

空间粒度变化对景观格局分析的影响

申卫军^{1,2}, 邬建国², 林永标^{1*}, 任海¹, 李勤奋¹

(1. 中国科学院华南植物研究所, 广州 510650; 2. 亚利桑那州立大学生命科学院景观生态学与模型实验室, Tempe, AZ 85287-1603, USA)

摘要:认识空间异质性的多尺度依赖性和景观格局特征对尺度效应关系的影响是进行空间尺度推绎的基础。以 2 种真实景观(中国广东粤北植被景观与美国凤凰城城市景观)和 SIMMAP 景观中性模型产生的 27 种模拟景观为对象,利用景观格局分析软件 FRAGSTATS 对 18 种常用景观指数的尺度效应进行了系统的分析。根据这些指数对空间粒度变化的响应曲线和尺度效应关系,18 种景观指数可分为 3 类。第 1 类指数随空间粒度的增大单调减小,具有比较明确的尺度效应关系(幂函数下降),尺度效应关系受景观空间格局特征的影响较小;这类指数包括缀块数、缀块密度、边界总长、边界密度、景观形状指数、缀块面积变异系数、面积加权平均缀块形状指数、平均缀块分维数和面积加权平均缀块分维数。第 2 类指数随空间粒度的增大将最终下降,但不是单调下降的;尺度效应关系比较多样,可表现为幂函数下降、直线下降或阶梯形下降,主要受缀块空间分布方式和缀块类优势度的交互影响;这类指数有 5 种:平均缀块形状指数、双对数回归分维数、缀块丰度、缀块丰度密度和 Shannon 多样性指数。第 3 类指数随空间粒度的变粗而增加,随缀块类优势度均等性的增加,尺度效应关系由阶梯形增加、对数函数增加、直线增加向幂函数增加过渡,尺度效应关系主要受缀块类优势度的影响;此类指数包括平均缀块面积、缀块面积标准差、最大缀块指数与聚集度。景观指数随空间粒度变化是一种临界现象,当粒度大于或小于临界值时,景观指数对空间粒度变化非常敏感,变化速率非常大。绝大部分情况下,真实景观粒度效应关系和曲线形状与模拟景观所得分析结果相似,说明模拟景观具有很好的代表性。文中也讨论了本研究结果与前人研究的异同,分析了造成差异的原因。景观指数的粒度效应关系与指数本身所反映的景观格局信息有一定关系,总体上来说,随粒度增加,缀块数、边界长度、缀块形状的复杂性、多样性将减小,而平均缀块面积和聚集度将增加。一系列的尺度效应图 and 不同景观指数的尺度效应关系可作为景观格局分析时指数选择、分析结果的解释和进行空间尺度推绎的参考。

关键词:空间粒度;格局分析;尺度效应关系;SIMMAP;FRAGSTATS

Effects of changing grain size on landscape pattern analysis

SHEN Wei-Jun^{1,2}, WU Jian-Guo², LIN Yong-Biao¹, REN Hai¹, LI Qin-Fen¹ (1. South

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30100021);广东省自然科学基金资助项目(010551);鹤山站开放基金资助项目;美国国家环保署(R827676-01-0);美国国家科学基金资助项目(DEB97-14833)

收稿日期:2003-08-15;修订日期:2003-11-05

作者简介:申卫军(1971~),男,宁夏固原人,博士,副研究员。主要从事景观生态学和生态系统模拟研究。

致谢:衷心感谢美国亚利桑那州立大学 Mark Dixon 博士对英文摘要的修改及 G. Darrel Jenerette 先生帮助生成模拟景观

* 通信作者 Author for correspondence, E-mail: linyb@scib.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 30100021), Natural Science Foundation of Guangdong Province (No. 010551), Heshan Open Foundation, U. S. Environmental Protection Agency's Program (No. R827676-01-0) and U. S. National Science Foundation (No. OEB97-14833, CAP-LTER)

Received date: 2003-08-15; **Accepted date:** 2003-11-05

Biography: 申卫军, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in landscape ecology and ecosystem modeling studies.

China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. School of Life Sciences, Arizona State University, Tempe, AZ 85287-1603, USA). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2506~2519.

Abstract: Spatial heterogeneity is ubiquitous across all scales of natural systems. Spatial pattern/heterogeneity is also scale dependent, i. e., spatial heterogeneity exhibits various patterns at different scales, therefore the observed pattern/heterogeneity is dependent on the scales of observation or analysis. Scale effects mean how ecological properties change with scales. Effects of changing scale on spatial analysis have been studied for decades in geography and ecology. The main goal of this study was to validate the scaling relations derived in our previous studies by analyzing additional real and simulated landscapes.

To systematically investigate the effects of changing grain size on landscape pattern analysis, we chose two real landscapes (Northern Guangdong vegetation landscape representing relatively natural and undisturbed landscapes and Phoenix urban landscape representing highly managed and human-dominated landscapes) and 27 simulated landscapes generated by using the SIMMAP neutral landscape model. Three factors and three levels of each factor were considered while creating the simulated landscape maps. The first factor was patch richness (or number of classes), including three levels: 2, 5, 10. The second factor was class dominance (i. e., the proportion of the whole landscape area occupied by a particular class or patch type), including one-dominated, systematically decreasing, and equally dominated. The third factor was spatial distribution of patches, including clumped, moderately clumped and randomly distributed. These 29 landscapes represented a variety of landscapes with different spatial pattern characteristics.

For changing grain size, we kept the extent the same as the original data sets (750 by 750 pixels for simulated landscapes and 1200 by 1200 pixels for the two real landscapes). Grain size was systematically changed from 1 by 1 to 100 by 100 pixels following the majority rule. We examined 18 landscape indices (see the next paragraph). The landscape pattern analysis package, FRAGSTATS 3.0, was used to compute the 18 selected landscape metrics. In total, these metrics were examined at 696 single scales for the 29 landscape data sets.

The results in this study confirmed the scaling relations found in our previous studies. Based on the shape of the scale effect curves and scaling relations, the 18 landscape indices in this study were divided into three groups/types. Type I indices decreased monotonically with increasing grain size, showing a power-law decay scaling relation, with the characteristics of spatial pattern having little impact on scaling relations. This group included 9 landscape metrics: number of patches, patch density, total edge, edge density, landscape shape index, patch size coefficient of variation, area-weighted mean patch shape index, mean patch fractal dimension and area-weighted mean patch fractal dimension. Type II indices also decreased with increasing grain size, but not monotonically. There was no single scaling relation for each index, and scaling relations were related to spatial patterns, mainly influenced by the interactions of class dominance and spatial arrangement of patches. This group included 5 metrics: mean patch shape index, double-log fractal dimension, patch richness, patch richness density and Shannon's diversity index. Type III indices increased with increasing grain size. The shapes of the scale effect curves were various. There were three to five scaling relations for each index, and the scaling relations were mainly influenced by class dominance. With increasing equality of class dominances, the scaling relations changed from staircase increase to logarithmic increase to linear increase to power law increase. There were 4 indices in this group: mean patch size, patch size standard deviation, largest patch index and contagion.

