12]，构建了森林健康的等级划分标准，见表2。

表3：森林健康等级划分标准

| 项目 | 健康等级 | | |
|------|--------|----------|-------|
| | I | II | III |
| 分数 | 0—0.39 | 0.4—0.39 | 0.7—1 |
| 健康状况 | 不健康 | 亚健康 | 健康 |

4.3 问题三：分析环境质量对生物多样性发展情况的影响。

一个地区生态环境的好坏将直接影响该地区生物多样性的发展情况，了解其环境质量可以帮我们更好地做好各种准备。环境与环境质量指数评价是一个有代表性的、综合性的数值，它表征着环境质量的整体优势^[5]。

4.3.1 格林大气污染综合指数

这是美国格林于1966年最早提出的大气污染综合指数。他根据纽约发生的五次大气污染事件中，二氧化硫、烟尘浓度与死亡率之间的相关关系，规定出二氧化硫、烟尘的三级（希望水平、警戒水平、极限水平）日平均标准，通过计算得出衡量大气质量的评价指数，称为大气污染综合指数。其计算公式为：

$$I = 0.5(I_1 + I_2)$$

式中： I 为大气污染综合指数， I_1 为二氧化硫污染指数， I_2 为烟尘污染指数。

这里： $I_1 = a_1 s^{b_1}$ ； $I_2 = a_2 c^{b_2}$

上述两式中， s 为二氧化硫的实测浓度， c 为烟尘的实测浓度， a_1, a_2, b_1, b_2 均为常数。格林假设当二氧化硫、烟尘含量达到希望水平时， I 为25；达到警戒水平时， I 为50；达到极限水平时， I 为100。这样可以求出式中的各常数值。

格林大气污染综合指数，是以造成大气污染事件关系密切的二氧化硫和烟尘这两种

参赛队号#1312

主要大气污染物的实测浓度值为基本参数，通过公式计算，得出 I 值后再来衡量大气质量的。其优点是简便，不需做多种污染物的测定，就可以判断大气质量是否良好，是否接近或发生大气污染事件，以便提出相应的预防办法。不足之处是对于由多种因素（如一氧化碳、氮氧化物、氧化剂等）引起的大气污染，尚不能做出全面有效的衡量。

4.3.2 橡树岭大气质量指数：

这种大气质量指数是美国橡树岭国立实验室于一九七一年提出的。此指数的污染参数包括二氧化硫、一氧化碳、氮氧化物、烟尘、氧化剂等五种污染物的实测值，考虑的污染指数比较全面。其计算公式为：

$$I = \left[a \sum_{i=1}^5 C_i \right]$$

式中： I 为大气质量指数

C_i 为各种污染物的实测值

S_i 为各种污染物的环境标准

a 、 b 为常数

常数 a 、 b 的数值是通过下列的假设条件求出的，即当大气中五种污染物浓度相当于未污染的大气中背景值时，假设大气污染指数 I 为 10；而当大气中五种污染物浓度达到污染水平时，假设大气污染指数为 I 为 100。

4.3.3 R. M. 布朗等的水质评价法

该水质评价法使用的水质质量指数 WQI 称水质指标。其计算公式为：

$$WQI = \sum_{i=1}^n W_i q_i$$

式中： WQI 为水质指标； q_i 为各项水质参数的质量； W_i 为各项水质参数的权系数。

($\sum_{i=1}^n W_i = 1$) 在具体评价运算时，是从三十五种水质参数中选择九种重要的水质指标的实

测值作为参数，然后按照专家们的意见，确定每个参数对水质影响程度的轻重而进行加权，分别确定各项污染物的权系数。显然，这里引进了“加权”的新概念，是企图把污染危害较大的污染参数，通过人为加权，分配较高的比例，使之在 WQI 中占较大的比重，来突出主要污染物对环境质量的影响程度。反之，则分配较小的加权值。

4.3.4 N. L. 乃姆诺河水污染指标

$$PI = \sum_{j=1}^n (W_j PI_j)$$

参赛队号#1312

式中： $PI_j = \frac{1}{\sqrt{2}} \sqrt{\text{最大}(C_i / L_{ij})^2 + \text{平均}(C_i / L_{ij})^2}$ ；

W_j 为权系数， $\sum_{j=1}^{j=n} W_j = 1$ ；

C_i 为水中各污染物的浓度；

L_{ij} 为把水用于 j 项使用时的水质标准该污染指标公式，同时考虑了污染浓度的最大值和平均值。这样就为在用水时，可以决定对 $C_i / L_{ij} > 1$ 的污染物是否要进行处理，提出了参考依据。N.L. 乃姆诺建议选取下列十四项水质参数作为计算水质指标的基础，即：温度、pH 值、悬浮固体、硬度、硫酸盐、颜色、大肠杆菌、总氮、氯、溶解氧、透明度、总溶解固体、碱度、铁和锰等。

4.3.5 综合污染指数

这是我国某地在评价水体污染时，表示地表水总体污染程度的一个相对数量指标。其计算公式为：

$$K = \sum \frac{CK}{C_{0i}} \cdot C_i$$

式中： K 为综合污染指数； CK 为各种污染物的统一最高标准；

C_{0i} 污染物的地表水标准； C_i 地表水中污染物的实测值。

4.3.6 环境质量系数

这是我国某地在评价环境质量时，计算在多种污染物存在下，环境质量状况的定量表达值，称为环境质量系数。此方法与 5 的不同之处，是不用最高统一标准予以校正。其计算公式为：

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{0i}}$$

式中： P 为水体质量系数；

C_i 为水体各污染物的实测值；

C_{0i} 为各污染物的环境标准。

在评价计算时，可将地表水、地下水、大气、土壤中各污染物含量实测值带入上述公式，即可求得各要素的环境质量系数。然后，再将它们相加，则求得整体环境质量的综合评价系数。

4.3.7 环境质量指数系统

这是我国南方某地评价城市环境质量时使用的方法，较 6 有所改进，加进了“权”

参赛队号#1312

值计算，具体计算公式如下：

$$Q_i = \sum_{i=1}^k m_i p_i$$

式中： Q_i 为某一环境要素的质量指数，或某一环境单元的总体环境质量指数； m_i 为各污染物或各环境要素的相对加权百分比，

$$\text{故 } \sum_{i=1}^k m_i = 1 ;$$

p_i 为污染指数或质量指数， $P_i = \frac{C_i}{C_{si}}$ ；

C_i 为各污染物的实测值；

C_{si} 为各污染物的评价标准。

在对单个环境要素质量进行评价时， m_i 系为各污染物相对加权百分比，对整环境质量评价时， m_i 则为各环境要素的相对加权百分比。因此，这个计算公式是一个通式，当使用该环境质量指数进行环境评价时，实际上是包含了两次加权运算。

综上所述，不论是用于单个环境要素质量评价的还是整体环境质量综合评价的环境质量指数，它们的建立大致可以归纳为三个主要环节：第一，选择环境质量评价的参数；第二，确定各项污染参数的权系数；第三，建立适用的数学公式。环境质量指数评价方法的优点是：能够把各污染物对各环境要素及整体环境质量的影响程度用一个数学式确切的表达出来，在判断环境质量好坏时，用一个相对数字做衡量标准，并可以利用污染参数并通过计算来预测环境质量状况。

4.4 问题四：分析外来入侵度对生物多样性发展情况的影响。

据了解，我国每年几种主要外来入侵物种造成的经济损失即达 574 亿元人民币，外来物种的入侵度直接影响着生物多样性的发展前景。下面我们建立了多指标综合评价体系来评价某一地区外来生物的入侵度^[5]。

4.4.1 多指标综合评价体系的建立

1、建立原则

根据ISPM No. 11检疫性有害生物风险分析准则，风险分析分为2个起点：一是以传播途径为起点，二是有有害生物为起点。本文选择以入侵有害生物为起点建立多因子风险分析指标体系，充分考虑其整体性、层次性、重要性和实用性的原则。

2、多指标综合评价体系的构建

指标体系分为目标层、准则层、指标层3个层次。目标层(R)用来确定外来入侵有害

参赛队号#1312

生物的风险等级， R 值取决于准则层。准则层 (P_i) 包含了风险产生的5个层次分明的过程，即：进入可能性 (P_1)、定殖可能性 (P_2)、扩散可能性 (P_3)、危害影响 (P_4) 和危害管理难度 (P_5)。各准则层被指标层 (P_{ij}) 具体化，由17个指标因子组成。具体关系式如下：

$$R = \sqrt[5]{P_1 * P_2 * P_3 * P_4 * P_5};$$

$$P_1 = \sqrt[4]{P_{11} * P_{12} * P_{13} * P_{14}};$$

$$P_2 = 0.7 * P_{21} + 0.3 * P_{22};$$

$$P_3 = 0.6 * P_{31} + 0.2 * P_{32} + 0.2 * P_{33};$$

$$P_4 = \text{Max}(P_{41}, P_{42}, P_{43}, P_{44}, P_{45});$$

$$P_5 = (P_{51} + P_{52} + P_{53})/3.$$

其中：进入可能性 (P_1): 有害生物从非 PRA 地区传入 PRA 地区的可能性；

定殖可能性 (P_2): 有害生物进入 PRA 地区后，在该地区存活，并建立种群的可能性；

扩散可能性 (P_3): 有害生物在 PRA 地区建立种群后，继续传播、迁移、扩散的可能性；

危害影响 (P_4): 有害生物在 PRA 地区扩散后，对其寄主的影响和对环境以及人类自身的危害；

危害管理 (P_5): 利用管理手段对有害生物在传入、定殖、扩散到 PRA 地区等不同阶段的危害处理水平。

(1) 指标因子的定义和赋值原则

根据多指标综合评价体系的原则，筛选决定各指标值的下级指标因子，并确定赋值原则(表1)

表4：外来入侵有害生物的多指标综合评价体系评价指标表

| 目标层 | 准则层 P_i | 指标层 R_{ij} | 评分具体指标 |
|-----|-----------|---------------------|------------------|
| | | 传入地的发生程 P_{11} | 0 国内分布>50% |
| | | | 1 国内分布面积占20%~50% |
| | | | 2 国内分布面积占0~20% |
| | | | 3 国内无分布 |
| | | | 0 无 |

