

空间幅度变化对景观格局分析的影响

申卫军^{1,2}, 鄔建国², 任海¹, 林永标^{1*}, 李明辉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, AZ85287, USA)

摘要: 景观格局指数是量化描述景观格局特征的主要方法之一, 各种格局指数的尺度依赖性使比较分析景观格局特征和尺度推绎复杂化, 分析不同指数随空间幅度变化的一般行为有助于景观格局分析结果的解释和降低空间尺度推绎的复杂性。研究以 2 种真实景观和 27 种模拟景观为分析对象, 考查了 16 种常用的景观水平格局指数随空间幅度变化行为。根据这些指数因幅度变化行为可预测性把它们分为两类: 第 1 类随幅度变化可预测性强, 指数与幅度之间的关系可用简单的函数关系来表达; 这类指数包括缀块数、边界总长、景观形状指数和缀块丰度密度; 前两者随幅度增加呈幂函数形式增加, 而缀块丰度密度随幅度增加呈幂函数下降, 景观形状指数随幅度增加呈直线增加。第 2 类指数随幅度变化的可预测性较差, 指数随幅度的变化存在多种可能(不同形式的增加、减小或保持不变), 不可用一种或多种简单的函数关系来描述所有的情况。这类指数包括缀块丰度、缀块密度、边界密度、最大缀块指数、平均缀块面积、缀块面积标准差、缀块面积变异系数、平均缀块形状指数、面积加权平均缀块形状指数、双对数回归分维数、聚集度指数与 Shannon 多样性指数。第 2 类指数随幅度的变化行为受景观格局特征和指数本身算法的影响。总体来说, 第 2 类格局指数随幅度变化呈折线增加或减小; 但当景观的缀块类型较多、各类型优势度比较均等、空间分布格局比较随机时, 它们随幅度变化形为的可预测性增加, 随幅度增加的函数关系主要有 3 种: 幂函数减小、对数函数增加或直线增加, 因指数和格局特征不同而异。研究的结果在揭示了常用景观指数随幅度变化的一般关系外, 也启示我们在进行景观格局的比较分析, 比较景观的幅度应相同或采用尺度效应图(scalograms)更有效。

关键词: 空间幅度, 尺度效应, 景观指数, 格局分析

Effects of changing spatial extent on landscape pattern analysis

SHEN Wei-Jun^{1,2}, WU Jian-Guo², REN Hai¹, LIN Yong-Biao^{1*}, LI Ming-Hui¹ (1. South China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. School of Life Sciences,

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、美国国家环保署项目(R827676-01-0)及美国国家科学基金项目(OEB 97-14833)

收稿日期: 2003-02-23; **修订日期:** 2003-10-10

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。

* 通讯作者 Author for correspondence; E-mail: linyb@scib.ac.cn

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, 以及 Oarrel Jenerette 先生帮助生成模拟景观。

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 (R827676-01-0) and U. S. National Science Foundation (OEB97-14833, CAP-LTER).

Received date: 2003-02-23; **Accepted date:** 2003-10-10

Biography: SHEN Wei-Jun, Ph. D., Associate Professor, mainly engaged in landscape ecology and ecosystem modeling studies.

Arizona State University, Tempe, AZ 85287-1603, USA). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2219~2231.

Abstract: Scale and scaling issues represent one of the foremost frontiers of landscape ecology and ecology in general. There is an urgent demand for ecological information at finer/smaller-scales to be transferable to coarser/larger scales. Understanding spatial heterogeneity is one of the essential challenges of spatial scaling. We refer scale to spatial extent in this study. Several ecologists had demonstrated that changing extent could influence the results of spatial pattern analysis. But only a few landscape indices with a relatively narrow range of extents were analyzed. In our previous studies, we analyzed four real landscapes of USA to illustrate the effects of changing spatial extent on landscape pattern analysis. The main goal of this study was to validate the general scaling relations derived in Wu *et al.* (2002) and Wu (2003) by analyzing an additional complex Chinese landscape and a number of simulated landscapes.

Two real landscapes, the Northern Guangdong vegetation landscape (GDV) and the Phoenix urban landscape (PHX), USA, and 27 simulated landscapes generated by the SIMMAP neutral landscape model were chosen for analysis. The two real landscapes were both derived from LANDSAT-TM remote sensing images with a grain size of 30 by 30 meters and an extent of 3651.4 km² for PHX and 8944.3 km² for GDV. Three factors were considered in generating the simulated landscapes maps. They were number of classes (2, 5, 10), class dominances (equal, one-dominated, and systematically decreasing) and spatial distribution characteristics (clumped, moderately clumped, and random). All simulated landscapes had an extent of 750 by 750 pixels. Each of the 29 landscapes was clipped into smaller ones by decreasing the extent by 100 × 100 pixels each time. Sixteen commonly used landscape indices were computed for each of the 233 landscapes using a landscape pattern analysis software package, FRAGSTATS. A suite of scalograms and scale effect curves were drawn for analyzing the scale effects and deriving general scaling relations.

