浙 江 农 林 大 学 学 报，2015，**32**(4)：509–515
*Journal of Zhejiang A & F University*
doi:10.11833/j.issn.2095-0756.2015.04.003

# 紫金山乔木多样性遥感估测及空间分布

蒋云姣，韩轶群，李明阳，王艺晓

（南京林业大学 林学院，江苏 南京 210037）

**摘要：**生物多样性的监测是国际生物多样性科学项目的一个核心研究内容。景观尺度上生物多样性遥感估测可以克服传统地面调查劳动强度大、效率低的缺点。以南京紫金山国家森林公园为研究对象，以 2011 年 90 个野外样地调查数据、2011 年先进对地观测卫星(ALOS)遥感数据为主要信息源，构建了风景林乔木树种 Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数遥感估测模型，并在此基础上了进行了生物多样性趋势面分析和热点探测。研究表明：①地形因子(坡度、海拔)，人为干扰因子(距道路和居民点的距离)，植被生长状况(Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数)等是影响紫金山乔木树种多样性的主要环境因子；②紫金山乔木树种 Gleason 指数在空间分布上呈现由西南向东北依次递减的带状分布格局，而 Shannon-Wiener 指数在空间分布上则呈现出一种圆心偏东的同心圆状格局；③紫金山乔木树种 Gleason 指数较高的林分主要分布在海拔较低、坡度较为平缓、距离道路和居民点较近的地段，而 Shannon-Wiener 指数较高的林分主要分布在海拔较高、坡度较陡、距离道路与居民点较远的地段。因此，可以通过增加绿化树种以及划分自然保护小区的方式来保护紫金山乔木树种的生物多样性。图 7 表 1 参 14

**关键词：**森林测计学；生物多样性；风景林；紫金山；遥感

**中图分类号：**S758.8　　**文献标志码：**A　　**文章编号：**2095-0756(2015)04-0509-07

# Remote sensing based estimation and spatial distribution of tree species diversity for Zijin Mountain

JIANG Yunjiao, HAN Yiqun, LI Mingyang, WANG Yixiao

(College of Forestry, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, Jiangsu, China)

**Abstract:** Monitoring biological diversity is a core scientific research project in the field of international biological diversity. To overcome drawbacks with traditional ground surveys, such as intensive labor and low efficiency, this study used remote sensing based estimation of biological diversity at the landscape scale. Zijin (Purple) Mountain National Forest Park in Nanjing was the research area where survey data from 90 field plots were collected in 2011, and Advanced Land Observing Satellite (ALOS) remote sensing imaging in the same year was gathered to build remote sensing based models for the Gleason Index and Shannon-Wiener Index. Then a trend surface analysis was conducted with hot spot detection for biodiversity indexes. Results showed that: 1) terrain factors (Gradient and elevation), human disturbance (the distance of road and residential areas), and vegetation growth conditions (the indexes of Gleason and Shannon-Wiener) were the primary environmental factors contributing to tree species diversity. 2) The Gleason Index for Zijin Mountain presented a ring pattern descending from southwest to northeast, and the Shannon-Wiener Index revealed a spatial pattern of a concentric circle with an eastward center. 3) Forest stands with a higher Gleason Index in Zijin Mountain were mainly located in places at lower elevations, with gentler slopes, and near roads and settlements; whereas, stands with a higher Shannon-Wiener Index were mainly concentrated in places at higher elevations, with steeper slopes, and far from road and residential lots. Therefore, we can protect tree species biodiversity for

收稿日期：2014-10-09；修回日期：2014-12-12

基金项目：国家自然科学基金资助项目(31170592)

作者简介：蒋云姣，从事林业遥感与地理信息系统研究。E-mail：jyj923@163.com。通信作者：李明阳，教授，博士，从事风景林调查规划、森林资源监测、3S 应用与研究。E-mail：lmy196727@126.com

Zijin Mountain by the two means of increasing tree species and establishing conservation area. [Ch, 7 fig. 1 tab 14 ref.]