参赛队号#1312

| | | | |
|---------------------|-------------|----------------------|------------------------|
| 外来有害生物的入侵风险值 R | 进入可能性 P_1 | 各国的重视程度 P_{12} | 1 9~1个国家把其列为检疫对象 |
| | | | 2 19~10个国家把其列为检疫对象 |
| | | | 3 20个以上的国家把其列为检疫对象 |
| | | 运输过程中的存活率 P_{13} | 0 存活率为0 |
| | | | 1 10%~0 |
| | | | 2 40%~10% |
| | | | 3 运输过程中有害生物存活率>40% |
| | | 截获频率 P_{14} | 1 从未被截获或历史上截获过少数几次 |
| | | | 2 偶尔被截获 |
| | | | 3 有害生物经常被截获 |
| | 定殖可能性 P_2 | 入侵物种生物学特性 P_{21} | 0 生物学特性对有害生物适生无影响 |
| | | | 1 抗逆性强, 繁殖能力弱 |
| | | | 2 繁殖能力强, 抗逆性弱 |
| | | | 3 繁殖能力和抗逆性都较强 |
| | | 云南可适生地理环境 P_{22} | 0 本地区没有适生地理环境条件 |
| | | | 1 20%~0 |
| | | | 2 50%~20% |
| | | | 3 在50%以上的地区能够适生 |
| | 扩散可能性 P_3 | 传播方式 P_{31} | 0 有害生物没有传播力 |
| | | | 1 传播方式单一, 传播能力较弱 |
| | | | 2 传播方式多, 传播能力一 |
| | | | 3 传播方式多, 传播能力强 |
| | | 国外的分布情况 P_{32} | 0 0 |
| | | | 1 20%~0 的国家有分布 |
| | | | 2 50%~20%的国家有分布 |
| | | | 3 50%以上的国家有分布 |
| | | 天敌存在可能性 P_{33} | 1 本地区存在有效的天敌, 作用明显 |
| | | | 2 存在天敌, 但作用不明显 |
| | | | 3 本地区不存在有效的天敌 |
| | 危害影响 P_4 | 受害栽培寄主的种类 P_{41} | 0 无 |
| | | | 1 4~1 种 |
| | | | 2 9~5 种 |
| | | | 3 受害的栽培寄主达10种以上 |
| | | 受害栽培寄主的种植面积 P_{42} | 0 无 |
| | | | 1 <150万 hm^2 |
| | | | 2 350~150万 hm^2 |
| | | | 3 受害栽培寄主面积达350万 hm^2 |
| | | 受害寄主的潜在损 | 0 对寄主无影响 |
| | | | 1 损失面积占寄主栽培面积0.01% |
| | | | 2 1%~10% |

参赛队号#1312

| | | | |
|--|--------------|---------------------------|------------------------------|
| | | 失水平 P_{43} | 3 10%~100% |
| | | 是否其他检疫性有害生物的传播媒介 P_{44} | 0 不传带任何检疫性有害生物 |
| | | | 1 传带1 种 |
| | | | 2 传带2 种 |
| | | | 3 可以传带3 种以上的检疫性有害生物 |
| | | 非经济方面的潜在损失水平 P_{45} | 0 无社会和生态方面损失 |
| | | | 1 仅防治手段对生态和社会资源造成严重损害 |
| | | | 2 仅有害生物本身对生态和社会资源造成严重损害 |
| | | | 3 防治手段和有害生物本身都对生态和社会资源造成严重损害 |
| | 危害管理难度 P_5 | 检疫鉴定难度 P_{51} | 0 检疫鉴定方法简单, 非常迅速而且可靠 |
| | | | 1 可以鉴定, 但方法复杂 |
| | | | 2 有方法, 但不可靠 |
| | | | 3 现在检疫鉴定方法可靠性低, 花费时间长 |
| | | 除害处理难度 P_{52} | 0 除害率为100% |
| | | | 1 除害率50%~100% |
| | | | 2 除害率<50% |
| | | | 3 现在的除害处理方法几乎完全不能除害 |
| | | 根除难度 P_{53} | 0 田间防治效果显著, 成本很低, 简便 |
| | | | 1 田间防治效果显著, 简便, 但成本很高, |
| | | | 2 防效高, 但方法复杂, 难度大, 成本高 |
| | | | 3 田间防治效果差, 成本高, 难度大 |

(2) 数学模型的构建

本体系以已有的定量风险分析研究为基础, 根据各指标之间的数学关系和权重, 构建数学模型。

① 数学关系的计算方法

i 算术平均

当各分解指标能独立的对上一级准则层作出贡献时, 它们的算术平均值即为其上一级准则层的评价值, 计算式为:

$$p_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n p_{ij} (j=1,2,\cdots,n)$$

ii 几何平均

当各项指标之间有内在关联, 它们相互影响, 缺一不可, 共同对上一级准则层作贡献时, 计算其几何平均值作为上一级准则层的评价值, 计算式为:

参赛队号#1312

$$P_i = \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n p_{ij}} (j=1,2,\cdots,n)$$

iii 替代

当分解指标的某一项达到最大值,能够替代其他指标对上一级指标层作出贡献时,此项指标的评判等级即为上一级准则层的评价值,计算式为:

$$p_i = \max(p_{ij})(j=1,2,\cdots,n)$$

② 指标权重的计算方法

采用系统工程理论中的层次分析法(analytichierarchy process, APH)来确定某项准则层中各指标的权重。层次分析法是一种可以把复杂问题中的各因素划分成相关联的有序层次,使之形成条理化的多目标、多准则的决策方法,是一种定量分析与定性分析相结合的有效方法。

层次分析法(AHP)确定权重的步骤如下:

i 构造判断矩阵

按照多指标综合评价体系的结构、层次,采用德尔菲方法(Delp hi),对每一准则层中所有指标层元素进行两两比较,根据指标的重要程度,按1~9标度法填写指标判断矩阵表。

ii 计算判断矩阵的每一行判断值的乘积

$$M_i = \prod_{j=1}^n B_{ij} (i=1,2,\cdots,n; j=1,2,\cdots,n)$$

iii 求 M_i 的 n 次方根 W_i

$$W_i = \sqrt[n]{M_i} \quad (i=1,2,\cdots,n)$$

iv 对向量 $W_i = [W_1, W_2, \cdots, W_n]^T$ 进行正规化处理

$$W = W_i / \sum_{i=1}^n W_i (i=1,2,\cdots,n)$$

$W_i = [W_1, W_2, \cdots, W_n]$ 即为所求各权重的向量。

(3) 多指标综合评价体系评价值的量化计算

参赛队号#1312

① 指标层(P_{ij})的量化计算

为了使指标层具有可比较性, 作者根据蒋青等的研究, 把具体的评判标准划分为4个级别(分别为3、2、1、0, 见表4)然后确立每个指标因子的评判等级。

② 准则层(P_i)的量化计算

准则层的量化评价计算式根据层次分析法计算各指标的权重或各指标之间的数学关系获得。

i 进入可能性(P_1)

进入可能性的4项指标因子之间的关系为相互影响, 缺一不可的关系。即某一因子的影响为零时, 即使其他因子的影响很高, 其进入可能性依然为零, 评价计算式为:

$$P_1 = \sqrt{p_{11} * p_{12} * p_{13} * p_{14}}$$

ii 定殖可能性(P_2)

有害生物定殖风险是有害生物的生物学特性和可适生的地理环境共同决定, 采用层次分析法确定其各因子的权值后, 得出评价计算式。其指标判断矩阵及权重值($p_2 - p_{2j}$, 表5)。

表5: 定殖可能性指标判断矩阵及权重值

| $P_2 - P_{2j}$ | P_{21} | P_{22} |
|----------------|---------------|----------|
| P_{21} | 1 | 2 |
| P_{22} | $\frac{1}{2}$ | 1 |

其评价计算式经调整后为:

$$p_2 = 0.7 * p_{21} + 0.3 * p_{22}$$

iii 扩散可能性(P_3)

有害生物的扩散风险是由其下级3个指标共同影响产生, 运用层次分析法进行判定并计算确定其各因子的权值, 得出评价计算式。其指标判断矩阵及权重值($p_3 - p_{3j}$, 见表6)。

参赛队号#1312

表6：扩散可能性指标判断矩阵及权重值

| $P_3 - P_{3j}$ | P_{31} | P_{32} | P_{33} | 权重值 |
|----------------|----------|----------|----------|--------|
| P_{31} | 1 | 4 | 3 | 0.6301 |
| P_{32} | 1/4 | 1 | 2 | 0.2184 |
| P_{33} | 1/3 | 1/2 | 1 | 0.1515 |

其评价计算式经调整后为：

$$p_3 = 0.6 * p_{31} + 0.2 * p_{32} + 0.2 * p_{33}$$

iv 危害影响(P_4)

当危害影响中某一项指标因子的风险达到最大值时，不管其他因子的风险水平大小与否，其危害影响也将是最大的，因此，危害影响采用替代关系来确立评价计算式为：

$$p_4 = \text{Max}(p_{41}, p_{42}, p_{43}, p_{44}, p_{45})$$

v 危害管理难度(P_5)

有害生物的检疫、除害和田间防治是危害管理中同等重要的几个指标，因此，危害管理难度采用算术平均算法来确立评价计算式为：

$$p_5 = (p_{51} + p_{52} + p_{53})/3$$

③ 目标层(R)的量化计算

目标层决定于5个准则层。如果一种准则因素的影响不存在，则有害生物在PRA 地区不产生风险影响，所以采用几何平均的方法，评价计算式为：

$$R = \sqrt[5]{p_1 * p_2 * p_3 * p_4 * p_5}$$

3、多指标综合评价体系评价等级划分标准

采用多指标综合评价体系评价方法获得风险值 R ，通过对 R 值的数值范围进行分级界定，反映有害生物的风险等级。

本体系总结国内外的研究成果，结合云南植物检疫需要，按照数学计算中的正态分

参赛队号#1312

布模型, 通过专家打分来综合分析外来有害生物的风险水平, 最终确立了风险等级划分标准(表7)。

表7：外来有害生物风险评价等级划分标准

| R 值 | 风险等级 | R 值 | 风险等级 |
|-------------|------|------------|------|
| < 0.5 | 低度风险 | $0.5-1.50$ | 中度风险 |
| $1.50-2.50$ | 高度风险 | > 2.50 | 极度风险 |

4.5 问题五：如何确定各个评价因素之间的权重关系。

评价保护区现状进而预测其变化, 需建立一个全面完备的指标体系, 但目前尚无统一的指标设置标准。针对我国自然保护的实际情况, 筛选出多样性、代表性、稀有性、自然性、面积适宜性及脆弱性和人类威胁等诸项指标进行分析、比较、和解析, 进而制定了一套较为系统完整而又操作简便的生态评价体系、评价方法和评价标准。该标准适用于自然生态系统类和野生生物类自然保护区生态状况的定量评价区。