Our results confirmed the general conclusions in our previous studies. Based on the shape of the scale effect curves and the predictability of the scaling relations, the sixteen landscape metrics could be divided into two groups. The first group included 5 indices: number of patches (NP), total edge (TE), landscape shape index (LSI), patch richness (PR) and patch richness density (PRD). The behavior of this group of indices with change in extent was very predictable for all 29 landscape types, and there were simple scaling relations for the 5 indices. NP and TE increased in a power-law function ($y = ax^b$, $a \geq 0$, $b > 0$) with increasing extent. PRD decreased in a power-law function ($y = ax^{-b}$, $a \geq 0$, $b > 0$) with increasing spatial extent. There was an increasing linear relationship ($y = ax + b$, $a \geq 0$, $b > 0$) between LSI and extent. PR increased with increasing extent in staircase fashion for two real landscapes and remained unchanged for 27 simulated landscapes. These general scaling relations could be valuable in choosing the extent while comparing the spatial patterns of different landscapes and extrapolating ecological information among different scales.

The second group included 11 indices: patch density (PD), largest patch index (LPI), edge density (ED), mean patch size (MPS), patch size standard deviation (PSSD), patch size coefficient of variation (PSCV), mean patch shape index (MSI), area-weighted mean patch shape index (AWMSI), double-log fractal dimension (DLFD), contagion (CONT) and Shannon's diversity index (SHDI). The scaling behavior of this group of indices was generally unpredictable and related to the specific spatial pattern of a landscape. In general, the predictability of scaling relations of these indices increased with increasing number of classes, equality of class dominance and randomness of spatial distribution. We divided the scale effect curves of the second group of indices into four types. Type I and type II curves usually could be described by simple mathematical functions: power-law decay (for PD, LPI, MSI, DLFD and CONT),

logarithmical increase for *ED*, *PSCV MSI* and *AWMSI*) or linear decrease or increase (for *MPS*, *PSSD*, *PSCV* and *AWMSI*) with increasing extent. Type III and type IV curves generally showed erratic behaviors and could not be described by simple mathematical functions.

Significant influences of changing spatial extent on landscape metrics indicated that only landscapes with similar extents should be used for comparing landscape pattern characteristics. We also conclude that scalograms should be used in landscape pattern analysis. Discrepancies between the results of this study and others were mainly due to comparisons of different ranges of extent.

Key words: spatial extent; scale effect; landscape metrics; pattern analysis

文章编号:1000-0933(2003)11-2219-13 **中图分类号:**Q149 **文献标识码:**A

许多生态学问题的界定都与分析时所涉及的时间和空间尺度(scale)有关。生态学实验研究往往在很小的时空尺度上开展,然而很多生态和环境问题是大尺度的,解决这些问题需要把小尺度上获得的信息推绎到大尺度上。尺度推绎(scaling)不可避免地涉及到多尺度和空间异质性问题。空间异质性主要指景观结构和功能空间分布格局的复杂性,它在多尺度上广泛存在而且尺度依赖(scale-dependent)^[1],也即对空间异质程度或景观格局的度量是与所选取的观察或分析尺度密切相关的。近15a来,尺度和尺度推绎问题成为生态学研究中的一个非常重要和前沿的课题^[2~7],涉及到生态学的各个方面,从理论、方法到实践^[1,8,9]。