Type I indices were very sensitive to grain change and decreased dramatically with increasing grain size below a critical value, whereas Type III indices increased dramatically with increasing grain size

below a critical value. Spatial distribution of patches in a landscape was the main factor that influenced the scaling behavior of a certain landscape indices. But the equality of class dominance and spatial distribution of patches interacted together in determining the scaling behaviors of landscape metrics. Given the same combination of dominance and spatial pattern, patch richness affected the value of a landscape index, not the scaling behavior/relation.

We compared our results with those of other studies in which the same landscape metrics were used. Discrepancies among the results were mainly due to the use of different aggregation methods and different ranges of grain sizes. In general, number of patches, edge length, patch diversity and patch shape complexity decrease with increasing grain size, while area of patches and contagion increase with increasing grain size. These scaling relations could be useful for choosing and interpreting landscape metrics in landscape pattern analysis.

Key words: spatial grain; pattern analysis; scaling relations; SIMMAP; FRAGSTATS

文章编号:1000-0933(2003)12-2506-14 中图分类号:Q149 文献标识码:A

空间异质性(spatial heterogeneity)是一种多尺度上普遍存在的自然甚至社会、文化现象。在生态学中,尺度通常是指空间或时间幅度(extent)或粒度(grain)。空间粒度指空间最小可辨识单元所代表的特征长度、面积或体积(如样方、像元);时间粒度指某一现象或事件发生的(或取样的)频率或时间间隔^[1~4]。为了认识空间异质性或景观空间格局对生态学过程的影响或受生态学过程的影响,需要对空间异质性进行量化。空间异质性的量化不可避免地受尺度的影响,也即空间异质性或景观格局的尺度依赖性(scale dependence)。空间异质性的尺度依赖主要体现在两个方面,即在不同尺度上,空间异质性表现出不同的格局,因而从不同尺度上观测或分析空间异质性时结果是不同的。空间异质性因尺度而异也可以称之为尺度效应(scale effects)。为了方便表达,把景观指数随空间尺度变化的曲线称之为尺度效应曲线(scale effect curves);以横轴代表尺度、纵轴表示景观指数值的图称之为尺度图(scalograms);景观指数随尺度变化的函数关系则称之为尺度效应关系(scaling relations)。本研究主要探讨空间粒度对景观格局分析的影响,所以本文中的尺度效应具体是指粒度效应。

对景观格局或空间异质性强度的方法通常有两种:景观格局指数方法(landscape metrics)或地统计学方法(geostatistics)。景观指数方法在景观格局分析时应用更为广泛,目前发展出的景观指数有几百种之多^[5]。本研究将选择一些常用景观指数,通过计算同一景观在一系列不同粒度上的指数值,来探讨景观指数或景观格局的尺度效应。事实上,自20世纪80年代中期以来,尺度效应问题在生态学、地理学和遥感上都有研究^[6~13]。这些研究对认识景观格局分析时的尺度效应问题和空间异质性的多尺度本质有重要意义,但大多数研究只考虑了少数几个指数,所分析的尺度范围比较窄,选择的景观也比较少。Wu等2002年以及Wu2003年以4种真实景观为对象,在较宽的粒度范围上分析了较多的指数,揭示了一些常用景观指数的尺度效应关系^[14,15]。所以本研究中不仅应用真实景观的数据,也使用一系列代表不同格局特征的模拟景观,比较系统地分析空间粒度变化对景观格局分析结果的影响,进一步验证Wu等2002年和Wu2003年所发现的尺度效应关系,并探讨尺度效应关系如何因指数和格局特征而异、总结可能存在的一般性的尺度效应关系。

1 数据和分析方法

1.1 数据

本研究采用的两种真实景观的数据分别是美国凤凰城(Phoenix)城市景观和广东省粤北地区的植被景观,前者代表受人类高度影响和管理的景观,后者代表较少受人类影响的自然景观。凤凰城位于美国亚利桑州北部的Sonoran荒漠,凤凰城都市区是目前美国城市化速度最快的地区之一,原始荒漠灌木植被景观已为城市景观取代。图1a为凤凰城1995年土地利用图(landsat-TM影像,分辨率30m),该景观中含有24种缀块类型,也即土地利用类型。图1b为广东省1999年植被类型图,是经分辨率为30m的TM影像转

化而来,共有植被(缀块)类型 7 种。因为本研究的主题并不在于分析两种真实景观的土地利用类型或植被的变化或空间分布特征,只是利用这些已分类的空间数据来考察景观格局(指数)分析的尺度效应,具体是什么土地利用类型对本研究并不重要,因此不一一列出这两种真实景观的土地利用类型或植被类型。两个真实景观都是利用 ArcView GIS(3. 2a)软件从更大幅度的景观上切取、显示并转化为本研究中可用的空间数据。从图 1a 中看出,凤凰城城市景观含缀块类型比较多,但 4~5 种占绝对优势,破碎化比较严重。广东粤北植被景观缀块类型比较少,各类型占优势相当,少数类型在空间的分布比聚集。

本研究的模拟景观由 SIMMAP 景观中性模型(neutral landscape model)来生成,该模型由 Saura 和 Martinez 开发^[15]。在生成模拟景观时主要考虑了 3 种决定景观格局特征的基本因素(见表 1),即缀块类型数、缀块类优势度和空间分布方式。缀块类型的多少也即缀块丰度(richness),缀块类型也简称为缀块类。优势度指某一类型缀块的面积占景观总面积的比例:相等、1 种占绝对优势或优势度逐渐下降。空间分布方式主要指同类缀块在整个景观上的分布情况:聚集、中等聚集或随机分布。每种因子有 3 个水平。各种因子结合后共产生模拟景观 27(3³)种/个。每个模拟景观的粒度为 1×1 像元,幅度为 750×750 像元;因为是模拟景观,像元的面积单位可以是任意的,为了便于说明和计算,假定为 1m²。表 1 最后一栏是各景观的名称,反映了该景观 3 种因素和不同水平的组合方式。限于篇幅,只在图 1c,d 列出了缀块类数为 2 和 5 的、不同优势度和空间配置方式的 8 个景观。dc 景观的格局特征从图面来看比较接近真实景观,dr 和 er 两者比较接近,sm 则介于 dc 与 er 之间。包括前面的 2 个真实景观,共计有 29 个景观作为本研究的分析对象,它们代表了 29 种不同的景观类型。

表 1 生成模拟景观时考虑的因子及其水平

Table 1 Three factors and their levels being considered while generating simulated landscapes

缀块类型数 Number of classes	均等(e) Equal	优势度 Dominance of Classes		空间分布方式 Spatial distribution	模拟景观 Simulated landscapes
		1 种占优 (d) One-dominated	逐渐递减 (s) Systematically-decreasing		
2	50%×2	80%,20%	60%,40%	随机 (r)random	2er, 2dr, 2sr, 2em, 2dm, 2sm, 2ec, 2dc, 2sc
5	20%×5	60%,8%×4	34%, 26.4%, 19.8%, 13.2%, 6.6%	中等聚集 (m) Mildly-clumped	5er, 5dr, 5sr, 5em, 5dm, 5sm, 5ec, 5dc, 5sc
10	10%×10	60%, 4%×9	19%, 16.2%, 14.4%, 12.6%, 10.8%, 9%, 7.2%, 5.4%, 3.6%, 1.8%	聚集 (c)clumped	10er, 10dr, 10sr, 10em, 10dm, 10sm, 10ec, 10dc, 10sc