4.5.1 自然保护区生态评价指标分析

1、多样性

多样性是评价自然保护区价值的最重要标准, 又可细分为物种多样性和生境多样性等。

一般而言, 多样性指标对于自然性物种匮乏地带, 重要性显得不高。另外, 对于不同生境类型的区域其多样性的可比性不强。生物多样性依赖于一组复杂的环境要素及其间的相互作用, 因而有着很大的地域差异。所以, 本研究增加了一项评判子项——物种相对丰度; 物种相对于其所在生物地理区或行政省内物种总数的比例。这就相对缩小了热带雨林物种极丰地区与高寒荒漠物种极乏地区的多样性差异。

2、稀有性

稀有性是自然保护评价中常用的直观概念, 可划分为物种稀有性、生境稀有性和群落稀有性等。从常规至稀有是连续分布的, 所以精确测定稀有性是困难的。

我们在下面评价物种稀有性时, 同时兼顾稀有性类型与水平, 具体讲就是地理分布状况与不同地理范围的稀有程度都加以考虑。在评价生境稀有性时, 同时兼顾生境稀有性水平与生境重要性。

3、代表性

自然保护区的代表性评价有两种基本方法。第一, 将所研究的地理区域上全部可能的自然特征列出或进行分类, 并与需评价的保护区对照、比较, 选出代表性强的保护区。第二, 根据生物与非生物特征, 对研究区进行区划或进一步分区, 再在每一区域内选择代表性强的保护区。

生态系统类自然保护区的代表性并不简单地用某一或某几个物种来衡量。代表性的保护区全方位展现了整个保护区系统的自然特征, 表现了生物区系状况, 其中包含了普通物种或典型物种, 也可能包含稀有种。保护区含有几种稀有物种并不意味着它的代表

参赛队号#1312

性高，而是稀有性高一些而已。代表性状况需要全体物种加以反映。

4、自然性

自然性的评价实质就是评价人类对自然环境的侵扰程度。显然，自然性高的保护区可提供最佳的本底值。

自然性较多地用于物种群落、自然生态系统与自然遗迹的评价，也可用于物种的评价。一般讲，人为增加的外来物种，必然会对物种的结构、物种丰度、种群平衡、原有生态位等造成影响或者构成威胁，甚至毁灭原有生态系统。所以，虽然有些引进物种对生态系统的影响一时难以评估，但它能降低该系统自然性是可以肯定的。一般可根据人为影响的多寡把自然性分成4种类型，完全自然型、受扰自然型、退化自然型和人工修复型。自然性评价在具体操作时，虽应全面考察整个保护区的状况，但主要还是看其核心区的状况。总之，自然性是自然保护区的基本属性，自然性越高，保护价值越大。

5、面积适宜性

任何保护区均需足够大的面积容纳保护对象并维持其生存。根据岛屿生物地理学的物种平衡理论，一个孤岛状较小的保护区所含有的物种量比较大面积、较少隔离的保护区要少。不同物种所需的生存领域不同，最小生存种群亦不同，因而对保护区面积的需求不尽相同。若能找出食物网最高营养级的物种，并根据该物种的个体生存领域和最小生存种群计算确定该物种的生存空间，就可求出最小的保护区面积。一般而言，自然生态系统保护区的大小要从生态的完整性加以考虑，遗传资源保护区的大小要从物种能继续演化方面加以考虑。含有大型野生动物的保护区大小可从最小生存种群计算得出。另外，自然生态系统类型与野生动物类型保护区面积要求相对大一些，而野生植物类型保护区可适当小一些。

面积适宜性还常与保护区的形状、位置、边界压力及缓冲等因子有关。它们可用以共同评价保护区的有效保护状况。

总之，较大面积的保护区更具重要性，它可支撑大量的肉食与草食性动物种群，抵抗外来冲击与威胁的能力更加强大。但较大的保护区也未必能支持得了较大的物种量。值得一提的是，生物类保护区实际有效面积应该是其物种生存所需的生境面积。因此，保护区面积的测定应与生境面积的测定或估算协同进行。

6、脆弱性和人类威胁

脆弱性反映了物种、群落、生境、生态系统及景观等对环境变化的内在敏感程度。稳定性与脆弱性则是完全相对的概念，评价中也常用前者替代后者。

脆弱性很容易在顶极群落中得到应用，因为顶极群落已处于稳定阶段。然而在生态演替的过程中，中间群落是自然变化着的，很难确定多少变化是演替所致，多少又是外界扰动形成。因此，脆弱性更多地反映了顶极群落的特征，不大适于评价生态演替初期的群落。

下面我们拟采用物种生活力、生物种群稳定性及生态系统稳定性反映自然保护区的生态脆弱性。物种的地理分布状况也可反映其内在脆弱性，但已在稀有性指标中应用，本处所指的物种、生物种群应该是保护区的主要保护物种及其种群，或者是生态系统赖以存在的关键物种，或者是特别重要的指示性物种。物种生活力反映了物种生存竞争能力，这主要表现在物种对环境的适应性及其繁衍能力方面。种群稳定性主要从最小生存种群的角度考虑其保护的价值。生态系统稳定性则反映了自然保护区内生态系统结构完整性、合理性及衰退状况。

参赛队号#1312

人类威胁是指因人类在保护区内外的活动而对自然保护区的生物、土地、景观等自然资源造成的危害状况，又分为直接威胁与间接威胁两类。直接威胁主要可用资源利用状况来反映，如保护区内土地的开发利用、偷猎、放牧、旅游开发等。间接威胁则可用环境污染与保护区周边地区开发状况等保护区面临的环境压力来反映，如工业污染与农用化学品污染对保护区的影响、保护区因周边地区开发而呈孤岛状等。

人类威胁指标实质上并不是以生态学原理为基础的，但它有非常重大的意义，使用频次很高。可用于独立评价各个自然保护区。

4.5.2 自然保护区生态评价方法和评价标准

为兼顾不同类保护区较大的差异性及评价一系列保护区所需的可比性，本研究根据我国 GB/T 14529-93 自然保护区类型与级别划分原则，针对自然生态系统类、野生生物类及自然遗迹类三大类保护区制定了 3 套评价标准。现仅就前两类加以论述。

1、评价指标和赋分标准

我们在广泛查阅资料和调查分析的基础上将评价指标体系中最后一个层次上的指标等级化处理，并根据各指标在评价中的影响力差异赋予不同分值，获得如下评价标准。

A 多样性

A_1 物种多样 ($A_{11} + A_{12}$)

A_{11} 物种多度：

- (1) 物种多样性极丰富，高等植物 ≥ 2000 种，或高等动物 ≥ 300 种 (8 分)
- (2) 物种多样性较丰富，高等植物 1000—1999 种或高等动物 200—299 种 (6 分)
- (3) 物种多样性中等丰富，高等植物 500—599 种或高等动物 100—199 种 (4 分)
- (4) 物种量较少，高等植物 < 500 种，高等动物 < 100 种 (2 分)

A_{12} 物种相对丰度：

- (1) 保护区内的物种数占其所在生物地理区或行政省内物种总数的比例相对极高， $> 50\%$ (7 分)
- (2) 保护区内的物种数占其所在生物地理区或行政省内物种总数的比例相对较高，达 30%—50% (5 分)
- (3) 保护区内的物种数占其所在生物地理区或行政省内物种总数的比例相对一般，达 10%—29.9% (3 分)
- (4) 保护区内的物种数占其所在生物地理区或行政省内的物种总数的比例相对较低， $< 10\%$ (1 分)

A_2 生境类型多样性：

- (1) 保护内生境或生态系统的组成成分与结构极为复杂，并且有很多种类型存在 (10 分)
- (2) 保护内生境或生态系统的组成成分与结构比较复杂，类型较为多样 (8 分)

参赛队号#1312

- (3) 保护区内生境或生态系统的组成成分与结构比较简单，类型较少（6分）
- (4) 保护内生境或生态系统的组成成分与结构简单，类型单一（4分）

B 代表性

B_1 自然特征代表性：

- (1) 在全球范围或同纬度区内具有突出的代表意义（15分）
- (2) 在全国范围或生物地理区内具突出的代表意义（11分）
- (3) 在地区内或生物地理省内具代表意义（7分）
- (4) 代表性一般（3分）

C 稀有性

C_1 物种濒危程度：

- (1) 全球性珍稀濒危物种（8分）
- (2) 国家重点保护 I 类动物或 I、II 类植物（6分）
- (3) 国家重点保护 II 类动物或 II 类植物（4分）
- (4) 区域性珍稀濒危物种（2分）

C_2 物种地区分布：

- (1) 地理分布极窄，仅有极少产地的地方性物种物种多度（6分）
- (2) 地理分布较窄，或虽广布但局部少见及生物地理区分布边缘之物（6分）
- (3) 广布种（2分）

C_3 生境稀有性：

- (1) 世界范围内唯一或极重要之生境（6分）
- (2) 国家或生物地理区范围内唯一或极重要之生境（4.5分）
- (3) 地区范围内稀有或重要生境（3分）
- (4) 常见类型（1.5分）

D 自然性：

- (1) 未受人类侵扰或极少侵扰，保持原始状态，自然生境完好核心区未受人类影响的完全自然型保护区。（15分）
- (2) 已遭受较严重的破坏，系统结构发生变化，但尚无大量的引入物种，自然生境退化、核心区受到中等强度影响的退化自然型保护区（5分）
- (3) 自然生境全面遭到破坏，原始结构已不复存在，有大量的人为修饰迹象，外源物种被大量引入，核心区受到很大影响，自然状态基本已为人工状态所替代的人工修复型保护区（1分）

E 面积适宜性：

参赛队号#1312

- (1) 有效面积大小适宜，足以维持生态系统的结构和功能，有效保护主要保护对象（15分）
- (2) 有效面积大小较适宜，基本能维持生态系统的结构与功能，有效保护主要保护对象（10分）
- (3) 有效面积的大小不太适宜，不易维持生态系统的结构与功能，不足以有效保护主要保护对象（2分）

F 脆弱性和人类威胁

$$F_1 \text{ 脆弱性 } (F_{1.1} + F_{1.2} + F_{1.3})$$

$F_{1.1}$ 物种生活力：

- (1) 主要或关键性物种适应性差，需特化生境或生活力弱，繁殖力很低（2分）
- (2) 主要或关键性物种需较为特化生境或生活力、繁殖能力较低（1.2分）
- (3) 主要或关键物种不需特化生境，生活与繁殖能力强或较强（0.4分）

$F_{1.2}$ 生物种群稳定性：

- (1) 个体数量少，密度低，最小生存种群很难维持（2分）
- (2) 个体数量较多，但密度低，或个体数量少，但密度高，最小生存种群不易维持（1.2分）
- (3) 个体数量多，密度高，最小生存种群可以维持（0.4分）

