

中山大学

硕士学位论文

基于QuickBird遥感图像的黑石顶森林景观格局分析

姓名：许佐荣

申请学位级别：硕士

专业：生态学

指导教师：余世孝

20060501

基于 QuickBird 遥感图像的黑石顶森林景观格局分析

摘要

景观被广泛地认为是一个由景观单元构成的，具有等级结构的复杂系统，景观单元在唯一的空间和时间尺度下相互作用。这种相互作用的结果产生了一个依赖尺度的景观空间格局，随着观察者的观察尺度改变而改变。等级级块动态理论被采用作为理论框架，解决景观中的异质性、尺度、过程和准均衡问题。

遥感是描述土地覆盖、土地利用最有效的数据来源。在过去的 10 年，随着空间分辨率达到 5m 甚至更高的高分辨率的商业遥感影像越来越普及，地球观察数据的分析方法从支配性的基于多光谱的单个象元方法，转变到多尺度的、基于对象的方法。

本文采用缀块等级动态理论作为理论框架，使用高分辨率的 Quickbird 遥感影像和基于对象的分析软件—eCognition，分析黑石顶自然保护的景观格局。通过使用基于对象的分类方法，同时结合多光谱和高分辨率下的空间信息，对 Quickbird 图像分类，产生黑石顶自然保护区的景观格局。计算景观多样性指数、优势度指数、均匀度指数、聚集度指数和破碎度指数，用于景观格局分析。

分析结果表明，应用高分辨率的 QuickBird 遥感影像，在针叶树种和阔叶树种水平上可以获得很高的分类精度，但是群丛水平的分类精度很低。在黑石顶自然保护区，阔叶林所占的面积达到 77.9%，处于绝对支配的地位，致使整个保护区的聚集度指数和优势度指数很高，同时多样性指数和均匀度指数很低。这些景观指数反映了黑石顶自然保护区的森林景观处于良好的保存状态。但是核心区以外的区域，由于存在居民的居住和森林砍伐的现象，阔叶林较为破碎，马尾松林、杉木林和灌木镶嵌在阔叶林中形成复杂的景观格局。

关键字：黑石顶、景观格局、QuickBird 遥感影像、基于对象的分类方法

Forest Landscape pattern analyze based on QuickBird image in Heishiding Nature Reserve

Major: Ecology

Name: Xu Zuorong

Supervisor: Prof. Yu Shixiao

Abstract

It is now widely recognized that landscapes are complex systems composed of multiscale hierarchically organized entities that interact within unique spatial and temporal scales. These interactions result in scale-dependent spatial patterns that visually change, depending upon their scale of observation. Hierarchical patch dynamics (HPD) is adopted as the theoretical framework to address issues of heterogeneity, scale, connectivity and quasi-equilibriums in landscapes.

Remote sensing has emerged as the most useful data source for characterizing land use/land cover. Over the last decade, driven by the dramatic increase in commercially available high resolution digital remote sensing imagery that is characterized by spatial resolutions 5.0 m and finer, the analysis of Earth observation data has evolved from what were predominantly per-pixel multispectralbased approaches, to the development and application of multiscale object-based methods.

Adopting the Hierarchical patch dynamics theory as the framework, we analyzed the Heishiding Nature Reserve landscape pattern based on a high resolution QuickBird image with the object-based analysis software-eCognition. By applying the object-based classification using the spectral feature and H-res spatial feature together to product the Heishiding Nature Reserve forest scenes. For the landscape research, landscape diversity index, dominance index, evenness, contagion index, fragmentation index were taken as the major indexes.

Results show that using the high resolution QuickBird image, the forest type classification of coniferous and broad-leaved species was high accurate, but the classification of families level was inaccurate. The Heishiding Nature Reserve was

predominated by the broad-leaved forest which the area percent is 77.9%, leading the contagion index and the dominance index of Heishiding Nature Reserve was high, at the same time the diversity index and evenness index was in a low value. The landscape indices show that the forest landscape in Heishiding Nature Reserve has been well preserved. But other region outside the core zone, because of the existence of human habitations and disafforestation, the broad-leaved forest was fragmented, pine forest, fir forest and shrub distributed in broad-leaved forest formed various landscape mosaic pattern.

Keywords: Heishiding Nature Reserve, Landscape pattern, QuickBird image, Object-based classification

1 绪论

1.1 景观生态学研究概述

1.1.1 景观与景观生态学

景观 (Landscape) 的定义有多种表述, 但大都是反映内陆地形、地貌或景色的 (诸如草原、森林、山脉、湖泊等), 或者是反映某一地理区域的综合地形特征。在生态学中, 景观的定义可概括为狭义和广义两种。狭义景观是指在几十千米至几百千米范围内, 由不同类型生态系统所组成的、具有重复性格局的异质性地理单元。而反映气候、地理、生物、经济、社会和文化综合特征的景观复合体相应地称为区域。狭义景观和区域即人们通常所指的宏观景观; 广义景观则包括出现在从微观到宏观地不同尺度上的, 具有异质性或缀块性的空间单元。广义景观概念强调空间异质性, 景观的绝对空间尺度随研究对象、方法和目的而变化。它体现了生态学系统中多尺度和等级结构的特征, 有助于多学科、多途径研究。因此, 这一概念越来越广泛地为生态学家所关注和接受 (邬建国, 2000)。

景观生态学 (Landscape ecology) 是宏观生态学研究的一个新的领域 (Forman, 1986; 李哈滨, 1988; 肖笃宁, 1994)。它是 C·Troll 于 1939 年首先提出并应用的, 于 20 世纪 60 年代末至 70 年代初期形成一门独立的生态学分支学科, 研究与景观结构、功能以及变化有关的生态学原理及其应用, 即这些原理在解决人类面临的问题时的应用 (Forman, 1986), 研究焦点是景观的 3 个特征 (Forman, 1986; 肖笃宁, 1991, 1994, 1999; Turner, 1991; O' Neill, 1988; Pickett, 1995; 徐化成, 1996): (1) 景观结构。不同生态系统或景观组分的分布格局, 尤其是能量、物质和物种的分布与生态系统的大小、形状、数量、种类及生态系统的空间配置或排列方式之间的关系; (2) 景观动态。生态镶嵌体的结构和功能在时间上的变化; (3) 景观功能。空间要素之间的关系与作用, 即组成景观的生态系统之间的能量、动物、植物、矿质营养及水的流动。对景观格局与生态过程 (植被演替、生物多样性、放牧格局、捕食关系、扩散、营养动态、干扰的传播) 相互作用的研究, 有助于在宏观上解决物种的保护与管理、环境资源的经营管理、土地利用规划、生物多样性保护与维持、人类对景观及其组分的影响等生态问题 (Forman, 1986; 李哈滨, 1988; Pickett, 1995)。

景观生态学以整个景观作为研究对象, 是在较大的空间和时间尺度上生态系

统的空间格局和生态过程。因此，景观生态学的理论核心也可以说就是生态空间理论，聚焦为研究景观空间异质性的保持与发展（汪永华，2005）。

1.1.2 国际景观生态学研究概述

由于各国景观特点不同，形成和接受景观生态学概念，开展景观生态研究的环境背景差异较大，使景观生态研究在其形成阶段就分化为各具特色的多个方向。典型的有：欧洲的景观规划设计研究；俄罗斯的景观地球化学研究；加拿大和澳大利亚的土地生态分类研究；美国的景观结构与功能研究；中国的景观生态建设。其中以 Dansereau, Forman, Risser 等为主要代表的美国流派，对国际景观生态学的发展做出了重要贡献，其侧重研究景观生态学过程、功能及变化的研究特色，将系统生态学和景观综合整体思想作为景观生态研究的基础，致力于建立和完善景观生态学的基本理论和概念框架。在景观空间结构分析、景观生态功能研究、景观动态分析、乃至景观控制与景观资源管理等方面的研究上，正逐渐形成较为完整的体系。特别是在森林景观结构、功能及其动态，森林破碎化及其生态效应，生物多样性和濒危物种保护的景观管理途径，森林景观管理与水文质量控制，高地景观与低地环境质量及生产力的相互关系等方面都开展了研究工作。

近年来，欧美在景观生态学领域的主要进展是（1）经济观念与生态学研究的融合。生态学家越来越重视经济因素在自然保护中的作用，同时，自然生态经济价值的经济学定量分析也正引起人们重视；（2）强调人地和谐的研究。体现景观生态学以人为中心的特点，景观生态学的研究尺度以人类活动的尺度为核心；（3）模型研究。包括格局与过程的关系、景观变化分析等模型；（4）人为因素影响下流域尺度上的生态过程研究；（5）生态恢复，即退化景观的生态恢复过程。

2001年和2003年，景观生态学家就景观生态学的关键问题和优先研究领域在先后两次进行了专门讨论，对什么是21世纪景观生态学最重要的研究论题发表了他们的看法，邬建国和Richard Hobbs归纳出10个讨论论题（邬建国，2004）：（1）异质景观中的能量、物质和生物流过程；（2）土地利用和覆盖变化的起因、过程和效应；（3）非线性科学和复杂性科学在景观生态学中的应用；（4）尺度推绎；（5）景观生态学方法论的创新；（6）将景观指数与生态过程相结合，并发展能反映生态和社会经济过程的综合景观指数；（7）把人类和人类活动整合到景观生

态学中：(8) 景观格局的优化；(9) 景观水平的生物多样性保护和可持续性发展；(10) 景观数据的获得和准确度评价。这些研究论题代表了当前景观生态学的难题和挑战，是景观生态学今后的主要发展方向。

1.1.3 我国景观生态学研究概述

相对于国际上的景观生态学研究而言，我国景观生态学的发展历史还很短暂。从 1980 年代初期开始，我国的学术刊物上才正式出现了景观生态学方面的文章。我国的景观生态学研究虽然起步较晚，但起点很高，发展速度很快（陈吕笃，1992）。1988 年以前是处于摸索和介绍阶段；之后，我国的景观生态学进入了有目的、有计划地研究实践阶段。1988 年《生态学进展》第 1 期发表了李哈滨《景观生态学—生态学领域里的新概念构架》一文，该文扼要地介绍了北美学派景观生态学的主要概念、理论及其在北美的研究状况，对景观生态学在我国的普及起了很重要的作用；1990 年中科院应用生态研究所肖笃宁采用了美国景观生态学派的观点和方法对沈阳西郊景观格局变化进行了详细分析，这是中国首次把景观生态学原理应用到具体实践工作中。随后，一大批关于农业景观、沙地景观、自然保护区景观、城市景观方面的论文涌现出来。

二十世纪 90 年代中后期，国内景观生态学研究的热点是结合地理信息系统 (GIS) 与遥感等手段进行景观分析与评价，这一点正在与国外最先进的研究方法相接轨（耿叙武，2003）。王宪礼、傅伯杰、岳德鹏、李贞、马克明、邵国凡等人在近年结合地理信息系统与遥感等技术手段发表了关于景观生态学理论研究与应用方面的论文；同时相继出版了《景观生态学—理论、方法及应用》（肖笃宁）、《景观生态学的理论与应用》（许慧、王家骥）、《景观生态学》（徐化成）、《森林景观生态学》（郭晋平）、《景观生态学—格局、过程、尺度与等级》（邬建国）等多部中文的景观生态学方面的论著，为在我国普及景观生态学的发展起到了积极的推动作用。

概括起来，应用美国景观生态学原理及方法对景观格局、功能及其变化的研究工作有以下三个方面：(1) 以城郊和农业景观为主要研究对象，应用格局分析指标研究和分析景观整体特征及其变化，探讨土地利用格局的变化趋势及其与经济的关系；(2) 是农用林业或林农复合经营研究，包括农田树篱和林网结构、空间配置与生态功能及林农复合人工生态系统的结构与功能关系的研究；(3) 是

林区森林景观生态研究,包括森林景观结构、森林景观空间格局分析、森林景观动态及其群落生态效应、森林边际效应及动态、森林斑块动态与物种共存、森林景观格局与生物多样性等,已逐步成为森林资源管理、森林资源合理利用、自然保护区设计与管理和流域管理的理论基础。

1.2 景观格局与多尺度分析

1.2.1 景观异质性和缀块性

自组织理论认为,消耗能量的自组织过程自发地产生了宏观上有序的时空一功能结构(Müller, 1997)。这种结构的局部异质性被定义为不均匀的、非随机分布的生态单元(Kolasa & Pickett, 1991)。Farina (1998)描述了三种异质性:空间异质性,时间异质性和功能异质性。异质性(相对来说就是同质性)表现为系统中的基本单元,被定义为景观单元、缀块。Forman和Godron (1981, 1986)认为景观具有三种基本单元:缀块、廊道和基底。缀块泛指与周围环境在外貌或性质上不同,并具有一定程度内部同质性的空间单元。廊道是指景观中与相邻两边环境不同的线性或带状结构。而基底则是指分布最广泛、连续性最大的背景结构。由于生态系统是一个连续体,所以要确切地划分出缀块、廊道和基底是困难的,而且是不必要的。缀块性强调缀块的种类组成特征及其空间分布与配置关系。缀块组成包括缀块类型的数目和比例,而配置则包括缀块的空间排列、缀块形状、相邻缀块之间对比度、相同类型缀块之间的连接度、各向异性特征(anisotropy;即不同方向上的异质性也不同的现象)。景观组成单元的类型、数目以及空间分布与配置就是广义上的空间格局的概念。异质性和缀块性都强调景观特征在空间上的非均匀性,及其对尺度的依赖。空间异质性是自然界的普遍的特征,也是景观生态学研究的核心所在(邬建国, 2000)。

1.2.2 尺度

广义地讲,尺度(scale)是指在研究某一物体或现象时所采用的空间或时间单位,同时又可指某一现象或过程在空间和时间上所涉及到的范围和发生的频率。前者是从研究者的角度来定义尺度,而后者则是根据所研究的过程或现象的特征来定义尺度。尺度可分为空间尺度和时间尺度。在景观生态学中,尺度往往以粒度(grain)和幅度(extent)来表达。空间粒度指景观中最小可辨识单元所

代表的特征长度、面积或体积，对应于景观结构中的缀块；时间粒度指某一现象或时间发生的频率或时间间隔。幅度是指研究对象在空间或时间上的持续范围或长度。一般而言，从个体、种群、群落、生态系统、景观到全球生态学，粒度和幅度呈逐渐增加趋势（邬建国，2000）。

时间和空间尺度（temporal and spatial scale）包含于任何景观的生态过程。景观格局和景观异质性都依我们所测定的时间和空间尺度变化而异。在一个尺度上定义的同质性景观，可以随着观测尺度的改变而转变成异质性景观。形象地说，尺度对应着一个“感知窗口”。当窗口的大小（粒度和幅度）改变的时候，出现新的格局和结构。所以，观察者得到的结果受到观察尺度的强烈影响（Ola Hall, 2004）。景观格局具有强烈的尺度依赖性，因此，离开尺度来谈论景观的异质性、格局是无意义的。

1.2.3 等级理论与等级缀块动态

等级理论（Hierarchy Theory）指出，任何系统皆属于一定的等级，并具有一定的时间和空间尺度。生态系统具有等级结构的性质，但完整的等级理论是由一些系统理论学家和哲学家创立的（Simon, 1962; Koestler, 1967），Overton（1972）将该理论引入生态学。生态系统可以分解为不同的等级层次，不同等级层次上的系统具有不同的特征。等级理论是景观总体构架的基础（O'Neill 等，1989）。景观性质依其所属的等级不同而异。等级理论认为，包括景观在内的任何生物系统，从细胞到生物圈，都具有等级结构。所谓等级结构是指任何等级的生物系统，它们都由低一等级水平上的单元组成。每一单元又是低一等级水平上所有成员的所构成的整体，而单元自身又是高一等级的单元中的一员。

等级结构的一个重要概念是约束（O'Neill 等，1989）。等级结构的约束来自两个方面，对于某一等级上的生态系统，它受其低一等级水平上的单元行为所约束。O'Neill 等（1986）称之为生物约束。同时，生态系统受其高一等级水平上的环境所约束。约束力的范围和边界构成约束体系。约束体系的重要性在于它可以用来预测某一生态系统是否属于某一约束体系内。这是因为不同的生态系统属于不同的约束体系的缘故。关于不同等级水平之间的关系，Greene（1987）认为，各等级水平是靠信息的传递和联系来维持等级结构的整体性质。O'Neill 等（1988）认为，每个等级水平都具有其一定的时间和空间尺度。各等级水平的系统的功能

和结构也不同。等级理论要求，不同等级水平上的系统的性质，应该分别加以研究。

在把等级理论应用到景观生态时，Wu（1999）认为，因为构成单元（patch）在垂直方向的松散（loose）和水平方向的耦合（couple），整个生态系统可以被完全地分解。松散指地是可分解性，而耦合意味着抵抗分解。在特定地尺度下，缀块与同一个等级的其他缀块连耦合，和更高、更低水平地组织松散联系。

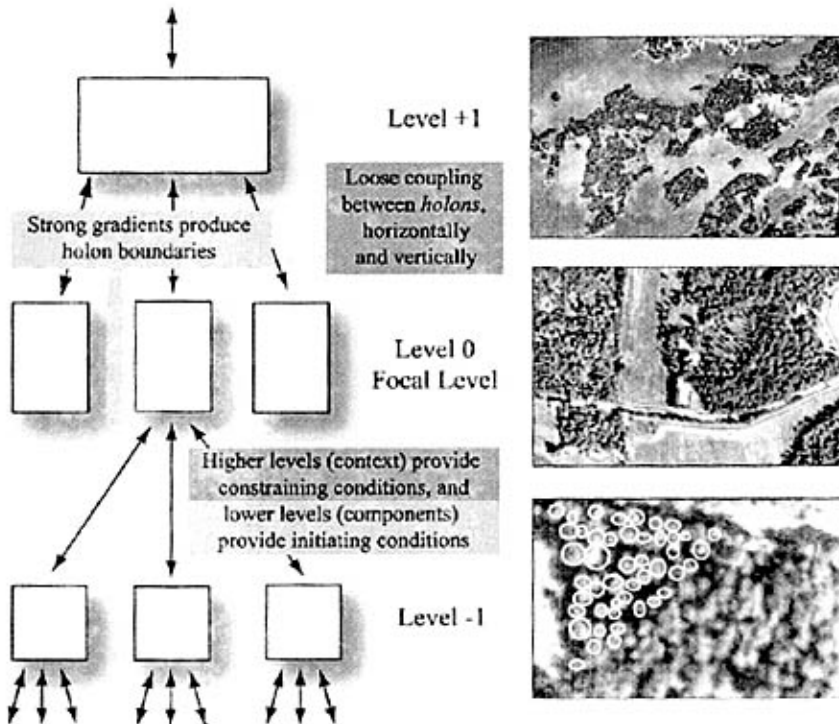


图 1-1 一个等级理论的示例。图中左边的部分为不同水平的缀块结构。不同水平的缀块间的松散联系和同一个水平间缀块的相互耦合。图中右边的部分展示出把一个森林和农业景观分解为 3 个等级水平：海洋基底中的岛屿缀块（Level +1），一个森林缀块（focal, Level 0），表示单独的树冠缀块（Level -1）（引自 Burnett & Blaschke, 2003）。

Fig.1-1 A sample of the hierarchy concept . The left side of the diagram shows inter-holon structure. A range of gradients in ecosystem processes or flux produces ‘loose coupling’ and the generation of surfaces between holons. The right side of the figure shows a hypothetical decomposition of a forest and agricultural landscape into three hierarchical levels: the island patch in a sea matrix(holon +1), a forest patch (focal, holon 0), and individual trees as patches (holon -1) (Burnett & Blaschke, 2003).

