

# 生态学中的尺度问题:内涵与分析方法

张 娜

(中国科学院研究生院资源与环境学院, 北京 100049)

**摘要:**尺度问题已成为现代生态学的核心问题之一。尺度问题主要涉及 3 个方面:尺度概念、尺度分析和尺度推绎。主要评述前两个方面。生态学尺度有三重概念:维数、种类和组分,其中每重概念又包含了多个定义,有必要进行澄清、分类和统一。尺度分析涉及尺度效应分析和多尺度空间格局分析。格局、过程及它们之间的关系,以及某些景观特性均表现出尺度效应,因此多尺度研究非常必要和重要。多尺度空间格局分析(尤其是特征尺度的识别)是进行尺度效应分析和跨尺度推绎的基础。多尺度分析需要特定的方法,景观指数法是最常用和最简单的方法,但也常产生误导;空间统计学方法(如半方差分析法、尺度方差分析法、空隙度指数法和小波分析法等)和分维分析法在最近十几年发展起来,并逐渐应用于生态学,在尺度分析上具有很大的应用潜力。各种方法在尺度分析上各有优势和不足,有必要同时使用两种或两种以上方法进行比较和评估。总之,有关尺度分析的研究需要进一步加强,从而为下一步的尺度推绎提供可靠的依据。

**关键词:**生态学;尺度概念;尺度分析;尺度效应;特征尺度;多尺度

**文章编号:**1000-0933(2006)07-2340-16 **中图分类号:**Q149 **文献标识码:**A

## Scale issues in ecology: concepts of scale and scale analysis

ZHANG Na (College of Resources and Environment, Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(7): 2340 ~ 2355.

**Abstract:** Scale issues are fundamental to all ecological investigations, and have become a central topic in ecology in recent decades with the increasing recognition of broad-scale environmental issues (such as global warming) and land-management problems, rapid development of digital technologies (remote sensing, GIS, desktop computers, etc.), and emergence of landscape ecology. However, there are still many ecological studies in which scale is treated simplistically or superficially. Scale issues remain a key challenge for ecologists in the 21<sup>st</sup> century.

Scale issues include conceptualization of scale, scale analysis and scaling. This paper focuses on the former two issues. A three-tiered conceptualization of scale is introduced: dimensions, kinds, and components. Dimensions of scale are most general, including space, time, and organizational levels. Kinds of scales can be distinguished among phenomenon scale (including structure and process scale, also referred to as characteristic or intrinsic scale), observation scale (also referred to as sampling or measurement scale), analysis or modeling scale and policy scale. The most specific and measurable definitions are components of scale, including grain, extent, spacing (or lag), coverage, cartographic scale, and support. Scale is often expressed as grain and extent in landscape ecology. Because each type of scale concept includes multiple terms and definitions, it is necessary to carefully

**基金项目:**国家自然科学基金资助项目(30500076);中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX3-SW-218);国家杰出青年科学基金资助项目(30225012);中国科学院研究生院院长基金资助项目(yzj200205)

**收稿日期:**2005-06-30; **修订日期:**2006-03-10

**作者简介:**张娜(1973~),女,新疆伊犁人,博士,副教授,主要从事景观生态学、全球变化和定量遥感应用研究. E-mail: zhangna@gucas.ac.cn

**Foundation item:** The project was supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 30500076); the Knowledge Innovation Programs of Chinese Academy of Sciences (NO. KZCX3-SW-218); the National Science Fund for Distinguished Young Scholars (Grant No. 30225012); and the President Foundation of Graduate School of Chinese Academy of Sciences (No. yzj200205)

**Received date:**2005-06-30; **Accepted date:**2006-03-10

**Biography:** ZHANG Na, Ph.D., Associate professor, mainly engaged in landscape ecology, global change and quantitative remote sensing. E-mail: zhangna@gucas.ac.cn

discriminate, classify and unify them.

Scale analysis is to analyze scale effects and identify multiple-scale spatial patterns (especially characteristic scale(s)). Scale effects may occur in each of the following three situations: changing grain size only, changing extent only, and changing both grain and extent. When scale of observation, analysis, modeling, or experimentation change, statistical results (for example, mean, variance and multivariate relationships) are expected to change. Scale influences the results of examining spatial pattern, such as spatial heterogeneity, spatial distribution, spatial autocorrelation, spatial anisotropy, and patch and gap sizes. When scale changes, new ecological processes and patterns may occur, and the rate or frequency of processes, control factors, and correlations between processes may also change. Some landscape properties (for example, landscape openness, equilibrium, predictability, species richness and diversity) also exhibit scale effects. Because of scale effects, it is extremely important to conduct research at multiple scales. Identifying characteristic scale(s) means examining hierarchical structure of pattern or process, and distribution of patch sizes and spacing between patches, which are the basis for studying scale effects and scaling.

Some specific methods need to be developed for scale analysis, mainly including spatial statistics methods, landscape metrics and fractal analysis. Landscape metrics are the most popular methods which are both simple and potentially misleading. Spatial statistics methods and fractal analysis have been developed and applied in ecology during the past decades, and have a great potential in scale analysis and scaling. Spatial statistics methods include semivariance, scale variance, lacunarity, wavelet, representative elementary volume analysis, and so on. Each of them has its own advantages and disadvantages in identifying characteristic scale(s) and analyzing scale effects, thus it is essential to compare and evaluate two or more methods in the same study.

In summary, to provide a reliable foundations for scaling, scale analysis must be conducted thoroughly first. Research focusing on characteristic scales of landscape pattern or process and establishing scaling relations should be followed. Finally, a better understanding and thus explanation of the dependence of pattern and process on scale may be achieved.

**Key words:** ecology; concepts of scale; scale analysis; scale effects; characteristic scale(s); multiple-scale

尺度问题是所有生态学研究的基础<sup>[1]</sup>,主要涉及 3 个方面:尺度概念、尺度分析和尺度推绎 (scaling)。目前,生态学家(尤其是景观生态学家)已对尺度概念做了分类和统一,尺度问题正逐渐被越来越多的生态学家认识。对尺度分析方法的探讨更多地借鉴其它学科(如物理学、分形几何学和地统计学)中的一些方法,它们的应用也逐渐得到验证,但更多、更适宜的方法仍有待进一步探讨。在尺度推绎方法的探讨上,已经做了一些研究,提出了几个主要途径,但这一问题的解决仍然任重道远。总之,生态学中有关尺度的理论、方法和应用研究还很粗浅。本文主要评述国际生态学在尺度概念和尺度分析上的认识和研究,并提出自己的一些见解,旨在引起国内同行的关注,促进国内相关研究的发展。

## 1 生态学中尺度问题的发展历史和研究现状

### 1.1 生态学中尺度问题的发展历史

生态学文献中出现“尺度”一词已有一百年的历史,早期的植物生态学家已认识到取样尺度在描述物种分布上的重要性(如 Greig-Smith<sup>[2]</sup>),对异量关联、捕食者与猎物的大小关系等问题也有研究<sup>[3,4]</sup>。然而,许多生态学家没有认识到所研究格局和过程的尺度敏感性,因此,极少明确地关注尺度。另一方面,即使是认识到尺度问题的研究者,由于分别在不同的尺度上进行研究,其结论不总是相互吻合,从而产生分歧。例如,保护生物学家对自然保护区最适大小的确定一直存在争议,其中部分原因是没有意识到不同生物体的感应尺度不尽相同。传统的生态学理论在解决这些类似问题时显得力不从心,因为大多数理论不考虑尺度及其效应,这实际上就是假设某种现象可以发生在任何尺度上<sup>[1]</sup>。

与其它许多学科(如地理学、大气科学、地球科学、生物海洋学、物理学和分形几何学)相比,生态学家对尺度问题重要性的认识要晚得多。产生这种情况的原因可能与传统生态学的研究对象和研究途径,以及可用于观测生态现象的技术和仪器等有关<sup>[1]</sup>。从 20 世纪 70 年代早期开始,许多生态学家开始关注空间尺度;到 80

年代中期,一些生态学家已经开始在其研究中考虑尺度效应(scale effect);80年代中期以后,生态学对尺度问题的研究呈指数增长趋势<sup>[4]</sup>。这时期大尺度环境和资源管理问题的日益紧迫、计算机技术和数字化空间信息技术的飞速发展、北美景观生态学学科的兴起以及等级理论的发展促进了生态学范式由机制研究向机制与空间分析相结合的转变<sup>[3]</sup>。在20世纪80年代,一些专著和论述对尺度研究做出了重要贡献<sup>[1,5-7]</sup>。Levin<sup>[8]</sup>指出,“格局与尺度问题融合了种群生物学和生态系统科学,综合了基础生态学和应用生态学,已成为生态学的核心问题”<sup>[3]</sup>。在20世纪90年代,有关尺度科学和尺度理论的研究进展缓慢,更多的研究是关于改变尺度的影响。总的来说,尽管不同学科对尺度都有一些经典的论述,但目前景观生态学在处理尺度问题上处于前沿<sup>[3]</sup>,并已成为阐述生态学中基本的尺度问题的主要推动力。

## 1.2 生态学中尺度问题的研究现状

Withers 和 Meentemeyer<sup>[3]</sup>对发表于1990~1995年的 *Landscape Ecology* 期刊上的159篇文章进行了分析,归类出12个涉及尺度问题的研究领域,以及9种研究尺度问题的概念途径。根据尺度被对待、研究和应用的方式和程度划分研究尺度问题的概念途径,包括:在试验设计和分析中完全忽视尺度(I);仅定性地考虑尺度问题(Q);仅考虑单尺度情形,缺乏多尺度研究(SS);进行多尺度取样和分析(RS);将尺度作为一个离散变量(DV)或连续变量(CV),建立所研究变量与尺度(如面积、粒度和幅度)之间的关系;进行跨尺度外推或内插的研究(CSE);进行多尺度上多过程之间相互作用的研究(MVS);进行关于尺度的理论或假说研究(T/H)(例如尺度概念、一般规律及用于检验和分析的理论或假说)。