$F_{1.3}$ 生态系统稳定性：

- (1) 生态系统不成熟或结构不完整或不合理，很脆弱（2分）
- (2) 生态系统较为成熟或结构较不完整或较不合理，较脆弱（1.2分）
- (3) 生态系统处于预极状态，结构完整合理，较稳定（0.4分）

$$F_2 \text{ 人类威胁 } (F_{2.1} + F_{2.2})$$

$F_{2.1}$ 直接威胁（区内资源开发利用状况）：

- (1) 人类侵扰性活动强度很大，人们有过分开发、利用保护区内，特别是核心区内的水体、土地、矿藏、生物或景观等资源的趋势，资源的有效保护受到较大威胁（2分）
- (2) 有少量的人类侵扰性活动存在，人们开发利用保护区内，特别是核心区内的水体、土地、矿藏、生物或景观等资源等，资源的有效保护受到一定威胁（1.2分）
- (3) 保护区，特别是核心区内很少有人类的侵扰，或者人们对保护区内水体、土地、矿藏、生物或景观等资源开发、利用适度，对资源的有效保护不构成威胁（0.4分）

$F_{2.2}$ 间接威胁（周边地区开发状况）：

- (1) 保护区已为开发区域所环绕（2分）
- (2) 保护区周边地区尚存有未开发的生境（1.2分）
- (3) 保护区与另一保护区毗邻或有通道相连或为未开发生境所环绕（0.4分）

参赛队号#1312

2、评价方法

自然保护区评价可以根据所制定的评价指标，赋分标准和计算公式，由专家、管理官员等组成评审团进行，应具有权威性、代表性、有评审经验和熟悉评审对象。

评审团成员宜 20 人以上，最少不能低于 10 人。

自然生态系统类保护区生态评价分值

$$= \sum_{t=1}^2 A_t + B_1 + \sum_{t=1}^3 C_t + D + E + \sum_{t=1}^2 F_t$$

野生生物类保护区生态评价分值

$$= \frac{5}{3} (\sum_{t=1}^3 C_t + D + E + \sum_{t=1}^2 F_t)$$

自然生态系统类保护区生态评价可能的分值分 20.5~100。野生生物类则为 17.5~100。

4.6 问题六：寻找评估物种多样性的各种指标。

物种多样性是地球上现有生物有机体种的复杂多样性，属于群落组织水平的特征，包括群落中的物种数、总个体数、物种的多度和均匀度等，因此下面讨论的计算方法中将结合物种相对多度指数、均匀度、物种丰富度、生态优势度、熵等指标对物种多样性进行评估。

4.6.1 物种相对多度指数

物种相对多度分布模型对群落的多样性数据进行了很好的描述。当观察到的数据较好地服从某一理论分布时，则拟合分布的参数可以作为一个多样性指标来描述群落的多样化程度。例如，当群落的物种多度服从对数级数时，它有 2 个参数 a 和 x 。其中 x 是样本大小的函数，而另一个参数 a 下受样本大小的影响，反映了群落的固有特性。因此 Williams 将其定义为多样性指标，然而，通过理论分布的参数去测度群落物种多样性的方法有很大的局限性，首先，某些理论分布的参数与样本大小有关，不适于作为多样性指数；第二，很多观察数据不能较好地被任何一种理论分布拟合；第三，某些群落在进行多样性测度时尚不清楚其物种多度分布格局。因此，人们希望找到与物种多度分布格局独立的多样性测度方法，于是就产生了众多的物种多样性指数，下面仅对应用较为广泛的几类予以介绍。

(1) 多样性的概率度量

① Simpson 指数

Simpson 指数又称为优势度指数，是对多样性的反面即集中性的度量。假设从包含 N 个个体的 S 个种的集合中（其中属于第 i 种的有 N_i 个个体 $i=1,2,\dots,S$ ；并且 $\sum N_i = N$ ）随机抽取 2 个个体并且不再放回。如果这两个个体属于同一物种的概率大，则说明其集

参赛队号#1312

中性高，即多样性程度低。其概率可表示为

$$\lambda = \sum [N_i(N_i - 1) / N(N - 1)] \quad \text{式 1}$$

式中 N_i / N 为第 i 物种第一次被抽中的概率；

$(N_i - 1) / (N - 1)$ 为第 i 物种第二次被抽中的概率。

显然， λ 是集中性的测度，而非多样性的测度。为了克服由此带来的不便，可用

$$D = 1 - \sum [N_i(N_i - 1) / N(N - 1)] \quad \text{式 2}$$

作为多样性测度指标。

当把集合当作一个完全总体时，由式：得出 λ 是集合多样性的无偏估计量，没有抽样误差，而当两个个体从无限大的群落随机抽取时，式 1 则变成：

$$\lambda = \sum (N_i / N)^2 = \sum p_i^2 (p_i = N_i / N) \quad \text{式 3}$$

相应地

$$D = 1 - \sum p_i^2 \quad \text{式 4}$$

显然 λ 和 D 是有偏的估计量。式 4 称为 Gini 指数。

② 种间相遇机率 (PIE)

Hurlbert 在 1971 年提出了种间相遇几率 (Probability of Interspecific Encounter, PIE) [6] 的概念及其表达式：

$$PIE = \sum [(N_i / N)(N - N_i) / (N - 1)] \quad (i = 1, 2, \dots) \quad \text{式 5}$$

该指数表示不同物种的个体在随机活动情况下相遇的概率。可以证明 $PIE = D$ 。

因为 $PIE = \sum [(N_i / N)(N - N_i) / (N - 1)]$

$$= (N \sum N_i - \sum N_i^2) / N(N - 1)$$

$$= (N^2 - \sum N_i^2) / (N(N - 1))$$

$$= [N(N - 1) - (\sum N_i^2 - N)] / N(N - 1)$$

$$= 1 - (\sum N_i^2 - N_i) / N(N - 1)$$

$$= 1 - \sum N_i(N_i - 1) / (N - 1)$$

所以 $PIE = D$

③ 多样性的奇测法

参赛队号#1312

应用统计奇数概念，在Simpson指数的基础上提出了多样性奇数法其通式为：

$$N_{\alpha} = (\sum P_i^{\alpha})^{1/(1-\alpha)} - 1 \quad \text{式 6}$$

当 α 取值2, $+\infty$ 和 $-\infty$ 时，得：

$$N_2 = (\sum P_i^2)^{-1} - 1 \quad \text{式 7}$$

$$N_{\infty} = P_{\max}^{-1} - 1 \quad \text{式 8}$$

$$N_{-\infty} = P_{\min}^{-1} - 1 \quad \text{式 9式 7到}$$

式 9的意义如下：

根据统计奇数的定义，一个概率为 P 的随机事件，其统计奇数(0)为 $0 = P/(1-P)$ 。

如果一个随机事件的概率为 $1-P$ ，则其统计奇数为

$$\begin{aligned} 0' &= (1-P)/[1-(1-P)] \\ &= (1-P)P \\ &= P^{-1} - 1 \end{aligned} \quad \text{式 10}$$

比较式 10和式 4，得

$$OD = (\sum P_i^2)^{-1} - 1$$

即式 7。 OD 即自样本中随机抽取的2个个体属于不同物种的统计奇数，称为多样性的奇数测度。

(2) 多样性的信息度量

① Shannon —Wiener指数

假设可以把一个个体无限的总体分成 S 类，即 A_1, A_1, \dots, A_s ，每个个体属于且仅属于其中一类。随机抽取一个个体属于 $A_i (i=1,2,\dots,S)$ 类的概率为 P_i ，因此有 $\sum P_i = 1$ 。我们希望找出 P_i 的一个函数比如 $H'(P_1, P_2, \dots, P_s)$ 作为总体（例如群落）多样性的一个度量，并且它满足下述条件：

第一，对于给定的 S ，当 $P_i = 1/S$ 时，有最大值，用 $L|(S)$ 代表，于是

$$L(S) = H'(1/S, 2/S, \dots, 1/S) \quad \text{式 11}$$

第二，如果假定还有下含个体的 $S+1$ 类、 $S+2$ 类 \dots ，这将不影响总体的多样性指数的大小，即

参赛队号#1312

$$H'(P_1, P_2, \dots, P_i, 0, \dots, 0) = H'(P_1, P_2, \dots, P_i) \quad \text{式 12}$$

第三, 假设总体经受另一个分类过程(B), 当其分类是独立的情况下, 则

$$H'(AB) = H'(A) + H'(B) \quad \text{式 13}$$

当B分类在A分类内部进行时, 则有

$$H'(AB) = H'(A) + H'_A(B) \quad \text{式 14}$$

可以证明, 满足上述3条性质的唯一函数是:

$$H'(P_1, P_2, \dots, P_s) = -C \sum P_i \log P_i \quad \text{式 15}$$

式中: P_i 是一个个体属于第 i 类的概率, C 是常数, 一般置 $C = 1$ 式28 假定个体是取自一个无限大的总体, 若对有限的总体样本而言, 只的真值未知, 要用 N_i / N 作为有偏估计值。

于是式 15应为:

$$H' = -\sum P_i \log P_i - \frac{S-1}{N} + \frac{1 - \sum P_i^{-1}}{12N^2} + \frac{(P_i^{-1} - P_i^{-2})}{12N^3} \quad \text{式 16}$$

事实上式 16中等式右端除第一项外, 其它各项是非常小的。实际工作中可忽略不计, 可以近似地表示为:

$$H' = -\sum P_i \log P_i \quad \text{式 17}$$

如果从群落中随机地抽取一个个体, 它将属于哪个种是不定的, 而且物种数目越多, 其不定性也越大。因此, 有理由将多样性等同于不定性, 并且两者用同一度量。

式28满足的3个条件在生态学上的意义可以理解为: 第一条保证了对种数一定的总体, 各种间数量分布均匀时, 多样性最高; 第二条表明, 两个物种个体数量分布均匀的总体, 物种数目越多, 多样性越高; 第三条表明多样性可以分离成几个不同的组成部分, 即多样性具有可加性, 从而为生物群落等级特征引起的多样性的测度提供了可能。

式 15中的log可以选用2、 e 和10为底。由此导致 H' 单位的变化, 分别为bit, nat和decit。目前, 生态学上所用的单位及其名称都未标准化, 但存在着用nat的趋向。Shannon-Wiener多样性指数值一般在1.5至3.5之间很少超过4.5。