生态学中的尺度主要是指空间或时间幅度(extent)与粒度(grain)。空间幅度通常是指研究所涉及的空间范围(长度或面积),时间幅度是指研究持续的时间长短^[10,11]。本文主要考虑空间幅度效应问题,也即空间幅度变化对景观格局指数分析结果的影响。在分析或比较同一景观的结构和功能动态时,经常面临不同幅度的空间数据,比如早期的数据可能是几张主题图,而近年数据可能是几幅遥感影像;或者比较同期但不同景观的格局特征时,所用遥感影像的空间幅度可能不同。利用不同幅度的空间数据进行景观格局比较分析,即使使用相同的方法,对分析结果也会有影响,景观生态学家早就注意到了这种现象^[12~15]。Turner等分析了缀块类型多样性、优势度(dominance)、蔓延度(contagion)对空间幅度变化的响应^[13],Saura和Martinez分析了8种景观指数对幅度变化的敏感性^[16],Wu等(2002)用4种真实景观分析了多种格局指数的幅度效应,均发现景观格局指数的计算结果因空间幅度不同而异,19种常用景观指数对幅度变化的响应行为可分为3种类型^[17,18]。景观指数方法是景观格局分析的主要方法,景观生态学发展出的景观指数有几百种之多^[1],究竟哪些指数对空间幅度的变化比较敏感,它们随空间幅度的变化是否存在一般性的规律。本研究选取16种常用的景观格局指数,利用真实景观和模拟产生的多种景观,在更多的幅度范围上进行分析,以期检验Wu等(2002)揭示景观格局指数受幅度变化影响的一些基本规律,为景观格局分析时的幅度选择和大尺度生态研究中尺度推绎提供一些理论依据。

1 数据和分析方法

1.1 数据

本研究采用的两种真实景观分别是美国凤凰城(Phoenix)城市景观和广东省粤北地区的植被景观(图1)。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那州北部的斯诺兰(Sonoran)荒漠,原始荒漠灌木植被景观已为城市景观取代。凤凰城都市区是目前美国城市化和人口增长速度最快的地区之一。图1a为凤凰城1995年土地利用图(landsat-TM影像,分辨率30m),图中最外围方框以内为选定的分析景观,幅度为 2447×1658 个像元,也即 3651.4 km^2 。景观中含有24种土地利用类型,也即24种缀块类型(见表1)。图1b为广东省1999年植被类型图,是经1999年广东省植被专题图(矢量数据)栅格化而来,共有植被(缀块)类型7种。共有植被类型7种(见表1)。图1b上部的方框内是选取的待分析景观,幅度为 3305×3007 个像元(8944.3 km^2)。两个分析景观都是在ArcView GIS(3.2a)中切取并显示的。

本研究的模拟景观由SIMMAP景观中性模型产生,该模型由Saura和Martinez-Millan开发^[19],主要用于生成模拟景观,从而便于检验一些与空间格局有关的理论、假说以及方法。在生成模拟景观

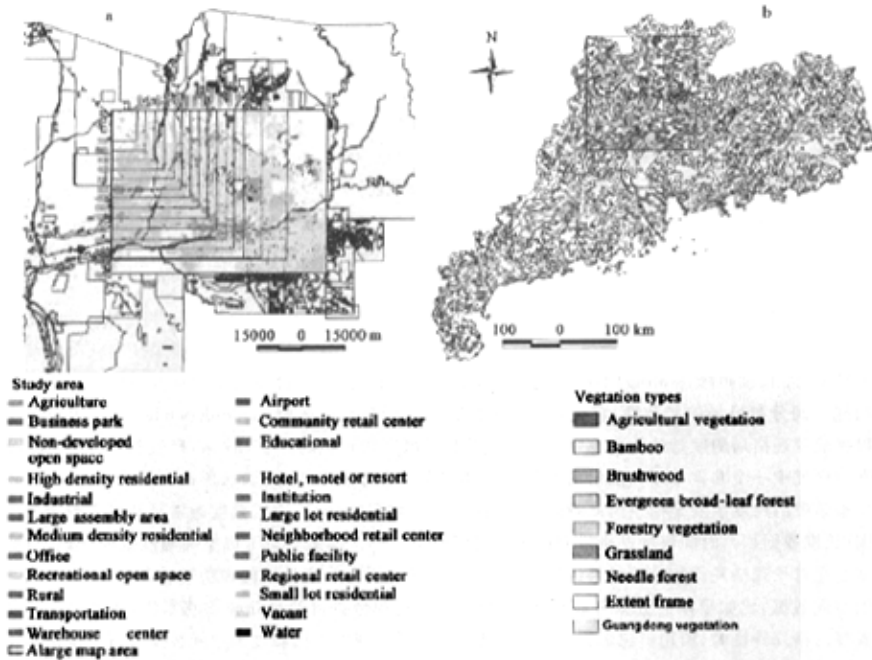


图 1 美国凤凰城城市景观(a)与广东粤北植被景观(b)

Fig. 1 Urban landscape of Phoenix, Arizona, USA and the vegetation landscape of northern Guangdong Province, China

表 1 凤凰城城市景观和广东粤北植被景观的斑块类型

Table 1 Patch types of Phoenix urban landscape and northern Guangdong vegetation landscape