尺度问题在很多生态学研究领域中都有涉及,如景观结构(斑块大小、镶嵌体格局、破碎化)、土地利用/土地覆被的分类和制图、植物生态学和植被分析(组成和制图)、景观动态(演替、干扰、稳定性、时间序列)、栖息地分析、动物生态学、生物多样性、生物地球化学循环(能量和物质平衡、营养循环、水循环)、全球变化(生态系统模型、全球变化的影响、生态系统的反馈)和景观规划设计和管理等,但不同领域研究和应用尺度的方式和程度有很大差异。例如,在景观动态研究中,对尺度问题的涉及最多,其中25.9%的研究忽视了尺度问题,18.5%的研究仅特指某个单尺度,22.2%的研究进行跨尺度外推的研究,但很少进行多尺度取样和分析研究。又如,在栖息地结构的研究中,对尺度问题的涉及仅次于景观动态研究,其中最常见的是特指某个研究尺度,其次是进行多尺度研究及忽视尺度问题。再如,在生物地球化学研究中,完全忽视尺度问题、仅定性地考虑尺度问题、仅考虑单尺度情形、将尺度作为一个连续变量的研究各占10%;尚缺乏多尺度研究;涉及跨尺度外推的研究约占60%,但基本忽视景观等级结构、空间异质性及斑块之间的非线性相互作用的影响,通常采用的方法是将空间粒度单元(或斑块尺度)上的信息直接外推到景观甚至全球尺度,而涉及多过程之间相互作用的尺度推绎及理论研究仍是空白。总的来说,根据对 *Landscape Ecology* 期刊上159篇文章的研究发现,有近1/4的文章忽视了空间或时间尺度问题;而多尺度上多现象的研究仅占有所有研究的0.6%,除景观动态研究之外,在其它研究领域仍然非常缺乏<sup>[3]</sup>。

在近十几年的国际及各国的景观生态学会议上,尺度问题均成为会议的主题之一。2005年8月在加拿大召开的第9届国际生态学大会的主题被定为 *Ecology at Multiple Scales*(多尺度上的生态学)。这给人们传达了两方面的信息:一方面,尺度问题在生态学中已经深入人心;另一方面,在生态学中,还有许多尺度问题需要解决。2005年第20届美国景观生态学年会的167篇论文摘要及其关键词中,出现“尺度”、“多尺度”和“尺度推绎”词语的摘要约50篇。根据提到“尺度”一词的摘要中所论述的研究内容和方法,可简单地将其研究尺度问题的途径概括为以下3种:(1)明确指出仅进行某个单尺度上的研究(21篇);(2)尺度分析,包括多尺度分析、尺度选择和尺度效应分析(24篇);(3)尺度上推的研究(6篇)。单尺度研究几乎是景观、区域和洲等大尺度上的研究。对尺度分析的研究较多,包括从点到区域的不同尺度上的研究,而尺度效应分析则涵盖了各个不同方面:景观空间格局特征(如景观指数和空间自相关性)、景观格局(如过火面积)的统计分布(如平均值、方差和多统计变量之间的关系)、生态过程(如火干扰)、不同生态学变量之间的关系(如某个分类群系的物种多样性与区域总物种多样性之间的关系、NDVI与物种丰富度之间的关系)、景观特性(如景观的物种多样性)

和生物特征(如种群反应)。遗憾的是,对尺度推绎的研究仍旧非常少,而且以建立基于异量关联的幂律关系(allometric relations)或其它随尺度大小变化的统计关系为主,鲜见其它方法。对尺度理论或假说的研究则没有涉及。通过分析会议论文摘要得出的结论固然有失偏颇,但也可对其研究现状窥见一斑。总的来说,有关尺度的理论、方法和应用研究对于21世纪的生态学家来说,仍然是一个重大的挑战。

国内生态学对尺度问题的研究才刚刚起步。目前更多的是介绍尺度、尺度效应和尺度推绎(或尺度转换)的概念,概述尺度分析方法和尺度推绎中的基本问题,强调尺度问题在生态学不同研究中的重要性<sup>[9-11]</sup>。相关名词的定义还不很统一,一些相同名词所表示的含义不尽相同,如将“尺度转换”理解为多尺度特征<sup>[12]</sup>;将“尺度转换方法”理解为尺度分析方法<sup>[10]</sup>。有些生态学家已经开始意识到格局和过程的尺度效应,及多尺度研究的必要性和重要性,如对景观指数和分维数<sup>[13,14]</sup>、景观空间自相关性<sup>[14]</sup>、景观多样性<sup>[14]</sup>、群落 $\alpha$ 多样性<sup>[15]</sup>、害虫防治<sup>[16]</sup>和生态地理建模<sup>[17]</sup>等的研究。少数研究开始探讨用一些空间统计学方法或分维数法进行尺度分析,如徐建华等<sup>[14]</sup>用半方差分析法揭示景观多样性空间变异的尺度效应规律;辛晓平等<sup>[12]</sup>用多尺度分维数法检测格局的自相似性、尺度不变性和等级结构特征。以上研究都仅仅涉及到尺度概念及多尺度分析,而对尺度推绎方法的研究和探讨仍是空白,已滞后于国际研究十几年。

## 2 生态学中的尺度概念

对于尺度的讨论首先要从其定义开始。长期以来,生态学、地理学、地图学和许多其它学科的科学家们对尺度的定义众说纷纭,即使是相同学科的不同领域,对尺度的定义也呈现出多样性,这造成了对尺度概念理解的困难及混淆<sup>[3,10]</sup>。随着不同学科、不同领域研究内容的进一步融合,统一尺度概念、明确地使用与尺度相关词汇的要求已经变得越来越重要<sup>[18,19]</sup>。Wu等<sup>[20]</sup>提出生态学尺度的三重概念:维数(dimensions)、种类(kinds)和组分(components)。

从维数来说,尺度包括空间尺度、时间尺度和组织尺度。通常意义上的空间尺度和时间尺度是指在观察或研究某一物体或过程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<sup>[18,21]</sup>。组织尺度是生态学组织层次(如个体、种群、群落、生态系统、景观、区域和全球等)在自然等级系统中所处的位置和所完成的功能。通常应用中,时空尺度是抽象的、精确的;而组织尺度存在于等级系统之中,以等级理论为基础,是具体的,在自然等级结构中的位置相对明确,但是其时空尺度是模糊的。尽管组织尺度不等同于通常意义上的时空尺度,但是它们却可以通过某些特定的时空尺度来刻画<sup>[10]</sup>。

从种类来说,尺度包括现象(phenomenon)尺度、观测(observational)尺度、分析(analysis)或模拟(modeling)尺度<sup>[20]</sup>。现象尺度是格局或影响格局的过程的尺度,它为自然现象所固有,而独立于人类控制之外<sup>[10,19]</sup>,因此也被称为特征(characteristic)尺度或本征(intrinsic)尺度。其中,格局尺度包括等级水平、各等级水平的斑块大小分布(如大小的平均值和方差)、同类斑块之间的间隔距离;过程尺度包括过程本身作用的范围、过程能够影响的潜在或实际的幅度。例如,在一个群落中繁殖体的扩散不仅发生在群落周围很小的面积上,也发生在距离该群落一定距离的面积上。又如,个体之间为争夺空间的身体对抗仅发生在很短的距离之内,影响很小的面积;而如果竞争是由化感物质的释放引起的,那么这种竞争过程作用的范围和影响的范围可能较大<sup>[19]</sup>。

对现象的研究是在一定的观测和分析尺度下进行的。选取不同的观测和分析尺度,将检测到不同的现象。尺度研究的根本目的在于通过适宜的观测和分析或模拟尺度来揭示和把握现象尺度中的规律性<sup>[10]</sup>。观测尺度也被称为取样(sampling)尺度或测量(measurement)尺度,包括取样单元的大小、形状、间隔距离及取样幅度。空间取样单元可能是自然物体,如种群的一个生物个体,或生物个体的一个叶片,或一个动物巢穴等。但在大多数情况下,自然的取样单元并不存在,需要在试验中人为确定;并且作为人类的一种感知尺度,其大小常常受测量仪器的限制。一般地面仪器通常只能取部分样本单元,而通过遥感技术(包括航天飞机、卫星和雷达)的取样则能保证在整个幅度范围内进行完全取样。分析或模拟尺度是在空间统计分析或模拟模型中所用的尺度,既包括分析或模拟时所取的粒度,如尺度方差分析中逐渐聚合的尺度的大小;也包括分析或模拟时

所能涉及的大小范围,如半方差分析的间隔距离<sup>[19]</sup>。

从组分来说,尺度包括粒度(grain)、幅度(extent)、间隔(lag 或 spacing)、分辨率(resolution)、比例尺(cartographic scale)、支撑(support)和覆盖度(coverage)等。在景观生态学中,尺度往往以粒度和幅度来表达。空间粒度是景观中最小可辨识单元所代表的特征长度、面积或体积,例如,斑块大小、实地样方大小、栅格数据中的格网大小及遥感影像的像元或分辨率大小等。时间粒度是某一现象或事件发生的(或取样的)频率或时间间隔,例如,野外测量生物量的取样时间间隔(如一个月或半个月取1次),某一干扰事件发生的频率,或模拟的时间间隔。幅度是研究对象在空间或时间上的持续范围或长度<sup>[18,20,21]</sup>。另外,间隔是相邻单元之间的距离,可用单元中心点之间的距离或单元最邻近边界之间的距离表示。粒度、幅度和间隔的概念均可用于现象、观测或分析<sup>[19]</sup>。

地理学和地图学中的比例尺(cartographic scale)是分析尺度。在生态学中,尺度的用法往往不同于比例尺,并且表现为相反的含义。生态学中的大尺度(或粗尺度,coarse scale)指大空间范围或时间幅度,往往对应于地理学或地图学中的小比例尺和低分辨率;而生态学中的小尺度(或细尺度,fine scale)则常指小空间范围或短时间,往往对应于地理学或地图学中的大比例尺和高分辨率,尽管情况可能并不总是如此<sup>[10,19,21]</sup>。为了避免这种混淆,通常有两种改进的途径:一种途径是不用“scale”,而用更加明确的表示尺度的词,如全球粒度或幅度<sup>[19]</sup>;另一种途径是用 broad 或 coarse-scale,而不是 large-scale 来表示较大的面积、较低的分辨率和较少的细节;用 fine-scale,而不是 small-scale 来表示较小的面积、较高的分辨率和较多的细节<sup>[3,18]</sup>。

地统计学中的支撑是分析尺度,可以小到一个点,也可以大到整个空间幅度。对环境取样的空间单元可作为变量的支撑,它包含多维的变量特征,如变量在空间的几何形状、大小、空间位置和方向。其中任何一个支撑特征的变化都表示一个新变量的出现。我们在定义一个变量时通常仅考虑特征本身,如有机体的多度、物种的存在或缺失等,而忽略取样单元的空间特征,即忽略变量的支撑特征;而实际上,即使是相同的特征,若选取不同的支撑来研究,也会得到具有分布差异的不同变量<sup>[19]</sup>。