Key words: forest mensuration; biodiversity; scenic forest; Zijin (Purple) Mountain; remote sensing

随着对人类活动引起的生物多样性丧失的广泛认识，生物多样性的保护已经成为当今世界关注的热点问题[1]。生物多样性的监测可以为生物多样性的管理提供基础信息，为自然资源的持续管理提供科学依据， 因而成为国际生物多样性科学项目的 5 个核心内容之一[2]。传统的生物多样性研究多集中于群落或生态系统层次，采用的方法多为野外地面调查，劳动强度大，工作效率低，难以适应景观尺度上生物多样监测及时、动态、多时相要求[3]。遥感具有视域广，获取信息速度快，周期短的特点，从而有可能为生物多样性大尺度估测开辟出一条新的途径。Woody 等[4]指出：遥感技术的发展使得生态学家可以直接利用高分辨率的影像数据来研究生物多样性的某些特定方面。Jeremy 等[5]认为遥感技术作为新的数据和强大的工具，将会为生态学家和保护生物学家提供全新的研究途径与方法。与国外相比，国内森林生物多样性遥感估测的理论与实践研究较少，估测模型的比较、多样性指数的选择、估测精度的大小测定，均缺乏深入的研究[6]。本研究以南京紫金山国家森林公园为研究对象，将遥感产品及其衍生的辅助数据与林学生物多样性的理论及模型相结合，以 2011 年 90 个野外样地调查数据、2011 年先进对地观测卫星(ALOS)遥感数据为主要信息源，在构建风景林乔木树种 Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数遥感估测模型基础上，对生物多样性进行趋势面分析和热点探测，从而为遥感技术在大尺度生物多样性监测中的应用提供科学依据。

## 1 研究区域概况

紫金山位于南京市东郊，地理坐标为 32°01′57″~ 32° 06′15″N，118°48′00″~118°53′04″E, 地处北亚热带北缘。紫金山东西长为 7.1 km，南北宽 6.2 km，状似菱形，总面积为 3 008.8 $hm^2$。紫金山主峰头陀岭海拔 448.9 m，是宁镇丘陵山脉的最高峰。紫金山属北亚热带季风性气候，全年降水量为 900~1 000 mm，年平均气温为 15.7 ℃。 区内自然条件优越，人文景观丰富，有风景名胜和古迹遗址 200 余处，7 处国家级文物，19 处省级和市级文物， 其中明孝陵为世界文化遗产。2004 年 3 月 3 日南京紫金山正式被国家林业局批准为国家级森林公园。

紫金山景区的乔木树种主要有马尾松 *Pinus massoniana*，黑松 *Pinus thunbergii*，麻栎 *Quercus acutissima*，枫香 *Liquidambar formosana*，黄连木 *Pistacia chinensis*，刺槐 *Robinia pseudoacacia* 等，还有毛竹 *Phyllostachys edulis* 分布，景区森林覆盖率为 80.0%，占南京市森林面积的 15.6%，是重要的城市森林绿地。随着社会经济的发展，市民生活水平日渐提高，紫金山渐渐从一个城郊景区变成城市中的国家森林公园，景区的性质发生了根本变化，原先比较单一的陵墓文化功能，已被拓展为古迹保护、旅游、城市绿肺和野生动植物保护等四大功能。

作为一个国家级城市森林公园，旅游开发蚕食林地、森林火灾、违章建筑以及登山热引发的游人践踏植被、不断受到外来病虫害入侵等自然因素和人为因素的干扰，对风景林生物多样性构成了严重的威胁。1982 年，南京紫金山爆发松材线虫 *Bursaphelenchus xylophilus*，大量黑松、马尾松死亡。2002 年以来，由于受到人为活动的影响，紫金山国家二级保护动物、珍稀蝶类中华虎凤蝶 *Luehdorfia chinensis* 濒临绝迹。

## 2 材料和方法

### 2.1 数据来源与预处理

2.1.1 *数据来源* 本研究所采用的数据有：①2011 年 10 月的 90 块大小为 10.0 m × 10.0 m 风景林野外样地调查数据，样地沿紫金山海拔梯度设置，涵盖马尾松、黑松、麻栎、枫香、刺槐、毛竹等紫金山主要树种类型(图 1)，调查的因子包括乔木树种名称、株数、胸径和树高等；②2011 年 7 月的研究区先进对地观测卫星(ALOS)遥感数据，多光谱波段空间分辨率为 10.0 m × 10.0 m，全色波段空间分辨率为 2.5 m × 2.5 m；③ 根据紫金山森林公园 1:10 000 地形图制作的数字高程模型(DEM)，空间分辨率为 3.3 m