H' 的方差可以由下式计算:

$$\text{Var}H' = [\sum P(\ln P_i)^2 - (\sum P_i \ln P_i)^2] / N + (S-1) / 2N_2 \quad \text{式 18}$$

据此, 可用t值比较样本方差异的方法。

$$t = (H'_1 - H'_2) / (\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{1/2} \quad \text{式 19}$$

自由度由下式求得:

$$df = (\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2) 2 / [(\text{Var}H'_1)^2 / N_1 + \text{Var}H'_2)^2 / N_2] \quad \text{式 20}$$

参赛队号#1312

式中： $VarH'_1$ 、 $VarH'_2$ 分别为第1和第2个样方多样性指数(H'_i)的方差， N_1 和 N_2 分别为样方1和样方2的个体总数。

② Brillouin 指数 (HB)

Shannon-Wiener指数的基本假设是个体随机地取自一个无限的总体，当不能保证随机抽样如灯光诱捕或总体是有限的，如一个可普查的群落情况下，则应按照下式计算总体的多样性：

$$H = (1/H) \log[N!/(N_1!N_2!\cdots N_i!)] \quad \text{式 21}$$

此式即Brillouin多样性指数式中 N 是群落中的个体总数： $N_i(I=1,2,\cdots,S)$ 为第 i 物种的个体数。用此函数来测度生态多样性。

注意 H' 为Shannon-Wiener指数， H 为Brillouin指数。二者的关系可作如下理解：

第一，随 $\min(N_i) \rightarrow \infty$ 有 $H \rightarrow H'$ 即

$$\lim_{\min(N_i) \rightarrow \infty} H = H' \quad \text{式 22}$$

第二，对普查群落与抽样群落用不同的多样性公式，强调了它们之间不容忽视的差别。 H 是确定的，不是估计的，理论上不存在误差； H' 总是通过样本对总体的估计，总带有抽样误差。而且， H' 的一个特定数值估计总要伴随其抽样方差（或标准差）的一个估计。

第三， H 和 H' 一般是相关的，具相近的数值。但同时用 H 和 H' 测度一组特定数据的多样性时， H' 往往大于 H 这是因为Brillouin公式(H)不考虑不确定性是对可普查的有限总体而言。而Shannon-Wiener公式 H' 则与此相反，既要估计总体抽样的部分，也要估计总体未抽样部分的多样性。

第四，在物种数目及其相对多度保持下变的情况下， H' 的值下变，而 H 并非如此。

③ 等级多样性 (Hierarchical diversity)

生命系统是一个复杂的等级系统，在群落水平上这种等级属性表现的尤为明显，因为群落是由处于不同分类等级上的相互作用的生物体构成的集合。在考察或比较群落的多样性时，生物的等级属性是应该考虑的。

假设我们比较两个群落，并且两者物种数目和各物种相对多度相同，则不管用哪一种多样性指数测度，都不能比较出两个群落的差别，但是，如果一个群落中所有种都属于同一个属，而另一个群落中每个种都属于不同的属，很显然，后者的多样性程度要高于前者，若从遗传多样性角度考虑更是如此。

可用信息多样性指数测度等级多样性的方法，显然式 15满足的三个条件中的第三条为等级多样性的测度提供了可能。

考虑一个全面普查的群落，其个体成员已分类成属和种。令个体分类成属为 G 分类并假设共有 g 个属第 i 属中个体数为 $N_i(i=1,2,\cdots,g; \sum N_i = N)$ ，个体按种的分类称为 S 分类并假定在第 j 属中有 S_i 个种在第 i 属的第 j 种中有 N_{ij} 个个体。

参赛队号#1312

$(j=1,2,\dots,S_i; \sum N_{ij} = N_i)$ 令

$H(G)$ 为群落的属多样性;

$H(GS)$ 为群落的种多样性即总体多样性;

$H_i(S)$ 为第 i 属内的种多样性; 并且

$$Hg(S) = \sum (N_i / N) H_i(S) \quad \text{式 23}$$

表示在所有 g 个属中, 种多样性的加权平均。显然, 由式26知

$$H(GS) = H(G) + HG(S) \quad \text{式 24}$$

同样, 对于测量大群落多样性的Shannon-Wiener指数 H' 来说有

$$H'(GS) = H'(G) + HG(S) \quad \text{式 25}$$

对于科、属和种三个等级的多样性, 有

$$H'(SGF) = H'(F) + H'_F(G) + H'_{GF}(S) \quad \text{式 26}$$

(3) 多样性的几何度量

任何群落的一个样方都可以视为 S 维空间的一点其点的位置可由下式确定

$$U = (\sum N_i^2)^{1/2} \quad \text{式 27}$$

此式之值可作为某样方至没有任何个体的裸地的距离, 即该点到 S 维空间坐标原点的距离。 U 依赖于样方中的个体总数及其在种间的分布。当 N 一定时 ($\sum N_i$), 种数越多, U 将越小, 因此 U 是群落一致性的量度。当群落只含一个种时, 达到最大值, 即

$$U_{\max} = N \quad \text{式 28}$$

当每个个体都属于不同种时达到最小即

$$U_{\min} = N^{1/2} \quad \text{式 29}$$

因为多样性是一致性之补, 所以将 $N - U$ 作为多样性的绝对度量, 很显然, 最大绝对多样性为 $N - N_1$, 最小绝对多样性为 $N - N = 0$ 。当 S 和 N 一定时, 群落的最大多样性为 $N - N/S^{1/2}$; 群落的最小多样性 $N - [(N - S + 1)^2 + S - 11]^{1/2}$ 。

为了比较方便, 一般以观察的多样性占最大绝对多样性的比例作为McIntosh多样性指数 (D) 其独立于 N , 且 $0 \leq D \leq 1$ 。

$$D = (N - U)/(N - N^{1/2}) \quad \text{式 30}$$

当 S 和 N 一定时, 群落的最大和最小多样性指数分别为

参赛队号#1312

$$D_{\max} = (N - U) / (N - N / S^{1/2}) \quad \text{式 31}$$

$$D_{\min} = (N - U) / \{N - [(N - S + 1)^2 + (S - 1)]^{1/2}\} \quad \text{式 32}$$

实际工作中式43比较常用式44和式45由于自然界中几乎不存在这种极端情况而很少使用，只具有一定的理论意义。

4.6.2 物种均匀度指数

无论怎样定义多样性指数，它都是把物种丰富度与均匀度结合起来的一个单一的统计量。多样性信息度量，概率度量还是几何度量都是以不同的方式表达物种丰富度与均匀度的结合。因此，均匀度Evenness 是群落多样性研究中十分重要的概念。

均匀度可以定义为群落中不同物种的多度（生物量、盖度或其它指标）分布的均匀程度。以下介绍几种评估物种均匀度指数的方法。

(1) Pielou 的均匀度指数

Pielou把均匀度（J）定义为群落的实测多样性（H'）与最大多样性（H'_{\max}，即在给定物种数 S 下的完全均匀群落的多样性）之比率。以Shannon-Wiener 指数为例，Pielou的均匀度指数（J_{sw}）为：

$$J = H' / H'_{\max} \quad \text{式 33}$$

$$J_{sw} = (-\sum p_i \log p_i) / \log s \quad \text{式 34}$$

因为 $H'_{\max} = -\sum (1/s) \log(1/s)$

$$= -1 \times (\log 1 - \log s)$$

$$= \log s$$

相应地，用Gini指数计算的均匀度指数为：

$$\begin{aligned} J_{gi} &= (1 - \sum p_i^2) / [1 - \sum (1/s)] \\ &= (1 - \sum p_i^2) / (1 - 1/s) \end{aligned} \quad \text{式 35}$$

以McIntosh 指数计算的均匀度指数即式 30。

(2) Sheldon均匀度指数^[4]

$$E_s = \exp(-\sum P_i \ln P_i) / S \quad \text{式 36}$$

(3) Alatalo 均匀度指数^{F21}

参赛队号#1312

上述 2 个均匀度指数的分母中都包含物种丰富度指数 (S), 由于 (S) 直接受到样本大小的影响, 因此上述 2 个指数同样受到样本大小的强烈影响, 鉴于此, 提出了对样本大小下敏感的均匀度指数

$$E_a = [(\sum p_i^2)^{-1}] / [\exp(-\sum p_i \log p_i) - 1] \quad \text{式 37}$$

该指数是在 Hill 的均匀度指数 ($E_{2,1}$), 即 $E_{2,1} = (1/\lambda) / \exp(H')$ 基础上, 对分子和分母分别减去 1 得到的, 又称其为 $F_{2,1}$ 。

(4) Molinari 均匀度指数 ($G_{2,1}$)

Molinari 用一组均匀度递增的样本检验了包括 Alatalo 均匀度指数在内的若干种均匀度指数, Alatalo 均匀度指数和 Pielou 的 J 指数都存在下列两点不足: ①对均匀度低的样本估计过高; ②其变化是非线性的 (均匀度低时增加很快, 尔后变化缓慢)。为了克服这两点不足, Molinari 提出了标准化的均匀度指数 ($G_{2,1}$) 其表达式为:

$$G_{2,1} = (\arcsin F_{2,1} / 90) F_{2,1}^6 \quad \text{当 } F_{2,1} > 1/2 \text{ 时:}$$

$$G_{2,1} = F_{2,1}^3 \quad \text{当 } F_{2,1} > 1/2 \text{ 时:}$$

(5) Hurlber 均匀度指数

Hurlbert 不仅考虑到多样性的最大值 (完全均匀群落的多样性), 而且也考虑了多样性的最小值 [群落中一个种有 $(N-3+1)$ 个个体, 其余的 $(S-1)$ 个种都仅有一个个体时的多样性], 其公式为。

$$\Sigma_{hu} = (\Delta - \Delta_{\min}) / (\Delta_{\max} - \Delta_{\min}) \quad \text{式 38}$$

式中: Δ 为实测多样性

Δ_{\max} 和 Δ_{\min} 分别为最大和最小多样性值。

4.6.3 物种丰富度指数

物种丰富度即物种的数目, 是最简单、最古老的物种多样性测度方法。直至目前, 仍有许多生态学家, 特别是植物生态学家使用。如果研究地区或样地面积在时间和空间上是确定的或可控制的, 则物种丰富度会提供很有用的信息。否则, 物种丰富度几乎是没有什么意义的。因为物种丰富度与样方大小有关, 换言之, 二者不独立, 但二者之间又没有确定的函数关系。

为了解决这个问题, 一般采用两种方式: 第一, 用单位面积的物种数目即物种密度来测度物种的丰富程度。这种方法多用于植物多样性研究, 一般用每平方米的物种数目表示; 第二, 用一定数量的个体或生物量中的物种数目, 即数量丰度。这种方法多用于水域物种多样性研究, 如 1000 条鱼中的物种数目。