Wu & Loucks（1995）和Wu（1999）认为，应用等级缀块动态理论框架（Hierarchical patch dynamics），把景观作为一个缀块镶嵌体，能很好地观察认识景观生态系统，构建景观模型。等级缀块动态理论框架是以缀块动态理论和等级理论的高度综合为特征的，其要点包括以下4个方面：（1）生态学系统是由缀块

镶嵌体组成的巢式的等级系统（或包容式），在这个系统中，每一个的缀块都由更小的功能缀块所组成；（2）系统动态是各个尺度上缀块动态的总体反映。在具有等级结构的生态学系统中，系统的结构是小尺度缀块和大尺度缀块镶嵌体及其与环境相互作用的结果。例如：森林动态可以看作是林隙动态和涉及不同尺度上与土壤和地理格局有关的生物及非生物过程变化的总体反应；（3）格局—过程—尺度观点。空间格局和生态学过程的关系是生态学中的核心问题之一。过程产生格局，格局作用于过程。无论是格局与过程，还是它们之间的相互关系，都随着尺度的改变而改变；（4）在生态学系统中，非平衡和随机的过程是普遍的。一般来说，小尺度的过程更倾向于表现出随机性和不稳定性。但是，非平衡和随机的过程并不一定是与稳定性抗衡的，它们通常是外表稳定的系统的底层的机制。

1.3 基于对象的、多尺度景观分析方法

1.3.1 基于象元的景观分析方法的缺陷

遥感已经成为景观分析不可缺少的数据来源，没有其他任何的调查技术能够在景观水平上的、规律地调查出景观格局和格局变化。但是，遥感技术就像其他的观察技术一样，是对格局的一次不完美的捕捉，而遥感影像自身是生态系统过程的一个不完美的镜像。Cracknell（1998）提出了著名的问题：“What’s in a pixel?”，批判地把“象元（pixel）”分为：几何象元，混合象元，点扩散作用（point spread function）产生的象元和重采样（resample）产生的象元。他认为，“象元”比我们目前所认识的作为图像单元要复杂的得多。更准确地说，每一个象元代表了一个综合的、辐射亮度的测量值，这个测量值是对应于在传感器的瞬时视场（instantaneous field of view）所确定的面积范围中，现实物体对空间、光谱、和电磁波的影响（Hay, 2001）。这种结果会有3种情况：感兴趣的要素大于、大约等于或者小于空间采样的面积。感兴趣的要素大于象元大小，象元对应于要素的局部部分；感兴趣的要素小于象元大小，象元的DN值，只是象元分辨率以外的能量的综合的放映（Fisher, 1997; Atkinson, 2004）。事实上，在一张影像中，三种情况都是同时存在的。

传感器的瞬时视场（IFOV），象元的物理意义等问题，更多的是作为技术、逻辑限制，而并不是生态学家自身的需要（Steele, 1978）。另外，在传统上，以象元为中心（pixel-centered）的方法通常都是单一尺度的方法，只是在一个分辨

率的遥感影像上分析象元，而同时在这张影像上以单一的尺度进行分析。与此同时，使用EO数据进行景观分析的时候，传统的方法是根据象元的光谱值在光谱特征空间中的位置来分类。对复杂的生态系统而言，这种分析方法显然过于简单片面。

使用传统的、基于象元的分析方法，引起了一个不可避免的问题——可修改区域单元问题（modifiable areal unit problem, MAUP）（邬建国，2000）。MAUP是指用于空间分析的区域单元“可修改”本质以及它对分析及建模结果的形象。格局与过程所出现的空间是连续的；在取样或分析空间数据时，把这一个空间按某种基本面积单元划分的方法就有无穷多种方法。由此所致的有关面积单元选择的主观任意性问题，会给空间分析的结果造成影响。可修改区域单元问题正是由于基本面积单元在选择上的任意性而造成的。区域单元可修改本质体现在两个方面：空间数据聚合的水平 and 用于收集数据的区域单元的定义或划分。前者是指比例尺的影响，后者指分区的影响（Chang, 2002）。

EO数据的成像过程，就好像把一张规则的“渔网”放在连续的地表上，“套取”出EO影像数据。显然，“渔网”的网眼（对应于成像象元的大小）和放置的方向、位置可以任意变化，同一个地区可以产生多个不同的影像。在同一个地区，不同的传感器生成不同影像性质、象元大小的影像，即使是同一种传感器，也会因为成像时间、成像角度的不同而生成不同的影像，这就是EO数据中的MAUP。

所以在EO数据中，每个象元不一定具有真实的对应物，同时存在一定程度的不确定性；而传统的基于象元的分析方法，并不能可以克服MAUP。克服MAUP问题的一个方法就是，使用具有现实意义的地理单元而不是任意的象元，作为分析的基本单元（Fotheringham & Wong, 1991; Hay *et al.*, 2001）；这需要全新的、基于对象的分析方法。

1.3.2 基于对象的景观分析方法产生的因素

在过去的十年中，高分辨率（H-res）的商业遥感影像的越来越容易得到，这些分辨率达到5m甚至更高的遥感影像得到广泛的应用。在这种趋势的存在下，促使了统治了接近30年的基于象元的（pixel-based）、多光谱的分析方法慢慢的转向基于对象的（object-based）、多尺度（multiscale）的分析方法（Asner *et al.*, 2003）。多尺度指示出多空间尺度（dimension），在不同尺度下，要素、格局、

过程可以被观察和度量。而基于对象是对连续的生态系统的离散而得到的具体元素。在遥感影像中，与对象对应的是图像对象（image object），图像对象是指在图像中的一组相连的、具有相似DN值的象元；图像对象由图像分割算法提取产生，对应于现实地物，如单个房屋、树冠等。

基于对象的方法伴随H-res、VHR(very high resolution)EO数据的发展而来，因为这些H-res、VHR数据在有着极高空间分辨率（Spot5 2.5m，Ikonos 1m，QuickBird 0.6m）的同时，光谱分辨率相对于中分辨率的TM，MODIS等来说相对不足。把传统的分析方法应用到这些EO数据上，一方面会导致在极高的空间分辨率下的空间信息得不到利用，而另一方面，低光谱分辨率导致光谱特征空间中，象元与象元间的可分离性低。正是这些H-res、VHR数据特点，强烈地促使了基于对象的、多尺度分析方法的产生。

对于各种H-res、VHR（very high resolution）EO数据来说，空间分辨率的提高，单个的象元往往不是真实的地理对象，而是对应于地理对象的局部。在极高的空间分辨率下，DN相似的、相互连接的局部区域内的一组象元构成一个具有真实意义的图像对象，对应于现实世界中的物体，如单个树冠、一个建筑物等。

同时，人类感知的世界，并不是一个由象元构成的世界，而是一个由离散对象所构成的连续体。离散的对象的大小、形状、空间排列和上下文关系都会随着感知的尺度改变而改变。（Marceau, 1999; Marceau & Hay, 1999）。基于象元的方法会因为同物异谱、同谱异物等原因，一般很难产生非常符合人类视觉效果的分析、分类结果。

1.3.3 基于对象的、多尺度的景观分析方法

基于上述，结合等级缀块动态理论框架、面向对象的关系模型和先进的GIS和RS技术，产生的基于对象的、多尺度分析方法（Multiscale object-specific analysis, MOSS），能更好地用于生态景观分析，以及克服一些传统方法的缺陷。

1.3.3.1 分析方法框架

基于对象的、多尺度的分析方法框架一般包括以下5个步骤（Burnett & Blaschke, 2003）：

1. 地理数据库的构建：把相关的遥感图片、专题图层、地形数据、统计数据等纳入地理数据库，确保所有的数据都具有相同的空间范围、坐标系统，数据

的集中管理方便整个分析过程；

2. 图像分割：一般来说，基于对象的分析方法都涉及图像处理技术，应用图像分割技术，根据特定的标准把遥感图像离散为相互不重叠的单元，或者根据等级理论把图像离散为不同尺度的对象等级结构。图像分割是整个分析方法框架的基础；

3. 构建对象关系模型：将多尺度的分割对象根据不同尺度的对象之间的上下级包含关系、相同尺度下对象间的拓扑关系，构建出对象的关系模型。关系模型除了用于组织不同尺度下的对象之外，还用于后续的面对对象的分类；

4. 矢量化与可视化：由于图像分割是基于栅格数据的，分割的结构是边缘不规则的栅格对象，不符合视觉习惯。而且，为了分析中RS和GIS紧密结合的需要，需要把分割的结构矢量化，导入到数据库中，用于后续的分析步骤。另外，由于对象已经被组织成对象关系模型，如何显示不同等级的对象、表示等级间的包含关系、方便对象的查询，需要良好的数据结构和数据组织方式；

5. 精度评估：精度评估是一个相当重要地环节，无论是图像分割还是分类，都需要进行确定误差的范围，为了避免误差繁衍（error propagation）现象而导致产生更大的误差，保证后续分析的准确性，必须判断以上步骤产生的结果是否在可接受的误差范围内。

上述的基于对象的、多尺度的景观分析方法（MOSS）是结合HPD理论产生的，完全体现HPD理论中的缀块镶嵌体巢式等级系统、格局—过程—尺度等的观点：根据特定的分析任务，选取体现生态学过程的尺度或者焦点的尺度，对遥感影像进行多尺度分割，并构建对象关系模型。在对象关系模型下，每一个尺度都具有确切的生态学意义；而确定尺度下的图像对象对应于生态系统中这个分析/观察尺度下的构成单元——缀块。HPD的另一个观点：系统动态是各个尺度上缀块动态的总体反映，则可以通过分析对象关系模型下，各个尺度的图像对象之间的变化与联系，以及在尺度变化的时候，某种生态过程/自然属性随着尺度的变化规律。

1.3.3.2 基于对象的、多尺度的景观分析方法的优点

使用基于对象的、多尺度的景观分析方法用于景观分析，有以下的优势（eCognition User Guide, 2004）：（1）除了单纯的光谱信息外，图像对象还包含

了很多额外属性可用于分类：形状、纹理、对象在整个对象模型中的位置；(2) 多尺度分割根据图像中的局部异质性把整个图像中相邻的区域分割为不同的对象。即使这些异质性是由纹理或者是噪音所产生；(3) 图像对象由连接的、DN 值相似的象元所构成，所以即使图像对象中出现由于噪音或其他原因而产生的噪音象元，其影响能被对象的其他象元所抵消。与基于象元的方法相比，拥有更高的信噪比。在分类中，基于象元的分类仅仅是根据象元的光谱值，容易受到噪音的干扰，而基于对象的分类方法，分类的特征依据多样，特征之间的彼此独立，提高了分类的健壮性和精度；(4) 没有一个尺度是适用于一个景观系统中所有的单元 (Hay, 2005)，每一个分类的任务都有它特定的尺度。使用多尺度的分割方法能产生任何尺度的对象，满足不同的要求、数据和任务；(5) 分割所产生的对象的数目远远少于原来的象元数目。分割后的分析处理过程所面对的是分割产生的对象，所以比起原来的象元数目来说，运算量大大减少。即使在对象上加入大量的基于知识库的判断，也能维持很快的运算速度；(6) 应用多尺度分割技术能分割出任意尺度的对象。构成的对象关系模型同时拥有不同等级的对象。对象的等级关系可以用于各种分析，比如，一个图像对象可以根据它的子对象的属性来分类；(7) 应用图像分割产成的对象用于分类，可以避免传统的、基于象元的分类方法产生的“胡椒粉和盐”的现象，得到更科学的，符合人类视觉思维习惯的景观格局。

1.4 基于对象的、多尺度景观分析方法的实现

1.4.1 图像分割与对象模型的构建

图像分割是基于对象的分析方法，对象自动检测和自动提取的基础，图像分割在其他科学领域早已存在而且相当成熟 (Haralick, 1973)，比如零件生产线的缺陷零件自动检测；生物医学领域的对象（癌细胞、血细胞）自动识辨技术，这些技术虽然成熟并具有令人满意的结果，也仅仅是局限于特定的领域或者是需要特定的数据。近10年来，伴随H-res的航空遥感影像和卫星遥感影像的发展，在地球科学领域，很多有希望的新算法和应用程序不断出现：基于对象特征的森林类型制图 (Hay & Niemann, 1994; Hay *et al.*, 1996)，具体到树冠的分类 (Gougeon, 1995)，基于对象的尺度分析和尺度上推 (Hay *et al.*, 1997, 2001; Hay & Marceau, 2004)，基于对象的动态检测 (Hall & Hay, 2003)，应用基于对象的雷达分析模

型用于森林调查 (Wulder & Seemann, 2003), 基于对象的、多尺度的土地利用类型制图 (Hall *et al.*, 2004), 多尺度水线分析 (Steinhardt & Volk, 2003), 森林树冠识辨 (Leckie *et al.*, 2003)。

优秀的图像分割算法必须具有高性能、可重复操作性、健壮性等特性, 一般来说, 多尺度分割所使用的是自上而下 (bottom-up) 的分割算法。目前, 常见的自上而下算法有: 全局阈值算法 (global thresholding algorithms)、区域增长算法 (region growing algorithms)、纹理分割算法 (texture segmentation algorithms)、基于知识库的方法 (knowledge-based approaches)、水线分割算法 (watershed segmentation algorithms)。自上而下算法从单个象元开始, 合并 DN 值相似的、相邻的象元, 直至产生的图像对象的整体异质性达到预先定义的阈值为止, 产生第一个等级的对象网络。而多尺度的具体实现是相邻的图像对象的合并, 直至新产生的对象的整体异质性达到某一个阈值为止。这样, 在原来的尺度的基础上, 产生新的、更大的一个尺度。多尺度分割产生的图像对象形成一个对象等级网络, 使用对象关系模型把这个等级网络中所有的对象组织起来。在这个模型中, 每一个对象都知道自己属于哪个尺度、它拥有哪些子对象、它自己属于上一个尺度的哪一个对象 (父对象) 以及同一个尺度中的与自己相邻的对象。用于判断合并是否继续进行的阈值在图像分割的范畴中, 指的是局部异质性, 用于比较合并前的几个对象和与合并后产生的新对象的差异程度。异质性以对象的体积为权重, 既可以是对象的光谱异质性, 也可以结合对象的形状异质性。显然, 这个在图像分割中的这个阈值, 对应着景观中的尺度, 通过选择合适的阈值, 分割出具有真实意义的景观单位。不同阈值分割出来的多等级对象网络, 对应于同一个景观在不同尺度下的结构。

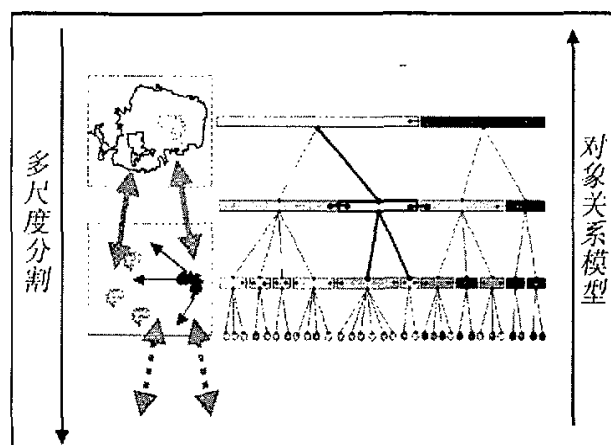


图1-2 多尺度分割产生的图像对象关系模型

Fig.1-2 Object relationship hierarchy generated by multiscale segmentation

所以一般而言，基于对象的方法基本上应用于各种H-res、VHR数据，但这并不排斥把基于对象的方法应用到M-res（median resolution）的遥感数据上。对于图像分割算法来说，H-res和M-res没有任何区别，分割的依据仅是是图像局部区域DN值的相似性，不涉及任何生态学的概念；而从景观的角度来说，H-res对应着小尺度的景观，而M-res对应着大尺度的景观。这意味着，对于这个基于对象的、多尺度景观分析方法来说，可以把不同分辨率、不同传感器的EO数据用于同一个项目，具有相同空间范围的不同分辨率的EO数据对应着这个空间范围不同尺度下的格局。分别对不同分辨率的图像进行图像分割，产生的多个对象等级网络（一个分辨率生成一个等级网络），然后再组织到同一个对象关系模型中。这样，在一个景观分析任务中，能同时利用不同的数据源，在多个尺度、大尺度跨度上进行景观分析，而且，还能充分利用不同传感器的性质，比如QuickBird的高空间分辨率和TM的高光谱性质。

通过多尺度图像分割产生的对象关系模型将应用到后续的分类处理和景观分析。在基于对象的、多尺度景观分析方法下，分类处理将采用操作性更好、精度更高的面向对象分类方法，而不是传统的基于象元的分类方法。