1.2 变粒度方法

粒度变化的基本思路如图 2 所示,左边景观的粒度比右边的细,右边景观的 1 个像元是聚合前左边景观的 4 个像元。变粒度时保持幅度不变,所以图 2 两个景观幅度均为 36 个基本像元。在后面的分析中,因为本研究中用来表示粒度的像元都是正方形的,为了简便,将把粒度用像元的一边来表示,比如图 2 左边景观的粒度为 1,右边景观的粒度表示为 2(实际为 4)。图 1a,b 分别列出了 3 种不同粒度的真实景观,当粒度是原景观的 15 倍时,整个景观外观上来看变化不大,但当粒度增加到 100 时,整个景观发生巨大的变化,基本上看不出原景观的格局特征。

在实际分析过程中,使用了 Wu 编写的一个计算机程序^[14]来生成一系列粒度不同的景观。在进行聚合的过程中按“多数原则(majority rule)”,也即在新产生的面积单元中,以占多数像元的属性作为新像元的属性,若新面积单元里包含不同属性像元的数目相同时,则由程序随机地决定新像元的类型,如图 2 所示。

生成新景观时粒度增加的强度是不均等的,在粒度较小(≤15)时每次增加的强度为 1,粒度较大(≥20)时每次增加强度为 10。在实际生成新景观时人们总采用最原始的景观(即粒度为 1 的景观),而不是前一次已聚合的景观。这种聚合空间数据的方式也称为独立聚合(independent aggregation)。如此以来,每个景观共可聚合产生 24 个幅度相同,但粒度各异的一系列新景观,所以实质上用于分析的景观共有 696

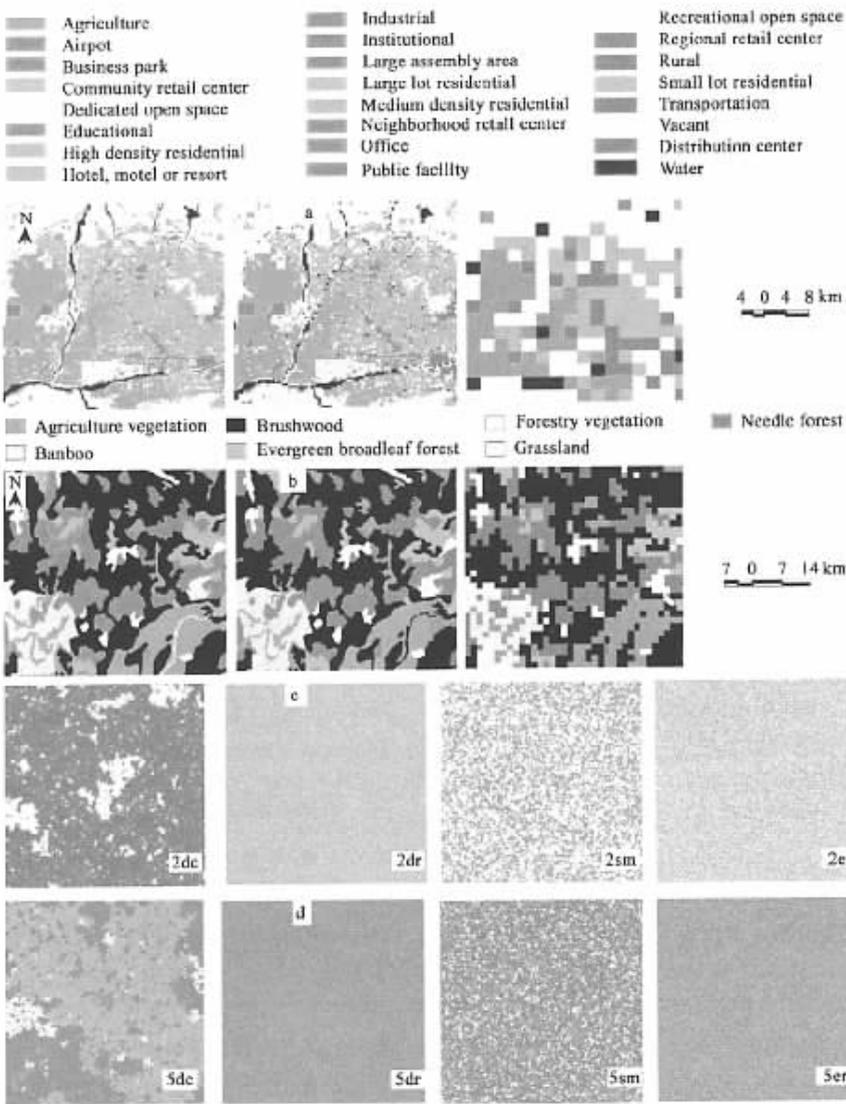


图 1 本研究中所用真实景观与模拟景观举例

Fig. 1 Real landscapes and simulated landscapes (examples) used in this study

a 为凤凰城城市景观, b 为广东粤北植被景观; 从左至右 3 个景观的粒度分别为 1×1 、 15×15 、 100×100 个像元, 每个像元的真实大小为 $30 \times 30 \text{m}^2$; 两者的幅度均为 1200×1200 个像元, 也即 $36 \times 36 \text{km}^2$ (上图的比例尺是原始景观从 ArcView 中输出时的比例尺, 并不代表当前显示的比例尺); c 和 d 分别为缀块类型是 2 和 5 时的模拟景观, 从左至右 4 张图分别表示空间格局不同的景观, 每张小图右下角的代码为该模拟景观的名称, 也表示其空间配置方式, 数字和字母的具体含义见表 1。

Fig. 1 a and b are Phoenix urban landscape and Northern Guangdong vegetation landscape maps with the grain size of 1×1 , 15×15 and 100×100 pixels (1 pixel = $30 \times 30 \text{m}^2$) from left to right, respectively. Spatial extent of the two real landscapes is 1200×1200 pixels, i. e., $36 \times 36 \text{km}^2$. c and d are some examples of simulated landscapes with the class numbers of 2 and 5, respectively. The name at the lower-right corner of a map designates the spatial pattern of a landscape (see table 1 for detailed description)

个(=24 个粒度水平×29 个景观类型)。

1.3 格局分析

把上面生成的 696 个景观(栅格数据)转化为 ASC 码格式,然后逐一输入景观格局分析软件 FRAGSTATS (3.0)^[16],计算 18 种景观水平的格局指数的值。所选用的景观格局指数参见文献^[14-15]。