实践中, 样方大小往往是不同的, 即可能是 1000 个个体, 500 个个体, 也可能是 100 个个体。此时, 物种丰富度的计算就出现了问题。因为样方的大小对物种丰富度有很大

参赛队号#1312

的影响。据此，Sanders在研究海洋底栖生物多样性时提出了稀疏标准化方法。该方法又由Hurlbert予以改进，其形式如下：

$$E(s) = \sum \{1 - [(N - N_i)! / n!(N - N_i - n)!] / [N! / n_i(N - n)!]\} \quad \text{式 39}$$

式中： $E(s)$ 为稀疏标准化样方物种数目的预期值：

n 为稀疏标准化的样方大小：

N 为拟稀疏标准化的样方中记录的个体总数：

N_i 为拟稀疏标准化的样方中第 i 物种的个体数目。

这种方法虽然提高了不同大小的样方间物种丰富度的可比性，但也存在两点不足：①由于利用期望值进行计算，损失大量的信息；②计算复杂，涉及多次阶乘运算。因此，在可能的情况下尽量采用同样大小的样方，以提高比较的精度。

物种丰富度除用一定大小的样方内物种的数目表示外，还可以用物种数目与样方大小或个体总数的不同数学关系（ d ）来测度。 d 是物种数目随样方增大而增大的速率。己有多种此等指数提出，其中比较重要的有：

$$d_{GL} = S / \ln A \quad (\text{Gleason, 1922}) \quad \text{式 40}$$

$$d_{Ma} = (S - 1) / \ln N \quad (\text{Margalef, 1958}) \quad \text{式 41}$$

$$d_{Me} = S / N^{1/N} \quad (\text{Menhinick, 1964}) \quad \text{式 42}$$

$$d_{Mo} = S / N \quad (\text{Monk, 1996}) \quad \text{式 43}$$

式中：

S 为物种数目；

N 为所有物种的个体数目

A 为样方面积

物种丰富度是物种多样性测度中较为简单且生物学意义明显的指数，实践中，关键的环节是样方大小的控制。目前己有很多成功的应用实例。

4.6.4 物种生态优势度指数

生态优势度指数反映的是各物种种群数量的变化情况。生态优势度指数越大，说明群落内物种数量分布越不均匀，优势种的地位越突出。此指数可用以下公式来计算：

$$D = \sum p_i^2 \quad \text{式 44}$$

式中， $p_i = N_i / N$ （整个生态系统总体中第 i 种个体的比例）。

4.6.5 熵

熵是热力学的一个重要组成部分，它是热量传递过程中的能量的度量。而生态系统是开放系统，也是典型的热力学系统，因此，可以用熵值作为生态系统生物多样性评价指

参赛队号#1312

标,主要有信息熵、概测度熵、统计力学熵以及用热力学几率作为生物多样性评价指标。

(1) **热力学几率** 假设一个宏观态 $\{N_i\}$ (N_i 表示 N_i 个粒子) 所对应的所有可能微观态数 $W_{\{N_i\}}$ 。

$$W_{\{N_i\}} = N! \prod_{i=1} \frac{G_i^{N_i}}{N_i}$$

即为该宏观态的热力学几率。

在同一个宏观条件下,系统所有可能的微观状态总数为:

$$W = \sum W_{\{N_i\}}$$

那么,系统物种总数可用 $W_{\{N_i\}} = \sum W_{\{N_i\}}$ 来计算

4.7 问题七：如何评估某一地区的生态面积适宜性。

4.7.1 种—面积关系的模型

受种—面积关系的构建方式、研究类群属性以及区域气候等影响,生态学家们提出了多达上百种种—面积关系的拟合方程。在这些方程中,幂函数方程、对数方程和逻辑斯蒂曲线由于简单适用,同时各参数都具有明确的生物学意义,因而被广泛接受^[7]。

1、Arrhenius模型

$$S = CA^z$$

2、对数函数模型

$$S = a + b \times \ln A$$

3、逻辑斯蒂曲线模型

$$S = a / [e^{(b \times A + c)}]$$

其中: S 为物种数; A 为面积; 参数 C 对应于单位面积中出现的物种数, 参数 z 是空间异质性的一种度量; a, b, c 为常数。

人们在谈到保护区时,往往认为设立保护区是为了保护特定的种,实际上更直接的是通过保护特定种生存的环境来进行的。因此在设计保护区时,对于保护区面积的大小,要根据不同情况区别对待,单个大的保护区有它优越的地位,同样,数个小保护区也可以维持种的多样性。在实际中应该注意:

(1) 确定面积(最小面积),必须能维持群落类型。尤其是对于动物类自然保护区,应保持保护对象有比较充分的生活空间,包括足够的食物源、水源和活动空间。近年来,

参赛队号#1312

因主食竹类开花枯死,使大熊猫的生存受到严重威胁。一个重要的原因,就是保护大熊猫的保护区面积偏小,)未能给大熊猫开辟迁徙性的第二生活区。

(2) 如果发生问题,应按其中最敏感种(如稀有的,大型的,高营养层次的,最弱的物种)的生物学特性所需面积来计算。

(3) 试测定一下最敏感种的灭绝系数(K),作出灭绝率的评价。

(4) 根据需要建立保护区的复设数。在大小、数量、相距等多方面考虑之后,再确定具体的面积位置。

(5) 保护区内尽量减少人为分割,如修公路。这样可以避免降低物种多样性的结果。因为现在的保护区一般已失去作为扩散源的广大自然栖息地,保护区本身起着扩散源的作用,人为分割会产生小保护区,使生物状况恶化。

4.8 问题八：如何评估一个地区生态环境脆弱性及所受到的人类威胁。

4.8.1 生态环境脆弱性灰色模糊评估模型

1、生态环境脆弱性等级

根据生态环境脆弱程度,将其划分为4个等级。 $V = \{\text{极强度脆弱 } V_1, \text{ 强度脆弱 } V_2, \text{ 中等脆弱 } V_3, \text{ 轻度脆弱 } V_4\}$ [8]。

在评估区内共选500个控制点进行数据收集,每个控制点要考虑一级因素4个,每个一级因素又有8个二级因素。据此,可构建具有3个层次的结构模型:目标层(脆弱性),约束层(一级评价因素),指标层(二级评价因素)。模型结构如图1所示。

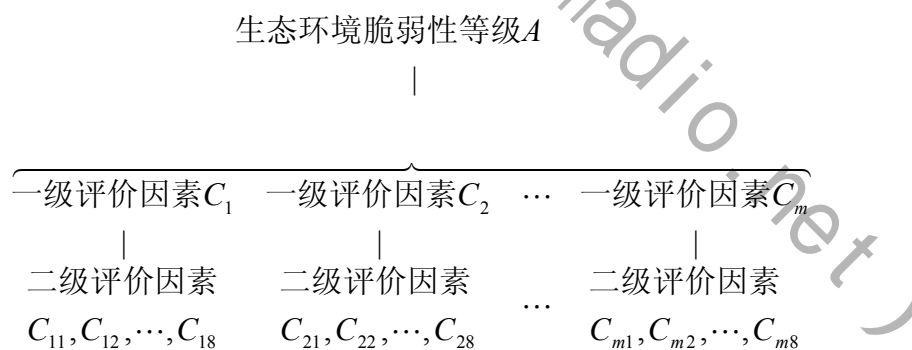


图1：生态环境脆弱性评价模型结构

2、评估指标体系

每个地区其生态环境脆弱的成因各不相同,由许多因子组成。怎样选择评价因子是评价的关键,本文因限于篇幅,根据指标资料的可取性、简明性、可比性原则,选取如下20个指标进行简单的评估。

设生态环境脆弱系统 $R = \{\text{自然资源子系统, 环境子系统, 经济子系统, 社会发展子系统}\}$ 。

参赛队号#1312

设 r_i 是由 j 个第二个级因子组成，记为 $r_i = \{r_{i1}, r_{i2}, \dots, r_{ij}\}$ 。

自然资源子系统 $r_1 = \{\text{人均水资源 } r_{11}, \text{林草覆盖率 } r_{12}, \text{人均耕地面积 } r_{13}\}$ ，

环境子系统

$$r_2 = \left\{ \begin{array}{l} \text{水土流失 } r_{21}, \text{干旱指数 } r_{22}, \text{火灾频次 } r_{23}, \text{采空区面积 } r_{24}, \text{扰动面积 } r_{25}, \text{塌陷面积 } r_{26}, \text{治} \\ \text{理面积 } r_{27}, \text{矸石排量 } r_{28}, \text{景观破坏度 } r_{29}, \text{景观整合面 } r_{210} \end{array} \right\},$$

经济子系统 $r_3 = \{\text{人均GDP } r_{31}, \text{农民年人均收入 } r_{32}, \text{恩格尔系数 } r_{33}\}$

社会发展子系统 $r_4 = \{\text{人口密度 } r_{41}, \text{文盲率 } r_{42}, \text{高等教育率 } r_{43}\}$ 。

在评价指标体系中，有定量指标和定性指标。首先对定量指标和定性指标分别进行规范化处理。

(1) 定量指标优化处理

评价指标按其取值类型可分为成本型指标、效益型指标和区间指标3类。

① 对于成本型指标，无量纲化变换公式为

$$b_{ij} = \frac{d_j^{\max} - d_{ij}}{d_j^{\max} - d_j^{\min}} \quad (i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n)$$

式中： d_j^{\max} 和 d_j^{\min} 分别是指标诸评价值中的最大和最小值，即

$$d_j^{\max} = \max\{d_{1j}, d_{2j}, \dots, d_{mj}\}$$

$$d_j^{\min} = \min\{d_{1j}, d_{2j}, \dots, d_{mj}\}$$

② 对于效益型指标，变换公式为

$$b_{ij} = \frac{d_{ij} - d_j^{\max}}{d_j^{\max} - d_j^{\min}} \quad (i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n)$$

③ 对于区间型指标，则有

$$b_{ij} = \begin{cases} 1 - \frac{s_1 - d_{ij}}{\max\{s_1 - d_j^{\min}, d_j^{\max} - s_2\}} & d_{ij} < s_1 \\ 1 & d_{ij} \in [s_1, s_2] \\ 1 - \frac{d_{ij} - s_2}{\max\{s_1 - d_j^{\min}, d_j^{\max} - s_2\}} & d_{ij} > s_2 \end{cases}$$

$$(i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n)$$

参赛队号#1312

式中： $[s_1, s_2]$ 为指标最佳区间。

(2) 模糊量化定性指标转化

用梯形模糊数表示指标, 其中“很差”对应的梯形模糊数为 $(0,0,0,0,2)$; “差”为 $(0,0,0,1,0,3)$; “较差”为 $(0,0,2,0,2,0,4)$; “一般”为 $(0,3,0,5,0,5,0,7)$; “较好”为 $(0,6,0,8,0,1,0)$; “好”为 $(0,7,0,9,1,0,1)$; “很好”为 $(0,8,1,0,1,0,1,0)$ 。