1.4.2 基于象元与基于对象的方法在分类上的区别

在以象元为中心的方法中，分类的单位是象元，分类的依据是象元的光谱值。常用的方法有迭代自组织（ISO，非监督分类），均值法（Mean，非监督分类），K-Mean（非监督分类），最大似然法（maximum-likelihood，监督分类），最小距离法（minimum-distance，监督分类），平行六面体法（parallelepiped）等。在一些遥感软件（如 Erdas 8.6）中也存在专家分类（expert classify），根据预先定义好的知识库（knowledge base）分类，进一步提高分类的结果，但决策的依据仅仅涉及到光谱信息、逻辑判断和简单的拓扑关系。

在基于对象的方法中，分类的单位是图像对象，可用于分类的依据不仅仅是图像对象的光谱值：（1）内在特征：图像对象的物理属性，包括颜色、亮度、形状、纹理、边界等。这些属性由图像对象对应的地物性质、传感器类型、成像条件等所决定；（2）拓扑特征：描述一个对象与相邻对象的几何关系，或者是在整

个景观中的位置，比如相邻对象的数目，在特定距离内的对象的类型，在整个景观的相对位置等；(3) 上下文特征：描述对象间语义关系的特征。比如公园这一个类别，一定是存在于城市类别中。

在传统的基于象元的分类方法中，分类后处理仅仅涉及类别合并、小斑块消除这些处理，很少能够在分类的结果上，根据特定的需要和条件，调整分类的结果，如：建筑物包围在草地中，而高大的建筑物总会产生大片的阴影，应该在分类的结果上，把建筑物类别相邻的阴影合并到草地中。在基于对象的方法中，能在分类的基础上，进行基于分类的分割 (classification-based segmentation)。在分类的结果上，利用对象的各种特征，在多个尺度上，重新组织对象，形成新的分类结果。显然，与基于象元的方法相比，基于对象的方法能够产生更好的分类结果，更具有可操作性。

1.4.3 EO 数据与不确定性

有几种不确定性与模糊性 (uncertainties and vagueness) 影响从遥感数据中提取信息：(1) 存在许多的因素影响数据获取、数据处理和图像的生成。EO 数据一个最基本的、最内在的问题是地球表面会因为季节、一天中的时间、光照条件、天气的不同而形成不同的感观。而且即使是同一种地物也会因为传感器和分辨率的不同而表现出很大的差异。所以，各种地物的特征与土地覆盖/土地类型之间的关系只能大概地构建，因此，反映土地覆盖/土地类型遥感影像不可避免地具有模糊性。而且，传感器无论是光谱分辨率还是空间分辨率都有着自身的限制，分辨率以外的信息，只能综合为一个象元的 DN 值。比如：在一个象元覆盖的范围里存在着水陆的过渡，那么这个象元将表现出一定程度的水特性，同时又表现出一些陆地的性质。另外，在图像的生成过程中，传感器的测量值转化为影像数据，为了减少存储空间和数据传输量，往往要对影像数据进行数据压缩，这个过程在最终生成图像影像中增加了随机性和不确定性；(2) 景观作为一个连续体而出现，同时土地覆盖/土地类型也是连续变化的。比如，在高密度植被覆盖和低密度植被覆盖、高人口密度和低人口密度之间没有清晰的界限，任何人为制定的阈值都不是完全正确的，土地覆盖/土地类型自身就具有模糊性和不确定性。

综上所述，从遥感影像中提取信息，很大程度上需要依赖模糊知识 (vague knowledge)，例如：在水体在红外波段的反射率接近 0、植被的 NDVI 值一般大

于 0.36、阔叶树种基本上都有大致圆形的树冠。而且在很多时候，从影像数据中并不能得到足够的信息，这可能是辐射分辨率或空间分辨率不足，信噪比太低，或者感兴趣的地物在传感器上并没有产生不同的信号，如果不把这些不确定性因素加以考虑，信息提取、分类的将不具有健壮性和可转移性。把不确定性加以考虑的分类方法，称为软分类器（soft classifier）。

1.4.4 软分类器与模糊分类

分类是指根据各个类别（class）的描述（description），把多个对象分配（assigning）到一个特定的类别。一个类别的描述通常是这个类别的典型属性或这个类别必须拥有的条件。对象是否被分配/分类，取决于是否满足这些属性或条件。根据数据库的术语，一个特征空间被分割为多个区域，这些区域建立起对象和类别的多对一的关系。分类的结果是每一个对象属于某一个确定的类别，或者保持未分类的状态。在遥感领域，经典的分类器有最大似然法、最小距离法和平行六面体法，这些分类器为每一个对象确定一个 0 或 1 的隶属度（membership），表明这个对象是否属于这个类别。这些分类器称为硬分类器（hard classifier），因为它们使用二值（binary）的方式表示对象关于某个类别的隶属度。相反地，软分类器使用一个范围的可能性来表达对象分配到一个类别可能程度。隶属度的范围一般为从 0 到 1，0 表示对象完全不属于这个类别，而 1 表示对象完全属于这个类别。因此，一个对象关于某个类别的隶属度表示这个对象满足这个类别的属性/条件的程度。这些软方法的一个优点是允许表达对象关于一个类别的不确定性，而且还能同时表达出同一个对象关于不同类别隶属度，根据不同的类别描述，这个对象关于不同类别的不同隶属度表示出这个对象分配为不同类别的可能性。从图像理解这个角度来说，软分类的结果更能够表达人类知识关于现实世界的不确定性，更接近人类的语言、思维和想法；用另一句话来说，软分类器比起硬分类器来说更加“诚实”。

基于模糊系统（fuzzy system）的软分类器是目前最好的软分类器之一（Kruse, *et al.*, 1993）。模糊逻辑（fuzzy logic）是定量模糊程度的一种数学方法。基本的想法是使用[0,1]这个连续范围内来代替“是”和“否”这两个确切的逻辑表述，0 和 1 之间的所有值都或多或少地表示“是”和“否”这两个状态。因此，模糊逻辑能够模仿人类思维，并能把语言上的规则加以考虑。模糊分类更适用于处理

遥感中信息提取的不确定性。参数和模型的不确定性通过模糊集定义的模糊函数来计算。多值 (multivalued) 的模糊逻辑产生 “true” 或者 “false” 间的一个渐变范围取代了二值的 “true” 和 “false”。

模糊分类系统产生的是一个模糊分类 (fuzzy classification)，其中每一个类别的隶属度分配到每一个对象中。模糊分类允许进行后续步骤的详细分析，并能了解每一个图像对象的类别混合情况或类别可分离性。最简单的情况是，一个对象将分类为它当中的最大隶属度的那个类别。

1.4.5 模糊分类系统

模糊系统分由三部分由构成：模糊化 (fuzzification)，模糊规则库 (fuzzy rule base) 和去模糊化 (defuzzification) (Bandemer & Gottwald, 1995)。

模糊化 (fuzzification) 表示了从二值系统 (boolean system) 向模糊系统 (fuzzy system) 的转化。它为每一个特征值赋予一个 0 到 1 之间的隶属度。隶属度的值由一个隶属函数 (membership function) 所决定，如图 1.2 所示。

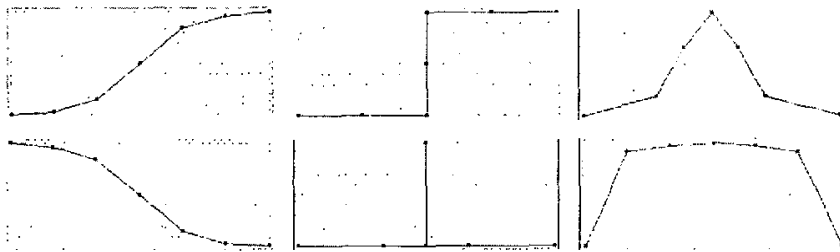


图 1-2 各种不同形状的隶属函数。横坐标为特征值，纵坐标为隶属度。不同形状的隶属函数代表不同的逻辑，应用于不同的场合。

Fig.1-2 Different kind membership functions. The x-axis is the feature value, and the y-axis is the membership value. Different shape represent different logic.

在特征值上产生大于 0 的隶属度的特征值集合称为模糊集 (fuzzy set)。一般来说，隶属函数的形状越宽，这个特征值下的潜在概念越模糊；模糊集上的隶属度越小，表示这段模糊集上越是不确定性。

可用于分类的特征有很多，如：光谱值，形状，纹理等，这些特征具有不同的量纲，彼此之间不能直接用于比较。只有把这些特征模糊化后，产生统一的 0 到 1 之间的隶属度，这样，不同量纲的特征才能结合起来共同用于分析分类。特征函数的构建体现了对这个特征所理解的知识；因此分类结果直接取决于特征函数的选择。

模糊规则库 (fuzzy rule base) 是模糊规则 (fuzzy rule) 的结合，而模糊规则

中又结合了多个模糊集。模糊规则是“if - then”规则，如果条件满足，则执行动作。最简单的模糊规则只包含一个模糊集，如在图 1-3 中，如果图像对象的特征值 x 是位于模糊集 low，那么图像对象就是类别 Water 的一个成员。在上图，图像对象的波段 1 的 DN 值是 70，则关于类别 Water 的隶属度是 0.4，如果特征值是 200，那么图像对象不属于类别 Water，图像对象关于类别 Water 就会被分配 0 值隶属度。在更高级的模糊规则中，结合着多个模糊集，比如“if A and B, then”或则“if A or B, then”，“and”表示最小值，返回模糊集 A 和 B 之间的最小值；而“or”表示最大值，返回两者的最小值。

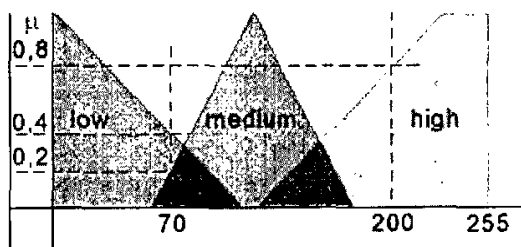
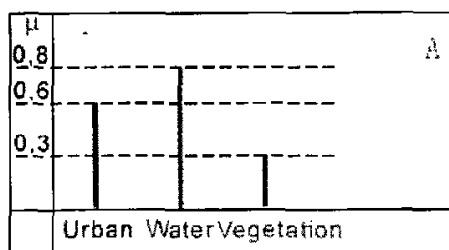


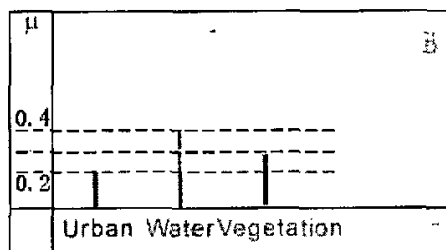
图 1-3 在特征值 x 上定义的三个模糊集 low、medium 和 high

Fig.1-3 Membership functions on feature x define the fuzzy set low, medium and high for this feature.

模糊规则库的输出结果是模糊分类 (fuzzy classification)，其中包含了这个对象关于每一个类别的隶属度 (图 1-4 A)。一个对象的模糊分类中，类别的隶属值越高，表示分类的可靠性越高。图像对象的最终分类结果将根据这个对象的模糊分类，以及所有对象的模糊分类的统计值做决定。



A: 一个图像对象的模糊系统，类别的隶属分别为 0.6、0.8 和 0.3。这个对象的类别混合程度不高，隶属度最大的类别为 Water，并具有很好的可靠性。



B: 这个对象关于每一个类别的隶属度分别为 0.2、0.4 和 0.3。所有类别的隶属度的值都很小，表示这个对象的分类不具有可靠性。

图 1-4 两个图像对象的模糊系统

Fig. 1-4 The fuzzy classification for tow image objects.

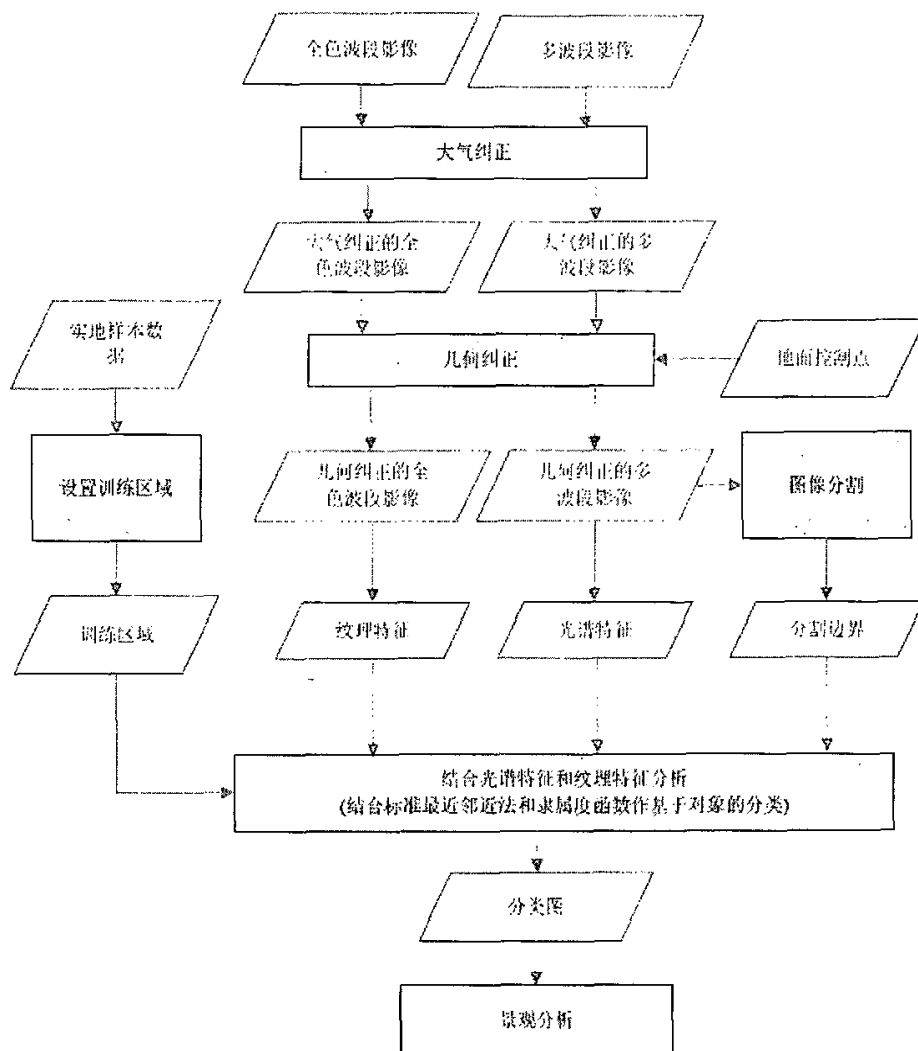
去模糊化 (defuzzification) 是模糊化的逆过程。在土地利用/土地覆盖这些应

用中，需要把模糊系统转回二值系统，所有的对象都被分配到一个类别或者保持未分类状态。最简单的去模糊化是根据分类系统中的最大值确定对象属于那个类别；如果最大值低于这个类别的阈值，则这个对象不分配到任何类别中（如图 1-4B，如果类别 Water 规定最小隶属度为 0.5，则这个对象不会分配到任何类别）。但是，这种去模糊化的方法会造成分类系统中丰富的信息丢失，得不到充分利用。

1.6 本文的研究内容、目的与技术路线

本论文应用多尺度的景观分析的理论，使用高分辨率的 QuickBird 遥感影像和面向对象的分析软件 eCognition，对黑石顶的景观格局进行分析，为更好地管理和规划保护区提供必要信息与决策依据。

本论文的技术路线如下：



2 研究地区概况

2.1 自然条件

黑石顶自然保护区位于广东省封开县，地理位置为 $111^{\circ} 53' E$ ， $23^{\circ} 27' N$ ，总面积约 40km^2 ，是北回归线上保护得最好的亚热带常绿阔叶季雨林，这里植物种类繁多，林相整齐。有高等植物和国家重点保护植物和富经济价值的树种 2000 多种。

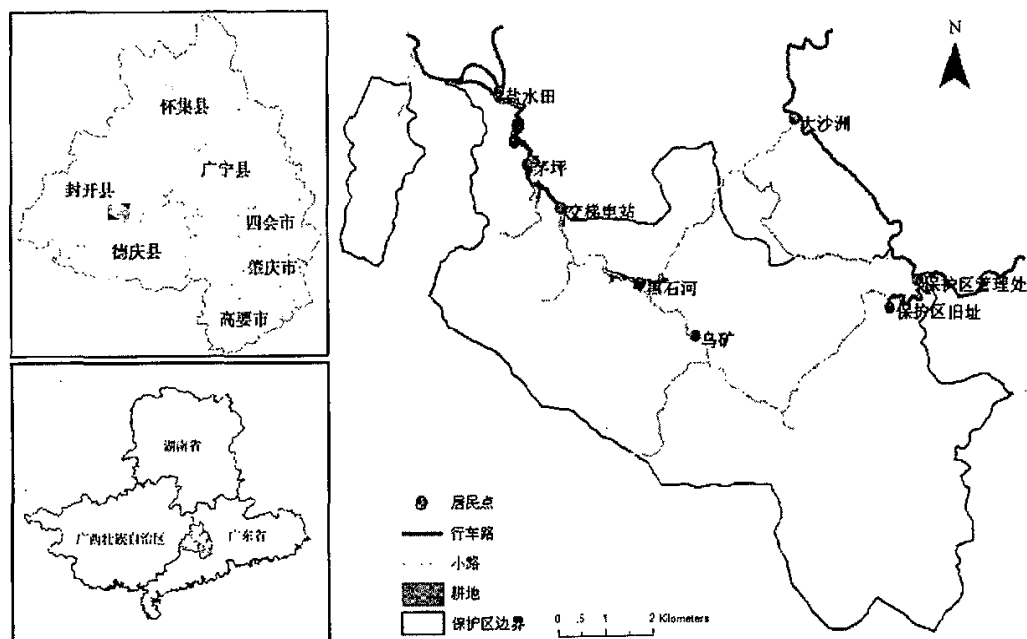


图2-1 黑石顶自然保护区位置

Fig.2-1 The location of Heishiding Nature Reserve

黑石顶自然保护区地质构造特点是以加里东期花岗岩为主，南沙涌一带局部地区为页岩构成。地势东南高西北低，地形起伏较大，属低山地貌，一般海拔150—700m，主峰黑石顶海拔927m（施苏华，1987）。