### 3 尺度分析

总的来说,尺度分析包括两大类不同的、但相关的研究:第1类是研究生态学变量对观测或分析尺度的依赖性,即尺度效应;第2类是通过多尺度研究揭示景观的空间格局特征,尤其是识别景观的等级结构和特征尺度。

#### 3.1 尺度效应分析

当观测、试验、分析或模拟的时空尺度发生变化时,系统特征也随之发生变化,这种尺度效应在自然系统和社会系统中普遍发生。社会学和人类地理学对尺度效应的研究已经有很长的历史,提出“可塑性面积单元问题”MAUP(Modifiable Area Unit Problem)概念<sup>[22]</sup>;但在生态学中,除植物群落生态学家以外,其他生态学家长期以来忽视了对包括 MAUP 在内的尺度效应的研究。近年来,大多数生态学家已经意识到生态学变量的尺度效应;然而,除景观生态学以外的其它生态学并没有在理解这一问题上给予更多的、应有的关注<sup>[20,23]</sup>。总的来说,对系统格局、过程和特性的尺度效应研究已有一定的开展,但对许多问题还未能给出明确的结论。这通常是我们对生态系统特征产生误解的原因之一,即所谓的“生态学谬误(ecological fallacy)”:将一个尺度上的结果直接外推到另一个尺度<sup>[19,24]</sup>。

尺度效应可能在以下3种情况下发生:仅改变粒度或间隔、仅改变幅度、同时改变幅度和粒度;除尺度外,划区方案也可能发生变化。通常对粒度变化影响的研究更受关注,而对幅度变化影响的研究要少得多;幅度变化的方向和起始位置不同,结果可能迥然不同,但这种对比研究更少。目前,仍缺乏对不同景观中这两种尺度效应的定量理解<sup>[24]</sup>。

**3.1.1 景观格局或过程变量的统计分布** 景观格局或过程变量的统计分布(如平均值、方差、多变量之间的关系)表现出尺度效应。

(1)平均值 对于线性变化的变量,其平均值不随粒度的变化而变化;相反,对于非线性变化的变量(如降

水量样本的 pH 值, NDVI 值), 其平均值随粒度的变化而变化。对于非同质景观, 幅度的变化也使特征变量的平均值发生变化<sup>[19]</sup>。

(2) 方差 尺度变化对格局或过程变量方差影响的研究最多。保持幅度不变, 增大粒度通常会降低粒度之间变量的方差, 而粒度内部的方差则会增大(图 1b)。但方差究竟如何随粒度变化则决定于研究区域的空间异质性及测量数据的标准。在一个同质性非常强的景观中, 不同取样点之间几乎无空间自相关性, 方差随粒度的增大呈直线迅速降低; 而在一个异质景观中, 由于空间自相关性的存在, 方差随粒度增大而降低的速率较前者要慢(图 1a)。另一方面, 测量数据的标准也会决定粒度对方差的影响。例如研究物种多样性时, 若以物种在样方中出现的盖度来衡量, 则物种多样性(表示物种分布格局的方差)随着粒度的增大而降低; 但若以物种在样方中是出现还是缺失来衡量, 则物种多样性随着粒度的增大而增大。保持粒度不变, 增大观测幅度通常会使得景观包含更多类型的斑块或景观要素, 从而增大变量的方差(图 1b), 但粒度内部的方差不会受到很大影响。当然情况并不总是如此<sup>[1, 18-20]</sup>。

(3) 多变量之间的关系 如果两个或多个变量的研究尺度发生变化, 那么可以预测它们之间的协方差、相关系数及变量值的统计模型(如回归模型)结果也将发生变化。例如, Pearson 和 Carroll<sup>[25]</sup>的研究发现, 当样方大小由 137.5km 增加到 275km 时, 美国西部鸟类与蝴蝶之间的关系也发生变化<sup>[19]</sup>。一些试验研究和分析结果表明, 随着样方的增大, 自变量与因变量之间的相关关系和回归关系呈逐渐增强的趋势, 对因变量有显著影响的自变量也逐渐增多<sup>[24, 26-29]</sup>。

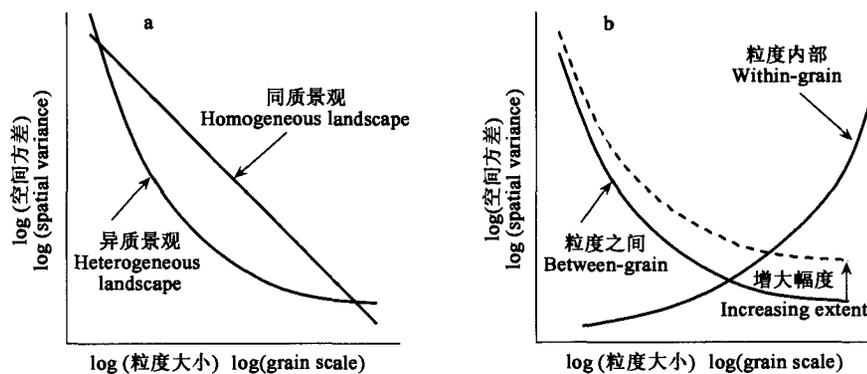


图 1 粒度或幅度变化对变量方差的影响(引自 Wiens<sup>[1]</sup>)

Fig. 1 Effect of changing grain or extent on variance of variable (from Wiens<sup>[1]</sup>)

**3.1.2 景观空间格局** 研究尺度将影响对景观空间格局的检测, 如空间异质性类型(镶嵌分布或沿梯度变化)、空间分布、平均斑块大小、间隙大小、各向异性显著程度及不同特征之间的空间相关性等<sup>[1, 19]</sup>。

(1) 粒度变化 粒度变化对研究结果的影响决定于变化后的粒度与研究现象的特征尺度之间的大小关系。将研究粒度由  $v_1$  增大到  $v_2$ 。若  $v_2$  小于研究现象的特征尺度, 那么增大粒度通常会削弱对格局的检测, 但检测结果可能并无性质上的差别; 若  $v_2$  大于研究现象的特征尺度, 那么在两种粒度上所检测到的格局可能有着性质上的差别<sup>[19, 30]</sup>。因此, 为了使不同粒度的研究结果之间具有可比性, 应使  $v_2$  小于研究现象的特征尺度。

(2) 幅度变化 幅度变化对研究结果的影响也受制于变化后的幅度与研究现象的幅度之间的大小关系。若降低研究幅度, 以至于小于或接近于研究现象的幅度, 那么所检测出的结构特征将有相当显著的变化, 在原区域上检测出的所有结构特征都有可能被丢失, 一般由更加随机的分布向更加聚集的分布转变, 同时平均斑块和间隙大小将降低。但以上特征的变化程度与所选择的子区域有很大关系。幅度的变化也可能影响不同特征之间的空间相关性, 由空间正相关向负相关转变, 或者相反。例如, 对于 *Nyssa aquatica* 来说, 在较大的幅度内, 雌株和雄株呈空间正相关关系; 而在其中的一个条带内, 却呈空间负相关关系。又如, 在单个栖息地斑块尺度上, 由于物种之间的相互作用, 不同物种的分布可能呈空间负相关关系; 但是, 当考虑一个异质景观中

的一系列栖息地斑块时,相似类型栖息地中不同物种的分布则可能呈空间正相关关系<sup>[1,19]</sup>。

(3)间隔变化 一般情况下,间隔变化对系统格局或过程的影响与粒度大小变化的情形非常类似。但也有不同。例如,在揭示斑块和间隙大小格局时,Fortin<sup>[30]</sup>发现,若增大后的间隔小于研究现象的特征尺度,则间隔的增大对平均斑块和间隙大小的影响不显著;但Dungan等<sup>[19]</sup>对*Ambrosia dumosa*空间格局的研究则表明,平均斑块和间隙大小随间隔的增大而降低,前者变化尤其显著。

### 3.1.3 生态过程 重要生态过程的发生及其控制因素表现出尺度效应。

(1)新的生态过程 当增加幅度时,系统组分之间相互作用的数量和类型可能发生变化,从而出现新的生态过程。例如,在景观尺度上,森林林分之间的相互作用、斑块之间的水分和养分运动均为新出现的过程。当增加幅度时,也可能会出现新的、依赖尺度的过程。例如,研究水流时,当研究幅度从土柱增大到流域时,需要考虑渠道流这一新的过程<sup>[31]</sup>。

(2)过程的发生速率或频率 在不同的时空幅度上,一些过程的发生速率或频率不同,考虑的过程也有差异。如对于碳-水循环过程,在叶尺度上主要考虑生理生态过程(如光合、蒸腾和气孔导度等),过程速率较高;而在区域和全球尺度上主要考虑生物地球化学循环过程(如净初级生产、生态系统净生产和蒸散等),过程速率较低。

(3)控制因素 当幅度变化时,控制某些格局或过程的约束条件、边界条件或驱动因子可能也随之发生变化;或者虽然这些控制因素不变,但它们的相对重要性可能随着幅度的变化而变化。例如在不同时空幅度上,影响物种分布、植物凋落物的分解速率和蒸散量等的重要因素也相应地不同<sup>[18]</sup>。归根结底,在不同时空尺度上影响同一格局或过程发生的重要因素的变化暗示了其中过程的变化。

(4)相关关系 当时空粒度或幅度变化时,格局或过程与相同影响因素之间的相关关系可能发生截然相反的变化。例如,在美国西部,局域幅度上栎树幼苗的死亡率随着降水量的增加而增加;而在区域幅度上,死亡率在较干旱的纬度带较高<sup>[32]</sup>。因此,将某个死亡率与降水量之间关系的函数式用于不同尺度,并不能完全理解两者之间的关系。在研究湖泊中海藻生产力和浮游动物生物量之间的相关关系时,如果取样的时间间隔(粒度)为3d,那么将观察到一种负相关;而如果取样的时间间隔改为6d,那么将观察到一种正相关<sup>[33]</sup>。归根结底,这些在不同时空尺度上看似矛盾的结果仅是表面现象,深层原因是,当观测尺度变化时,所研究的重要过程也相应地发生了变化。