对于梯形模糊数 $A = (\alpha, m, n, \beta)$, 其整体期望值为

$$I(A) = \frac{\alpha + m + n + \beta}{\Delta}$$

3、模糊判断矩阵

根据生态脆弱性指标按隶属关系分为3个层次, 在根据灰色系统理论计算各指标的关联系数, 即为模糊灰色隶属度, 据此建立模糊判断矩阵。

采用下式计算关联系数:

$$E_{oi}(t) = \frac{\max_i \max_t |x_o(t) - x_i(t)|}{|x_o(t) - x_i(t)| + \delta_i \max_i \max_t |x_o(t) - x_i(t)|}$$

分辨系数 δ 的确定方法是: 先计算 Δ_k , 即:

$$\Delta_k = \frac{1}{5m} \sum_{i=1}^5 \sum_{t=1}^m |x_o^{(o)}(t) - x_i^{(o)}(t)|$$

记 $\eta = \Delta_k / \Delta_{\max}$, 则有 $\eta \leq \delta \leq 2$, 且应满足 $\Delta_{\max} > 3\Delta_k$ 时, $\eta \leq \delta \leq 1.5\eta$; $\Delta_{\max} > 3\Delta_k$

时, $1.5\eta < \delta \leq 2\eta$ 。

在层次结构模型的基础上, 将同层次中成对因素进行以上模糊灰色隶属度计算, 构造出两两因素的比较判断矩阵如下: 总权重判断矩阵

$$A = \begin{bmatrix} 1 & 0.3 & 0.5 & 0.5 \\ 3 & 1 & 0.3 & 0.3 \\ 2 & 3 & 1 & 0.1 \\ 2 & 3 & 1 & 1 \end{bmatrix}$$

自然资源子系统权重判断矩阵

参赛队号#1312

$$A_1 = \begin{vmatrix} 1 & 0.3 & 0.5 \\ 3 & 1 & 0.3 \\ 2 & 3 & 1 \end{vmatrix}$$

环境子系统权重判断矩阵

$$A_2 = \begin{vmatrix} 1 & 0.3 & 0.7 & 0.7 & 0.5 & 0.4 & 0.5 & 0.6 & 0.7 & 0.5 \\ 3 & 1 & 0.3 & 0.5 & 0.4 & 0.5 & 0.5 & 0.5 & 0.6 & 0.7 \\ 1.4 & 3 & 1 & 0.1 & 0.2 & 0.3 & 0.5 & 0.6 & 0.5 & 0.7 \\ 1.4 & 2 & 1 & 1 & 0.2 & 0.2 & 0.5 & 0.5 & 0.4 & 0.5 \\ 2 & 2.5 & 5 & 5 & 1 & 0.3 & 0.4 & 0.4 & 0.4 & 0.4 \\ 2.5 & 2 & 3 & 5 & 3 & 1 & 0.5 & 0.5 & 0.3 & 0.7 \\ 2 & 2 & 2 & 2 & 2.5 & 2 & 1 & 0.4 & 0.5 & 0.5 \\ 1.6 & 2 & 1 & 2 & 2.5 & 2 & 2.5 & 1 & 0.7 & 0.7 \\ 1.4 & 1.6 & 2 & 2.5 & 2.5 & 3 & 2 & 1.4 & 1 & 0.5 \\ 2 & 1.4 & 1 & 2 & 2.5 & 1.4 & 2 & 1.4 & 2 & 1 \end{vmatrix}$$

经济子系统权重判断矩阵

$$A_3 = \begin{vmatrix} 1 & 0.5 & 0.7 \\ 2 & 1 & 0.3 \\ 1.4 & 3 & 1 \end{vmatrix}$$

社会发展子系统权重判断矩阵

$$A_4 = \begin{vmatrix} 1 & 0.5 & 0.5 \\ 2 & 1 & 0.3 \\ 2 & 3 & 1 \end{vmatrix}$$

4、确定各评价因素的权重

通过判断矩阵计算出最大特征值所对应的特征向量,该特征向量即为本层次因素相对于上一层次中某因素的相对重要性权值。

经过层次法计算,可以得到一级评价因素判断矩阵的特征向量,该特征向量就是一级评价因素的权重集 $A_c = (W_1, W_2, \dots, W_3)$ 。

同理,可得二级评价因素判断矩阵的特征向量 $W_{c_i} = (W_{i1}, W_{i2}, \dots, W_{i8})^T$, 然后根 $W_{c_{ij}} = W_i \cdot W_{ij} \quad (i=1,2,\dots,m; j=1,2,\dots,8)$ 确定二级评价因素的权重

$$A_{c_i} = W_i \cdot W_{c_i} = (W_{c_{i1}}, W_{c_{i2}}, \dots, W_{c_{i8}})$$

经过计算判断矩阵的特征根、特征根向量和一致性检验,得出总的权重分配和各子系统的权重分配。

$$A(\text{总权重}) = |0.66 \quad 0.15 \quad 0.09 \quad 0.10|,$$

$$A_1(\text{自然资源子系统权重}) = |0.68 \quad 0.23 \quad 0.09|,$$

参赛队号#1312

$$A_2(\text{环境子系统权重}) = |0.61 \quad 0.25 \quad 0.08 \quad 0.06|,$$

$$A_3(\text{经济子系统权重}) = |0.77 \quad 0.16 \quad 0.07|,$$

$$A_4(\text{社会发展子系统权重}) = |0.76 \quad 0.12 \quad 0.12|。$$

5、模糊评价矩阵

通过单因子灰色统计分析, 计算确定每个因素对各个评价等级的灰色权向量, 即灰类隶属度。应用如下灰色统计分析计算生态环境脆弱性等级灰类隶属度:

$$\delta_j = (\delta_{j1}, \delta_{j2}, \dots, \delta_{jn})$$

$$= \left[\frac{\sum_{i=1}^w f_1(d_{ij})}{\sum_{k=1}^n \sum_{i=1}^w f_k(d_{ij})}, \frac{\sum_{i=1}^w f_2(d_{ij})}{\sum_{k=1}^n \sum_{i=1}^w f_k(d_{ij})}, \dots, \frac{\sum_{i=1}^w f_n(d_{ij})}{\sum_{k=1}^n \sum_{i=1}^w f_k(d_{ij})} \right]$$

式中: f_1, f_2, \dots, f_n 为灰类的白化权函数, 按如下方法处理并将 $f_k(d_{ij})$ 分3类处理, 具体为

(1) 灰度 $\otimes \in [x_2, \infty)$;

$$\begin{cases} f_k(d_{ij}) = L_k(d_{ij}) = \frac{d_{ij} - x_1}{x_2 - x_1}, & d_{ij} \in [x_1, x_2] \\ f_k(d_{ij}) = 1, & d_{ij} \in [x_2, \infty) \end{cases}$$

(2) 灰度 $\otimes \in (x_1, x_2, x_3)$;

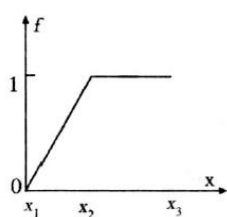
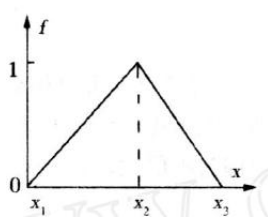
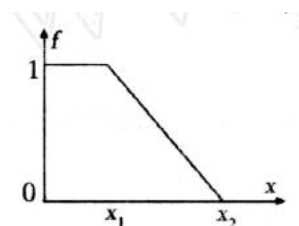
$$\begin{cases} f_k(d_{ij}) = L_k(d_{ij}) = \frac{d_{ij} - x_1}{x_2 - x_1}, & d_{ij} \in [x_1, x_2] \\ f_k(d_{ij}) = 1, & d_{ij} = x_2 \\ f_k(d_{ij}) = R_k(d_{ij}) = \frac{x_3 - d_{ij}}{x_3 - x_2}, & d_{ij} \in [x_2, x_3] \\ f_k(d_{ij}) = 0, & d_{ij} \in [x_1, x_3] \end{cases}$$

(3) 灰度 $\otimes \in (0, x_1, x_2)$;

$$\begin{cases} f_k(d_{ij}) = 1, & d_{ij} \in [0, x_1] \\ f_k(d_{ij}) = R_k(d_{ij}) = \frac{x_2 - d_{ij}}{x_2 - x_1}, & d_{ij} \in [x_1, x_2] \end{cases}$$

符号 $\in [x_2, \infty)$; $\in (x_1, x_2, x_3)$; $\in (0, x_1, x_2)$ 分别见图二、三、四

参赛队号#1312

图二： $\in [x_2, \infty)$ 图三： $\in (x_1, x_2, x_3)$ 图四： $\in (0, x_1, x_2)$

由灰类隶属度构成因子与脆弱性等级之间的模糊关系即评价矩阵。计算结果为自然资源子系统评价矩阵

$$R_1 = \begin{vmatrix} 0.57 & 0.22 & 0.18 & 0.03 \\ 0.43 & 0.41 & 0.07 & 0.07 \\ 0.48 & 0.16 & 0.24 & 0.12 \end{vmatrix}$$

环境子系统评价矩阵

$$R_2 = \begin{vmatrix} 0.68 & 0.24 & 0.04 & 0.04 \\ 0.46 & 0.32 & 0.14 & 0.08 \\ 0.38 & 0.40 & 0.16 & 0.06 \\ 0.39 & 0.36 & 0.13 & 0.12 \end{vmatrix}$$

经济子系统评价矩阵

$$R_3 = \begin{vmatrix} 0.46 & 0.38 & 0.09 & 0.07 \\ 0.44 & 0.32 & 0.16 & 0.12 \\ 0.38 & 0.36 & 0.10 & 0.16 \end{vmatrix}$$

社会发展子系统评价矩阵

$$R_4 = \begin{vmatrix} 0.32 & 0.48 & 0.12 & 0.08 \\ 0.26 & 0.28 & 0.22 & 0.24 \\ 0.28 & 0.40 & 0.20 & 0.12 \end{vmatrix}$$