× 3.3 m。与其他遥感信息源相比，先进对地观测卫星(ALOS)遥感数据拥有高分辨率和丰富的光谱信息，波段组合后色彩更接近自然真彩色，有利于影像特征地物的识别。ALOS 遥感图像价格较为低廉，相比其他同等分辨率的卫星影像具有较大优势。研究区域人为干扰严重、地类变化剧烈，野外调查样地大小与 ALOS 多光谱波段图像空间分辨率相同、样地调查时间与影像获取时间比较接近。因此，研究选用 ALOS 图像多光谱波段作为遥感信息源，而没有考虑采用其他高分辨率图像，如快鸟卫星 QuickBird 和商业遥感卫星 IKNOS 等。

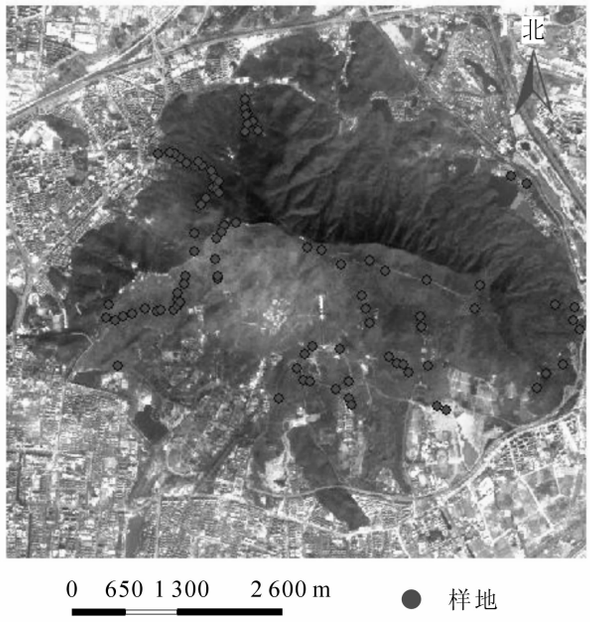


图 1　紫金山样地分布图

Figure 1　Distribution of sampling plots in Zijin Mountain

2.1.2　*数据预处理*　根据相关文献研究成果[4]，在地势高差较大、降水量大、森林垂直分布明显的亚热带林区，森林生物多样性与海拔、坡度、坡向等地形因子，植被状况等因子有关，并受到人类干扰因子的影响。以研究区域 1:10 000 的地形图为参照，在遥感图像处理软件 ENVI 5.0 平台上，进行 ALOS 遥感图像几何精校正、辐射校正、空间子集运算、植被指数计算等。通过 ArcGIS 9.3 Spatial Analyst 中的 Surface Analyst 工具，生成研究区域的坡度栅格图层。在最后生成的空间数据库中，包含海拔，坡度，归一化植被指数(NDVI)，比值植被指数(RVI)，距离道路距离和距离居民点距离，合计等 6 个属性。

## 2.2　研究方法

2.2.1　*物种多样性估测模型*　研究采用 α 多样性测度中的物种丰富度 Gleason 指数和 γ 多样性指数的 Shannon-Wiener 指数作为测度指标。物种丰富度即物种的数目，是最古老最简单的物种多样性测度方法，到目前为止仍有许多生态学家尤其是植物生态学家在使用这种方法[7]。采用测度单位面积物种数目[8]的 Gleason 指数测度物种的丰富程度。物种多样性指数主要关注局域均匀生境下的物种数目，采用应用较为广泛的 Shannon-Wiener 指数。Gleason 指数和 Shannon-Wiener 指数的具体计算方法见参考文献[9]。物种多样性估测模型选用多元线性回归。多元线性回归方法属于直接辐射相关法的一种，通过建立遥感光谱数据与样地实测生物多样性之间相关关系来估算生物多样性。多元回归方法以遥感光谱数据或它们的变换形式(如各种植被指数)作为自变量，用生物多样性指数作因变量，通过多元回归分析，建立估测森林生物多样性的经验模型[10]。因为此方法直观易懂，且对遥感数据的处理技术要求相对较低，被众多的研究者所采用。