### 3.1.4 景观特性 一些景观特性也表现出尺度效应。

(1)景观的开放性 当幅度变化时,系统可能在“封闭”和“开放”之间转换。对同一种现象,幅度越小的系统,其开放性一般也越强;而对开放性不同的系统,我们所能揭示的影响过程的机制也不完全相同。例如,若研究物种的扩散,则景观中某个栖息地斑块是个相对开放的系统,种群动态可能决定于个体在斑块之间的扩散;而包含该景观的整个岛屿则是个相对封闭的系统,可能在岛屿之间并不存在物种交流<sup>[1]</sup>。

(2)景观的平衡稳定性 Bormann和Likens<sup>[34]</sup>根据对森林林隙动态的研究,提出了“动态镶嵌体稳定状态”(shifting mosaic steady-state)概念。一般认为,生态系统在小幅度上常表现出非平衡特征或“瞬变态特征”;而大幅度上的生态系统常常表现出复合稳定性<sup>[1,21,35]</sup>。然而,由于人们对生态系统平衡稳定性的尺度效应仍知之甚少,这更多是一个令人兴奋的假说<sup>[1,18]</sup>。如何从机理上解释、从数学上推导、从试验上证明,需要生态学家与物理学家和数学家的共同努力。

(3)景观的可预测性 小尺度上较强的异质性常常会阻碍人们对系统的预测,而在较大尺度上,局部的异质信息被平均或综合,系统通常更易于预测。系统的可预测性不仅决定于研究的尺度水平,还决定于空间尺度与时间尺度之间的关系。时空尺度的相互吻合有助于对系统的预测。小空间尺度上的长期研究对系统的预测能力很低。大空间尺度上的短期研究很常见,也表现出明显的高预测能力,但通常是一种假预测(pseudopredictability),从而可能为环境与资源管理提供错误的指导和决策<sup>[1]</sup>。因此,为了使时空尺度更好地结合以达到预测系统特征的目的,需要进行多尺度和长期生态学研究,这将成为今后生态学研究的主流<sup>[10]</sup>。

(4)景观的物种丰富度和多样性 群落生态学和岛屿生物地理学的研究均表明,物种丰富度  $S$  与样方大小或景观面积大小  $A$  之间呈幂函数关系:  $S = cA^z$ , 其中,  $c$  为常数,与地理位置有关;  $z$  为尺度因子。 $\alpha$  多样性表示局域尺度上的物种多样性,主要受个体之间相互作用的影响;  $\gamma$  多样性表示区域尺度上的物种多样性,主要受地质、地形、水文和管理措施的影响;而  $\beta$  多样性则反映不同尺度上物种多样性的变化程度,决定  $\alpha$  多样性和  $\gamma$  多样性之间的关系。物种丰富度在同一个尺度域上变化时,  $z$  和  $\beta$  多样性均不变;反之,若在一定的尺度范围内,  $z$  和  $\beta$  多样性发生变化,则表明物种丰富度的变化呈现多尺度域特征<sup>[36,37]</sup>。

若将以上所述景观格局、过程和特性等的尺度效应反映在模型中,则会发现模型结构和模拟结果也表现出尺度效应。模型结构包括模型的形式、函数表达式、输入变量、驱动变量、状态变量和参数等。在小尺度上更多地采用机制模型,而在大尺度上更多地采用统计或模拟模型。函数表达式的变化体现景观过程或特性的变化;模型结构变量和参数的变化体现景观格局或特性的变化,如植被类型、土壤类型、地形、气象因子、叶面积指数和生物量等空间格局的变化。这些变化将最终影响对整个景观的模拟结果。

景观格局和过程的尺度效应不仅受粒度和幅度大小的影响,还受幅度变化的方式的影响,包括扩展的方向和起始位置。幅度变化的方式一般有两种:或者始于景观的中心,逐渐向四周的扩展;或者始于景观的某个角,沿对角线方向逐渐向中心扩展,直至达到整个景观或景观的大部分<sup>[24,38]</sup>。但这种影响通常是不可预测的,生态学和地理学中对这一问题的认识不够,系统研究尚少。近年来, Wu 等<sup>[38]</sup>选取 3 个格局完全不同的景观,对景观多尺度格局的方向性做了较为系统的研究。通常,随着景观对称性的降低和各向异性的增强,在不同方向上反映的景观格局的差异也随之增大,景观多尺度格局的方向性也越强。

另外,在进行景观格局分析时,粒度和幅度通常以正方形的栅格为单元,并基于大多数规则(major rule,即仅考虑栅格中面积比例最大的类型,将其作为聚合栅格的类型数据值,而忽略面积较小的其它类型),不断地被增大。这种聚合方法本身存在着重大缺陷,可能在一定程度上扭曲或掩盖了真实景观的格局<sup>[38]</sup>。大量的研究表明,采用不同的聚合方法(如大多数规则、随机选择或固定规则选择)对植被或土地覆盖的分类和景观格局分析可能会产生显著的影响,并最终影响空间模型评价<sup>[24,38-42]</sup>。Turner 等<sup>[18]</sup>对不同聚合方法的优缺点做了极好的讨论。同聚合方法,聚合机制(如基于最初的  $1 \times 1$  栅格数据的独立聚合机制与基于聚合后数据的重复聚合机制)的差异也会影响景观格局和过程的尺度效应。这是非常有趣的研究,但目前仍重视不够,研究报道极少。

### 3.2 多尺度空间格局分析

多尺度空间格局分析(尤其是特征尺度的识别)是进行尺度效应分析的基础。实际上,只有当观测尺度和分析尺度与所研究现象的特征尺度相符时,格局或过程才能被揭示<sup>[5,6,20,24,43-45]</sup>。多尺度空间格局分析也是跨尺度推绎的基础,由此判断生态过程或控制因素是否变化,以及某种尺度推绎方法的适用范围<sup>[20]</sup>。

一些人认为自然界并不存在所谓的特征尺度,尺度或等级水平仅仅是观测者主观认识的结果,而不是客观存在的事实<sup>[5,46]</sup>;但更多地则认为所观测到的某种现象的特征尺度是观测者与该现象的内在尺度相互作用的结果<sup>[20]</sup>。由于空间异质性的存在、生态过程作用范围和影响幅度的不确定和不明显,往往不能直接识别等级结构和特征尺度,而需要借助适当的多尺度空间格局分析方法。因此,等级结构和特征尺度的识别反过来又依赖于对观测尺度和分析尺度的选择<sup>[18,47]</sup>。

目前,景观生态学在多尺度分析上已发展了一系列新的方法<sup>[18,28,48]</sup>,总的来说有三大类:空间统计学方法、景观指数法和分维分析法。

**3.2.1 空间统计学方法** 空间统计学方法包括半方差分析、空间自相关性分析、空隙度指数法、尺度方差分析、聚块样方方差分析、趋势面分析、小波分析和谱分析等。这类方法本身就是多尺度的,根据相应指标随尺度变化的趋势和转折,检测景观的空间格局特征,包括等级层次水平、各尺度域大小、平均斑块大小、自相似性、空间分布形式(聚集、连续、随机或均匀)、空间自相关性、某种格局出现的尺度及相对重要尺度等,主要用于分析数值型数据。

(1)半方差分析法(semivariance) 半方差图在尺度分析上的作用主要有两个方面:检测景观格局的特征尺度和等级结构特征。

首先,半方差图能够检测景观格局的特征尺度——一般情况下,受空间自相关性的影响,某一格局或过程变量的半方差在较小取样间距上的值较小;随着取样间距的增大,半方差值也增大,并逐渐趋向平稳,甚至呈现下降趋势(图 2),此取样间距被称为自相关阈值。在此自相关阈值范围内,格局或过程变量之间具有较强的空间自相关性,可近似认为格局或过程发生在同一尺度域内;而超过该阈值,格局或过程变量之间近似相互独立,表现出较弱的空间自相关性和较强的随机性,认为格局或过程发生在不同尺度域内。因此,可用自相关阈值近似表示景观的特征尺度(如斑块的平均大小)<sup>[7]</sup>。然而,在以下两种情况下并不能检测出自相关阈值:

第一种情况是,半方差图为自相关阈为零模型(100%块金效应模型),即半方差不随取样间距  $h$  的增大而变化,大致在一条水平线上下波动(图 2)。这时,半方差图检测出该格局或过程变量在空间呈随机分布,不具有空间自相关性,因此不存在自相关阈值<sup>[49,50]</sup>。但这种结论可能具有很大的欺骗性。因为半方差图受到粒度大小(支撑的一方面)和最小取样间距的强烈影响<sup>[51]</sup>。若格局或过程发生在较小的尺度上,而粒度大小和最小取样间距却较大,则半方差图可能并不能检测出该格局或过程变量的空间自相关性。例如, Jackson 和 Caldwell<sup>[50]</sup>研究土壤生化特性的空间异质性时发现,当粒度取为 12.5cm 时,土壤有机质含量, pH, 土壤钾、磷、铵盐和硝酸盐含量在小于 1m 的范围内表现出很强的空间自相关性;但当粒度取为 1m 时,它们均表现出随机分布特征。对于净氮矿化量、硝化潜力和微生物呼吸量这些与微生物过程相关的量,则即使粒度和最小取样间距仅为 10~50cm,也不能检测出它们的显著自相关性,因为它们均发生在微生物作用的、非常小的尺度上。因此,粒度大小和最小取样间距的选取应该充分考虑格局或过程发生的特征尺度。

第二种情况是,半方差图为线性模型(图 2),格局或过程随着  $h$  的增大始终表现出空间自相关性,没有出现自相关阈值。这可能是由于研究的空间幅度小于格局或过程所发生的幅度。若研究的空间幅度足够大,则可以预测半方差值也将随着  $h$  的增大而趋于平稳<sup>[50]</sup>。

其次,半方差图可能还可以检测景观格局的等级结构特征——根据 Robertson 和 Gross<sup>[52]</sup>提出的巢式半方差图假设,若扩大空间幅度,则有可能观察到半方差值随着  $h$  的增加呈阶梯状上升的趋势,这指示景观可能具有巢式等级结构,而半方差发生突变的转折点则指示不同等级水平上的特征尺度(图 2)。Robertson 和 Gross<sup>[52]</sup>对农田中土壤 pH 值的半方差分析证实了该农田土壤 pH 具有巢式等级结构,表现出两个特征尺度。但更多的研究表明,半方差分析在识别景观是否具有多尺度和等级结构特征,以及等级水平数量时,并不是很有效,其作用尚有待于进一步验证<sup>[21,29,53]</sup>。原因如下:

第一,半方差图仅能反映整个景观空间格局特征的、综合的、平均的信息,而不能清楚地解释局域尺度上平均值和方差的变化这些细节信息,因此,在真实景观的半方差图中,局域尺度上的变化可能被掩盖,以致于不易检测到多尺度格局<sup>[24,29,49,53]</sup>。另外,当景观的变化主要发生在较大尺度上时,用半方差图也不易检测到多尺度格局<sup>[29]</sup>。Meisel 和 Turner<sup>[54]</sup>指出,尽管半方差分析有时可以检测模拟景观的等级结构特征,但它在检测真实景观的多尺度格局上却存在着很大困难。

第二,支撑水平(主要是粒度的大小)、幅度的大小、 $h$  的范围都会影响半方差图对多尺度结构的检

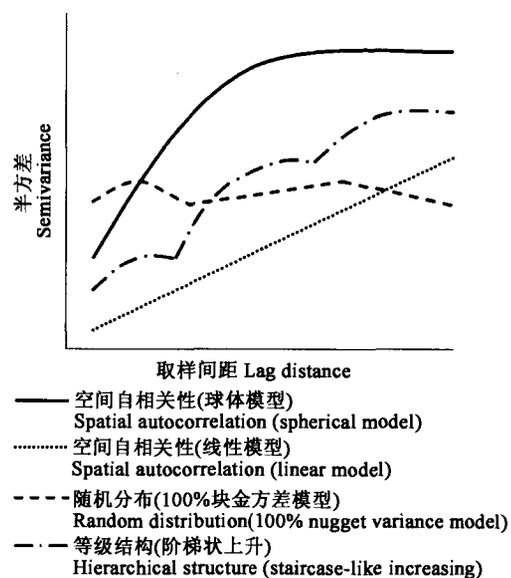


图 2 几种半方差理论模型

Fig. 2 Several semivariogram theoretical models

测<sup>[19,24]</sup>。通常仅在某个粒度水平上计算不同间距上的半方差值,得出半方差图。在这种情况下,可能并不能检测出格局或过程的等级结构特征。在不同的粒度水平下,半方差图中的自相关阈值和基台值可能有很大差异,从而表现出多尺度特征;当幅度增大时,自相关阈值和基台值可能也随之增大,从而表现出等级结构特征。例如,McBratney<sup>[51]</sup>对土壤可交换镁含量的研究发现,在不同的粒度和幅度水平上研究时,得到的自相关阈值和基台值各不相同,暗示了整个景观中土壤可交换镁含量的多尺度特征。因此,不同粒度和幅度水平上的半方差图更有利于揭示格局或过程的等级结构特征。

(2)空隙度指数法(lacunarity) 空隙度指数是景观异质性或质地的尺度依赖性的量度。可根据空隙度指数随尺度变化的对数曲线图识别景观的结构特征(如异质性、等级结构或分形(自相似)结构)、多尺度格局、景观要素的空间分布(如随机、聚集、均匀分布)及其尺度依赖性<sup>[21,55]</sup>。由于该法对判别各种景观格局有显著效果,因此已被广泛地应用<sup>[55-58]</sup>。

当滑动框的大小(尺度)逐渐增大时,空隙度指数逐渐降低。但景观的结构特征和景观要素的空间分布不同,空隙度指数随尺度增大的变化趋势也有很大差异。大致有以下几种情况(图3):

①若对数曲线在任何大于最小滑动框大小的尺度上均为零,则表明景观要素呈完全的均匀分布;曲线越趋近于零,景观要素的分布越趋于均匀<sup>[55]</sup>。

②若对数曲线在尺度较小时就开始迅速下降,呈负对数曲线变化,则表明景观要素呈明显的随机分布<sup>[55]</sup>。

③若对数曲线在尺度较小时下降得非常缓慢,只有当尺度增大到一定大小 $q$ 时才开始迅速下降,并且快速接近于零,则表明:当尺度小于 $q$ 时,景观要素呈明显的聚集分布,或者景观要素的大小范围跨度很大;曲线在尺度为 $q$ 时出现转折, $q$ 为景观要素的特征尺度(如平均斑块大小),景观具有等级结构;当尺度大于 $q$ 时,景观要素呈随机分布。也即,对于在某个特征尺度 $q$ 以上呈现随机分布的景观要素,其空隙度指数决定于研究尺度与特征尺度 $q$ 之间的大小关系<sup>[55]</sup>。

④若对数曲线随尺度增大始终呈直线下降,则表明景观要素在整个景观中均具有分形结构,分维数 $D$ 为1-直线的斜率;若曲线仅仅在某个尺度域内呈直线下降,则表明景观要素在该尺度域内具有分形结构,而在整个景观中具有等级结构,曲线转折处所对应的尺度为特征尺度<sup>[55]</sup>。

由此可见,在某个尺度上计算的单个空隙度指数在识别景观异质特征上的用途非常有限,空隙度指数的用途主要是通过较大尺度范围内的变化体现出来的<sup>[56]</sup>。

相对于其它一些方法,空隙度指数法具有其独特的优势,主要表现在:①克服了景观指数和分维数一值多形的问题(不同的空间格局具有相同的指标)<sup>[21,55]</sup>;②克服了许多最近邻指数对研究区域边界敏感的缺陷<sup>[55]</sup>;③聚集度指数虽然能够很好地反映相对小尺度上的格局<sup>[18]</sup>,但却很难反映较大尺度上的格局,而空隙度指数可以反映从单个栅格点到整个空间幅度的较大尺度范围内的空间格局<sup>[55]</sup>;④即使景观要素在整个景观中所占的面积比例非常小(例如仅占1%~2%),也能揭示其格局,而且曲线的变化趋势主要决定于景观要素的空间分布,而与景观要素的密度无关<sup>[55]</sup>;⑤对整个景观进行完全取样,不会受到局部特殊分布情况或采样点位的强烈影响,这是信息熵法(样线法)所无法比拟的<sup>[59]</sup>。缺陷在于:对全区采样数据进行综合统计的结果会忽略景观要素分布的许多局部细节信息<sup>[58]</sup>,而且不能给景观要素的分布特征以统计上的检验。

(3)尺度方差分析法(scale variance) 观察某一格局或过程变量的尺度方差随分析尺度的逐渐增大是否

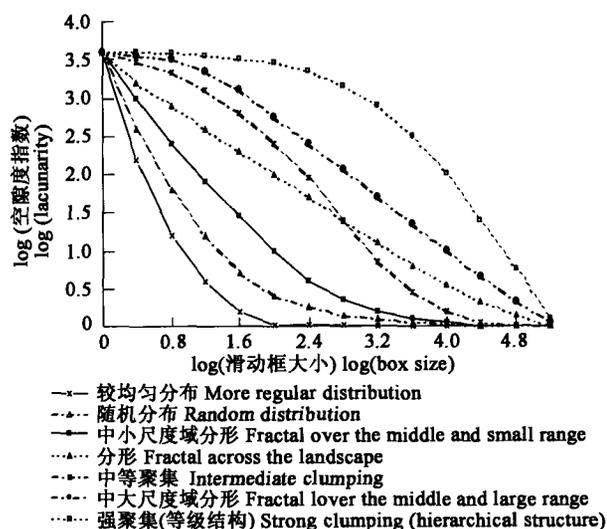


图3 空隙度指数与滑动框大小的对数图对景观格局的反映(根据Plotnick等<sup>[55]</sup>修改重绘)

Fig.3 Log-log plots of lacunarity versus gliding box size for identifying different landscape patterns(Redrawn from Plotnick *et al.*<sup>[55]</sup>)

发生转折,以及转折点出现的尺度水平和数量,一方面可以检测该变量在多尺度上的空间变异性,另一方面可以检测和描述该变量的等级结构特征。一般地说,尺度方差发生突变的尺度也是空间变异性突出的尺度,同时也指示不同等级水平上的特征尺度。另外,不同尺度上尺度方差发生突变的相对大小指示不同尺度上格局或过程的变化对整个景观变异性贡献的相对大小。因此,尺度方差分析的结果可用来识别那些在功能上值得重点研究的等级水平或空间尺度<sup>[21,29,60]</sup>。

尺度方差分析在识别景观格局上很有效,其最大的优势是对变量的多尺度格局非常敏感,在用其它一些常用方法(如半方差分析、方差法、空间自相关系数法等)检测不出多尺度格局的时候,尺度方差仍然能够检测出,因此,该法非常适用于多尺度格局表现不很明显的景观变量。一些模拟景观和真实景观的实例表明,用传统的方差来代替尺度方差有时也能够检测到变量的多尺度格局,而且与尺度方差的检测结果较为一致,例如 Wu 等<sup>[29]</sup>对一个模拟景观的研究;但在真实景观中方差的识别效果表现出不稳定性,在有些情况下甚至不能识别非常明显的等级结构,例如 Wu 等对加拿大针叶林景观的研究<sup>[21]</sup>。另外,相对于一些计算较复杂的方法(如谱分析和小波分析),尺度方差分析在运算和解译方面要简单得多,但这并不影响其准确性和有效性<sup>[21,61]</sup>。

尺度方差分析法在遥感领域中已有一些应用<sup>[61-64]</sup>,但在生态学中尚未得到应有的重视,缺乏实例<sup>[21]</sup>。因此,对该法在多尺度分析上的优缺点的评判还有待于进一步系统研究<sup>[28]</sup>。

(4)小波分析法(wavelet analysis) 原数据函数经小波转换可分解成具有不同频率(空间尺度)的多个组分。小波分析的主要目的是通过选择适宜的分析小波函数波形,在小波转换过程中观察哪个或哪些尺度上的分析小波函数与原数据函数更为吻合。数据在这些尺度上的变化对整个景观格局的影响最大,因此,这些尺度是景观的特征尺度,也是需要着重研究的尺度。通过比较不同尺度上的小波转换值可以识别格局的大小、位置、强度和数量。但小波转换值既是尺度,也是位置的函数,因此,用它来解释复杂格局可能相当困难;而小波方差仅为尺度的函数,与位置无关,在识别特征尺度上更加直观和方便。小波方差随尺度变化的尺度图(scalogram)能够揭示每个尺度上的格局变化对整个景观格局影响的相对贡献<sup>[53,65]</sup>。

单个小波方差图可通过小波方差的峰值大小及峰值出现的尺度揭示景观的格局特征。某个尺度上出现较高的小波方差值指示具有大量该尺度的低强度格局(如分散的林隙)或一些该尺度的高强度格局(如密集的林隙),也即小波方差值是格局数量和强度的综合效应,例如林隙所占比例的高低(林冠的郁闭度)是林隙数量和强度综合影响的结果,较高的小波方差指示较高的林隙比例或较低的林冠郁闭度。在分析小波方差的同时检测原数据和小波转换值将有助于揭示某个尺度上出现较高小波方差值的原因<sup>[53]</sup>。