6、灰色模糊评估模型

根据如下多级模糊模型评价, 综合评价可分两级进行。第一级是将层次分析法所确定的第二级评价因素的权值分配 A_{c_i} 与第一级的评价矩阵 R_{c_i} 进行合成运算, 求出第一级因子的评判, 即一级模糊综合评价模型为

$$\begin{aligned} B_{c_i} &= A_{c_i} \cdot R_{c_i} = (W_{i1}, W_{i2}, \dots, W_{i8}) \cdot \begin{bmatrix} \delta_{11} & \delta_{12} & \cdots & \delta_{18} \\ \delta_{21} & \delta_{22} & \cdots & \delta_{28} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \delta_{81} & \delta_{82} & \cdots & \delta_{88} \end{bmatrix} \\ &= (B_{i1}, B_{i2}, \dots, B_{i8}) \end{aligned}$$

参赛队号#1312

二级模糊综合评价模型为

$$A_{c_i} = (W_{i1}, W_{i2}, \dots, W_{i8})$$

$$B = A_{c_i} \cdot R_{c_i} = (W_1, W_2, \dots, W_8) \cdot R_i$$

二级模糊综合评价是将第二级评价因素的一级评价结果 B_1, B_2, \dots, B_m 纵向排列, 构成二级模糊综合评价矩阵 R_i , 故二级模糊综合评价模型为

$$B = A_{c_i} \cdot R_i = (W_1, W_2, \dots, W_m) \cdot R_i$$

$$= (W_1, W_2, \dots, W_m) \begin{Bmatrix} B_1 \\ B_2 \\ \vdots \\ B_m \end{Bmatrix} = (V_1, V_2, V_3, V_4)$$

将评价矩阵和权重分别代入各级灰色模糊评估模型, 计算得

$$B = (0.54, 0.19, 0.19, 0.08)$$

基于灰色理论与模糊数学的生态环境脆弱性评估模型集众家之所成, 充分发挥了经典方法的优点, 模型中所需的指标为统计数据 and 试验数据, 能克服人为打分等弱点。

4.8.2 生物多样性中人类活动影响指数建模与计算

在对生物多样性保护有效性的观测与评价过程中, 构建量化评价指标与计算模型是非常重要的。由于居民是生态环境的天然代言人, 又是生物多样性保护的终极承受者, 他们在任何即将开展于当地的保护活动中所具有的不可替代的特殊意义。因此, 在生物多样性保护的有效性评价中, 对当地林缘社区居民活动的定量性监测, 即构建人类活动影响指数模型便具有了举足轻重的作用。

1、反映人类活动影响指数的选择与确定

(1) 影响因子

就人类活动对生物多样性保护的影响而言, 不同活动对其影响是有区别的, 同时影响强度也不同。本文选用林缘社区家庭及其成员从事各项活动的影响因子 T_k 与影响强度 W_i 两个变量来反映人类活动影响指数 (EI)。由于人类活动包罗万象, 需要从中选择一些重要的活动作为衡量人类活动影响指数的影响因子。研究的问题不同, 选择的影响因子也应该有所区别。从甘肃白水江国家级自然保护区的实际情况出发, 基于长期观测与研究的经验。我们通过查阅资料确立了3项影响因子, 依次记为 T_I, T_{II}, T_{III} ^[9]。

(2) 各影响因子的无量纲化

由于各影响因子量纲不同, 无法进行比较, 因此需要对各因子原始数据进行无量纲化。常用的无量纲化处理方法有标准化变换、规格化变换、对数变换和比重法。在这里选择规格化变换, 将各原始数据变换为规格化数据, 即对每组影响因子数据按以下公式

参赛队号#1312

计算：

$$f_{ij} = \frac{X_{ij} - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (1)$$

式中： X_{ij} 为第 i 个影响因子第 j 个原始数据， $i=1,2,\dots,m$ ； $j=1,2,\dots,n$ ， m 为因子个数， n 为第 i 个因子的原始数据个数； X_{\max} 和 X_{\min} 分别为第 i 个因子的最大和最小值； f “为第 i 个因子第 j 个原始数据的规格化数据，又称单项指数。

(3) 影响强度的确定

由于各项活动对生物多样性保护的影响强度不同，需要给各影响因子一个系数，即影响强度 W_i ，以体现它们的相对重要性。确定影响强度 W_i 的方法很多，例如经验权数法、专家咨询法、层次分析法、复相关系数法、相邻指标比较法和变异系数法等。较之其他方法，由于变异系数法是一种不依赖于人的主观判断的客观赋权法，基于对研究问题的认识有待深入，选用该方法较为简单客观，因此本文采用变异系数法进行计算，计算方法如下：

$$\bar{X}_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n X_{ij} \quad (2)$$

$$S_i = \left(\frac{1}{n-1} \sum (X_{ij} - \bar{X}_i)^2 \right)^{1/2} \quad (3)$$

其中，第(2)式中 $\sum X$ 表示各组影响因子数据之和， n 表示各组数据个数， \bar{X}_i 表示各组影响因子的均值，该式为均值计算公式。第(3)式则是标准差计算公式，即将各数值 (X_{ij}) 与其均值 \bar{X}_i 之差的平方和除以数据总数减1，然后取其平方根得标准差值 S_{i0} 。

之后运用标准差值除以均值得变异系数 V_i ，公式如下：

$$V_i = S_i / \bar{X}_i \quad (4)$$

再根据变异系数 V_i 确定各影响强度 W_i

$$W_i = V / \sum_{i=1}^m V_i \quad (5)$$

其中 $\sum V_i$ 为各变异系数之和，影响强度 W_i 的计算方法即每个影响因子所对应的变异系数占总体变异系数的百分比。

(4) 人类活动影响指数模型的构造

由于各影响因子在不同区域作用强度不同，为了综合各指标的影响，采用人类活动

参赛队号#1312

影响指数定量表达的方法，即指数加权法：将上述各单项指数 f_{ij} 根据其权重的不同加权平均得到人类活动影响指数。对于不同区域人类活动影响指数 EI (无量纲) 计算公式如下：

$$EI = \sum_{i=1}^m W_i f_{ij} \quad (6)$$

即从1到 m 的 m 项单项指数 f_{ij} 与对应的权数 W_i 的加权相乘的总和。且将 EI_j 转换为相对影响指数(量纲%)，即：

$$EI(\%) = \frac{EI_i}{\sum_{j=1}^n} \times 100 \quad (7)$$

从该指数 (EI) 的定义及其计算方法，我们可以出：①该指数具有重要的生态含义，因此它可作为生态指标用于不同家庭、不同林缘社区之间的比较。②在人与环境的关系上，它还体现了明显的社会含义，体现了作为人类活动的主体的社会个体的意识及行为特征。该指数是由影响因子和影响强度共同决定的，而在一定程度上，这两个指标将由从事生产活动的个体所控制。③它既是反映居民参与及个体发展的指数，又是反映生物多样性保护发展的指数。从居民参与及个体发展的指数角度看，它即包括社区公众对生物多样性保护的认知、态度以及他们的参与状况，及行为的调节与变化；从生物多样性保护发展的指数角度看，它主要包括能够描述生物多样性保护项目的效益的指标。广义而言，该指数既包含保护的生态效果，也包含保护实施引发的经济效果。

在实际操作中，参数 X_{ij} 、 W_i 、 X_{\max} 和 X_{\min} 的取值由相关调查来确定。为方便比较，可将影响强度 W_i 的值界定在0和1之间，此时影响指数 EI 的计算结果将在0~1之间波动。 EI 较小，将在一定程度上说明生物多样性保护活动的有效性较高。

五、模型的评价与改进

5.1 模型的评价

针对估计某个地区的生物多样性的发展情况，通过广泛查阅资料和深入分析，我们从生物种群的稳定性及生态系统的健康程度、环境质量评价、外来入侵度三个层次水平进行估计，并初步提出了一套估计某个地区的生物多样性的发展情况的指标体系、评价方法和评价标准，为生物多样性的合理开发利用、有效管理提供依据。

针对评定优先保护地区，我们综合各方面因素并依据合理的数学模型，设计一个指标即：通过多样性、代表性、稀有性、自然性、面积适宜性及脆弱性和人类威胁六个因素赋予评价指标和赋分标准，并确定总评分为 100 分，这为评定优先保护地区提供了依

参赛队号#1312

据。

为了使问题便于分析，我们在对模型处理过程中忽略了一些客观性因素，生物多样性模型的假设也是在相对理想化的条件下建立的，这使得我们建立的模型与现实可能有一定差距。由于数据的不足导致了部分模型的建立无法进一步深入。

5.2 模型的改进

生态系统类型众多，一般可分为森林生态系统、草原生态系统、海洋生态系统、湿地生态系统等。在评估生态系统的健康程度的过程中，我们单就针对森林生态系统给出健康状况的评价，通过森林的健康指数 HI 大小的方法来反映森林健康状况，从而反应出生态系统的健康程度。因此还需对生态系统中的其他生态系统进行评估，方法是采取可靠的有效数据对相应模型进行拟合及采用百分制对健康指数 HI 大小进行累加计算处理，进而能更好的对生态系统的健康程度进行评估。

六、参考文献

- [1] 张恒庆，《保护生物学》，北京：科学出版社，2005年。
- [2] 郑允文，薛达元，张更生，我国自然保护区生态评价指标和评价标准，《农村生态环境》(学报)，10(3)：22-25, 1994年。
- [3] 张丽娟，孙福杰，一类生物种群增长的数学模型解的稳定性分析解，《长春工程学院学报》(自然科学版)，第7卷第3期：1-4，2006年。
- [4] 谷建才，陆贵巧，白顺江，吴斌，余新晓，武会欣，森林健康评价指标及应用研究，《河北农业大学学报》，第29卷第2期：1-4，2006年3月。
- [5] 马平，杜宇，李正跃，蒋小龙，云南外来入侵有害生物多指标综合评价体系的建立[J]，《植物保护》，第34卷第3期：1-6，2008年。
- [6] Hurlbert S H, The non-concept of species diversity, A critique and alternative parameters Ecology, 52: 577-586, 1971.
- [7] 唐志尧，乔秀娟，方精云，生物群落的种—面积关系[J]，《生物多样性》，17(6)：549—559，2009年。
- [8] 石青，陆兆华，梁震，杨爱荣，神东矿区生态环境脆弱性评估[J]，《中国水土保持》SWCC, 第8期：1-3，2007年。
- [9] 韦慧兰，朱婷，白建明，陈海云，生物多样性保护中的人类活动影响指数建模与计算——以甘肃省白水江国家级自然保护区为案例[J]，《农业现代化研究》，第29卷第5期：1-5，2008年。