2.2.2　*物种多样性趋势面分析*　趋势面分析根据有限的空间已知样本点，拟合出一个平滑的点空间分布曲面函数，再根据此函数预测空间待插值点上的数据点，其实质是一种曲面拟合的空间插值方法[11]。传统的趋势面分析是通过回归方程，运用最小二乘法拟合出一个非线性多项式函数。由于趋势面分析采用的是一个平滑函数，通常很难正好通过原始数据点。采用较高的多项式函数虽然能够很好地逼近数据点，但会使计算复杂化。一般多项式函数的次数多选择为 2 或 3。当对二维空间进行拟合时，如果已知样本点的空间坐标($x$，$y$)为自变量，属性值 $z$ 为因变量，则其二元一次和二次多项回归函数可以分别表示为：

$$z=a_0+a_1x+a_2y+\varepsilon。\tag{1}$$

$$z=a_0+a_1x+a_2y+a_3x_2+a_4xy+a_5y_2+\varepsilon。\tag{2}$$

式(1)和式(2)中：$a_0$，$a_1$，$a_2$，$a_3$，$a_4$，$a_5$ 为多项式系数；$\varepsilon$ 为误差项。

2.2.3　*物种多样性空间热点探测*　空间热点探测的目的在于寻找研究区域内属性值显著异于其他地方的子区域，实质上是空间聚类的一种特例[12]。根据空间热点探测的目的，分为焦点聚集性检验和一般聚集性检验。采用 ArcGIS 9.3 空间统计工具箱中的聚集及特例分析工具，通过计算生物多样指数的 Moran I

值和 $z$ 值来测量特定区域的要素值聚合程度，从而进行物种多样性空间热点探测。如果索引值 $I$ 为正，则要素值与其相邻的要素值相近，如果索引 $I$ 值为负值，则与相邻要素值有很大的不同。在统计学中，$z$ 是测度标准偏差的一个统计量，数值上等于偏离平均值的标准偏差的倍数。当可信度 $P$=0.95，$z$ 位于区间范围[-1.96，1.96]时，统计变量呈现随机分布的空间格局。当 $z$ 值落在区间范围之外，统计变量呈现出离散或聚集的分布格局[11]。$z$ 值为正且越大，要素分布趋向高聚类分布；相反为低聚类分布。

## 3 结果与分析

### 3.1 遥感估测模型的建立

多元线性回归必须满足因变量正态、自变量独立 2 个假设条件。经过统计分析，90 块样地的 Gleason 指数、Shannon-Weiner 指数满足正态分布要求，NDVI 和 RVI 之间的 Pearson 相关系数为 0.87。有关专家研究表明：RVI 更适合植被高密度地区，而 NDVI 更适合植被中、低密度地区[13]。由于研究区域水面、建筑物、草坪面积较大，南部及西部外围地区植被密度较低，因此选用 NDVI 作为建模的自变量，选用海拔，坡度，NDVI，距居民点距离和距道路距离等作为风景林乔木树种生物多样性指数参数反演模型的自变量。

采用简单随机抽样的方法，将 90 块样地分为 2 部分：70%样地(63 块样地)用于建模，30%(27 块样地)用于验证模型精度。分别将因变量、自变量代入统计分析软件 Origin 9.0，采用逐步的方式，进行多元线性回归，得到 Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数遥感估测模型如下：

$$G=6.242+0.018i-0.005h+7.774N+0.002\ r_1+0.001\ r_2。\tag{3}$$

$$W_{SW}=1.247+0.018i+0.001h+0.468N。\tag{4}$$

式(3)和式(4)中：$G$ 为 Gleason 指数，$W_{SW}$ 为 Shannon-Wiener 指数，$i$ 为坡度，$h$ 为海拔高度，$N$ 为归一化植被指数，$r_1$ 为距道路距离，$r_2$ 为距居民点距离。

式(3)显示：Gleason 指数大小与与坡度、植被生长状况、距离道路与居民点距离等正相关，与海拔负相关。式(4)则表明：Shannon-Wiener 指数与坡度、海拔、植被生长状况等正相关。造成 Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数 2 个遥感估测模型差别的原因在于，Gleason 指数测度的重点是物种的丰富度，紫金山的主要旅游景点多数位于海拔较低、距离道路较近的地段。这些地段园林绿化树种多，人工林多，物种丰富度高。Shannon-Wiener 指数测度的重点是物种均匀度，紫金山海拔高、坡度较陡的山脊，人为干扰少，森林类型为天然次生的落叶阔叶混交林，植被物种均匀度高。