编号 No.	斑块类型 Patch types	编号 No.	斑块类型 Patch types
凤凰城城市景观 Phoenix urban landscape			
1	城郊村落 Rural	13	道路 Transportation
2	连片的住宅区 Large lot residential	14	政府、科研机构 Institution
3	零散的住宅区 Small lot residential	15	休闲用空地 Recreational open space
4	中密居民区 Medium density residential	16	水体 Water
5	小区商业中心 Neighborhood retail center	17	农田 Agriculture
6	社区商业中心 Community retail center	18	荒漠空地 Vacant
7	宾馆 Hotel, Motel	19	高密居民区 High Density residential
8	工业区 Industrial	20	大区商业中心 Regional retail center
9	商业区 Business park	21	大型仓库 Warehouse
10	写字楼 Office	22	大广场 Large assembly area
11	学校 Educational	23	机场 Airport
12	公用设施区 Public Facility	24	未开发的空地 Non-developed open space
广东粤北植被景观 Northern Guangdong vegetation landscape			
1	农作物 Agricultural vegetation	5	人工林 Forestry vegetation
2	竹 Bamboo	6	草地 Grassland
3	灌木 Brush wood	7	针叶林 Needle forest
4	自然常绿阔叶林 Evergreen broad-leaf forest		

时主要考虑了 3 种因素,即缀块类型(class)数、缀块类优势度(不同缀块类面积占景观总面积的比例)和缀块的空间分布方式。每种因素又有 3 个水平,因此共生成模拟景观 27 个(见表 2 和图 2)。图 2 中列出了缀块类数为 2 和 5 时的 8 种模拟景观,限于篇幅,不在此列出所有模拟景观图。从图 2 中可看出空间分布比较聚集的景观(如 2dc, 5dc, 5ec)缀块数较少,缀块面积相对较大;空间分布比较随机时,从外观上基本上看不出有大的缀块,各缀块随机、均匀地散布在整个景观中(如 2sr, 5er)。表 2 中最后一列给出了各种景观的代码(或名称)。本文此后将用这些代码来代表各种模拟景观。所有模拟景观的幅度为 750×750 个像元。因为是模拟景观,像元的面积大小可以任意确定,为了便于计算,本研究中确定为 1m^2 。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 2 生成模拟景观时考虑的因素及其水平

缀块类数 Number of classes	相等(e) Equal(%)	缀块类优势度 Class dominance(%)		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, 50	80, 20	60, 40	随机(r) random	2er, 2dr, 2sr, 2em, 2dm, 2sm, 2ec, 2dc, 2sc
5	$20 \times 5^*$	60, $8\% \times 4$	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

* 表示 5 种均为 20%,其他类似 $20\% \times 5$ denotes all five classes have the same dominance (i. e., 20%)

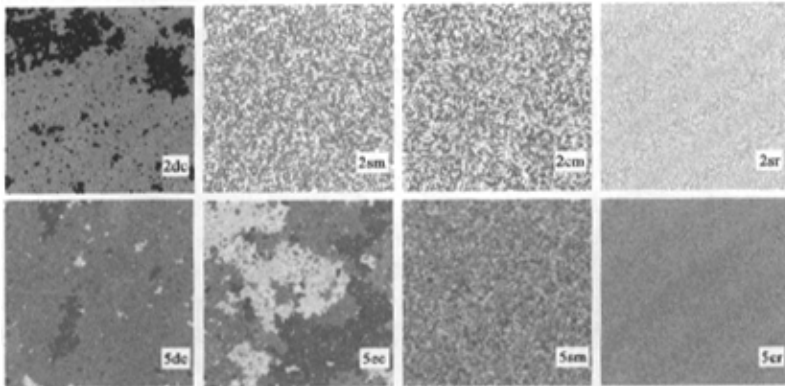


图 2 SIMMAP 模拟景观举例

Fig. 2 Examples of the simulated landscapes generated by using SIMMAP model

1.2 变幅度方法

变幅度的基本思路如图 3 所示,从左至右幅度由 16 个像元增加到 64 个像元,从右至左幅度减小。变幅度时保持粒度不变。另见图 1a 中不同幅度框所示,从左至右凤凰城城市景观的幅度不断增加。

对每个景观以每次减少 100 行 \times 100 列的强度不断切取幅度更小的新景观,从而又可以再从每个景观上得到一系列幅度不同的小景观。具体的幅度变化方案见表 3。因为分析景观都是正方形的,为了方便表