2 结果分析

2.1 景观指数随空间粒度变化的行为及尺度效应关系

空间粒度变化对各种景观格局指数都有明显的影响,也即同一景观粒度不同时用相同景观指数对其格局特征进行度量时结果是不同的。根据景观指数对空间粒度变粗的响应情况和粒度效应关系,大体上可以把本研究中的 18 种指数归为 3 类:第 1 类指数随空间粒度的变粗而减小,且具有比较明确的尺度效应关系,可预测性较强;这类指数包括缀块数(NP)、缀块密度(PD)、边界总长(TE)、边界密度(ED)、景观形状指数(LSI)、缀块面积变异系数(PSCV)、面积加权平均缀块形状指数(AWMSI)、平均缀块分维数(MPFD)和面积加权平均缀块分维数(AWMPFD)(图 3,表 2)。第 2 类指数随空间粒度的增大将最终下降,没有明确而单一的尺度效应关系,也即可预测性不强;这类指数有 5 种:平均缀块形状指数(MSI)、双对数回归分维数(DLFD)、缀块丰度(PR)、缀块丰度密度(PRD)和 Shannon 多样性指数(SHDI)(图 4,表 2)。第 3 类指数随空间粒度的变粗而增加,尺度效应关系与景观格局特征明显相关,具有一定的可预测性;包括平均缀块面积(MPS)、缀块面积标准差(PSSD)、最大缀块指数(LPI)与聚集度(CONT)指数 4 种(图 5,表 2)。可见本研究中的大多数指数随空间粒度的增大而减小。需要强调的是,只有第 1 类指数随空间粒度的变化是单调减小的,其他两类随粒度变粗的减小或增大都不是单调的,有些响应曲线比较平滑,有些比较曲折。上述分类反映了景观指数随粒度变化的大体趋势和多数情况,并非严格区分了所有细节,比如双对数回归分维数随粒度变粗先增加,达到一定值后又下降(图 4b(2), b(3));再如平均缀块形状指数虽划为第 2 类,但景观中缀块分布比较聚集时,平均缀块形状指数可随空间粒度的变粗稍有增加(图 4a(2));事实上面积加权平均缀块分维数与平均缀块形状指数既可以划为第 1 类也可以归于第 2 类。

上段提到的第 1 类指数都表现出比较明确而单一的尺度效应关系,绝大多数表现为幂函数下降,极少数表现为分段直线下降(广东植被景观的 9 种指数)(图 3,表 2)。注意图中横坐标的粒度不是等间距的,所以广东植被景观的 9 种指数和 AWMPFD 表现出的并不是幂函数或单一的直线下降,但换成等间距的散点图后,类似形状的折线图将变成直线或指数函数下降(见图 4d' 与图 4d 的比较)。另外需要强调的是,限于篇幅,无法把所有 29 种景观的所有 18 种指数的尺度效应图都罗列出来,但列出的图已代表了不同景观、不同指数的尺度效应图。如图 3 中只列出了 5 种指数的尺度效应图,其他 4 种未列出的与这些指数的粒度效应响应曲线形状完全相同或相似,只是指数值的大小和单位有别。如缀块数与缀块密度的空间粒度响应曲线相同,边界总长与边界密度和景观形状指数的粒度响应曲线相同,这是因为这些指数之间存在的数学关系。从附表中各指数的计算公式知, $PD=NP/TA$, $ED=TE/TA$, $LSI=0.25TE\sqrt{TA}$;TA 是分析景观的幅度或总面积,在粒度变化时幅度保持不变;因此,PD 与 NP,ED 与 TE 和 LSI 随粒度变化的响应曲线完全相同。缀块面积变异系数(PSCV)与面积加权平均缀块形状指数(AWMSI)之间虽然不似上述几种之间有明显的数学关系,但它们对粒度变化的响应曲线非常相似,所以 PSCV 的尺度效应图也代表 AWMSI 的尺度效应图。

第 2 类 5 种指数(MSI、DLFD、PR、PRD、SHDI)的尺度效应图列于图 4。由于 $PRD=PR/TA$,所以 PRD 的尺度效应图与 PR 相同,故没有列出。从图 4 中明显看出这几种指数比第一类指数的粒度响应曲线形状要复杂,虽然总的趋势是下降。缀块空间分布比较聚集的景观(图 4a(2)),其平均缀块形状指数在粒度从 1 增加到 30 时呈现直线缓慢增加;但粒度大于 30 后总体上还是下降的,尽管波动较大。双对数回归分维数变化也比幂函数景观空间格局特征的影响较大,但基本上表现为分段直线下降(图 4b(1))、对数函数增加后再直线下降,类似“n”形(图 4b(2)、b(3)、b(4),另见表 2)。缀块丰度和缀块丰度密度表现为阶梯形