采用多元线性回归方程的确定系数($R^2$)，验证数据的模拟值与观测值之间的均方根误差($R_{RMSE}$)来对 2 个模型的精度进行评价(图 2~图 3)。从图 2~图 3 可以看出：Gleason 指数和 Shannon-Wiener 指数遥感估测模型的 $R^2$ 分别为 0.552 和 0.627，可以解释 50%以上的差异；$R_{RMSE}$ 分别为 0.699 和 0.176，表明模型的估测精度较高($R_{RMSE}=\sqrt{\dfrac{\sum_{i=1}^{n}(x_{观测值,i}-x_{拟合值,i})^2}{n}}$)。

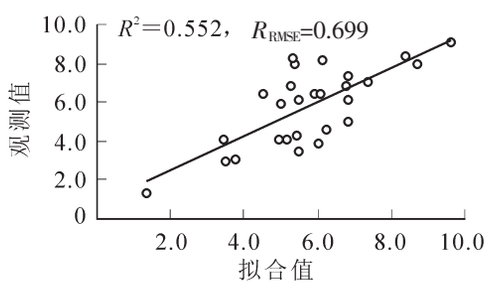


图 2 Gleason 指数估测模型拟合值与观测值比较

Figure 2 Comparison of the estimated and observed Gleason index

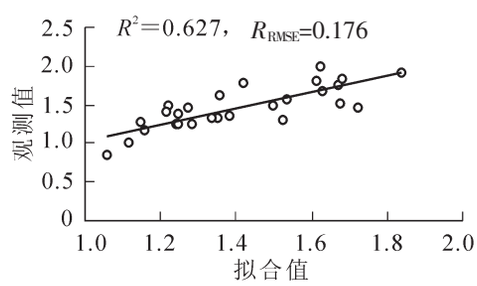


图 3 Shannon-Wiener 指数估测模型拟合值与观测值比较

Figure 3 Comparison of the estimated and observed Shannon-Wiener index

### 3.2　物种多样性空间分布分析

根据式(3)和式(4)进行参数反演，生成 Gleason 指数空间分布图(图 4)和 Shannon-Wiener 指数空间分布图(图 5)。从图 4 可以看出：紫金山南坡的中山陵、明孝陵、灵谷寺三大景区和西部的白马公园景区，Gleason 指数最高；山北的自然景观区、帝豪花园等高档住宅区，Gleason 指数次之；海拔较高、交通不便的山顶公园景区，Gleason 指数最低。从图 5 可以看出：测度物种均匀度的 Shannon-Weiner 指数的空间分布呈现与 Gleason 指数相反的趋势：旅游业发达、旅游景点众多的南坡，Shannon-Wiener 指数最低；游客人数较少、旅游景点较少的山北自然景观区，Shannon-Wiener 指数较低；海拔高、坡度陡、游客数量最少的山顶公园景区，由于人为干扰少，地带性植被天然次生落叶阔叶混交林保护好，Shannon-Wiener 指数最高。