该地区属亚热带湿润季风气候。根据七星气象站1971—1975年的观察，该地区年平均气温 19.6°C ，无霜期297天；年降雨量1743.8mm，降水集中在每年的4—9月份，占全年的79%，有明显的干湿季节变化；空气湿度较大，年平均湿度在80%以上（王伯荪，1987）。

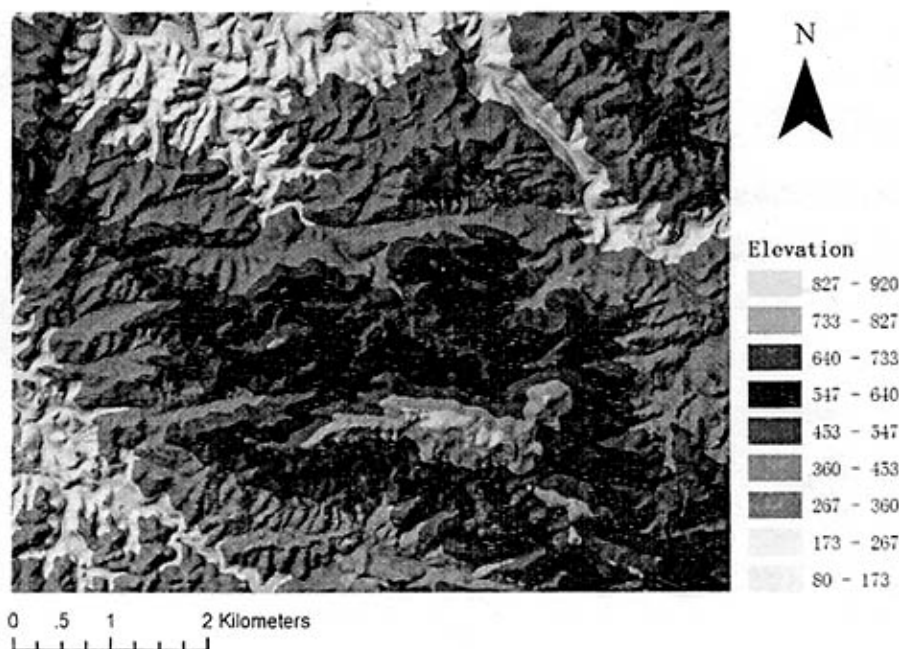


图 2-2 黑石顶自然保护区的地形图（高度单位：m）

Fig.2-2 Elevation surface of Heishiding Nature Reserve (Elevation: meter)

2.2 景观状况和森林资源

黑石顶自然保护区由于过去曾有居民居住，受人类的活动影响较大，植被不断遭受破坏，现存植被有许多都是次生性植被（王伯荪和刘雄恩，1987）。在保护区的西北部，特别是靠近盐水田、茅坪一带，植被长期遭受砍伐和其他人为活动的干扰，使其一直维持着马尾松林和针阔混交林的状态（王伯荪和刘雄恩，1987）。仅于溪谷边尚残存一些以壳斗科栲属 *Castanopsis*、槲属 *Lithocarpus* 为优势种的常绿阔叶林。

黑石顶的水平地带性植被属于亚热带常绿阔叶林（王伯荪和刘雄恩，1987）。根据外貌生态原则（王伯荪和刘雄恩，1987），又可以划分为亚热带低山常绿阔叶林、亚热带山地常绿阔叶林和亚热带山地常绿阔叶矮林。亚热带低山常绿阔叶林保存较好，面积也较大，群落结构复杂，物种丰富。亚热带山地常绿阔叶林由于受 1976 年冬季大风雪的严重毁坏，至今仍林相惨败，缺少大树，且林下苦竹发育成片，影响群落自然更新。亚热带山地常绿阔叶矮林在黑石顶仅见于八四八山顶一小片面积很小，特征也不太显著。此外，本区内尚分布有亚热带常绿阔叶灌丛、亚热带丘陵山地草丛等，面积较小，且多位零星分布。

李勇（2000）根据实地植被调查结果和前人的研究资料，作出黑石顶自然保护区群丛的分布图。

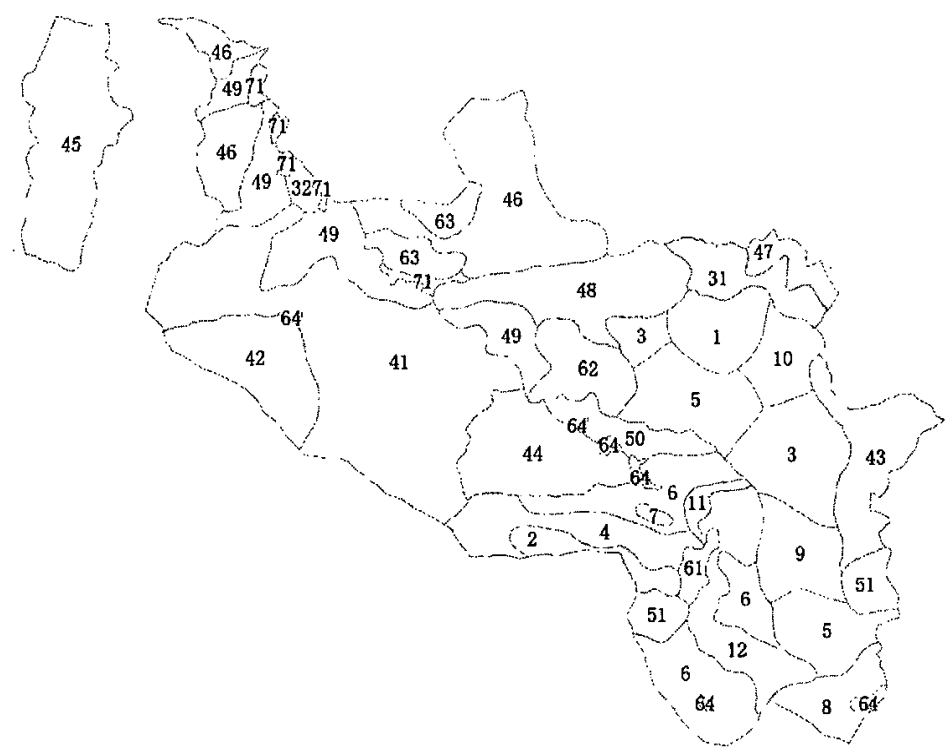


图 2-3 黑石顶自然保护区群丛分布图
Fig. Distribution of association in Heishiding Nature Reserve

表 2-1 黑石顶自然保护区群丛
Table2-1 Association in Heishiding Nature Reserve

索引 Index	群丛 Association	索引 Index	群丛 Association
1	粘木+小叶胭脂-黄果厚壳桂	41	马尾松+水栗-鸭脚木-芒萁
2	小硬叶櫚+鼠刺+黑叶桉	42	马尾松+水栗-红皮子凌
3	水栗+阿丁枫-黄果厚壳桂-华南省藤	43	马尾松+米椎+黄杞
4	米椎-毛桃木莲+马蹄荷-苦竹	44	马尾松+罗浮栲+壳菜果-华南省藤
5	米椎-黄果厚壳桂+桂北木姜-华南省藤	45	马尾松+藜蒴+鸭脚木
6	米椎-阿丁枫+岭南槭+光叶红豆-苦竹	46	马尾松+荷树-鸭脚木
7	马蹄荷-桂北木姜+陈氏钓樟-线齿	47	马尾松+吊皮椎+荷树
8	狗牙椎+阿丁枫+水栗-陈氏钓樟-华南省藤	48	马尾松+阿丁枫-网脉山龙眼
9	阿丁枫+粘木-黄果厚壳桂+黄枝木	49	马尾松-鸭脚木-芒萁
10	阿丁枫+小叶胭脂-陈氏钓樟-华南省藤	50	马尾松-鸭脚木-苦竹
11	阿丁枫+水栗+厚壳桂-红鳞蒲桃-苦竹	51	马尾松-桃金娘-芒萁
12	阿丁枫+金叶含笑+罗浮栲-苦竹	61	万山爆竹林
31	杉木+马尾松-鸭脚木-芒萁	62	桃金娘-芒萁
32	杉木-桃金娘-芒萁	63	芒萁
71	耕地	64	芦竹

黑石顶自然保护区常见上层树种及其拉丁名见附表一；保护区群丛见附表二。

3 研究方法

3.1 实验数据

在整个实验研究中使用的数据有：

- (1) 主要群丛边界调查数据；
- (2) 实地样方调查数据；
- (3) 黑石顶自然保护区数字高程模型；
- (4) 成像时间为 2005 年 10 月 21 日的 QuickBird 多波段卫星遥感影像数据。

3.2 外业调查

由于 QuickBird 卫星影像的空间分辨率（全色波段）达到 0.6m，而一般的手持 GPS 设备的精度为 5~10m，而在高盖度树林中使用的时候，由于树木上层结构而造成的卫星信号多次反射和折射，使得手持 GPS 设备定位精度更低，甚至不能接受到卫星信号。所以，为了测定的样方数据在空间位置上能正确地叠加到 QuickBird 卫星影像，使用了平面定位精度达到 20cm 的 RTK（南方测绘，灵锐 80 RTK）。

在实际的外业调查过程中，把基站设置在比较高的楼顶，RTK 链路信号良好，即使受到山体的阻挡，仍能在山体背面接受到基站信号，基站的信号覆盖范围在黑石顶自然保护区的山地林区能达到 5km²。同时，移动站接受到的信号质量取决于地形和测量点的上层树冠的盖度，其中地形的影响为主要的因素。在山地之间地势低的沟谷由于四周山体的同时遮挡，能接受到信号的卫星一般不超过 5 个，而且卫星的高度普遍很低，移动站自身并不能定位；则这种情况下，即使能接受到基站的信号，也不能进行差分处理，并不能定位。所以，在整个外业调查过程，所有样点、样地的选取尽量避免落在山谷、地势低的地方。

所有测量的坐标同时保存 RTK 当前信号状态，尽量选取 Fixed 或者 Float 状态下的坐标，记录坐标的水平和垂直误差。对于 Single 状态下的坐标，一般只选择水平误差小于 3m 的数值。

根据李勇（1999）的调查结果，选取各种具有代表性的群丛，测定树丛的中心坐标。测定坐标的样地数据，将用于森林分类的训练数据和分类精度的评估。同时分别在全色波段图像和多波段图像中找出线性特征明显的地物，测定坐标用

于卫星图像的地理参考 (Georeference)。

3.3 遥感数据前处理

3.3.1 遥感影像数据特点

QuickBird 遥感影像数据包括 1 个多波段影像文件和 1 个全色波段影像文件。图像覆盖面积约为 92 km^2 ，多波段图像见图 3-1。成像时间为 UTC 时间：21.10.2005, 03.32.29, 北京时间大约是早上 11:30。成像时，太阳高度角和方位角分别为 54.3° ， 161° 。卫星高度角和方位角分别为 74° ， 302.6° 。图像级别为 LV2A，标准级别；DigitalGlobe 公司已经为 Standard 级别的产品做了传感器纠正，正射纠正，几何纠正，并作平面投影，投影坐标系统为 UTM Zone 49 N。图像的细节如表 3-1、表 3-2 所示。

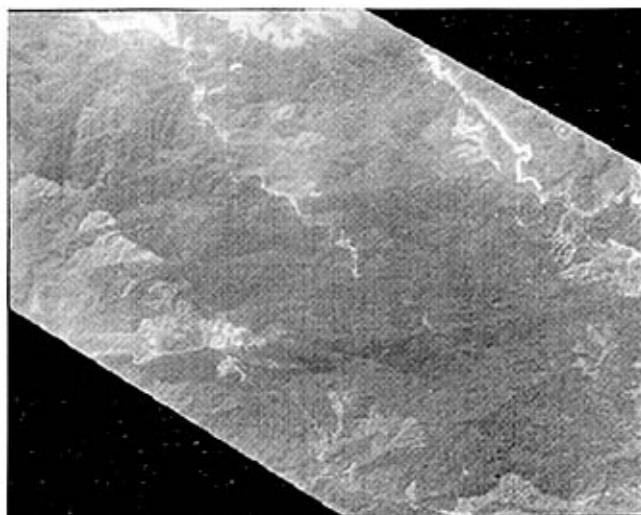


图 3-1 Quickbird 多波段图像 (波段 3、2、1 合成)

Fig.3-1 Quickbird Multispectral image, composited with band 3, 2, 1

表 3-1 QuickBird 空间分辨率

Table3-1 QuickBird image spatial resolution

波段 Band	成像象元大小 Pixel size	投影象元大小 Projected Pixel Size
全色	61 cm (nadir) to 72 cm (25° off-nadir)	60cm (Projected)
多光谱	2.44 m (nadir) to 2.88 m (25° off-nadir)	2.4m (Projected)

表 3-2 影像波段范围

Table3-2 Image Bands

Band	Bandwidth
Pan	450 - 900 nm
Blue	450 - 520 nm
Green	520 - 600 nm
Red	630 - 690 nm
Near IR	760 - 900 nm

位深：11 bits

平面精度：水平方向23-meter (CE90%)

由于成像时间为 2005 年 10 月 21 日，11 点 30 分。10 月 21 号太阳直射赤道，而黑石顶自然保护区位于北回归线下；虽然成像时间为接近中午时分，但是太阳高度角只有 54.3° 。因此遥感图像受地形影响，表现出明显的光亮变化，根据山脊和山谷分为阴坡区域和阳坡区域。所以，在外业调查的时候，结合图像的特点，所有样本都考虑地形的因素，尽量在山体的阴坡和阳坡都测定样本。

3.3.2 大气纠正

卫星传感器把电磁辐射的强度记录为 DN 值 (digital number value)，每一个图像的 DN 值都与确定的传感器类型相关，而且地球大气和地形的变化影响了卫星影像光谱的原本特性。进行大气纠正消除大气和地形的影响，从而获得地球表明的物理参数：地表反射率，叶面积指数，地表温度等；当进行多时相，多传感器影像比较和分析的时候，也必须进行大气纠正，把图像的 DN 值变成通用的物理单位。

根据纠正方法的原理和复杂性，大气纠正的结果一般为三种类型的放射率：不考虑大气因素的行星反射率，考虑大气状态的地面反射率和同时考虑大气状态、连接因素的地面反射率。本实验采用常用的暗目标 (Dark-Object Methods) 法，作大气纠正。纠正的步骤如下：

1. DN 值转换为卫星辐射亮度(satellite radiance)
2. 卫星辐射值转换为卫星反射率(satellite reflectance)
3. 卫星反射率转换为地面反射率(ground reflectance)

1. DN 值转换为卫星辐射值(satellite radiance)

把 QuickBird ND 值转换为卫星辐射亮度的方法基于 DigitalGlobe 公司提供的计算公式 (Krause, 2003)。所需要的转换参数在图像的支持文件中给出。转换

公式如下：

$$L = \frac{absCalFactorBand * q_{Pixel,Band}}{\Delta\lambda Band} \quad (1)$$

L = 卫星辐射亮度 ($W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$)

$q_{Pixel,Band}$ = 图像象元 DN 值(counts)

$absCalFactorBand$ = 绝对辐射校正因子($W m^{-2} sr^{-1} count^{-1}$)

$\Delta\lambda$ = 各个波段的有效波长，引用 Digital Globe 给出的参数 (Krause, 2003)

2. 卫星辐射值转换为卫星反射率(satellite reflectance)

反射率是辐射亮度 (radiance) 与辐射照度 (irradiance) 的比值。大气层顶层反射率 (卫星反射率) 的计算公式如下：

$$\rho = \frac{\pi \cdot L \cdot d^2}{ESUN \cdot \cos(SZ)} \quad (2)$$

ρ = 卫星反射率 (取值范围 0~1)

π = 3.1415926

L = satellite radiance($mW m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$)

d^2 = 天文单位的平均地日距离的平方

$ESUN$ = 各波段平均辐射照度($W m^{-2} \mu m^{-1}$)

SZ = 太阳天顶角 (弧度)

天文单位的平均地日距离的计算使用下面的公式：

$$d^2 = (1 - 0.01674 \cos(0.9856(JD - 4)))^2 \quad (3)$$

JD 是影响成像时的 Julian Day (仅是使用天数记录日期的历法)。

表 3-3 DN 转换为卫星反射率所需要全部参数

Table3-3 Input parameters to calculate the satellite reflectance of QuickBird image.