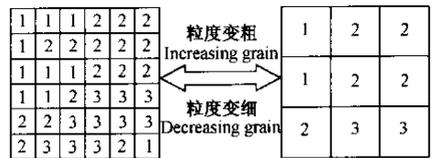


图 2 粒度变化示意图

Fig. 2 Schematics of changing extent

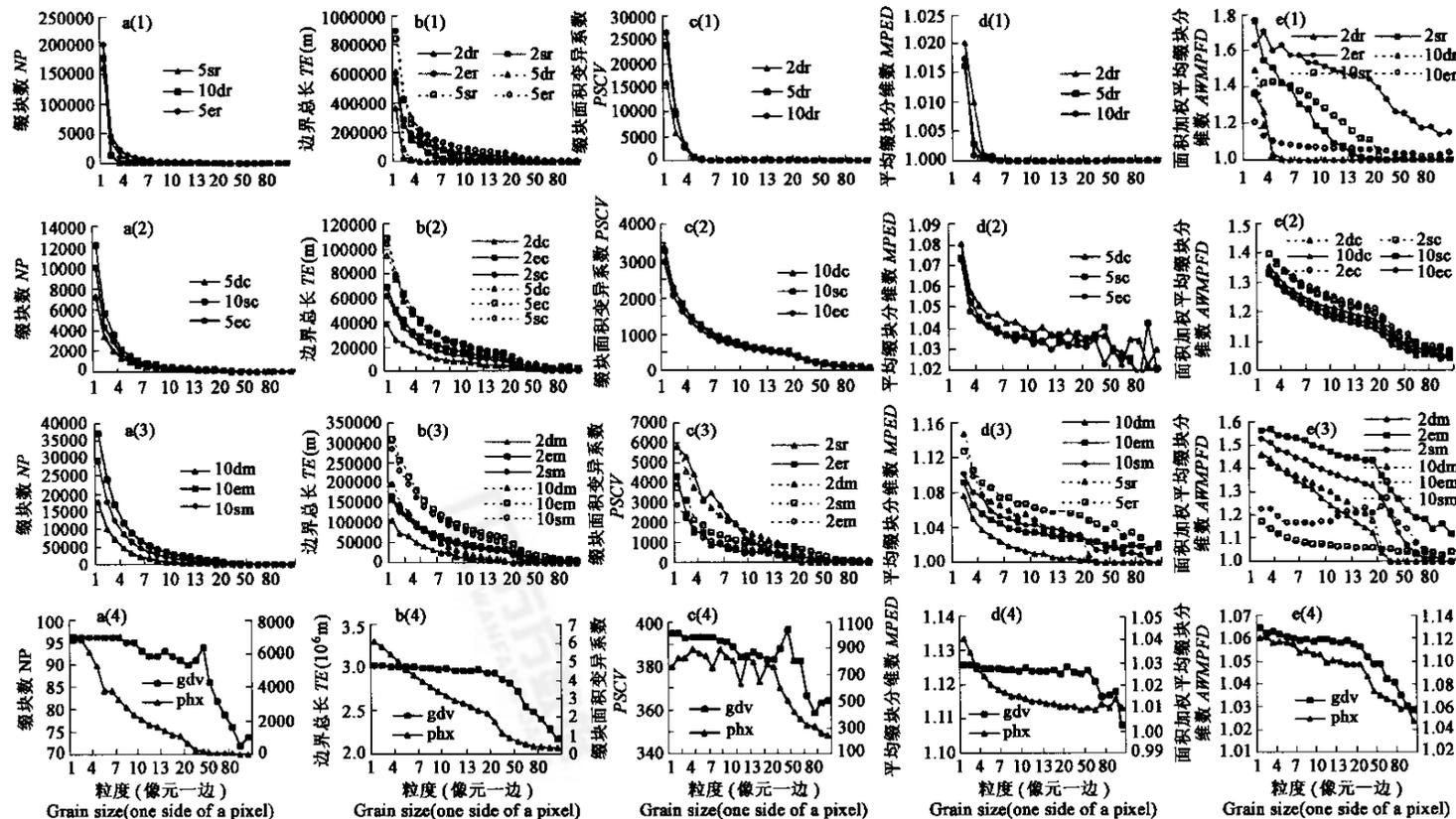


图3 第1类景观指数随空间粒度的变化

Fig. 3 Changes in Type I landscape metrics with increasing spatial grain size

图中最后一行(第4行)的小图中,左纵轴代表广东粤北植被景观,右纵轴代表凤凰城城市景观,英文缩写所代表景观指数的全称见表2 The left Y-axis of the scalograms in the last row is for Northern Guangdong vegetation landscape, while the right axis is for the Phoenix urban landscape. Detailed description of English abbreviations for landscape metrics can be found in Table 2.

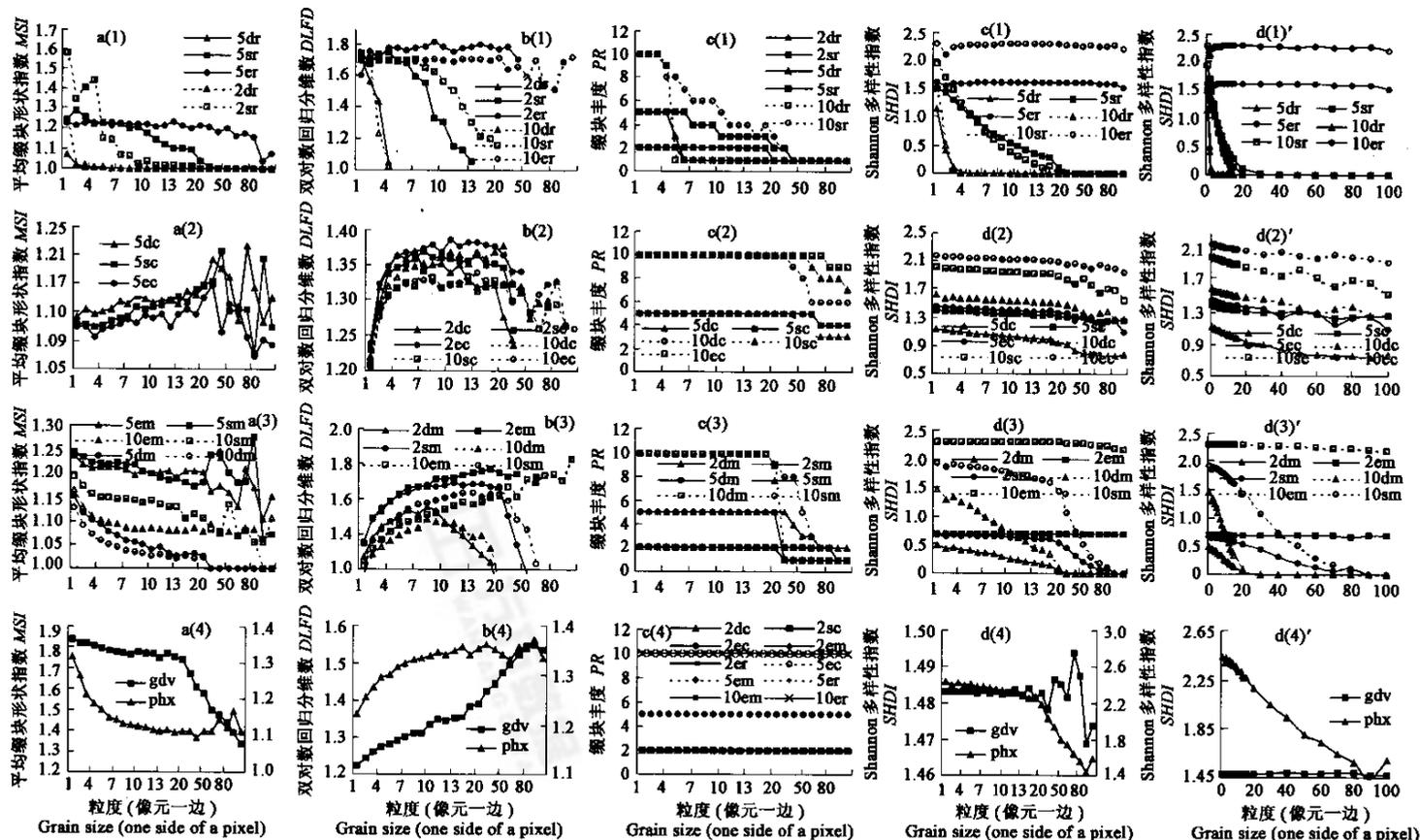


图4 第2类景观指数随空间粒度的变化

Fig. 4 Changes in Type II landscape metrics with increasing spatial grain size

图中最后一行(第4行)的小图中,左纵轴代表广东粤北植被景观,右纵轴代表凤凰城城市景观,英文缩写所代表景观指数的全称见表2 The left Y-axis of the scalograms in the last row is for Northern Guangdong vegetation landscape, while the right Y-axis is for the Phoenix urban landscape. Detailed description of English abbreviations for landscape metrics can be found in Table 2.