小波方差的峰值可能出现在某一个或某几个尺度上,可用来检测格局主要发生的尺度(如大多数林隙的大小或斑块大小),并指示这些尺度的相对重要性。主要有以下几种情况:①峰值仅出现在某一个尺度上,而在其它尺度上均接近于零,这指示了景观的单尺度格局(图 4a);②峰值仅出现在某一个尺度上,但在其它尺度上小波方差也较大,这一方面指示了格局主要发生的平均尺度,同时也反映其它尺度上的格局对整个景观格局的描述和解释也有较大贡献(图 4b);③有两个或多个峰值,这指示了景观的多尺度格局(图 4c);④无明显的峰值,在较大的尺度范围内均具有很高的小波方差,这指示了景观的主要格局发生在多个尺度上,例如景观具有一系列不同大小的林隙(图 4d)。⑤无明显的峰值,而且在几乎所有的尺度上均具有很低的小波方差,这指示了景观在所有尺度上均不具有明显的格局特征<sup>[53,65]</sup>。

除单个小波方差图以外,可用多个小波方差图分析和比较不同景观的格局特征。例如,Bradshaw 和 Spies<sup>[53]</sup>计算了 3 个龄级的 4 种林分、共 12 个样带的林隙比例的小波方差。根据小波方差图,将其分为 4 大类,揭示了林分的类型、干扰、发展阶段、立地条件和林龄等对林隙大小和分布的影响。

小波分析在许多学科中有广泛应用,但在生态学中的应用始于 20 世纪 90 年代初,Bradshaw 和 Spies<sup>[53]</sup>对森林林隙的研究是植物生态学中最早的应用实例。作为一种新方法,小波分析目前在生态学中的应用尚少<sup>[53,65-69]</sup>。小波分析在景观多尺度分析中的应用价值显而易见,但也有其缺陷:用一维样带分析检测复杂的三维格局,显得过于简单;样带的位置、长度和取样密度将影响小波分析检测格局的能力;缺乏对格局特征显

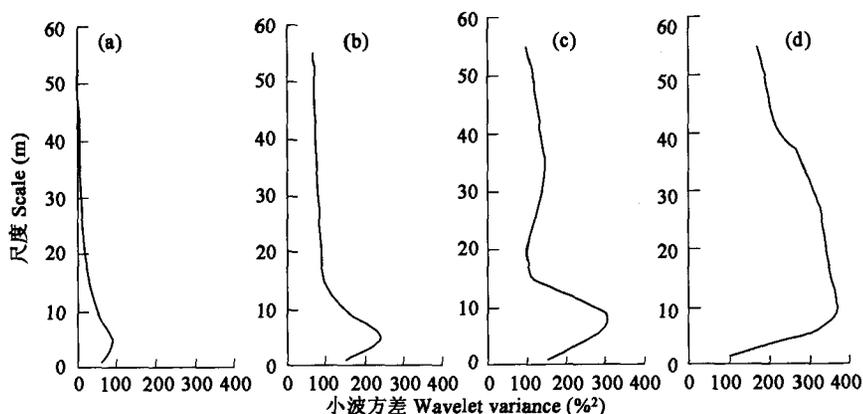


图4 小波方差图对景观格局的反映

Fig. 4 Wavelet variance scalogram for identifying different landscape patterns

著性的统计检验。总之,小波分析在空间格局分析应用上的潜力还未被充分发掘出来,将一维小波分析扩展成二维,或使用其它非对称的小波函数,可能对检测复杂格局更加有利<sup>[53]</sup>。

**3.2.2 景观指数法(landscape metrics/index)** 景观指数包括景观单元特征指数和景观异质性指数。前者用于描述斑块数量、面积、周长和形状等特征的指标,后者包括多样性指数、丰富度指数、均匀度指数、优势度指数、聚集度指数、距离指数及景观破碎化指数等,可在3个层次上计算:斑块水平、斑块类型水平和景观水平<sup>[70]</sup>。与空间统计学方法不同,景观指数法仅适用于分析类型数据的种类组成(斑块类型及其所占比例)和空间配置(空间排列、斑块形状、隔离度对比度、聚集度连接性和各向异性现象等),不适用于分析数值型数据的变化趋势<sup>[21]</sup>。

在过去20a,景观指数在揭示格局的尺度效应和多尺度特征上发挥了巨大作用<sup>[18,23,24,38,71-78]</sup>。单个景观指数的计算很简单,方法本身也并不是多尺度的,但可通过在较大的尺度范围内连续计算这些指数,对其进行多尺度分析,并且探寻尺度推绎的规律。尽管对景观指数的尺度效应问题已经有了很好的认识,但研究的缺陷严重削弱了对景观指数的理解和应用,以至于人们并不清楚景观指数随尺度的变化到底是否会呈现某些一般规律。在较宽的尺度范围内,选择类型更多的指数,比较不同景观及不同类型斑块的景观指数的尺度效应,综合理解景观指数的尺度依赖性,并建立景观指数尺度推绎的一般关系式,将是今后景观指数在尺度问题研究上的主要方向<sup>[24,38]</sup>。Wu<sup>[24]</sup>和Wu等<sup>[38]</sup>选取了4~5个景观的17个斑块水平和19个景观水平的景观指数,在景观指数的尺度效应方面做了系统的研究和重要的探索。

景观指数随尺度的变化是否能表现出一定的规律,并用于尺度推绎?研究发现,一些景观指数随尺度的变化呈现幂函数的形式(如Costanza和Maxwell<sup>[79]</sup>和Wu等<sup>[38]</sup>),即 $y = ax^b$ ,其中 $y$ 为景观指数, $x$ 为尺度大小, $a$ 为常数, $b$ 为尺度因子(scaling exponent),特点是 $b$ 不变(scale-invariant)。幂律关系是一种非常有趣的现象,可作为一种空间异量关联(spatial allometry),仅使用少量的数据、简单的关系即可实现尺度上推或下推。但仍有很多问题值得探讨,其中的机制还不清楚。根据对景观格局和过程的了解,这种简单关系的存在并不必然地暗示景观格局特征仅仅由某单个基本过程引起<sup>[56,80]</sup>,但多个过程及其相互作用是否能产生这种尺度因子不变的、无特征尺度的格局,仍然是一个令人感兴趣的问题,需要进一步研究。景观格局幂律的存在通常暗示着景观的自相似分形结构,虽然分形结构表现出幂律,但反过来是否一定成立,目前还没有一个确切的答案,这涉及到数学上的证明。另外,与分形相同,景观指数的幂律通常仅出现在一个有限的时空范围内,当扩大尺度到一定程度,尺度因子可能发生变化<sup>[1,24,81-83]</sup>。除幂函数外,景观指数随尺度的变化也可能呈现线性、对数或指数函数,并且在不同斑块类型之间或景观之间表现较为稳定,同样可用于尺度推绎。还有一些景观指数呈现阶梯形式,或变化非常不规律,不能预测其变化,尺度推绎较难,需要考虑不同尺度上的特殊信息<sup>[24]</sup>。

景观指数在尺度效应分析上的作用显而易见,那么人们是否能够用景观指数在多尺度上的变化来检测格

局的等级结构呢?这是一个非常值得探讨的问题。在某些情况下确实观察到,不仅景观指数,而且其方差和相关关系,在整个尺度变化范围内,变化趋势出现阶梯式的突变和转折<sup>[24,29,38,84]</sup>,似乎暗示着景观的等级结构。但是,Wu<sup>[24]</sup>指出,在景观指数的尺度图中这种突变和转折比较少见,即使有,也不能确定它暗示着等级结构的存在或等级层次水平。首先,不是所有的景观指数都能反映出等级结构特征,因为不同的景观指数实际上表示的是景观结构的不同方面,它们随尺度变化的趋势可能完全不同;其次,即使是那些能反映等级结构特征的景观指数,它们反映的等级层次水平可能并不能精确地吻合。只有当许多景观指数在相近的等级层次水平上均发生突变和转折时,才表明景观可能具有等级结构,并且这些突变和转折可能指示了不同等级水平的特征尺度,但对这一结论尚需运用更加准确的空间统计学方法来验证。

**3.2.3 分维分析法(fractal)** 分维分析法是一种很重要的空间尺度分析方法。单个分维数可以表示单个斑块和景观斑块镶嵌体的几何形状复杂性,但通过分析分维数在不同尺度上的变化,可检测景观的自相似性、尺度不变性或尺度依赖性、等级结构或分形结构特征,起到与空间统计学方法类似的作用。

景观格局或过程特征具有分形结构是基于以下思想:小尺度与大尺度上的格局或过程特征具有相似性,而且这些特征值是尺度的幂函数。可见,分形与尺度密不可分<sup>[3,18]</sup>。景观中的斑块大多具有分形物体的自相似性,即斑块在不同尺度上表现出很大的形似性。然而,很多野外实际研究表明,景观中大多数分形格局和过程的自相似特征通常仅仅出现在一定的尺度域上,在该尺度域内统计分维数  $D$  基本不变,生态现象的发生与尺度无关(scale-invariant);但若超过该尺度域, $D$  就会发生突变,生态现象的发生依赖于尺度(scale-dependent)。若在一定尺度域内, $D$  不变,表现出单分维,则指示景观具有分形结构;但若在一定尺度域内, $D$  发生较大变化,表现出多分维,则指示景观可能具有等级结构,而发生变化的转折点则指示不同等级水平上的特征尺度<sup>[21,85]</sup>。

$D$  可以用研究变量与尺度之间构成的幂函数的幂来表示,但通常将变量与尺度均转化为对数,用双对数回归曲线的斜率来表示  $D$ 。用于景观斑块镶嵌体研究时,通常用所有斑块的周长( $P$ )与面积( $A$ )之间的关系来计算  $D$ :  $P = kA^{D/2}$ , 或  $\log P = K + D \log A$  ( $k$  和  $K$  均为常数)。由于考虑了不同大小的斑块, $D$  反映了所研究景观不同尺度的特征。例如,Krummel 等<sup>[86]</sup>用周长/面积法计算了美国密西西比城纳齐兹附近一个落叶森林景观的分维数,结果发现,小斑块更多受人类干扰的影响,形状十分单一而规则, $D = 1.20 \pm 0.02$ ;而大斑块更多受自然过程(如地质和土壤类型的分布等)的影响,形状较为复杂而不规则, $D = 1.52 \pm 0.02$ 。当斑块面积约为  $60 \sim 70 \text{hm}^2$  时, $D$  的变化出现明显的不连续,可能指示不同等级层次之间的边界。