参数 Parameter	值 Value	描述 Describe
L	E.q.1 的计算结果	单位由 $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$ 转化为 $mW m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$
平均地日距离	0.991444365 个天文单位	由 E.q.3 计算出, 21.10.2005 的 JD 是 293
ESUN	B1 = 198 B2 = 183 B3 = 156 B4 = 104 Pan = 144.1	由 PCI 的 ATCOR 模块给出 QuickBird 卫星各个波段的 ESUN 值
太阳天顶角	$35.7^\circ = 0.812083527$ 弧度	

3. 卫星反射率转换为地面反射率(ground reflectance)

遥感影像中一般存在反射率很低地物, 如浓密植物所造成的阴影区, 山间水库的洁净水体, 这些地物称为暗目标 (dark object)。传感器接收到的来自于这些目标物像元的辐射值近似看作完全是程辐射的贡献, 可以用于大气光学厚度的估算。

在遥感影像中寻找阴影或无风浪的清洁水体 (最好是山间水库), 利用植被指数高和红外波段反射率低的特性或者利用中红外通道的反射率低的特性, 估测暗像元在可见光通道的反射率, 反演出大气光学厚度, 用于整幅图像的大气纠正。具体计算原理和步骤如下:

传感器接收到的辐亮度 L 为:

$$L = [T'E_0 \cos\theta + E_d] \frac{TR_s}{\pi} + L_p \quad (4)$$

E_0 大气层外太阳辐照度, θ 太阳天顶角, T' 入射方向大气透过率, E_d 地面天空光入射辐照度, T 垂向上大气透过率, R_s 地面反射率, L_p 上行路径散射辐亮度

$$L_p = \frac{E_0 \omega}{4\pi} P(\theta) \quad (5)$$

ω 大气散射系数, $P(\theta)$ 散射相函数, θ 为散射相函数, 垂直观测下 $\theta = \theta$ 。

设大气主要为瑞利散射, 且忽略大气吸收的影响:

$$\begin{cases} E_d = \frac{\omega}{2} E_0 = \frac{1-T}{2} E_0 \\ P(\theta) = \frac{3}{4} (1 + \cos^2 \theta) \end{cases} \quad (6)$$

所以：

$$L = \left[T'E_0 \cos \theta + \frac{\omega}{2} E_0 \right] \frac{TR_s}{\pi} + \frac{E_0 \omega}{4\pi} P(\theta) \quad (7)$$

行星反射率：

$$R = \frac{L\pi}{E_0 \cos \theta} = \left[T' \cos \theta + \frac{\omega}{2} \right] \frac{TR_s}{\cos \theta} + \frac{\omega}{4} P(\theta) \quad (8)$$

上行路径散射反照率为： $\rho_u = \frac{\omega}{4} P(\theta) \rightarrow \omega = \frac{4\rho_u}{P(\theta)}$

且有大气光学厚度： $\tau \approx \omega$

$$T = e^{-\tau}, \quad T' = e^{-\tau/\cos \theta} \quad (9)$$

$$R_s = \frac{R - \frac{\omega}{4} P(\theta)}{\left[T' \cos \theta + \frac{\omega}{2} \right] \frac{T}{\cos \theta}} = \frac{R \cos \theta}{\left[T' \cos \theta + \frac{\omega}{2} \right] T} - \frac{\rho_u \cos \theta}{\left[T' \cos \theta + \frac{\omega}{2} \right] T} \quad (10)$$

在转化为反射率的图像上，植被阴影区的反射率 R_{vd} 为：

$$R_{vd} = \frac{\omega}{2} \frac{TR_v}{\cos \theta} + \rho_u \quad (11)$$

进行第一轮计算：

第 1 项相对 ρ_u 很小，先忽略之，有： $R_{vd} \approx \rho_u$

植被阴影区的反射率 R_{vd} 可从图像中读取，然后依次计算出 ω, T

进行第二轮计算：

将计算出的 ω, T 代入 $R_{vd} = \frac{\omega}{2} \frac{TR_v}{\cos \theta} + \rho_u$ 可求精度较高的 ρ_u

重复计算 ω, T ，然后可求较高精度的 R_s

3.3.3 几何纠正

卫星影像成像时，受到地面高差、地形起伏，让影像产生几何变形和高差位移。所以，需要根据地面控制点的选定和高程数据，校正因为地形，卫星位置、传感器所造成的影像变形效应。DigitalGlobe 为 Standard 级别的产品做了传感器纠正，使用 GTOPO30 数字高程模型作正射纠正，并作平面投影。Standard 级别图像的平面精度为 23m（90% 的置信度），但是卫星成像时具有一定的侧视角度

（off-nadir viewing angle）或者地区地形起伏，那平面精度将远远低于 23m。在外业调查的时候发现，图像平面精度低于 30m，并在不同的地区有不同的误差。

Standard 级别图像作正射纠正的数字高程模型为 GTOPO30，水平分辨率约为 1km，垂直精度为 30m（90% 的置信度）。GTOPO30 的精度对于 QuickBird 这种 H-res 的卫星图像来说相差太远，使用 GTOPO30 对 QuickBird 作正射纠正几乎不能消除

地形造成的图像扭曲。但是，由于正射纠正之后的投影重采样，破坏了QuickBird图像的原始几何信息，不可能对Standard级别的图像再做正射纠正；所以虽然拥有精度更高的10m间距等高线，但也没有办法通过正射纠正获得更好的平面精度。

虽然不能通过正射纠正消除地形的影响，但是可以通过地面控制点作几何纠正，提高图像的平面精度。分别在Pan、Mul图像上找出线性特征明显的地物，包括农田、房屋、道路的交叉口、水库，使用RTK测定坐标，利用多项式变化（1次多项式）对图像作几何纠正。纠正后图像的平面精度见表3-4。

表3-4 几何纠正后平面精度

table3-4 Location Accuracy after Georeference

ICP 数目	ICP RMS X	ICP RMS Y	Max Error X	Max Error Y
4	9.13	13.6	11.4	9.6

3.4 森林景观分类

应用面向对象的分类方法，使用 eCognition 进行图像分割、结合实地样本数据和地物光谱性质进行分类。

3.4.1 图像分割

eCognition 的图像分割算法属于数据驱动（bottom-up）算法；从单个象元开始，合并相邻的、DN 值相似的象元，直至产生的图像对象的整体异质性达到预先定义的阈值为止。用于判断合并是否继续进行的阈值在 eCognition 中被称为尺度参数（scale parameter），在 eCognition 的用户手册中，认为尺度参数等同于景观生态学的尺度的概念（Baatz *et al.*, 2004），较小的尺度参数会分割出较小的图像对象，而逐步增大尺度参数会通过合并相邻的图像对象产生更大的新一个等级的图像对象。尺度参数的具体作用如下：

$$f = w \cdot h_{color} + (1 - w) \cdot h_{shape} \quad (12)$$

尺度参数的平方小于 f 值，图像对象的合并就停止。

在方程（12）中， w 为光谱（或者是色彩）的权重， $(1 - w)$ 为形状的权重。光谱权重和色彩权重之和为 1。 h_{color} 为光谱异质性， h_{shape} 为形状异质性。

$$h_{color} = \sum_c w_c \left(n_{Merge} \cdot \sigma_c^{Merge} - \left(n_{Obj1} \cdot \sigma_c^{Obj1} + n_{Obj2} \cdot \sigma_c^{Obj2} \right) \right) \quad (13)$$

$$h_{shape} = w_{cmpct} \cdot h_{cmpct} + (1 - w_{cmpct}) \cdot h_{smooth} \quad (14)$$

方程 (13) 中, w_c 为参与图像分割的图层权重, c 为图层数目。 n_{Merge} 为合并后的图像对象的面积 (由图像对象的象元数目计算), σ_c^{Merge} 为新图像对象在图层 c 的光谱/颜色均值。 n_{Obj1} , n_{Obj2} 分别为参与合并的、相连的两个图像对象。 σ_c^{Obj1} , σ_c^{Obj2} 分别为这两个图像对象在图层 c 上的光谱/颜色均值。图像对象的图层上的光谱/颜色均值都对象自身面积为权重。

方程 (14) 中, w_{cmpct} 为紧密形状权重, $(1 - w_{cmpct})$ 为平滑形状权重。紧密形状权重和平滑形状权重之和为 1。 h_{cmpct} 为紧密形状异质性, h_{smooth} 为平滑形状异质性。

$$h_{smooth} = n_{Merge} \cdot \frac{l_{Merge}}{b_{Merge}} - \left(n_{Obj1} \cdot \frac{l_{Obj1}}{b_{Obj1}} + n_{Obj2} \cdot \frac{l_{Obj2}}{b_{Obj2}} \right) \quad (15)$$

$$h_{cmpct} = n_{Merge} \cdot \frac{l_{Merge}}{\sqrt{n_{Merge}}} - \left(n_{Obj1} \cdot \frac{l_{Obj1}}{\sqrt{n_{Obj1}}} + n_{Obj2} \cdot \frac{l_{Obj2}}{\sqrt{n_{Obj2}}} \right) \quad (16)$$

在方程 (15) 中, b 为包含图像对象的最小正方形的周长 (正方形的边平行与图像边界)。 l 为图像对象的边长。

进行图像分割, 需要设定尺度参数、图层权重、光谱权重, 形状权重、紧密形状权重和平滑形状权重。

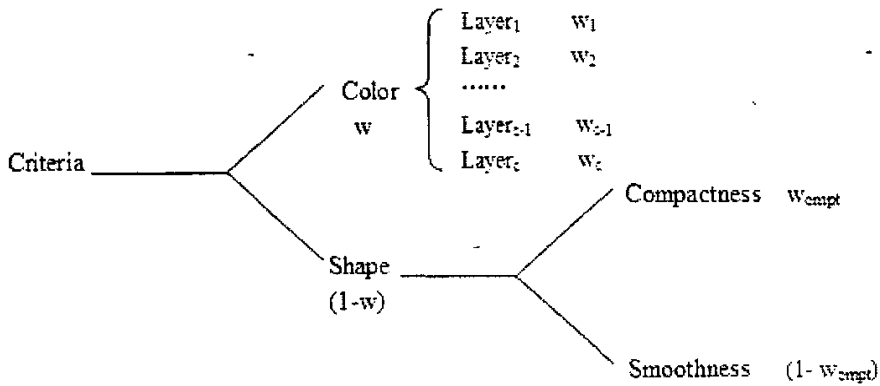


图 3-2 图像分割所需的参数

Fig3-2 Parameter used by segmentation

形状权重的作用在于控制分割出的图像对象的形状, 当形状权重趋向 0 的时候, 产生的图像对象形状极为不规则; 而增大形状权重则产生更具有规则形状的

图像对象。当形状权重为 0 的时候，局部同质性的象元聚合为一个图像对象，对象内部具有较好的光谱同质性，但是形状变得极度不规则，见图 3-2 中红色边框的图像对象。当增大紧密形状权重的时候，能分割出更多的形状紧密的图像对象，而增大平滑形状权重，则能在图像中提取出更多形状平滑的对象。

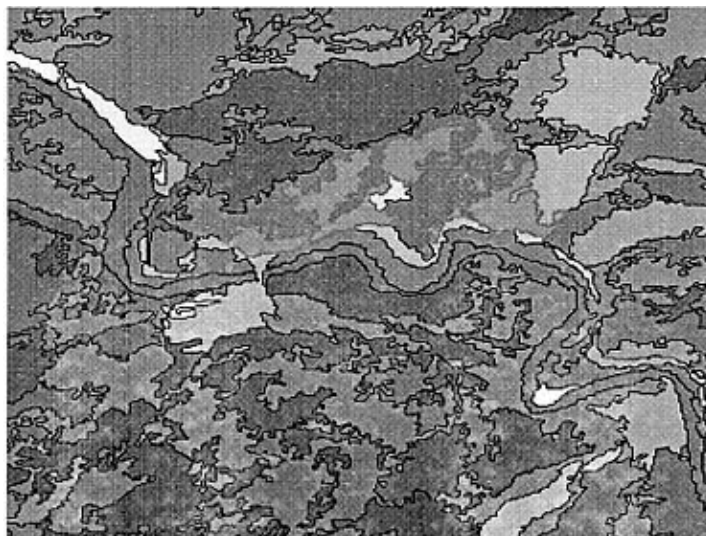


图 3-3 仅使用光谱异质性分割 QuickBird 的结果

Fig3-3 Segmentation of QuickBird image with exclusive optimization of spectral homogeneity

要产生效果比较好的分割结果，要根据影像本身的图像特性、成像时的光照条件，图像各波段对目标地物的贡献，影像中地物种类组合，感兴趣地物的光谱特征、形状等因素合理设置分割所需要的参数。其中，最为重要的参数是尺度参数。尺度参数最为直观的作用决定分割出的图像对象大小，通过设置一个梯度的尺度参数，分割出一个图像对象等级结构。

本实验的图像分割分为三个步骤：

1. 使用 MS 图像分割出非植被类型，包括水体、道路、裸地等，制作出植被的掩膜。

黑石顶自然保护区位于林场之内，人工地物类型并不多，最为明显的是道路、裸地，居民房屋数目很少。由于这些地物具有较好的光谱一致性，光谱特征明显，所以在分割的时候把形状权重设为 0，仅是根据光谱异质性作图像分割，分割后进行简单的分类，分割的尺度参数为 2。在 QuickBird 多波段图像上，水体的光谱值小于 0.1；道路的近红外波段在四个波段中的比值在 0.3 左右；裸地在图上亮度值比其他的地物都要高。根据这些类别的图像对象的光谱特征，选择合适的特征构建标准最近邻近分类器，并应用到所有的类别中；最后，不属于这四个类

别的对象，将被分到 Vegetable 类别中，分类器的特征空间展开包括一下的特征。

表 3-5 类别等级结构

Table3-5 Class hierarchy

类别结构 Class Hierarchy	类别 Class	类别描述 Describe
	Bare	道路和裸地
	Soil	裸露的土壤
	Town	居民房屋
	Water	水体
	Vegetable	植被

表 3-6 用于分类的光谱特征

Table3-6 Features used in standard nearest neighbor classifier

特征 Feature	特征描述 Describe
Mean R	图像对象在红光波段（QuickBird 中的波段 3）的均值
Mean NR	图像对象在近红外波段（QuickBird 中的波段 4）的均值
Ratio R	图像对象的红光波段均值在所有波段中的均值 $\text{Ratio R} = \text{Mean R} / (\text{Mean B} + \text{Mean G} + \text{Mean R} + \text{Mean NR})$
Ratio NR	图形对象近红外波段的比值
Brightness	图像对象的亮度值等于所有波段均值的和除以波段的数目
NDVI (customize)	$\text{NDVI} = (\text{Mean NR} - \text{Mean R}) / (\text{Mean NR} + \text{Mean R})$
Max pixel value R	图像对象内部所有的象元在红光波段的最大值
Max pixel value NR	图像对象内部所有的象元在近红外波段的最大值

2. 分类后进行基于分类的分割（Classification-based Segmentation）

仅保留 Bare、Road、Town、Water 这四个类别的图像对象，对 Vegetable 类别的对象进行基于分类的分割。分割后的结果为所有原来 Vegetable 类别的对象将合并为一个大对象。输出合并后的分类结果，命名为 Classification-Hierachy-2，作为植被的掩膜，用于下一步骤的分类。

3. 针对合并后的 Vegetable 整个对象进行第二次分割

分割在 Vegetable 对象内部进行，而其他类别的对象不参与分割。选择 0.6，0.8 两个尺度参数分割产生两个等级的图像对象，这样，包括第一次分割，一共产生三个等级的图像对象。第一次分割的图像对象为 Level3，包括所有非植被类别的对象；Level2 的对象代表了实地不同类别的植被；0.6 尺度参数分割出的图像对象面积最小，具有最好的内部同质性；Level2 作为核心尺度，图像对象参与植被分类；Level3 的图像对象作为 Level2 对象的内部对象，为 Level2 的对象提

供内部细节信息。

3.4.2 图像分类

根据研究区域植被类型特点和 QuickBird 遥感图像特点, 结合 4 个波段的光谱和全色波段图像纹理信息, 根据实地调查的数据, 使用标准最近邻近法 (Standard Nearest Neighbor (Standard NN)) 对 Level2 的植被对象进行分类。

标准最近邻近法的原理是由一系列的特征扩展出一个特征空间, 定义类别样本在特征空间的分布范围; 计算要分类的对象与各个类别样本的距离, 选择距离最短的类别为对象的类别。如果对象与所有类别的距离都要小于指定的阈值, 那么对象将保持未分类状态。以简单的二维特征空间为例, 特征空间由遥感图像的绿光波段和近红外波段光谱值展开。类别 Red 和类别 Blue 在空间的分布由类别的样本描述; 计算出要分类的图像对象与两个类别样本的距离, 对象隶属于距离最小的类别。

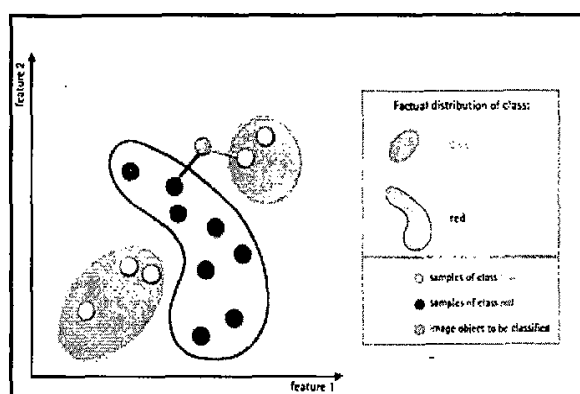


图 3-4 一个二维空间的标准最近邻近发分类器
Fig3-4 A two dimension Nearest Neighbor Classifier

在全色波段 0.6m 的空间分辨率下, 单个树冠的形状清晰可见, 不同类型的树林形成独特的纹理。



图 3-4 左边部分是阔叶林的整体纹理；右边是杉木林的纹理
Fig3-4 The broad-leaved forest texture(left) and the Fir texture(right)

全色波段的纹理信息通过计算图像对象的各个方向上的灰度共生矩阵(grey level co-occurrence matrix (GLCM))而获得。GLCM是对图像对象的在某个方向上(0° , 45° , 90° , 135°), 保持某距离的两象元分别具有某灰度的状况进行统计得到的；矩阵中的一个元素代表了一个灰度组合下出现的次数，GLCM可以看成是两个灰度组合的联合直方图。以8位图像、方向为 90° 、距离为1计算出的GLCM为例，GLCM上3行4列的元素值表示某象元与下方相邻的象元灰度值都为2和3的这种组合情况次数。

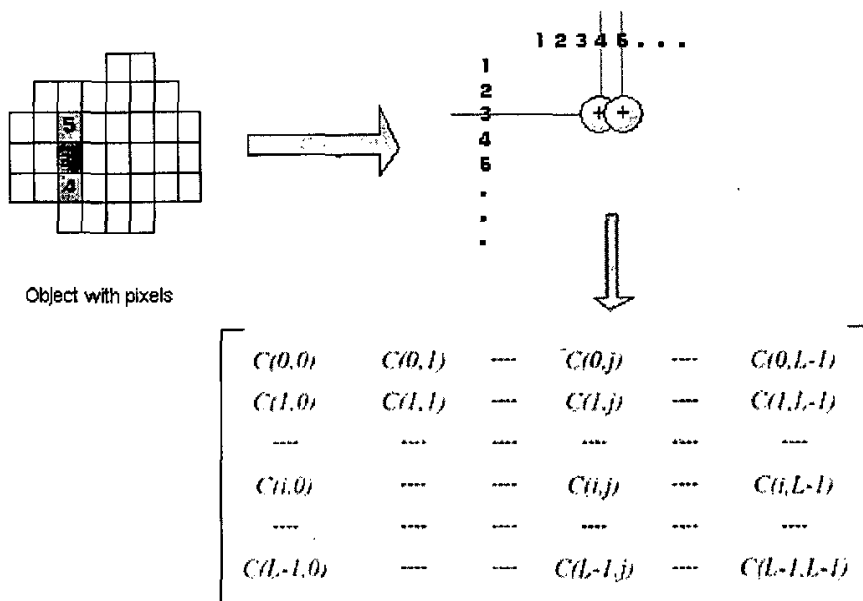


图 3-5 图像对象在垂直方向上计算的灰度共生矩阵
Fig3-5 Caculate a GLCM with a object's pixels, in 0° direction