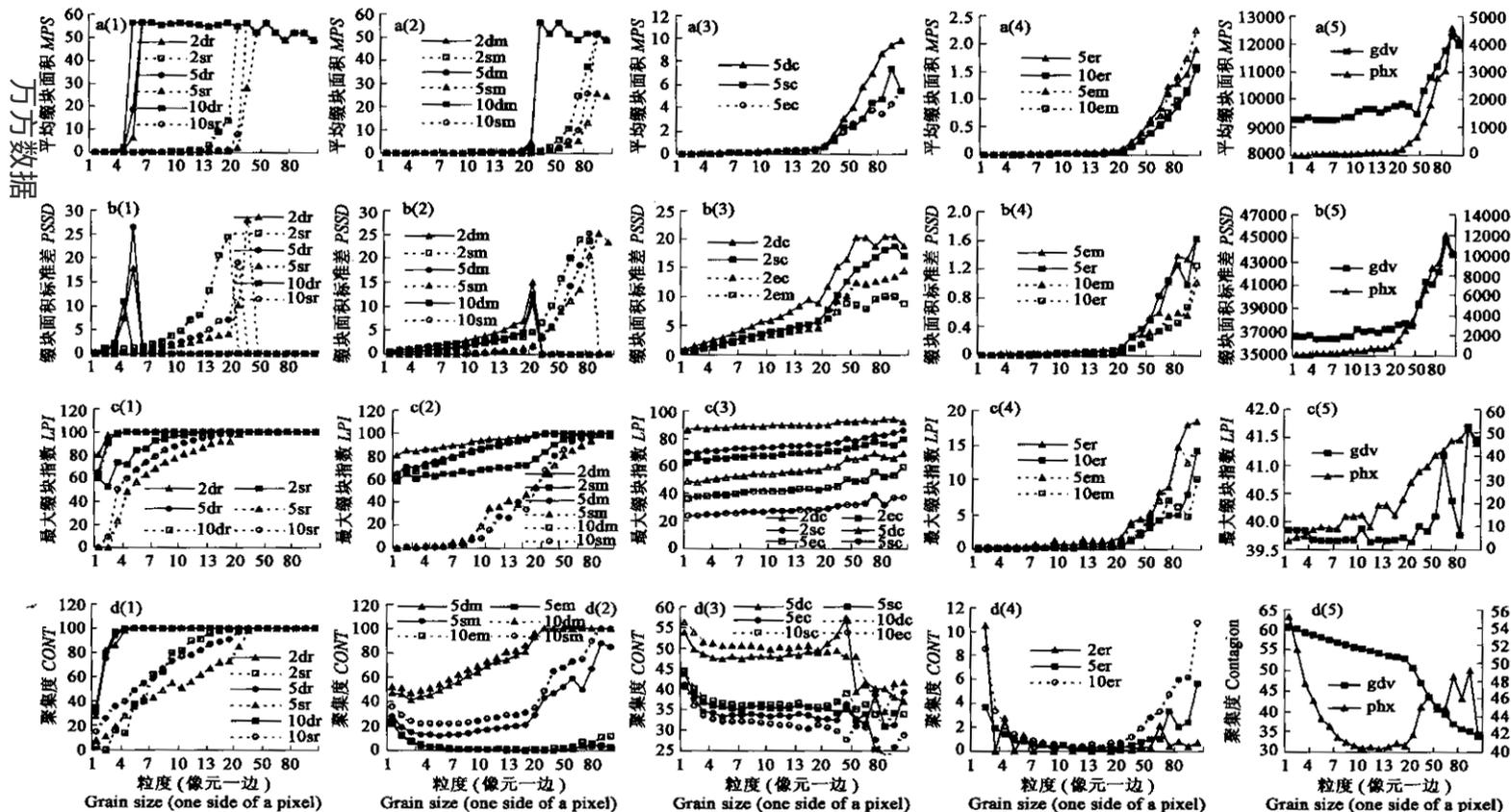


图5 第3类景观指数随空间粒度的变化

Fig. 5 Changes in Type III landscape metrics with increasing spatial grain size

图中最后一行(第4行)的小图中,左纵轴代表广东粤北植被景观,右纵轴代表凤凰城城市景观,英文缩写所代表景观指数的全称见表2 The left Y-axis of the scalograms in the last row is for Northern Guangdong vegetation landscape, while the right Y-axis is for the Phoenix urban landscape. Detailed description of English abbreviations for landscape metrics can be found in Table 2.

下降,图 4c(2)中都显示是直线,但如果进一步增加粒度后续块丰度也必将下降。Shannon 多样性指数的粒度效应曲线也呈现出幂函数下降(图 4d(1), d(3))或直线下降(图 4d(2), d(4)),或者维持一定的水平后再下降(图 4d(1), d(3))。图 4d' 是图 4d 横坐标换为等间距后的形式,横坐标不等间距可以影响曲线的直观形状。

第 3 类 4 种指数(MPS、PSSD、LPI、CONT)粒度效应图列于图 5,其尺效应关系见表 2。平均缀块面积与缀块面积标准差的粒度变化响应曲线形状相似,因缀块的空间分布格局不同,这两种指数随粒度变粗由阶梯形增加(图 5a(1))过渡到幂函数增加(图 5a(3~5)、图 5b(3~5)),缀块面积标准差也会随粒度增加到一定程度后突然下降为 0(图 5b(1~2))。最大缀块指数与聚集度指数的粒度变化响应曲线相似,也有直线增加到最大后保持不变或对数函数增加(图 5c(1)、图 5d(1))、幂函数增加(图 5c(2, 4~5))和直线增加(图 5c(3))。因缀块空间分布方式的差异,聚集度指数的粒度响应曲线也可以表现为“U”形的(图 5d(4)),甚至幂函数下降(图 5d(3))。

从上面的分析中看出,所有指数的尺度推绎关系都不是单一的。第 1 类指数中绝大部分表现为幂函数下降,也有直线下降的;第 2 类指数有幂函数下降的、阶梯形下降的或先增加后下降的;第 3 类指数也有各种形式的增加,大部分表现为幂函数增加。显然各种指数的尺度效应关系与景观的格局特征有关,也即景观格局指数的粒度效应行为受景观空间格局特征的影响,下一节中主要分析空间格局特征对指数尺度推绎关系的影响。另外从图 3~5 中看出,绝大多数指数随空间粒度的变化表现出临界现象,当粒度小于或大于某一临界值时,指数对粒度变化的响应非常敏感,第 1 类指数临界粒度比较小,当粒度小于 5 时,指数随粒度增加迅速减小。第 2 类和第 3 类指数的临界粒度因景观类型不同而异,当空间分布方式相似时,临界粒度随缀块优势度的均等性的增加而增大。

2.2 景观指数随粒度变化行为与景观格局特征的关系

本研究中模拟景观的格局特征主要由 3 个基本因素(缀块类丰度、优势度和空间分布方式)决定。这 3 种因素在影响景观指数粒度效应方面的贡献是不同的。第 1 类指数的粒度效应曲线形状受空间格局特征的影响不大,绝大多数都表现为幂函数下降,只有极少数情况下指数的粒度效应关系表现为直线下降(表 2)。这里所说的空间格局特征影响不大是指对粒度效应曲线的形状影响不大,而不是没有影响。空间格局特征对第 1 类指数的值的大小有明显影响且有一定的规律。对第 1 类指数曲线形状影响最大的因素是空间分布方式,虽然都是幂函数下降,但下降的速率是不同的(见图 3)。对缀块面积变异系数和面积加权平均缀块形状指数来说,空间分布方式和缀块丰度相同的情况下,优势度越大,指数值越大;其他 7 种指数的响应恰好与此相反,缀块类优势度越大,指数值越小。

第 2 类指数的粒度效应曲线受景观格局特征 3 种因素的交织影响,但相对来说,空间分布方式对平均缀块形状指数的粒度效应曲线形状影响较大。优势度对双对数回归分析维数的影响较大。缀块丰度、缀块丰度密度和 Shannon 多样性指数的粒度效应曲线形状则主要受缀块类型多少的影响,其次是优势度,空间分布方式的影响最小(表 2)。各因素的交互影响和没有绝对优势的影响因素决定了这 5 种指数的粒度效应关系或曲线形状的多样性和复杂性(图 4),表 2 中列出的几种函数关系只是比较近似的表达。