近年来,分维分析已被广泛地应用在景观空间尺度分析中<sup>[83,85-93]</sup>,解释了很多现象,解决了一些问题。但不足之处同样存在,有待深入研究。

另外,也可用基于实体的途径(根据经验观察及自然生物物理边界,如样地-生态系统-景观-区域等级结构),从上至下或从下至上地识别等级结构特征<sup>[84,94-97]</sup>。

#### 4 讨论与结论

在不同的尺度上、用不同的聚合方法研究生态学系统,所能检测到的格局和过程的特征不同,在此基础上得出的结论也显然不同。因此,比较不同景观的格局和过程必须基于相同的时空粒度和幅度;对景观格局和过程特征的识别、比较和应用应该是多尺度,而不是单尺度的。多尺度研究将有助于解决以下问题,例如,在试验、模拟和分析过程中选择哪些时空尺度是合适的?在多尺度研究中,哪个或哪些尺度上的研究结果是更加合理的?目前和将来的研究重点是通过多尺度分析揭示景观的空间格局特征,建立更加复杂的空间尺度推绎关系,以及理解和解释格局和过程对尺度的依赖性。

由于数据聚合和分析方法本身的缺陷,并不是所有在多尺度分析中检测到的空间格局特征都与实际情况相符,因此,还需要对每种方法正确检测空间格局特征的能力进行理论上的评估,并进行实例研究。鉴于每种方法有其各自的优势和局限性,综合运用两种或两种以上方法对格局和过程特征的识别更加有利,这可能也是一个非常有前途的方向。在具体研究中,综合运用哪几种方法能够达到最好的识别效果,并且省时省力,是

一个非常值得探讨的问题。另外,景观中不同生态过程的等级结构特征可能不尽相同,它们与景观格局的等级结构特征也可能不一致,所以需要分别确定;而且这些特征是随时间变化的。

许多研究领域都涉及到尺度问题,但不同领域对尺度问题的研究和应用途径不尽相同,很难说哪种途径更适合某领域,但可以从尺度研究和应用的薄弱环节入手开拓该领域新的研究方向和生长点,从而促进尺度科学理论和应用的发展。

尺度科学的发展仍然任重道远,尺度概念和尺度分析仅是基础,而尺度推绎的方法和理论则更加关键。有关尺度问题的解决仍然非常棘手,需要多方面的突破:方法上,需要综合应用遥感和 GIS 技术、空间统计和分析方法、景观模型等来定量大尺度的格局;理论上,需要提出尺度推绎的机制或假说,发掘不同尺度格局与过程之间关系的一般规律,并检验理论或假说。尺度问题本身的复杂性决定了多学科交叉研究的必要性和重要性,它的真正解决将有赖于信息技术和数学与相关专业学科(包括生态学)的紧密合作,这也将是现代科学发展的必然结果。

#### References:

- [ 1 ] Wiens J A. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 1989, 3: 385 ~ 397.
- [ 2 ] Greig-Smith P. *Quantitative Plant Ecology*. Berkeley: University of California Press, 1983.
- [ 3 ] Withers M A, Meentemeyer V. Concepts of scale in landscape ecology. In: Klopatek J M and Gardner R H eds. *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*. New York: Springer, 1999. 205 ~ 252.
- [ 4 ] Schneider D C. The rise of the concept of scale in ecology. *Bioscience*, 2001, 51: 545 ~ 553.
- [ 5 ] Allen T F H, Starr T B. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. Chicago: University of Chicago Press, 1982.
- [ 6 ] O'Neill R V, DeAngelis D L, Waide J B, et al. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton: Princeton University Press, 1986.
- [ 7 ] Gosz J R, Sharpe P J H. Broad-scale concepts for interaction of climate, topography, and biota at biome transitions. *Landscape Ecology*, 1989, 3: 229 ~ 243.
- [ 8 ] Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 1992, 73: 1943 ~ 1967.
- [ 9 ] Jiang M X, Wu J, Jin Y X. Application of the principles of landscape ecology on conservation biology. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 1998, 16(3): 273 ~ 279.
- [ 10 ] Lv Y H, Fu B J. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(12): 2096 ~ 2105.
- [ 11 ] Zhao W W, Fu B J, Chen L D. Some fundamental issues in scaling. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17(6): 906 ~ 908.
- [ 12 ] Xin X P, Xu B, Shan B Q, et al. Patch dynamics and scale-transition analysis of grassland in restoration succession. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(4): 587 ~ 593.
- [ 13 ] Zeng H, Guo Q H, Liu X D. Experimental Research of Spatial Resolution Effects for Landscape Pattern — A Case Study of the Eastern Part in Zhujiang Delta. *Universitatis Pekinensis (Acta Scientiarum Naturalium)*, 1998, 34(6): 820 ~ 826.
- [ 14 ] Xu J H, Yue W Z, Tan W Q. A statistical study on spatial scaling effects of urban landscape pattern: a case study of the central area of the external circle highway in Shanghai. *Acta Geographica Sinica*, 2004, 59(6): 1058 ~ 1067.
- [ 15 ] Ye W H, Ma K P, Ma K M, et al. Studies on plant community diversity in Donglingshan Mountain, Beijing, China IX. The influence of scale on (diversity). *Acta Ecologica Sinica*, 1998, 18(1): 10 ~ 14.
- [ 16 ] Hou M L, Sheng C F. Ecological scale in insect pests research and control. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1998, 9(2): 213 ~ 216.
- [ 17 ] Yue T X, Liu J Y. Issues on multi-scales in ecogeographical modeling. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(3): 256 ~ 261.
- [ 18 ] Turner M G, Gardner R H, O'Neill R V. *Landscape Ecology: In Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag, 2001.
- [ 19 ] Dungan J L, Perry J N, Dale M R T, et al. A balance view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography*, 2002, 25: 626 ~ 640.
- [ 20 ] Wu J, Li H. Concepts of scale and Scaling. Wu J, Jones K B, Li H, et al. eds. *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications*. Dordrecht: Springer, 2006, 3 ~ 16.
- [ 21 ] Wu J G. *Landscape Ecology — Pattern, Process, Scale and Hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [ 22 ] Openshaw S. *The Modifiable Areal Unit Problem*. Norwich: Geo Books, 1984.
- [ 23 ] Jelinski D E, Wu J. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology*, 1996, 11: 129 ~ 140.
- [ 24 ] Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, 19: 125 ~ 138.
- [ 25 ] Pearson D L, Carroll S S. The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography*, 1999, 26: 1079 ~ 1090.
- [ 26 ] Amrhein C G. Searching for the elusive aggregation effect: evidence from statistical simulations. *Environment and Planning A*, 1995, 27: 105 ~ 119.
- [ 27 ] Arbia G, Benedetti R, Espa G. Effects of the MAUP on image classification. *Geographical System*, 1996, 3: 123 ~ 141.
- [ 28 ] Wu J, Gao W, Tueller P T. Effects of changing spatial scale on the results of statistical analysis with landscape data: A case study. *Geographic Information Sciences*, 1997, 3: 30 ~ 41.
- [ 29 ] Wu J, Jelinski D, Luck M et al. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, 2000, 6(1): 6 ~ 19.
- [ 30 ] Fortin M J. Effects of quadrat size and data measurement on the detection of boundaries. *Journal of Vegetation Science*, 1999, 10: 43 ~ 50.