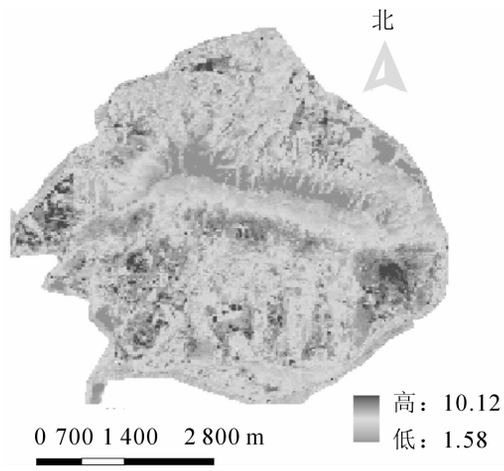


图 4　紫金山乔木树种 Gleason 指数空间分布

Figure 4　Spatial distribution map of Gleason index in Zijin Mountain

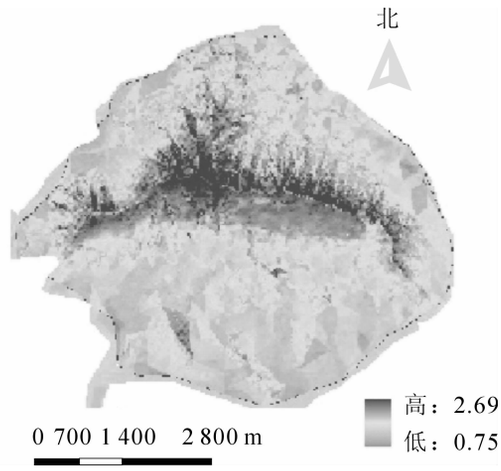


图 5　紫金山乔木树种 Shannon-Wiener 指数空间分布

Figure 5　Spatial distribution map of Shannon-Wiener in Zijin Mountain

### 3.3　物种多样性趋势面分析

借助于 ArcGIS 9.3 工具箱中的“Trend”工具，分别进行 Gleason 指数、Shannon-Wiener 指数趋势面分析(图 6~图 7)。在这里，多项式函数的次数选择 2 次，回归类型为线性，采取自然中断法将 Gleason 指数和 Shannon-Wiener 指数分为高、中、低等 3 级。

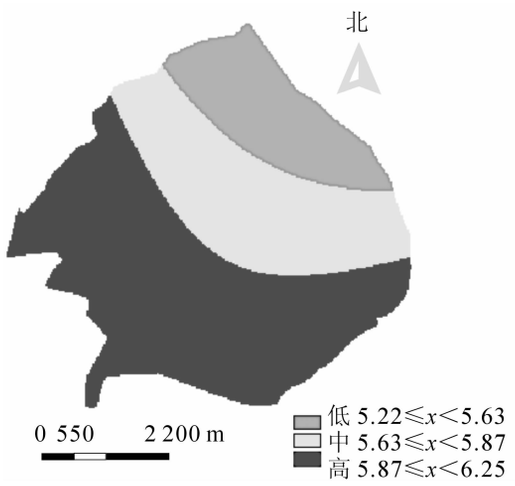


图 6　紫金山乔木树种 Gleason 指数空间趋势

Figure 6　Spatial trend of Gleason index in Zijin Mountain

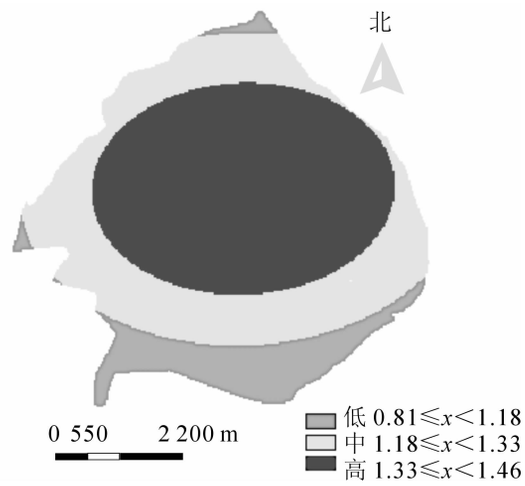


图 7　紫金山乔木树种 Shannon-Wiener 指数空间趋势

Figure 7　Spatial trend of Shannon-Wiener index in Zijin Mountain

从图 6 可以看出：紫金山的 Gleason 指数在空间分布上呈现由西南向东北依次递减的带状分布格局。这种分布格局与由东北向西南的旅游景点逐渐增加、道路密度逐渐增加、人为引进的行道树及绿化

树种逐渐增加的空间趋势相吻合。从图 7 可以看出：Shannon-Wiener 指数在空间分布上呈现出一种圆心偏东的同心圆状，从圆心到边缘依次呈现出高、中、低的分布格局。这种空间趋势面分布格局与旅游交通、驻区居民点等人为干扰强度，海拔、坡度等立地条件以及植被生长状况有关。在海拔较高、NDVI 较大、距公路和居民点较远的山顶公园景区，森林类型为保护较好的地带性植被落叶阔叶混交林，森林乔木树种的 Shannon-Wiener 指数较高。越往景区边缘地区，海拔越低、坡度越平缓，旅游交通、游客等人为干扰越大，天然林越来越少、人工林越来越多，导致 Shannon-Wiener 指数越来越低。

### 3.4 物种多样性冷热点分析

空间热点分析采用 ArcGIS 9.3 空间统计工具箱中的聚集及特例分析工具来实现。通过分析，该工具生成一个新的 Point 矢量文件。该文件在原有属性基础上添加了 $L_{mi}$，$L_{mz}$，$C_{type}$ 等 3 个字段，分别代表各个要素的 Morans I，$z$ 值和空间聚集类型。当统计值 $P$=0.05 时，空间聚集类型分为 4 种：高值点(热点，HH)，低值点(冷点，LL)，高值被低值包围的特例点(HL)，低值被高值包围的特例点(LH)。将生物多样性高的热点(HH)，生物多样性低的冷点(LL)挑选出来，借助于 ArcGIS 9.3 扩展工具箱 Hawth-Tools 中的 Intersect Point 工具，提取冷点、热点所在的生态环境因子，生成生物多样性冷热点生态环境因子比较分析表(表 1)。