缀块类优势度是影响第 3 类指数尺度效应关系的主要因素,其次是空间分布方式。与第 2 类指数的情况相似,3 种因素的交互作用对各指数粒度效应关系的影响也比较明显,因而各指数的粒度效应曲线也比较复杂多样。平均缀块面积和平均缀块面积标准差的粒度效应曲线非常相似,对曲线形状的影响的因素也非常相似。当某类缀块优势度比较明显、空间分布比较随机时,平均缀块面积与缀块面积标准差随粒度增加而迅速增加到一个最大值,此后要么保持最大,要么又突然下降到最低(图 5a(1~2), b(1~2));随优势度均等性的增加,2 种指数随粒度变粗也呈现出比较规律的幂函数增加(图 5a(3~5), b(3~5))。最大缀块指数与聚集度指数的随粒度变化行为受空间格局特征的交互影响更为明显,曲线形状更为复杂多样(图 5c, d)。

总体来说,缀块类优势度和空间分布方式的交互作用对本研究中 18 种景观指数粒度效应关系的影响最大,缀块丰度对平均缀块面积和平均缀块面积标准差影响指数值的大小,而不影响粒度效应曲线的形状。对第 2 和第 3 类指数来说,3 种因素对粒度效应关系的交互影响更为明显。

表 2 尺度效应关系及其影响因素

Table 2 Scaling relations and their influencing factors

景观指数 Landscape metrics	尺度效应关系 Scaling relations	景观 landscapes	影响因素 Influencing factors
第 1 类指数 Type I metrics			
斑块数 Number of patches 边界总长 Total edge 斑块密度 Patch density 边界密度 Edge density	1) 幂函数下降 $y = ax^{-b}, a \geq 0, b > 0$ y —指数值, x —粒度, 下同。	除 dr 和 gdv 以外的所有其他景观	空间格局特征对尺度响应曲线基本形状影响不大。
景观形状指数 Landscape shape index 斑块面积变异系数 Patch size coefficient of variation	2) 直线下降到 0 $y = \begin{cases} ax+b, x \leq g \\ 0, x \geq g \end{cases}$ 上式中 $a < 0, b > 0$ 。	dr	随机分布和高优势度同时具备。
面积加权平均斑块形状指数 Area-weighted mean patch shape index 平均斑块分维数 Mean patch fractal dimension 面积加权平均斑块分维数 Area-weighted mean patch fractal dimension	3) 分段直线下降 $y = \begin{cases} a_1x+b_1, x \leq g \\ a_2x+b_2, x \geq g \end{cases}$ 上式中 $a_2 \ll a_1 < 0$, 但 $a_1 \approx 0$; $b_1, b_2 > 0$; g 为临界粒度	gdv	斑块类型和斑块数相对较少, 斑块面积相对很大时。
第 2 类指数 Type II metrics			
平均斑块形状指数 Mean patch shape index	幂函数下降 直线增加 $y = ax + b, a, b > 0$	r, m, phx c, gdv	空间分布方式为主要影响因素。分布比较随机时, 呈幂函数下降; 分布比较聚集时, 呈直线增加。
双对数回归分维数 Double-log fractal dimension	直线下降 “n”形曲线	sr, dr other landscapes	优势度是主要影响因素, 其次是空间分布方式。
斑块丰度 Patch richness 斑块丰度密度 Patch richness density	阶梯形下降 保持不变(本研究中)	dr, sr, dm, sm, dc, sc ec, em, er	主要受丰度和优势度影响。丰度和优势度越大, 开始下降越早。
Shannon 多样性指数 Shannon's diversity index	直线下降到 0 幂函数下降 直线下降	dr, dm, phx Sr, sm er, em, dc, ec, sc	主要受斑块丰度的影响, 其次是优势度。丰度和优势度越大, 指数值下降越早。
第 3 类指数 Type III metrics			
平均斑块面积 Mean patch size 平均斑块面积标准差 Patch size standard deviation	阶梯增加 幂函数增加 $y = ax^b, a, b > 0$	dr, sr, dm other landscape	优势度是主要影响因素, 其次是空间分布方式
最大斑块指数 Largest patch index	直线增加至 100% 保持不变 对数函数增加 幂函数增加 直线增加	dr, dm sr, sm er, em, dc, sc, ec	优势度是主要影响因素, 其次为空间分布方式
聚集度 Contagion	“U”形曲线 幂函数下降	er dc, sc, ec, em	dr, dm, sr, sm 的变化同 LPI 优势度为主要影响因素。

3 讨论 万方数据

本研究系统地分析了多种景观指数在多个粒度上的变化, 不仅使用了模拟景观, 也使用了真实景观。

以期所分析景观具有更普遍的代表性。对第 1 类指数来说,2 种真实景观格局指数的粒度效应曲线在外观上差异较大,但凤凰城城市景观格局指数的粒度效应关系与模拟景观一致(幂函数下降,见图 3 和表 2),只有广东粤北植被景观的粒度效应关系有别于其他,这与该景观的格局特征(缀块类型非常少,每种缀块的数量也非常少,分布比较聚集)有一定关系,所以广东粤北植被景观可以说是个特例。所以需要指出的是,本文对第 1 类景观指数粒度效应的描述反映了绝大多数情况,也不排除个别的例外。对第 2 类和第 3 类指数来说,真实景观格局指数的粒度效应曲线和粒度效应关系无一例外地均可以在模拟景观中发现(见图 4、图 5 和表 2),这说明本研究产生的模拟景观具有比较好的代表性。因此基于这些模拟景观分析所得出的粒度效应关系也具有一定的普遍性,可为景观格局分析时指数选择、分析结果解释,以及进行空间尺度推绎提供参考。

本研究的一些结果与其他学者的研究既有相同之处,也有不同之处。Turner 等^[7]分析了粒度变化对 Shannon 多样性指数(*SHDI*)和聚集度指数(*CONT*)的影响,发现两种指数均随粒度增加而减小,并且 *SHDI* 是随粒度增加线性而线性减小的。本研究中发现 *SHDI* 随粒度增加而下降,但并不全是线性的(见图 4、表 2);而聚集度随粒度增加既有增加,也有减小(见图 5、表 2)。存在差异的可能原因有多种:① *SHDI* 和 *CONT* 对粒度变化的响应非常敏感^[5];② *CONT* 随粒度的变化并不是单调减小的,在一段粒度变化区间内可能表现为增加(如图 5d(4)),所以如果选择粒度变化区间比较窄的话,就只会看到增加或减小;③ 所使用景观类型比较少^[5];④ 所使用的聚集度指数的算法与本研究中的不同,她们所采用的聚集度指数是 O'Neill 等发展出的^[17],FRAGSTATS 中使用 Li 和 Reynolds 发展出的“相对聚集度(relative contagion)”指数^[18];⑤ 数据聚合的方式有别,Turner 等在一次数据聚合时采用前一次已经聚合过的数据(重复聚合 iterative aggregation),在数据聚合时总是基于最小粒度时的原始数据(独立聚合)。Wickham 和 Riitters 发现一系列多样性和均匀度指数对像元(粒度)大小变化不敏感^[9],本研究的结果也表明这一点,如果只分析了比较窄粒度范围内的多样性指数或缀块丰度的变化(图 4c,d),有可能看不出变化。Frohn 的研究发现聚集度和双对数回归分维数指数随空间粒度的变化非常不稳定,一般来说不可预测;他们也发现单位面积缀块数(patch-per-unit area, *PPU*,也即本研究中的 *PRD*)与正方像元指数($SqP=1-1/LSI$)随空间粒度的变化比较稳定^[19],与本研究的结果非常相似。这些研究也说明景观指数随粒度变化的可预测性似乎与景观指数本身有关,象聚集度和形状指数可预测性较差。