在上图中， $C(i,j)$ 表示了图像上某个位置关系下的两象元灰度分别为 i 和 j 的情况出现的次数。 L 为图像象元位深。

eCognition计算的GLCM与图像象元的位深有关，在计算前通过插值或者重采样的方式把图像对象的象元值变换到8位数值。图像象元大于8位的时候，会假定图像象元呈高斯分布，截取 $(\bar{x} - 3 \cdot \sigma, \bar{x} + 3 \cdot \sigma)$ 范围内的象元值，以 $(\bar{x} - 3 \cdot \sigma, \bar{x} + 3 \cdot \sigma)/255$ 为间隔进行重采样计算GLCM(\bar{x} 为图像对象所有象元的均值， σ 为标准差)。

GLCM中的主对角线上元素是一定位置关系下的两象元同灰度组合出现的次数。由于存在沿着纹理方向上相似象元的灰度基本相同，垂直纹理方向上相似象元间由较大灰度差异的一般规律。因此，这些主对角线元素的大小有助于判别纹理的方向和粗细，对纹理分析起着重要的作用。当GLCM的位置关系与图像纹理方向一直的时候，GLCM主对角线上的元素有着较大的数值，而主对角线以外的元素数值较小。GLCM中元素值相对于主对角线的分布可用离散性来表示，它反映了纹理的粗细程度。离开主对角线的元素的数值越大，即元素值的离散性大，也就是说，一定位置关系的两象元间灰度差大的比例高，说明图像在垂直于该方向的纹理较细；相反，则图像上垂直于该方向上的纹理较粗。

从计算出的GLCM抽取出一组纹理特征参数，用于描述图像纹理特征。本实验中使用的纹理特征参数包括同质性 (Homogeneity)，对比度 (Contrast) 和熵 (Entropy)，这些纹理特征参数被证明了在森林分类中具有良好的效果 (Tickle, P. K., 2001; Naoko Kosaka, 2005)。

$$\text{Homogeneity} = \sum_{i,j=0}^{N-1} \frac{P_{i,j}}{1+(i-j)^2} \quad (17)$$

$$\text{Contrast} = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} (i-j)^2 \quad (18)$$

$$\text{Entropy} = \sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} (-\ln p_{i,j}) \quad (19)$$

在上面等式中， $P_{i,j}$ 为GLCM中的元素值， N 为GLCM列数。

同质性的值越高，表明GLCM中的元素集中在主对角线上，图像纹理在GLCM的这个位置关系上，并且在纹理较粗，具有较大的局部同质性。而对比度可以理

解为图像的清晰度，即纹理的清晰程度，对比度越大，图像的视觉效果也是清晰。熵值是图像具有的信息量的度量，若图像没有任何纹理，则GLCM几乎为零阵，熵值接近为0；若图像充满着细纹理，则GLCM中每个元素值近似相等，该图像的熵值最大。

经过观察发现，在QuickBird全色波段下森林的纹理方向基本上靠近 45° ，这是因为图像成像的时候太阳的方位角为 161° ，受到太阳光照的影响，树冠一阴影这种纹理基本上垂直于 161° 。所以本实验使用Homogeneity参数选择的位置关系为 45° ，Contrast、Entropy参数选择的位置关系为 135° 。

植被的分类分为两个步骤：

1. 利用Classification-Hierarchy-2植被掩膜，重新选择特征构建Standard NN，针对植被掩膜中的对象作第二次分类。把植被分为灌木、作物、针叶林和阔叶林四个类别，Standard NN应用到这四个类别的所有子类中，为每个子类添加样本，分类。将类别结构和特征选择如下：

表3-7 植被分类的类别等级结构
table3-7 Class hierarchy for vegetable classification

类别等级 Class Hierarchy	类别 Class	描述 Describe
	Broad-leaved Forest_shadow	位于阴坡的阔叶林
	Broad-leaved Forest_sun	位于阳坡的阔叶林
	Fir_shadow	位于阴坡的杉木林
	Fir_sun	位于阳坡的杉木林
	Pine_young_shadow	位于阳坡的马尾松幼林
	Pine_young_sun	位于阴坡的马尾松幼林
	Pine_shadow	位于阴坡的马尾松成熟林
	Pine_sun	位于阳坡的马尾松成熟林
	Crop	庄稼、农作物
	Shrub_shadow	位于阴坡的灌木
	Shrub_sun	位于阳坡的灌木

表 3-8 Standard NN 使用的特征参数

Table3-8 Features used in Standard NN

特征 Feature	描述 Describe
Mean B	图像对象在蓝光波段（QuickBird 中的波段 1）的均值
Mean G	图像对象在绿光波段（QuickBird 中的波段 2）的均值
Mean R	图像对象在红光波段（QuickBird 中的波段 3）的均值
Mean NR	图像对象在近红外波段（QuickBird 中的波段 4）的均值
NDVI(customize)	$NDVI = (Mean\ NR - Mean\ R) / (Mean\ NR + Mean\ R)$
Ratio B	图像对象的蓝光波段均值在所有波段中的比值 $Ratio\ B = Mean\ B / (Mean\ B + Mean\ G + Mean\ R + Mean\ NR)$
Ratio G	图像对象的绿光波段均值在所有波段中的比值
Ratio R	图像对象的红光波段均值在所有波段中的比值
Ratio NR	图像对象的近红外波段均值在所有波段中的比值
Homogeneity(45°)	图像对象在 45° 位置关系上的 GLCM 的同质性
Contrast(135°)	图像对象在 135° 位置关系上的 GLCM 的对比度
Entropy(135°)	图像对象在 135° 位置关系上的 GLCM 的熵

分类完毕后，合并各个类别下的所有子类，输出分类的结果，命名为 Classification-Hierachy-1，作为阔叶林分类的掩膜。

2. 导入 Classification-Hierachy-1，作为阔叶林进一步分类的掩膜。在阔叶林类别下加入新的子类，为新的子类添加样本。删除其他阔叶林类别的 Standard NN 分类器，把 Standard NN 应用到阔叶林下面的子类中，Standard NN 选择的特征保持不变。

表3-9 阔叶林分类的等级结构图

Table3-9 Class hierarchy for Broad-leaved forest classification

类别等级 Class Hierarchy	类别 Class	描述 Describe
	1	马尾松与阔叶树种的混合林
	2	马蹄荷
	3	阿丁枫
	4	米椎+粘木+水栗
	5	阿丁枫+硬叶稠+胡氏栎
	6	阿丁枫+壳菜果+水栗
	7	粘木+阿丁枫+福建青冈+小叶胭脂

把分类的结果输出，作为森林景观分析的数据。

3.5 森林景观格局分析

景观指数是指能够高度浓缩景观格局信息，反映其结构组成和空间配置某些方面特征的简单定量指标。景观格局特征可以在 3 个层次上分析：（1）单个缀块（individual patch）；（2）由若干单个缀块组成的缀块类型（class 或 patch type）；（3）包括若干缀块类型的整个景观镶嵌体（landscape mosaic）。

常用的景观指数包括有（1）缀块形状指数(patch shape index)，（2）景观丰富度指数(landscape richness index)，（3）景观多样性指数(landscape diversity index)，（4）景观优势度指数(landscape dominance index)，（5）景观均匀度指数(landscape evenness index)，（6）景观形状指数(landscape shape index)，（7）正方象元指数(square pixel index)，（8）景观聚集度指数(contagion index)，（9）分维(fractal dimension)。

得益与面向对象的分类方法，缀块层次上的部分景观指数在分割产生图像对象的时候，已经成为图像对象的内部属性。因此，本实验只需计算类型和整个景观的景观指数。通过计算以下景观指数分析黑石顶自然保护区的景观格局：

1. 景观多样性指数(landscape diversity index)

景观多样性指数 H 是基于信息论基础之上, 用来度量系统结构组成复杂程度的一些指数 (邬建国, 2000), Shannon 指数是常用的定量指标。

$$H = - \sum_{k=1}^n P_k \ln P_k \quad (20)$$

等式中, P_k 为缀块类型 k 在景观中出现的概率 (通常以该类型占有的栅格细胞数或象元数占景观栅格总数的比例来估算), n 是景观中缀块类型的总数。

当各类缀块的面积比例相同时 H 达到最大值, $H_{\max} = \ln n$ 。通常, 随着 H 的增大, 景观结构组成的复杂性也趋于增加。

2. 景观优势度指数(landscape dominance index)

优势度指数 D 是多样性指数的最大值与实际计算值之差。

$$D = H_{\max} - \sum_{k=1}^n P_k \ln P_k \quad (21)$$

等式中, H_{\max} 是多样性指数的最大值, P_k 是缀块类型 k 在景观中出现的概率, n 是景观中缀块类型的总数。通常, 较大的 D 值对应于一个或少数几个缀块类型占主导地位的景观。

3. 景观均匀度指数(landscape evenness index)

均匀度指数 E 反映景观中个缀块在面积上分布的不均匀程度, 通常以多样性指数和其最大值的比来表示。Shannon 多样性指数的均匀度为:

$$E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{- \sum_{k=1}^n P_k \ln P_k}{\ln n} \quad (22)$$

等式中, H 是 Shannon 多样性指数, H_{\max} 是其最大值。

4. 景观聚集度指数(contagion index)

景观聚集度 C 的一般数学表达式如下 (O'Neill 等, 1988):

$$C = C_{\max} - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \quad (23)$$

等式中, C_{\max} 是聚集度指数的最大值 $[2 \ln(n)]$, n 为景观中缀块类型总数, P_{ij} 为缀块类型 i 与 j 相邻的概率。聚集度反映了景观中不同的缀块类型的非随机性或

聚集程度。如果一个景观由许多离散的小缀块组成，其聚合度的值较小；当景观中以少数大缀块为主或同一类型缀块高度连接时，其聚集度的值则大。

5. 破碎度指数 (Fragmentation Index)

破碎度指数描述景观被分割的程度。FS 为某景观类型的破碎度；FN 为整个景观的破碎度。AWMSI 为某个景观类别的面积加权平均形状指数。FN 和 FS 介意 0~1，n 为景观类型总数。

$$FS = 1 - 1/AWMSI \quad (24)$$

$$FN = \sum_{i=1}^n (P_i \cdot FS) \quad (25)$$

把图像分类的结果输出到 FRAGSTATS3.3，计算黑石顶自然保护区的景观格局。

4 结果与分析

4.1 森林景观分类

为每个类别添加独立检验样本，比较样本对象的实际分类情况，计算分类的精度。3 个分类等级的分类结果如下：

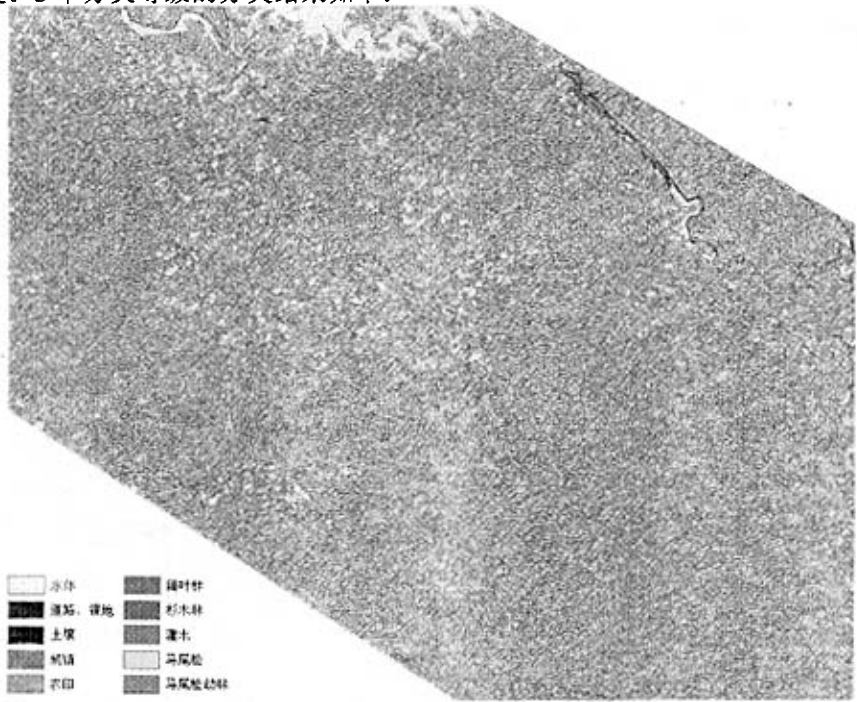


图 4-1 等级二的分类结果
Fig.4-1 The classification result in Level2

表 4-1 Level1 的分类精度
Table4-1 Classification accuracy of Level1

类别 Class	样本数目 Number of sample	精度 Accuracy	类别描述 Describe
Vegetable	10	1	植被
Water	10	1	水体
Bare	10	1	裸露的土地
Soil	8	0.875	裸露的土壤
Town	6	0.83	居民房屋

表 4-2 Level2 的分类精度

Table4-2 Classification accuracy of Level2

类别 Class	样本数目 Number of sample	精度 Accuracy	类别描述 Describe
Broad-leaved Forest	18	0.83	阔叶林
Fir	10	0.90	杉木林
Pine	6	0.67	马尾松成松
Pine_young	10	0.9	马尾松幼林
Crop	4	1	庄稼、农作物
Shrub	8	0.62	灌木

表 4-3 Level3 的分类精度

Table4-3 Classification accuracy of Level3

类别 Class	样本数目 Number of sample	精度 Accuracy	类别描述 Describe
1	5	0.33	混合林（马尾松与阔叶树种）
2	4	0.33	马蹄荷
3	2	0	阿丁枫
4	3	0.33	米椎+粘木+水栗
5	2	0.5	阿丁枫+硬叶稠+胡氏栎
6	2	0	阿丁枫+壳菜果+水栗
7	3	0.2	粘木+阿丁枫+福建青冈+小叶胭脂

1. Level1 的分类精度

Water、Bare 类别的光谱特征简单明显，在红光波段和近红外波段具有良好的可分离性，而且内部同质性高，与相邻的其他地物类型对比十分明显，所以分类效果好，精度达到 1.0。Soil 和 Town 类别的精度比其他类别要低，这是因为 Soil 类别有部分对象被分到 Vegetable 类别中。产生这种结果的原因是 Vegetable 类别中的灌木类型与裸露土壤之间没有明显的界限，实际上没有完全裸露不长任何植物的土壤，在纯粹的裸露土壤和茂密灌木之间存在着一个连续变化的梯度，这也是景观生态的自然性质。一些居民房屋被分到了植被类别或者是裸露土地类别，是由于分割出的对象把居民房屋附近的植被、裸露土壤、道路裸地也包括进来，图像对象表现出一定程度的其他类别的性质，不能正确的分割出房屋的边界，主要由于多光谱波段分辨率的不足，在房屋边界体现的单个象元的内部。

2. 植被的分类精度

杉木林，马尾松幼林和庄稼类别的分类精度最高。杉木林、马尾松幼林都为人工种植，内部几乎为没有其他的树种，所以这些类别的图像对象在光谱特征上具有很高的同质性、纹理特征在无论在阳坡或者阴坡都十分独特，所以杉木林具有很好的可分离性。

Crop 类别为农田、作物、草地，在光谱上表现出草本植物的特征，而且农田

边界的线性特征十分清晰，所以同时使用光谱值和全色波段的纹理特征，可以容易地把图上地所有农田分辨出来。

在黑石顶自然保护区，有砍伐后重新种植的马尾松幼林，也有着砍伐后自然演替形成的灌木；重新种植的马尾松幼林内部存在其他树种的幼苗，而自然演替的灌木内也有着马尾松幼苗。体现在图像对象上，这些类别的图像对象同时具有一定程度的相似性，两种类型之间没有很明显的界限。所以，两种类别的对象有部分相互混淆。但是，更多的灌木类别对象分到了马尾松幼林的类别，表明马尾松的比例较高，在灌木类别种也处于优势的地位。

在黑石顶自然保护区，马尾松成林没有像杉木一样的大面积人工林，成片的马尾松成林主要分布在核心区边缘和保护区内人为干扰严重的区域，另外马尾松一两棵或者一小束零星地分布在保护区阔叶林中。这个等级的分类仅是针对成片或者只是夹杂小量阔叶树种的马尾松成林。马尾松成林的分类精度最低，只有 0.67，分类错误的对象被分到阔叶林类别，少数被分到杉木林类别。原因有两个，一是受到地形、光照的影响。处于阳坡、阴坡、不同坡度坡向的马尾松林在光谱上有着很不一样的表现，导致一些马尾松成林的光谱特征与一些阔叶林样本重叠；而引起分类错误。二是马尾松成林的纹理与一些阔叶林的纹理很相似。马尾松单个树冠的形状与多数的阔叶树种都有所区别，但是成片的树林由于树冠的相互遮挡重叠，使得马尾松成林的整体纹理特征与阔叶林的纹理特征的相似，全色波段的高分辨率提供的纹理信息不能协助光谱特征识别马尾松成林。

采用 18 个样本计算的阔叶林分类精度为 0.83，3 个样本分到马尾松、杉木类别。把阔叶林分到马尾松类别的原因是上述的异物同谱和两者之间纹理的相似性造成的；而分到杉木林的原因则是少数山体阴影中阔叶林的纹理和阴坡杉木林的纹理较为相似。

3. Levle3 的分类精度

从表 4-3 可以看出，有两个类别的分类精度为 0，除了类别 5 为 0.5 以外，其余的分类精度小于 0.33。虽然分类精度为 0 的两个类别与检验样本数目小有关，但是其他类别的分类精度都不大于 0.33（除了类别 5），说明了本实验的数据和方法，把阔叶林细分的分类结果不具有可靠性。