- [31] King A W, Johnson A R, O'Neill R V. Transmutation and functional representation of heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology*, 1991, 5: 239 ~ 253.
- [32] Neilson R P, Wullstein L H. Biogeography of two southwest American oaks in relation to atmospheric dynamics. *Journal of Biogeography*, 1983, 10: 275 ~ 297.
- [33] Carpenter S R, Kitchell J. F. Plankton community structure and limnetic primary production. *American Naturalist*, 1987, 124: 159 ~ 172.
- [34] Bormann F H, Likens G E. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. *American Science*, 1979, 67: 660 ~ 669.
- [35] Fu B J, Chen L D, Ma K M, *et al.* Principles and Applications of Landscape Ecology. Beijing: Science Press, 2001.
- [36] Crawley M J, Harral J E. Scale dependence in plant biodiversity. *Science*, 2001, 291: 864 ~ 868.
- [37] Arita H T, Rodriguez P. Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. *Ecography*, 2002, 25: 541 ~ 550.
- [38] Wu J, Shen W, Sun W, *et al.* Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology*, 2002, 17: 761 ~ 782.
- [39] Costanza R. Model goodness of fit — A multiple resolution procedure. *Ecological Modelling*, 1989, 47: 199 ~ 215.
- [40] Justice C O, Markham B L, Townshend J R G, *et al.* Spatial degradation of satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 1989, 10: 1539 ~ 1561.
- [41] Marceau D J, Howarth P J, Gratto D J. Remote Sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment 1. The scale and spatial aggregation problem. *Remote Sensing of Environment*, 1994, 49: 93 ~ 104.
- [42] Bian L, Butler R. Comparing effects of aggregation methods on statistical and spatial properties of simulated spatial data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1999, 65: 73 ~ 84.
- [43] Urban D L, O'Neill R V, Shugart H H. Landscape ecology: A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 1987, 37: 119 ~ 127.
- [44] Wu J, Loucks O L. From balance-of-nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology*, 1995, 70: 439 ~ 466.
- [45] Wu J. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 1999, 25(4): 367 ~ 380.
- [46] Ahl V, Allen T F H. Hierarchy Theory: A Vision, Vocabulary, and Epistemology. New York: Columbia University Press, 1996.
- [47] Turner M G, Dale V H, Gardner R H. Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology*, 1989, 3: 245 ~ 252.
- [48] Wu J, Hobbs R. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 2002, 17: 355 ~ 365.
- [49] Rossi R, Mulla D, Journel A, *et al.* Geostatistical tools formodeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecology*, 1992, 62: 277 ~ 314.
- [50] Jackson RB, Caldwell M M. Geostatistical patterns of soil heterogeneity around individual perennial plants. *Journal of Ecology*, 1993, 81: 683 ~ 692.
- [51] McBratney A B. Some considerations on methods for spatially aggregating and disaggregating soil information. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 50: 51 ~ 62.
- [52] Robertson G P, Gross K L. Assessing the heterogeneity of belowground resources: Quantifying pattern and scale. In: Caldwell M M and Pearcy R W eds. *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants: Ecophysiological Processes Above-and-Belowground*. San Diego: Academic Press, 1994. 237 ~ 253.
- [53] Bradshaw G A, Spies T A. Characterizing canopy gap structure in forests using wavelet analysis. *Journal of Ecology*, 1992, 80: 205 ~ 215.
- [54] Meisel J E, Turner M G. Scale detection in real and artificial landscapes using semivariance analysis. *Landscape Ecology*, 1998, 13: 347 ~ 362.
- [55] Plotnick R E, Gardner R H, O'Neill R V. Lacunarity indices as measures of landscape texture. *Landscape Ecology*, 1993, 8: 201 ~ 211.
- [56] Plotnick R E, Sepkoski J J. A multiplicative multifractal model for originations and extinctions. *Paleobiology*, 2001, 27: 126 ~ 139.
- [57] Chang X L. The application of lacunarity index on desertification research. *Journal of Desert Research*, 1997, 17(4): 351 ~ 354.
- [58] Chang X L, Zhang D G, Yang C. Lacunarity Analysis of the Spatial Patterns of Sandy Landscape in Agri-Grazing-Ecotone. *Journal of Desert Research*, 1999, 19S1: 12 ~ 17.
- [59] Zeng H, Shao N, Guo Q H. A study of landscape heterogeneity for the Changping area in the eastern part of Zhujiang delta. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 54(3): 255 ~ 262.
- [60] Moellering H, Tobler W. Geographical variances. *Geographical Analysis*, 1972, 4: 34 ~ 64.
- [61] Townshend J R G, Justice C O. Selecting the spatial resolution of satellite sensors required for global monitoring of land transformations. *International Journal of Remote Sensing*, 1988, 9: 187 ~ 236.
- [62] Townshend J R G, Justice C O. The spatial variation of vegetation changes at very coarse scales. *International Journal of Remote Sensing*, 1990, 11: 149 ~ 157.
- [63] Justice C O, Townshend J R G, Kalb V L. Representation of vegetation by continental data sets derived from NOAA-AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 1991, 12: 999 ~ 1021.
- [64] Barnsley M J, Barr S L, Tsang T. Scaling and generalization in land cover mapping from satellite sensors. In: Gardingen P R, Foody G M, Curran P J, eds. *Scaling-up: From Cell to Landscape*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 173 ~ 199.
- [65] Dale M R T, Mah M. The use of wavelets for spatial pattern analysis in ecology. *Journal of Vegetation Science*, 1998, 9: 805 ~ 814.
- [66] Garcia-Moliner G, Mason D M, Greene C H, *et al.* Description and analysis of spatial patterns. In: Levin S A, Powell T M, Steele J H, eds. *Patch Dynamics*. Berlin: Springer-Verlag, 1993, 70 ~ 89.
- [67] Bradshaw G A, McIntosh B A. Detecting climate-induced patterns using wavelet analysis. *Environmental Pollution*, 1994, 84: 135 ~ 142.
- [68] Zu Y G, Zhao Z H, Cong P T, *et al.* An elementary study on the distributional rule of canopy gaps of *Larix gmelinii* forests using waveletanalysis. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(6): 927 ~ 931.
- [69] Zhao Z H, Zu Y G, Cong P T. Haar wavelet decomposition of main soil factors in *Liaotungensis* forest in Dongling Mountain area. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(10): 1660 ~ 1665.
- [70] McGarigal K, Marks B J. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Report No. PNW-GTR-351, USDA-Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 1995.
- [71] Meentemeyer V, Box E O. Scale effects in landscape studies. In: Turner M G ed. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. New York: Springer-Verlag, 1987. 15 ~ 34.

- [72] Turner M G, O'Neill R V, Gardner R H, *et al.* Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1989, 3: 153 ~ 162.
- [73] Bian L, Walsh S J. Scale dependencies of vegetation and topography in a mountainous environment of Montana. *Professional Geographer*, 1993, 45: 1 ~ 11.
- [74] Moody A, Woodcock C E. Scale-dependent errors in the estimation of land-cover proportions: Implications for global land-cover datasets. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1994, 60: 585 ~ 594.
- [75] Benson B J, Mackenzie M D. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 1995, 10: 113 ~ 120.
- [76] Wickham J D, Riitters K H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 1995, 16: 3585 ~ 3595.
- [77] O'Neill R V, Hunsaker C T, Timmins S P, *et al.* Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 1996, 11: 169 ~ 180.
- [78] Qi Y, Wu J. Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecology*, 1996, 11: 39 ~ 49.
- [79] Costanza R, Maxwell T. Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. *Landscape Ecology*, 1994, 9: 47 ~ 57.
- [80] Jensen H J. *Self-Organized Criticality: Emergent Complex Behavior in Physical and Biological Systems*. New York: Cambridge University Press, 1998.
- [81] Milne B T. Heterogeneity as a multiscale characteristic of landscapes. In: Kolasa J and Pickett S T A eds. *Ecological Heterogeneity*. New York: Springer-Verlag, 1991. 69 ~ 84.
- [82] Milne B T. Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes. *American Naturalist*, 1992, 139: 32 ~ 57.
- [83] Lam N S N, Quattrochi D A. On the issues of scale, resolution, and fractal analysis in the mapping sciences. *Professional Geographer*, 1992, 44: 88 ~ 98.
- [84] O'Neill R V, Gardner R H, Milne B T, *et al.* Heterogeneity and Spatial Hierarchies. In: Kolasa J and Pickett S T A eds. *Ecological Heterogeneity*. New York: Springer-Verlag, 1991. 85 ~ 96.
- [85] Sugihara G, May R M. Applications of fractals in ecology. *Tree*, 1990, 5(3): 79 ~ 86.
- [86] Krummel J R, Gardner R H, Sugihara G, *et al.* Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, 1987, 48: 321 ~ 324.
- [87] Burrough P A. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. *Nature*, 1981, 294: 240 ~ 242.
- [88] Milne B T. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Turner M G and Gardner R H eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity*. New York: Springer-Verlag, 1991. 199 ~ 235.
- [89] Milne B T. Applications of fractal geometry in wildlife biology. In: Bissonette J A ed. *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. New York: Springer, 1997. 32 ~ 69.
- [90] Leduc A, Prairie Y T, Bergeron Y. Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: Sources of variability. *Landscape Ecology*, 1994, 9: 279 ~ 286.
- [91] Obeysekera J, Rutchey K. Selection of scale for Everglades landscape models. *Landscape Ecology*, 1997, 12(1): 7 ~ 18.
- [92] Chang X L, Wu J. Application of fractal models in ecology. *Chinese Journal of Ecology*, 1996, 15(3): 35 ~ 42.
- [93] Ma K M, Zu Y G. Fractal properties of vegetation pattern. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24(1): 111 ~ 117.
- [94] Gustafson E J. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1998, 1: 143 ~ 156.
- [95] 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 Ecology*, 2004, 19: 59 ~ 76.
- [96] Hay G, Marceau D J, Dubé P, *et al.* A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology*, 2001, 16: 471 ~ 490.
- [97] Hay G J, Dube P, Bouchard A, *et al.* A scale-space primer for exploring and quantifying complex landscapes. *Ecological Modelling*, 2002, 153: 27 ~ 49.

## 参考文献:

- [9] 江明喜, 鄂建国, 金义兴. 景观生态学原理在保护生物学中的应用. *武汉植物学研究*, 1998, 16(3): 273 ~ 279.
- [10] 吕一河, 傅伯杰. 生态学中的尺度及尺度推绎方法. *生态学报*, 2001, 21(12): 2096 ~ 2105.
- [11] 赵文武, 傅伯杰, 陈利顶. 尺度推绎研究中的几点基本问题. *地球科学进展*, 2002, 17(6): 906 ~ 908.
- [12] 辛晓平, 徐斌, 单保庆, 等. 恢复演替中草地斑块动态及尺度转换分析. *生态学报*, 2000, 20(4): 587 ~ 593.
- [13] 曾辉, 郭庆华, 刘晓东. 景观格局空间分辨率效应的实验研究——以珠江三角洲东部地区为例. *北京大学学报(自然科学版)*, 1998, 34(6): 820 ~ 826.
- [14] 徐建华, 岳文泽, 谈文琦. 城市景观格局尺度效应的空间统计规律——以上海中心城区为例. *地理学报*, 2004, 59(6): 1058 ~ 1067.
- [15] 叶万辉, 马克平, 马克明, 等. 北京东灵山地区植物群落多样性研究Ⅱ. 尺度变化对多样性的影响. *生态学报*, 1998, 18(1): 10 ~ 14.
- [16] 侯茂林, 盛承发. 害虫研究与防治中的生态学尺度. *应用生态学报*, 1998, 9(2): 213 ~ 216.
- [17] 岳天祥, 刘纪远. 生态地理建模中的多尺度问题. *第四纪研究*, 2003, 23(3): 256 ~ 261.
- [21] 鄂建国. *景观生态学——格局、过程、尺度与等级*. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [35] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 等. *景观生态学原理及应用*. 北京: 科学出版社, 2001.
- [57] 常学礼. 景观空隙度指数在沙漠化研究中的应用. *中国沙漠*, 1997, 17(4): 351 ~ 354.
- [58] 常学礼, 张德干, 杨持. 农牧交错区沙地景观空间格局的空隙度分析. *中国沙漠*, 1999, 19(增刊1): 12 ~ 17.
- [59] 曾辉, 邵楠, 郭庆华. 珠江三角洲东部常平地区景观异质性研究. *地理学报*, 1999, 54(3): 255 ~ 262.
- [68] 祖元刚, 赵则海, 丛沛桐, 等. 兴安落叶松 (*Larix gmelinii*) 林林窗分布规律的小波分析研究. *生态学报*, 1999, 19(6): 927 ~ 931.
- [69] 赵则海, 祖元刚, 丛沛桐. 东灵山地区辽东柞林主要土壤因子的 Haar 小波分解. *生态学报*, 2002, 22(10): 1660 ~ 1665.
- [92] 常学礼, 鄂建国. 分形模型在生态学中的应用. *生态学杂志*, 1996, 15(3): 35 ~ 42.
- [93] 马克明, 祖元刚. 植被格局的分形特征. *植物生态学报*, 2000, 24(1): 111 ~ 117.