据 MacMarin 和 Mark 对各种景观指数分类^[20],本研究中所分析的 18 种指数涉及 4 类:① 面积、密度或边界指数(area/density/edge metrics: *NP*, *PD*, *TE*, *ED*, *LSI*, *PSCV*, *LPI*, *MPS*, *PSSD*);② 形状指数(shape index: *DLFD*, *MPFD*, *AWMPFD*, *MSI*, *AWMSI*);③ 聚集度指数(*CONT*);④ 多样性指数(diversity index: *PR*, *PRD*, *SHDI*),缩写参见附表。可以看出,这些类别与我们前面基于粒度效应曲线和效应关系对这些指数进行的分类大致相似。本研究中的第一类指数大多数属面积/边界指数。随粒度增加,小的缀块将被逐渐合并为大的缀块,有些缀块类在合并的过程中可能消失,因此缀块数、边界长度以及多样性均随之减少。在粒度增加的过程中,缀块形状可能出现多种变化,因此几种形状指数随粒度变化的曲线不再象面积/边界指数那么平滑,波动性增加(图 3d,e;图 4a,b)。相反,随着粒度的增加和缀块的不断合并,缀块将逐渐变大,缀块大小之间的差异也缩小。因此平均缀块面积、缀块面积标准差、聚集度、最大缀块指数都随粒度增加而增加。有趣的是最大缀块指数的粒度效应曲线与聚集度非常相似,从一定程度上说明最大缀块指数也可以反映景观中缀块聚集程度的信息,虽然它属于面积/边界指数。另一方面也看出聚集度和形状指数对空间粒度的变化不可预测性强,因此在使用和解释这些指数时要非常谨慎。总之,随着粒度的增加,景观中缀块数、边界长度、缀块形状的复杂性、多样性多随之减小,而缀块面积和聚集度将增加。在本研究中只涉及了 4 类指数,还有几类指数没有涉及到,比如孤立度(isolation)、对比度(contrast)和连接度(connectivity)指数等,进一步分析这几类指数的尺度效应问题也具有重要意义,本研究结果为进一步分析这些指数的尺度效应关系提供了借鉴,可以初步地提出假说,比如随粒度增加连接度增加,孤立度减小等。此外,本研究还分析了景观水平的格局指数的粒度效应,分析缀块类型水平格局指数的粒度效应也具有一定的实际意义,因为缀块类型通常与土地利用类型、生态系统类型等相对应。

4 小结

本文的结果表明,粒度变化对景观格局分析结果有明显影响,因此在进行景观格对比分析时应尽量通过数据聚合等方式使对比景观的粒度相同。根据景观指数的尺度效应曲线和尺度效应关系可以把本研究中的 18 种景观指数分为 3 类。不同类型的指数对粒度变化响应行为的可预测性不同,影响因素也不同,缀块的空间分布方式和缀块类优势度对第 2 类和第 3 类指数的粒度效应影响较大,而缀块丰度通常只影响指数值的大小。第 1 类指数的粒度效应受分析景观格局特征的影响较小,并且可预测性较强,粒度效应关系明确而单一;第 2 类和第 3 类指数的粒度效应关系比较多样,可预测性较差。一般来说,随粒度增加,景观中缀块数、边界长度、缀块形状的复杂性、多样性多随之减小,而缀块面积和聚集度将增加。

所选粒度的变化范围、空间数据聚合方式、分析景观类型的多少,甚至景观指数本身算法的差异都可能造成景观指数粒度效应分析结果的差异。本研究无论从分析景观的类型还是分析粒度的变化范围来说都比前人更全面、多样;基于模拟景观的多种指数的粒度效应关系具有一定的普遍性,它们对于景观格局分析时指数选择、分析结果的解释和进行空间尺度推绎具有重要的参考价值。对其他类型景观指数,比如孤立度、对比和连接度指数,以及缀块类型水平格局指数的粒度效应进行类似的分析,将是对全面、深入认识景观指数粒度效应的有益补充。

References:

- [1] Lam N S N. and Quattrochi D A. On the issues of scale, resolution, and fractal analysis in the mapping sciences. *Professional Geographer*, 1992, **44**: 88~98.
- [2] Jenerette G D and Wu J. On the definitions of scale. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 2000, **81**: 104~105.
- [3] Schneider D C. The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, 2001, **51**: 545~553.
- [4] Wu J G. *Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [5] Turner M G, Gardner R H, O'Neill R V. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York: Springer-Verlag, 2001.
- [6] Meentemeyer V and Box E O. Scale effects in landscape studies. In: Turner M G ed. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. New York: Springer-Verlag, 1987. 15~34.
- [7] 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.
- [8] Benson B J and Mackenzie M D. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 1995, **10**: 113~120.
- [9] Wickham J D and Riitters K H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 1995, **16**: 3585~3595.
- [10] 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.
- [11] Qi Y and Wu J. Effects of changing spatial resolution on the results of landscape pattern analysis using spatial autocorrelation indices. *Landscape Ecology*, 1996, **11**: 39~49.
- [12] Xiao D N, Hu Y M, Li X Z. *Landscape Ecological Studies on the Deltaic Wetlands Around the Bohai Sea*. Beijing: Sciences Press, 2001.
- [13] Saura S and Martinez-Millan J. Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology*, 2000, **15**: 661~678.
- [14] 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.
- [15] Wu J. Effects of change scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 2003.
- [16] McGarvey S A, Neel M C, et al. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.

Available at the following website: [www. Umass. edu/landeco/research/fragstats/ fragstats. html](http://www.Umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html). 2002.

- [17] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, *et al.* Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, **1**: 153~162.
- [18] Li H and Reynolds J F. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 1993, **8**: 155~162.
- [19] Frohn R C. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystem*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. 1998.
- [20] McGarigal K and Marks B J. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Pacific Northwest research Station, USDA-Forest Service, Portland. 1995.

参考文献:

- [1] 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.
- [12] 肖笃宁, 胡远满, 李秀珍. 环渤海三角洲湿地的景观生态学研究. 北京:科学出版社,2001.

《生态学报》2004 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的综合性学术刊物,创刊于1981年。主要报道动物生态、植物生态、微生物生态、农业生态、森林生态、草地生态、土壤生态、海洋生态、淡水生态、景观生态、区域生态、化学生态、污染生态、经济生态、系统生态、城市生态、人类生态等生态学各领域的学术论文;特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;原创性研究报告和研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。为促进学术、科研信息的交流,欢迎踊跃投稿。

《生态学报》为月刊,176页,2004年改为大16开本,信息容量由36万字增加到44万字,期定价45元,年定价540元。全国各地邮局均可订阅,望广大读者互相转告,以便及时订阅。

地址:100085 北京海淀区双清路18号 《生态学报》编辑部 电话 (010)62941099 E-mail: Shengtaixuebao@sina.com或 Shengtaixuebao@mail. rcees. ac. cn

本刊国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670,标准刊号:ISSN1000-0933/CN11-2031/Q