4.2 森林景观格局分析

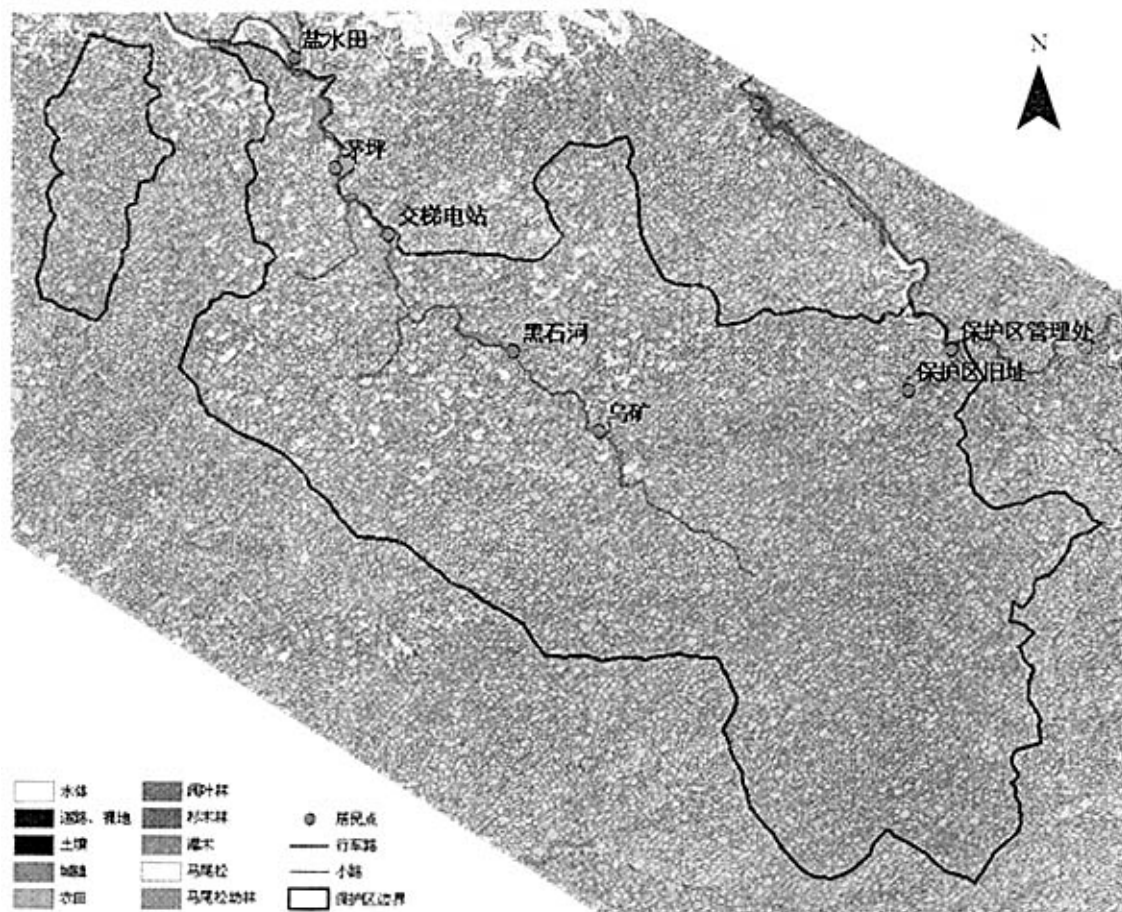


图 4-2 黑石顶保护区景观格局

Fig.4-2 Landscape pattern of Heishiding Nature Reserve

由于阔叶林细分的分类精度过低，所以仅采用等级 2 的分类结果用于景观格局分析。分析结果如表 4-1 所示。

表 4-1 缀块类型水平的景观指数
Table 4-1 Landscape index in class metric

景观要素 Landscape element	斑块数 Patch numbers	面积 Area(km ²)	面积比例 Area Percent	平均斑块面积 Mean patch number	斑块形状指数 Shape Index	面积加权平均形状指数 Area-weighted mean Shape Index	分维度 Fractal Index	面积加权平均分维度 Area-weighted mean Fractal Index
水体	9	4.148	0.134	0.041	1.89	3.257	1.147	1.233
裸地/道路	54	4.705	0.152	0.047	1.71	2.505	1.164	1.22
土壤	2	0.153	0.005	0.002	1.384	1.261	1.111	1.078
城镇	8	0.7	0.023	0.007	1.602	2.217	1.133	1.177
农田	157	31.15	1.008	0.312	1.504	1.671	1.132	1.151
阔叶林	154	2407.115	77.867	24.071	1.711	25.901	1.116	1.381
杉木林	930	351.93	11.385	3.519	1.648	2.892	1.135	1.188
灌木	204	37.315	1.207	0.373	1.524	1.692	1.124	1.13
马尾松成林	548	168.29	5.444	1.683	1.554	1.82	1.118	1.135
马尾松幼林	495	80.565	2.606	0.806	1.548	1.769	1.131	1.139

表 4-2 缀块类型水平的景观指数（遥感影像覆盖的区域）

Table4-2 Landscape index in landscape metric(calculate in region covered by satellite image)

多样性指数 Shannon's Diversity Index	优势度指数 Dominance Index	均匀度指数 Evenness Index	聚集度指数 Contagion Index	破碎度指数 Fragmentation Index
1.39	0.48	0.79	59.80	0.668

表 4-3 缀块类型水平的景观指数（黑石顶自然保护区主体，不包括图上左上方的部分）

Table4-3 Landscape index in landscape metric(calculate in the main body of Heishiding Nature Reserve)

多样性指数 Shannon's Diversity Index	优势度指数 Dominance Index	均匀度指数 Evenness Index	聚集度指数 Contagion Index	破碎度指数 Fragmentation Index
0.82	1.49	0.35	77.1	0.87

从分类图和表 4-1，水体主要是图上正上方的水库和保护区外边的河流，保护区内部仅是存在零星小面积水体。保护区内裸地、道路的面积比例为 0.15%，说明保护区内植被保护良好，没有砍伐、开采的现象。土壤、城镇的面积比例很低，分别为 0.005%和 0.023%。农田分布在居民点四周，沿着山脚、河流开垦。阔叶林占整个保护区主体的 77.867%，占有绝对的主体地位。分类图上左边大片、完整的阔叶林位于保护区的核心区；而核心区外的阔叶林较为破碎，沿着保护区的边界，砍伐后人工重新种植的马尾松幼林、杉木林比例很高。马尾松成林的面积比例只有 5.44%，说明在保护区内成熟成片的马尾松数目已经非常少。人工种植的杉木林和马尾松幼林的面积比例分别为 11.385%和 2.606%，都是分布在核心区以外，人为干扰严重的居民点区域。灌木分布在道路旁，农田附近、保护区边界上，而且所占的面积也很小。

形状指数用于描述景观斑块的复杂程度。形状指数最高的分别都是是水体、道路、城镇，由于这个三个类别的所占的比例很小，水体、道路本身具有线性形状，所以产生复杂的形状。土壤的形状指数最低，只有 1.384，说明裸露的土壤具有规则的形状，可能是收割完的农田。面积比例最大的阔叶林的形状指数为 1.711，比其他的植被类别都要高，这是因为阔叶林在整个景观中斑块数、所占的面积最高，在核心区以外，阔叶林受到其他类别的影响产生了形状复杂多变的斑块。杉木林的形状指数为 1.648，是因为其斑块的数目最多，既有整片的树林，也有面积较小的斑块，所以杉木林的整体形状指数较高。

马尾松幼林和砍伐都新长出的灌木的形状指数比较接近，反映出人为的因素。所有植被类别的分维度，较为相似，基本上趋于一致。

遥感图像覆盖的区域包括整个保护区和保护区周边的林场。计算整个区域和保护区主体的景观指数（表 4-2，表 4-3），通过比较可以发现保护区主体具有很高的聚集度和优势度，而多样性和均匀度较低，说明了阔叶林在保护区内中占有绝对的优势，体现了核心区的常绿阔叶林对保护区整体景观的影响。保护区内部的破碎度指数比起整个区域来要高，从方程（25）中可以知道，原因是在核心区以外的区域，受到人为的干扰，阔叶林破碎化的程度较大，对比核心区域大片的阔叶林背景，产生了较大的破碎化指数；而对于整个图像覆盖的区域来说，阔叶林的权重被其他类别减少，所以整体破碎度较小。

5 结论与讨论

5.1 H-res 遥感影像与森林分类

5.1.1 分类结果

在等级 1 和等级 2 的上面的分类结果都具有很高的准确度，尤其是在等级 2 上，植被准确地分为针叶林、阔叶林、灌木、农田四大类别，而且产生的类别边界清晰准确，这是得益与 QuickBird 卫星图像极高的空间分辨率。虽然多波段图像只有四个波段，光谱分辨率较低，但是通过结合全色波段的提供的纹理信息，弥补了光谱上的不足。等级 3 的分类结果很低，经过分析，原因主要有两个：

1. 光照、地形的影响

由于图像成像时间为 2005 年 10 月 21 日中午时分，太阳直射的是赤道。虽然是中午十分，但是太阳高度角只有 54.3° 。同时，卫星的天顶角也存在 16° 的偏移，相对来说，也不是处于最佳的观察状态。在这种成像条件下产生的图像形成的明显的阴阳坡，同时，即使在同一个坡面，也会因为坡向的改变而产生显著的彩色亮度变化。另外，太阳方位角和卫星方位角分别为 161° 、 302.6° ，基本上处于相反的方向上；在这种观察条件下，图像上阴坡区域的亮度不足的同时每个树冠都清晰明显，而阳坡区域虽然亮度高没有阴影但却难以辨认单个的树冠。图像上彩色、亮度、纹理的显著性的变化，让图像分割算法受到明显的影响，分割出来的图像对象很大部分是体现色彩光亮变化，而这种变化是由于光照、地形而引起的，并不是体现阔叶林内部结构的异质性。图像分割是图像分类的基础，分类是以图像对象为单位。图像对象的分割错误，必然引起分类的错误（Naoko Kosaka, 2003）。

2. 多光谱波段空间分辨率的相对不足

虽然 QuickBird 图的空间分辨率在目前商业遥感图像中是最高的，多波段为 2.4m，全色波段为 0.6m，但是，对于等级 3 的分类要求来说，多光谱波段的分辨率相对不足。对保护区的样地数据进行统计，计算高度大于 7m 树木的冠幅，冠幅为 2.5m~3m 之间的所占的比例为 54.5%，面积大约等于多光谱波段一个象元的大小。热带、亚热带森林具有生长茂密，树冠形状结构复杂的特点。体现在多波段图像上，单个象元可以是单个树冠的一部分、单独一个树冠或者是树冠重叠的部分，由于生长茂密、树冠间相互掩盖，所以代表混合部分的象元占的比

例最大,这种象元的 DN 值是相邻树冠之间对电磁波多次相互反射的综合。所以,在多波段图像上,阔叶林的树冠形状不清晰,树冠与树冠间的边界因为混合象元而变得不明显,依赖局部异质性的图像分割算法很难分割出代表单个树冠、群丛的图像对象 (Matthew L. Clark, 2005)。

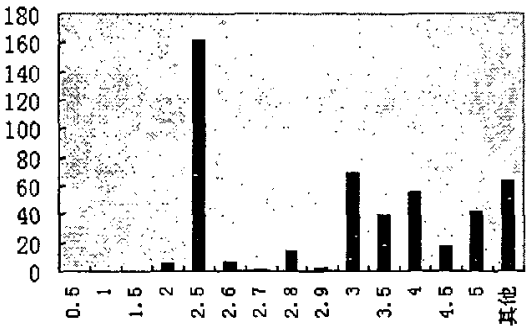


图 5-1 高度大于 7m 的冠幅直方图
Fig5-1 Histogram for the size of individual of tree crown , which the trees are higher than 7m.

Hiroshi Sasakawa(2003)采用了QuickBird图像对日本Hokkaido的针阔混交林进行了分类,分析高分辨率的QuickBird遥感图像在混交林中的分类效果(表5-1)。此后, Naoko Kosaka(2005)也采用QuickBird图像对Takayama的针阔混交林进行了分类研究 (表5-1、 5-2) 。

表 5-1 种、科、针阔树种的分类精度 (引自 Hiroshi Sasakawa, 2003)
Table5-1 Classification accuracy(Hiroshi Sasakawa, 2003)

	树种 Tree species	科 Families	针阔树种 C or B species
分类精度	0.23	0.3	0.72

表 5-2 针叶林、阔叶林、针阔混交的分类精度 (引自 Naoko Kosaka, 2005)
Table5-2 Classification accuracy(Naoko Kosaka, 2005)

	针叶林 Conifer			阔叶林 Broad-leaved tree	
	雪松 Cedar	柏树 Cypress	柏树 Larch	混交林 (针叶林)	阔叶林
分类精度	0.84	0.84	0.9	0.67	0.78

他们的分类结果都表明使用 QuickBird 遥感影像对分类, 对区分纯片针叶林和阔叶林具有很高的精度, 但是对于针阔混交、阔叶林的细分, 分类精度都很低, 结果不具有可靠性。

5.1.2 森林遥感前景展望

目前,在中高纬度以针叶林和落叶林为主要成分的森林, IKONOS, QuickBird 广泛地用于 ITC (*individual tree crowns*)识别, 树冠结构分析, 木材量估计 (McGraw *et al.*, 1998; Nagendra, 2001)。但 Naoko Kosaka(2003), Hiroshi Sasakawa(2005)和本实验的研究结果表明了面对生长茂密、树冠形状结构复杂的阔叶林, 使用目前的 H-res 遥感影像分类, 不具有令人置信的分类结果。

Clark(2005)使用高光谱、高空间分辨率的航空反射光谱仪对热带雨林进行分类研究, 在高空间分辨率 (1.6m) 和高光谱分辨率 (在 437–2434 nm 的辐射范围内分为 161 个波段) 的支持下, 单个树冠 (*individual tree crowns*(ITC)) 的分类精度达到 92%, 证明了在森林分类中, 植物在近红外波段 (700–1327 nm) 上的窄范围光谱特征是最重要的因素。Clark 通过光谱重采样, 产生 1.6m 空间分辨率的 IKONOS, ETM+, ASTER 模拟图像。从下表中的可以看出, 随着波段的增加, 分类精度逐步提高。

表 5-3 3 种模拟图像的分类精度

Table5-3 Classification accuracy of three simulated images

模拟对象 simulated image	波段 image bands	空间分辨率 spatial-res	总体分类精度 Overall accuracy
IKONOS 模拟图像	483, 551, 663, 794 nm	1.6m	52.3
ETM+ 模拟图像	479, 561, 661, 835, 1651, 2209 nm	1.6m	60.3
ASTER 模拟图像	555, 658, 805, 1655, 2166, 2207, 2264, 2333, 2394 nm	1.6m	66.8

IKONOS 模拟图像和 QuickBird 图像 4 个波段光谱范围基本上相似, 见表 5-4。如果未来的 QuickBird 遥感影像或者是其他的影像, 能从目前多波段图像最高的 2.4m 的空间分辨率提高到 1.6m, 分类精度将得到一定的提高; 但可以认为, 提高空间分辨率的效果远比不上增加波段数目的效果。

表 5-4 IKONOS 模拟图像和 QuickBird 图像在波段、空间分辨率的比较

Table5-4 The compare between simulated IKONOS image and QuickBird image of bandwidth and spatial resolution

波段 Band	IKONOS 模拟图像 Simulated IKONOS image	QuickBird 图像 QuickBird image
波段 1	483 nm	450 - 520 nm
波段 2	551 nm	450 - 520 nm
波段 3	663 nm	520 - 600 nm
波段 4	794 nm	630 - 690 nm
空间分辨率	1.6m	2.4m

而且对于星载传感器来说,提高空间分辨率必定导致光谱分辨率的下降,加上现有的卫星没有专门为林业设计数据采集通道,要将林业遥感推向一个新的高度,必须结合高光谱分辨率的有关卫星数据。但从目前的技术手段来看,使用专门的高光谱光谱仪进行航空拍摄是最有效的手段。

5.2 黑石顶自然保护区的景观现状与建议

黑石顶自然保护区中,阔叶林所占的面积比例达到 77.9%,而核心区中成片完整的阔叶林约占整个保护区总面积的 40%,致使保护区聚集度和优势度都很高的同时,多样性指数和均匀度指数较低。核心区大面积成片的阔叶林,表明了该区域的森林受到了良好的保护。

核心区内部基本上不存在马尾松斑块,说明经过了接近 20 的时间,原来分布在黑石顶保护区核心区内的马尾松林、针阔混交林已经被阔叶林完全取代(王伯荪和刘雄恩, 1987);尚存的马尾松零星地夹杂在阔叶林中。在核心区以外,沿着道路从盐水田到茅坪再到黑石河,由于存在居民居住,森林长期而缓慢地遭受砍伐和人为活动的干扰。在这样的一种因素下,这片区域一直处于马尾松林、杉木和阔叶林混交的状态。

在图 4-2 中,保护区边界外存在很大比例的灌木、马尾松幼林和杉木林。马尾松幼林是森林砍伐后人工重新种植,而灌木是阔叶林遭受毁坏后,在较为干旱,阳光充足的生境下形成的次生性植被。另外,在实地调查的时候也发现了在保护区边界存在非法砍伐的现象,这种情况导致保护区边界区域更容易受到干扰,从图上可以看出边界的破碎化程度比保护区内部要高。建议保护区加强森林管理工作,打击偷伐活动,限制边界上的开垦活动,防止干扰向保护区内部进一步蔓延。

参考文献

1. 陈昌笃. 十年来的我国景观生态学和全球生态学. 生态学杂志, 1992, 11 (1): 15-16.
2. 郭晋平, 阳含熙, 薛俊杰等. 关帝山森林景观异质性及其动态研究. 应用生态学报, 1999, 10 (2): 167-171.
3. 李哈滨. 景观生态学:生态学领域里的新构架. 生态学进展, 1988, 5 (1): 23-33.
4. 李勇. 黑石顶自然保护区植被分类系统与数字植被图. 中山大学学报(自然科学版), 2000, 39 (2): 61-66.
5. 马曼杰. 封开县黑石顶自然保护区的森林群落. 生态学报, 1982, 1 (1): 45-58.
6. 施苏华. 黑石顶自然保护区植物区系研究. 生态科学(合刊), 1987, 44-66.
7. 特罗尔(林超译). 景观生态学. 地理译报, 1983, (1): 1-7.
8. 汪永华. 景观生态学研究进展. 长江大学学报(自然科学版), 2005, 2 (8): 79-83.
9. 王伯荪, 刘雄恩. 黑石顶自然保护区的特点. 生态科学, 1987, 6 (1-2): 1-18.
10. 邬建国. 景观生态学—格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社, 2000.
11. 邬建国. 景观生态学中的十大研究论题. 生态学报, 2004, 24 (9): 2074-2076.
12. 肖笃宁, 赵羿, 孙中伟等. 沈阳西郊景观格局变化的研究. 应用生态学报, 1990, 1 (1): 75-84.
13. 肖笃宁. 宏观生态学研究的特点与方法. 应用生态学报, 1994, 5 (1): 95-104.
14. 肖笃宁. 景观生态学研究进展. 长沙: 湖南科学技术出版社, 1999.
15. 徐化成. 景观生态学. 北京: 中国林业出版社, 1996.
16. Asner, G.P., Hicke, J.A., Lobell, D.B. Per-pixel analysis of forest structure. Vegetation indices, spectral mixture analysis and canopy reflectance modeling. in: Wulder, M.A., Franklin, S.E. (Eds.), Remote Sensing of Forest Environments. Concepts and Case Studies. Kluwer Academic Publishers, 2003.
17. Atkinson, P.M. Resolution manipulation and sub-pixel mapping. In: de Jong, S.M., van der Meer, F.D. (Eds.), Remote Sensing and Digital Image Analysis. Including the Spatial Domain. Book Series: Remote Sensing and Digital Image Processing. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2004.
18. Baatz, M., Benz, U., Dehghani, S., et al. eCognition - object oriented image analysis - User Guide. Definiens Imaging, 2004.
19. Bandemer, H., Gottwald, S. Fuzzy Sets, Fuzzy Logic, Fuzzy Methods with Applications, Wiley Press, New York, 1995.
20. Burnett, C., Blaschke, T. A multi-scale segmentation/object relationship modeling methodology for landscape analysis. Ecological Modelling, 2003, 168: 233-249.
21. Chang, K.T. (陈健飞等译). 地理信息系统导论. 北京: 科学出版社, 2003.