**表 1 生物多样性指数冷热点生态环境因子比较**

Table 1 Comparison of eco-environmental factors between hot and cold spots of biodiversity

| 类别 | Gleason 指数 | | | | Shannon-Wiener 指数 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 海拔/m | 坡度/(°) | 居民点距离/m | 道路距离/m | 海拔/m | 坡度/(°) | 居民点距离/m | 道路距离/m |
| 热点 | 68.05 | 9.20 | 331.39 | 187.17 | 216.41 | 24.56 | 838.75 | 235.10 |
| 冷点 | 159.40 | 17.48 | 985.23 | 373.07 | 34.97 | 3.49 | 252.78 | 183.56 |
| 差异 | −91.35 | −8.28 | −653.84 | −185.90 | 181.44 | 21.07 | 585.97 | 51.54 |

从表 1 可以看出：紫金山风景林乔木树种 Gleason 指数较高的林分(热点)主要分布在海拔较低、坡度较为平缓、距离道路和居民点较近的地段，而 Gleason 指数较低的林分(冷点)主要分布在海拔较高、坡度较陡、距离道路和居民点较远的地段。Gleason 指数较高的热点林分平均海拔为 68.05 m，平均坡度为 9.20°，距离居民点的平均距离为 331.39 m，距离道路的平均距离为 187.17 m。与此相反，Gleason 指数较低的冷点林分平均海拔为比热点高 91.35 m，平均坡度比热点高 8.28°，距离居民点与道路的平均距离比热点分别远 653.84 m 和 185.90 m。

与 Gleason 指数相反，如表 1 所示，紫金山风景林乔木树种 Shannon-Wiener 指数较高的林分(热点)主要分布在海拔较高、坡度陡、距离道路与居民点较远的地段，而 Shannon-Wiener 指数较低的林分(冷点)主要分布在海拔较低、坡度较为平缓、距离道路和居民点较近的地段。Shannon-Wiener 指数较高的热点林分平均海拔为 216.41 m，平均坡度为 24.56°，距离居民点的平均距离为 838.75 m，距离道路的平均距离为 235.10 m。与此相反，Shannon-Wiener 指数指数较低的热点林分平均海拔为比热点低 181.44 m，平均坡度比热点低 21.07°，距离居民点与道路的平均距离比热点分别近 585.97 m 和 51.54 m。

## 4 结论与讨论

传统的生物多样性研究多集中于群落或生态系统层次，采用的方法多为野外地面调查，劳动强度大，工作效率低。以少量野外调查样地数据为主要信息源，辅之以同期高分辨率遥感数据，通过建立物种多样性指数与遥感特征值的关系进行生物参数反演，来获取景观尺度的物种多样性参数，可以为宏观尺度的生物多样性监测探索出一条科学适用的途径。

研究表明：地形、植被状况、人类干扰因子等是影响紫金山风景林乔木树种多样性指数的主要生态环境因子。Gleason 指数较高的林分主要分布在紫金山海拔较低、坡度较为平缓、交通便利的景点周围，而 Shannon-Wiener 指数较高的林分则位于海拔较高、坡度较陡、交通不便的山脊及北坡上部。紫金山的 Gleason 指数在空间分布上呈现由西南向东北依次递减的带状分布格局，而 Shannon-Wiener 指数在空间分布上呈现出一种圆心偏东的同心圆状。

研究表明：在海拔较低、旅游景点较多、道路密度较大的紫金山山麓和边缘地段，可以通过增加绿

化树种的方式提高风景林的 Gleason 指数，从而增加景点的美景度，增强对国内外游客的吸引力。对于海波较高、道路密度较小、人为干扰较少的紫金山中部和上部及山脊地区，可以通过划定游人禁入的自然保护小区的方式，提高风景林的 Shannon-Wiener 指数，从而为当地的野生动植物提供良好的生长和栖息环境。