22. Clark, M.L., Roberts, D.A., Clark, D.B. Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 96: 375-398.
23. Cracknell, A.P. Synergy in remote sensing—what's in a pixel? *Int. J. Remote Sensing*, 1998, 19: 2025-2047.
24. Farina, A. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, London, 1998.
25. Fisher, P. The pixel: a snare or a delusion. *Int. J. Remote Sensing*, 1997, 18: 679-685.
26. Forman, R.T.T., Godron, M. *Landscape Ecology*. Wiley, New York, 1986.
27. Forman, R.T.T., Godron, M. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 1981, 31: 733-740.
28. Fotheringham, A.S., Wong, D.W.S. The modifiable areal unit problem in multivariate statistical analysis. *Environ. Plann.*, 1991, 23: 1025-1044.
29. Frohn, R.C. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Ration, 1998.
30. Gougeon, F.A. A crown-following approach to the automatic delineation of individual tree crowns in high spatial resolution aerial images. *Can. J. Remote Sensing*, 1995, 24 (3): 274-284.
31. Hall, O., Hay, G.J., Bouchard, A., *et al.* Detecting dominant landscape objects through multiple scales: an integration of object-specific methods and watershed segmentation. *Landscape Ecol.* 2004, 19 (1): 59-76.
32. Haralick, R., Shanmugan, K., Dinstein, I. Textural features for image classification. *IEEE Trans. Systems Man Cybernetics*, 1973, 3 (1): 610-621.
33. Hay, G.J., Blaschke, T., Marceau, D.J., *et al.* A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure. *Photogrammetric Eng. Remote Sensing*, 2003, 57: 327-345.
34. Hay, G.J., Castilla, G., Michael, A. *et al.* An automated object-based approach for the multiscale image segmentation of forest scenes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2005, 7: 339-359.
35. Hay, G.J., Marceau, D.J. Multiscale object-specific analysis (MOSA): an integrative approach for multiscale landscape analysis. In: de Jong, S.M., van der Meer, F.D. (Eds.), *Remote Sensing and Digital Image Analysis. Including the Spatial Domain*. Book Series: Remote Sensing and Digital Image Processing. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2004.
36. Hay, G.J., Marceau, D.J., Bouchard, A. A multiscale framework for landscape analysis: object-specific upscaling. *Landscape Ecol.* 2001, 16: 471-490.
37. Hay, G.J., Niemann, K.O. Visualizing 3-D texture: a three dimensional structural approach to model forest texture. *Can. J. Remote Sensing*, 1994, 20 (2): 90-101.
38. Hay, G.J., Niemann, K.O., Goodenough, D.G. Spatial thresholds, image-objects and upscaling: a multiscale evaluation. *Remote Sensing Environ.* 1997, 62: 1-19.
39. Hay, G.J., Niemann, K.O., McLean, G.F. An object-specific image-texture analysis of

- H-resolution forest imagery. *Remote Sensing Environ*, 1996, 55: 108-122.
40. Koestler, A. *The Ghost in the Machine*. Random House, New York, 1967.
 41. Kolasa, J., Pickett, S.T.A. *Ecological Heterogeneity*. Springer, New York, 1991.
 42. Kosaka, N. Forest Type Classification Using Data Fusion of Multispectral and Panchromatic High-Resolution Satellite Imageries. *IEEE*, 2005, 4: 2980-2983.
 43. Krause, K. Radiance Conversion of QuickBird Data. DigitalGlobe, 2003.
 44. Kruse, R., Gebhardt, J., Klawonn, F. *Fuzzy-Systeme*, Teubner Verlag, Stuttgart, 1993.
 45. Leckie, D.G., Gougeon, F.A., Walsworth, N., *et al.* Stand delineation and composition estimation using semi-automated individual tree crown analysis. *Remote Sensing Environ*, 2003, 85: 355-369.
 46. Marceau, D.J. The scale issue in the social and natural sciences. *Can. J. Remote Sensing*, 1999, 25 (4): 347-356.
 47. Marceau, D.J., Hay, G.J. Remote sensing contributions to the scale issue. *Can. J. Remote Sensing*, 1999, 25 (4): 357-366.
 48. McGraw, J. B., Warner, T. A., Key, T. L., *et al.* High spatial resolution remote sensing of forest trees. *Trends in Ecology and Evolution*, 1998, 13(8): 300-301.
 49. Müller, F. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecol. Model*, 1997, 100: 135-161.
 50. Nagendra, H. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 2001, 22(12): 2377-2400.
 51. O'Neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., *et al.* *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, 1986.
 52. O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, 1 (3): 153-162.
 53. O'Neill, R.V. Hierarchy theory and globalized scales and Global Change. In: Rosswall, T., Woodmansee, R. G., Riser, P. G. John Wiley & Sons, New York, 1988.
 54. O'Neill, R.V., Johnson A.R., King A.W. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology*, 1989, 3: 193-205.
 55. O'Neill, R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1998, 1: 154-162.
 56. O'Neill, R.V., Milne B.T., Turner M.G., *et al.* Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1989, 2: 63-69.
 57. Pickett, S.T.A., Canham M.L. Landscape ecology, spatial heterogeneity in ecological systems. *Science*, 1995, 269 (21): 331-334.
 58. Risser, P.G., Karr J.R., Forman R.T.T. *Landscape Ecology: Directions and Approaches*. Special Pub No 2, Illinois Natural History Survey, Champaign, 1984.
 59. Sasakawa, H. Development of the forest type classification technique for the mixed forest with coniferous and broad-leaved species using the high resolution satellite data. *Definiens*, 2003.

60. Simon, H.A. The architecture of complexity. *Proceedings of the American Philosophical Society*, 1962, 106: 467-482.
61. Steele, J.H. Some comments on plankton patches. In: Steele, J.H. (Ed.), *Spatial Pattern in Plankton Communities*. Plenum Press, New York, 1978.
62. Steinhardt, U., Volk, M. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecol. Model.* 2003, 168: 251-265.
63. Tickle, P. K. Use of Airborne Scanning Lidar and Large Scale Photography within a Strategic Forest Inventory and Monitoring Framework. *Proceedings 23rd IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Sydney Australia, 2001.
64. Turner, M.G., Gardner R.H. *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, London, 1991.
65. Wu, J. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Can. J. Remote Sensing*, 1999, 25: 367-380.
66. Wu, J., Loucks, O.L. From the balance-of-nature to hierarchical patch dynamics: a theoretical framework shift in ecology. *Quarterly Rev. Biol.* 1995, 70: 439-466.
67. Wulder, M.A., Seemann, D. Forest inventory height update through the integration of lidar data with segmented landsat imagery. *Can. J. Remote Sensing*, 2003, 29 (5), 536-543.

附表

附表 1：黑石顶自然保护区常见树种

种名	学名	科
Species	Scientific Name	Family
罗浮栲	<i>Castanopsis fabri</i>	Fagaceae
裂叶榕	<i>Ficus laceratifolia</i>	Moraceae
黄樟	<i>Cinnamomum porrectum</i>	Lauraceae
黄杞	<i>Engelhardtia roxburghiana</i>	Juglandaceae
黄毛叶冬青	<i>Ilex dasyphylla</i>	Aquifoliaceae
黄花倒水莲	<i>Polygala fallax</i>	Pteridaceae
黄果厚壳桂	<i>Cryptocarya concinna</i>	Lauraceae
广宁油茶	<i>Camellia semiserrata</i>	Theaceae
光叶山黄皮	<i>Randia canthioides</i>	Rubiaceae
枫香	<i>Liquidambar formosana</i>	Hamamelidaceae
短花序楠	<i>Machilus breviflora</i>	Lauraceae
杜英	<i>Elaeocarpus decipiens</i>	Elaeocarpaceae
吊皮椎	<i>Castanopsis kawakamii</i>	Fagaceae
淡叶槲	<i>Lithocarpus hancei</i>	Fagaceae
大桫欏	<i>Cyathea gigantea</i>	Cyatheaceae
大茶药	<i>Gelsemium elegans</i>	Loganiaceae
赤楠	<i>Machilus thunbergii</i>	Lauraceae
陈式钓樟	<i>Lindera chunii</i>	Lauraceae
八角枫	<i>Alangium chinense</i>	Alangiaceae
石斑木	<i>Raphiolepis indica</i>	Rosaceae
山乌桕	<i>Sapium discolor</i>	Euphorbiaceae
山矾	<i>Symplocos caudata</i>	Symplocaceae
山杜英	<i>Elaeocarpus sylvestris</i>	Elaeocarpaceae
三花冬青	<i>Ilex thecarpa</i>	Aquifoliaceae
三叉苦	<i>Evodia lepta</i>	Rutaceae
绒楠	<i>Machilus velutina</i>	Lauraceae
拟赤杨	<i>Alniphyllum hainanensis</i>	Styraceae
木荷	<i>Schima superba</i>	Theaceae
毛椎	<i>Castanopsis fordii</i>	Fagaceae
毛柿	<i>Diospyros strigosa</i>	Ebenaceae
马尾松	<i>Pinus massoniana</i>	Pinaceae
罗伞树	<i>Ardisia quinqueгона</i>	Myricaceae
罗浮柿	<i>Diospyros morrisiana</i>	Ebenaceae
烟斗槲	<i>Lithocarpus corneus</i>	Fagaceae
鸭脚木	<i>Schefflera octophylla</i>	Araliaceae
悬钩子	<i>Rubus amphidasys</i>	Rubiaceae
小叶胭脂	<i>Artocarpus styracifolius</i>	Myricaceae

纤细五月茶	<i>Antidesma microphyllum</i>	Euphorbiaceae
细轴绕花	<i>Wikstroemia indica</i>	Verbenaceae
乌毛蕨	<i>Blchnum orintale</i>	Blechnaceae
乌柏	<i>Sapium sebiferim</i>	Euphorbiaceae
甜茶桐	<i>Lithocarpus litseifolius</i>	Fagaceae
硬叶桐	<i>Lithocarpus loganoides</i>	Fagaceae
野鸭椿	<i>Euscaphis japonica</i>	Styracaceae
野漆	<i>Toxicodendron siccédancum</i>	Ancardiaceae
玉叶金花	<i>Mussaenda pubscens</i>	Rubiaceae
虎皮楠	<i>Daphniphyllum oldhamii</i>	Daphniphyllaceae

附表 2: 黑石顶自然保护区主要群丛

群丛 Association	拉丁名 Latin
粘木+小叶胭脂—黄果厚壳桂	<i>Asso. Ixonanthes chinensis + Artocarpus styacifolius — Cryptocarya concinna</i>
小硬叶桐+鼠刺+黑叶桉	
水栗+阿丁枫—黄果厚壳桂—华南省藤	<i>Asso. Castanopsis nigresceus + Altingia chinensis—Cryptocarya concinna—Calama rhabdocladus</i>
米椎—毛桃木莲+马蹄荷—苦竹	<i>Asso. Castanopsis carlesii—Manglietia moto + Symingtonia tonkinensis — Sinobambusa sp.</i>
米椎—黄果厚壳桂+桂北木姜—华南省藤	<i>Asso. Castanopsis carlesii—Cryptocarya concinna + Litsea subcoriacea — Calamus rhabdocladus</i>
米椎—阿丁枫+岭南槭+光叶红豆—苦竹	<i>Asso. Castanopsis nigrescens — Altingia chinensis + Acer tutcheri — Sinobambusa sp.</i>
马蹄荷—桂北木姜+陈氏钓樟—线齿	<i>Asso. Exbucklandia tonkinensis—Litsea subcoriacea chunii—Sinia rhodoleuca</i>
狗牙椎+阿丁枫+水栗—陈氏钓樟—华南省藤	<i>Asso. Castanopsis lamontii + Altingia chinensis + Castanopsis nigresceus—Lindera chunii—Calamus rhabdocladus</i>
阿丁枫+粘木—黄果厚壳桂+黄枝木	<i>Asso. Altingia chinensis + Ixonanthes chinensis—Cryptocarya concinna + Xanthophyllum hainanense</i>
阿丁枫+小叶胭脂—陈氏钓樟—华南省藤	<i>Asso. Altingia chinensis + Artocarpus styacifolius—Lindera chunii—Calamus rhabdocladus</i>
阿丁枫+水栗+厚壳桂—红鳞蒲桃—苦竹	<i>Asso. Altingia chinensis + Castanopsis nigrescens + Cryptocarya chinensis — Syzygium hancei—Sinobambusa sp.</i>
阿丁枫+金叶含笑+罗浮栲—苦竹	<i>Asso. Altingia chinensis + Michelia foveolata + Castanopsis fabri —</i>

杉木+马尾松-鸭脚木-芒萁	<i>Sinobambusa sp.</i> <i>Asso. Cunninghamia lanceolata + Pinus massoniana—Schefflera octophylla—Dicranopteris dichotoma</i>
杉木-桃金娘-芒萁	<i>Asso. Cunninghamia lanceolata—Rhodomyrtus tomentosa—Dicranopteris dichotoma</i>
马尾松+水栗-鸭脚木-芒萁	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis nigrescens—Schefflera octophylla</i>
马尾松+米椎+黄杞	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis carlesii + Engelhardtia roxburghiana</i>
马尾松+罗浮栲+壳菜果-华南省藤	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis fabri + Mytilaria laosensis—Calamus rhabdocladus</i>
马尾松+藜蒴+鸭脚木	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis fissa + Schefflera octophylla</i>
马尾松+荷树-鸭脚木	<i>Asso. Pinus massoniana + Schima superba—Schefflera octophylla</i>
马尾松+吊皮椎+荷树	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis kawakamii + Schima superba</i>
马尾松+水栗+阿丁枫-网脉山龙眼	<i>Asso. Pinus massoniana + Castanopsis nigrescens + Altingia chinensis—Helicia reticulata</i>
马尾松-鸭脚木-芒萁	<i>Asso. Pinus massoniana—Schefflera octophylla—Dicranopteris dichotoma</i>
马尾松-鸭脚木-苦竹	<i>Asso. Pinus massoniana—Schefflera octophylla—Sinobambusa sp.</i>
马尾松-桃金娘-芒萁	<i>Asso. Pinus massoniana—Rhodomyrtus tomentosa—Dicranopteris dichotoma</i>

致谢

首先，由衷感谢我的导师余世孝教授，余老师从论文开题，到实验、调查，再到论文撰写的各个阶段都给我以悉心的指导。两年来，导师不仅在学业上给我关怀、督促，还以严谨缜密的治学态度，追求创新的科研精神深深地影响了我，导师是我一辈子的榜样。

非常感谢实验室的每一个师兄、师姐、师弟、师妹，以及王永繁老师和马彩凤老师，在学习和生活上一直受到了他（她）们的关怀和指导，让我感受到了实验室有如温馨大家庭的感觉。

尤其感谢陈旭师兄，他参与了我的野外工作，给予了极大的帮助，让我的野外工作得以顺利进行。感谢热带亚热带森林生态系统实验中心的叶伟男老师，叶老师在不仅在植物物种鉴定和野外工作中给予了大量的帮助，而且在食宿和交通上提供了极大的方便。感谢刘蔚秋老师，她在我的论文期间一直给我提供宝贵的意见和建议。

非常感谢地理科学与规划学院的黎夏老师，提供了 eCognition 软件；感谢钱剑屏师姐提供了软件使用的建议。

最后，特别感谢我的父亲母亲多年来的支持和理解，多年来含辛茹苦的培养教育，感谢弟妹的支持与鼓励。感谢亲戚在精神和经济上的帮助，使我的学习得以顺利完成。

许佐荣

2006 年 6 月 1 日

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品成果。对本文的研究作出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名：许佐荣

日期： 2006 年 6 月 1 日