Gleason 指数和 Shannon-Wiener 指数多元线性回归遥感估测模型的 $R^2$ 不高，分别只有 0.534 和 0.627。原因可能有 2 个：除了地形、人为干扰、植被生长状况等因子外，模型中没有考虑微气候、土壤等其他影响生物多样性的因素；紫金山海拔虽然只有 448.90 m，但森林垂直分布较为明显，风景林乔木树种多样性指数与海拔、坡度、归一化植被指数与人为干扰因子并非线性关系。

关于遥感图像纹理特征，如能量、熵、对比度、相关性、逆差矩，由于包含了地物表面信息及其与周围环境的关系，作为辅助手段，可以提高计算机分类精度[14]，但作为自变量，能否提高乔木树种遥感估测模型的精度，有待深入研究。由于篇幅限制，在众多指数中，本研究仅仅探索了风景林乔木树种的 Gleason 指数和 Shannon-Wiener 指数的遥感估测方法。采用 $K$ 最邻近分类算法、人工神经网络、支持向量机、随机森林等非参数方法，在自变量中引入遥感图像纹理特征，对包括灌木、草本在内的多种生物多样性指数，进行景观尺度上的森林生物多样性遥感估测，需要进一步深入研究。

## 5　参考文献


[1] MAGURRAN A E. *Ecological Diversity and Its Measurement* [M]. Princeton: Springer Netherlands, 1988: 101 – 114.

[2] 马克平. 监测是评估生物多样性保护进展的有效途径[J]. 生物多样性，2011，**19**(2)：125 – 126.
MA Keping. Assessing progress of biodiversity conservation with monitoring approach [J]. *Biodivers Sci*, 2011, **19**(2): 125 – 126.

[3] STOHLGREN T J. *Measuring Plant Diversity: Lessons From the Field* [M]. Oxford: Oxford University Press, 2007: 20 – 45.

[4] TURNER W, SPECTOR S, GARDINER N, *et al*. Remote sensing for biodiversity science and conservation [J]. *Trends Ecol Evol*, 2003, **18**(6): 306 – 314.

[5] KERR J T, OSTROVSKY M. From space to species: ecological applications for remote sensing [J]. *Trends Ecol Evol*, 2003, **18**(6): 299 – 305.

[6] 徐文婷. 三峡库区森林植被生物多样性遥感定量监测方法研究[D]. 北京：中国科学院，2004.
XU Wenting. *Forest Biodiversity Monitoring by Remote Sensing in Three Georges Region*[D]. Beijing: Chinese Academy of Sciences, 2004.

[7] BEAMAN J H, BEAMAN R S. Diversity and distribution patterns in the flora of Mount Kinabalu [G]// BAAS P, KALKMAN K, GEESINK R. *The Plant Diversity of Malesia*. New York：Springer, 1990: 147 – 160.

[8] HURLBERT S H. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters [J]. *Ecology*, 1971, **52**(4): 577 – 586.

[9] MAY R M. Patterns of species abundance and diversity [G]//CODY M L, MIAMOND J M. *Ecology and Evolution of Communities*. Cambridge: Harvard University Press, 1975: 81 – 120.

[10] EBDON D. *Statistics in Geography* [M]. Oxford: Basil Blackwell, Ltd, 1985: 25 – 40.

[11] AGTERBERG F P. Trend surface analysis [G]// GAILE D L, WILLMOTT C J. *Spatial Statistics and Models*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1984: 147 – 171.

[12] BESAG J E, NEWELL J. The detection of clusters in rare diseases [J]. *J Royal Stat Soc Ser A Stat Soc*, 1991, **154**(1): 143 – 155.

[13] 徐涵秋，陈本清. 厦门市植被变化的遥感动态分析[J]. 地球信息科学，2003(2)：105 – 111.
XU Hanqiu, CHEN benqing. Dynamic monitoring of the vegetation changes in Xiamen of SE China using remote sensing technology [J]. *Geo-Inf Sci*, 2003(2): 105 – 111.

[14] 田艳琴，郭平，卢汉清. 基于灰度共生矩阵的多波段遥感图像纹理特征的提取[J]. 计算机科学，2004，**31**(2)：162 – 164.
TIAN Yanqin, GUO Ping, LU Hanqing. Texture feature extraction of multiband remote sensing image based on grey level co-occurrence matrix [J]. *Comput Sci*, 2004, **31**(2): 162 – 164.