达,文中此后幅度大小均用单边像元数来表示,也即用行数或列数来表示。凤凰城城市景观最开始切取的 3 个景观都是长方形的(图 1a),为了简化,把它们的幅度 2447×1658、2000×1500、1700×1500 分别表示为 2000、1700、1600。如此共有 233 个景观用于分析(见表 3)。

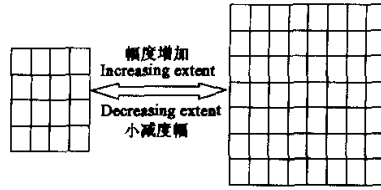


图 3 幅度变化示意图

Fig. 3 Schematics of changing extent

1.3 格局分析

用景观格局分析软件 FRAGSTATS(3.0)^[20] 分别计算 233 个景观的 16 种格局指数(landscape pattern metrics),如此就得到不同幅度景观的指数值。16 种景观指数及其计算方法见文献^[11-17]。尺度图和尺度效应曲线被用来表示和分析幅度变化对景观指数计算结果的影响。尺度图是指以横轴为尺度、纵轴表示景观指数值的二维平面图;尺度效应曲线则指景观指数随尺度变化的曲线。

表 3 不同景观幅度变化方案

Table 3 Scenarios for changing extent of the landscapes

景观 Landscapes	幅度变化(幅度以景观的一边表示) Changing extent (extent is represented by the pixels of one side of the landscape)	分析景观的数量 Number of landscapes for analysis
凤凰城城市景观 Phoenix urban landscape	300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300, 1400, 1500, 1600, 1700, 2000	16
广东粤北植被景观 Northern Guangdong vegetation landscape	300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300, 1400, 1500, 1600, 1700, 1800, 1900, 2000, 2100, 2200, 2300, 2400, 2500, 2600, 2700, 2800, 2900, 3000	28
模拟景观 Simulated landscape	100, 200, 300, 400, 500, 600, 700	27×7=189

2 结果分析

总体上来说,幅度变化对各种景观指数均有显著影响。根据景观指数对幅度变化响应的可预测性,可以把景观指数分为两类。第 1 类指数随幅度变化的行为可预测,与分析景观的类型无关,指数值与幅度之间存在简单的尺度效应关系;第 2 类指数随幅度变化的行为与分析景观的类型有关,指数值与幅度大小之间存在多种变化关系,有些可用简单的函数式来描述,有些则不能。

第 1 类指数有 5 种,分别是缀块数(NP)、边界总长(TE)、景观形状指数(LSI)、缀块丰度密度(PRD)和缀块丰度(PR)。事实上缀块丰度与幅度之间并不存在简单的尺度效应关系,是随幅度的变化呈阶梯形增加的(图 4i)。所有模拟景观在幅度很小时即具有所有的缀块类型,并未随幅度而变化,呈直线型(图 4j),所以把 PR 归为了第 1 类,实质上也可以划为第 2 类。其余 4 种指数随幅度变化都可用简单的函数关系来描述。NP 和 TE 随幅度增加呈幂函数形式($y=ax^b, a \geq 0, b > 0$)增加(图 4a, b, c, d)。LSI 随幅度增加呈直线($y=ax+b, a \geq 0, b > 0$)增加(图 4e, f)。PRD 随幅度增加呈幂函数($y=ax^{-b}, a \geq 0, b > 0$)减小(图 4g, h)。在图 4g 中,对凤凰城城市景观的缀块丰度密度使用了指数函数,主要是为了把两条趋势线区别开,如果同时使用幂函数回归线,则两条曲线会重叠在一起而难于辨别;实使用幂函数对它进行回归相关系数值更大($R^2=0.97$),所以认为缀块丰度密度随幅度的变化也是幂函数关系。图 4 左边一列是真实景观的格局指数的尺度效应图;右边一列是模拟景观的格局指数尺度效应图,每种指数只选择了 6 种模拟景观的尺度效应曲线作为代表,因为其余 21 种模拟景观的格局指数的尺度效应曲线与这 6 种形状相似。

第 1 类 5 种指数间存在着一定的数学关系,这些关系在它们对幅度变化的响应曲线和效应关系上也有反映。比如, $LSI=0.25TE/\sqrt{TA}$ (TA 是分析景观的幅度或总面积);在前面的分析中已知边界总长 TE 随幅度的变化呈幂函数关系,也即 $y=ax^b$ (x 是幅度,以一边的像元数来表示);因此有 $LSI=0.25a \cdot x^{\beta-1}$,

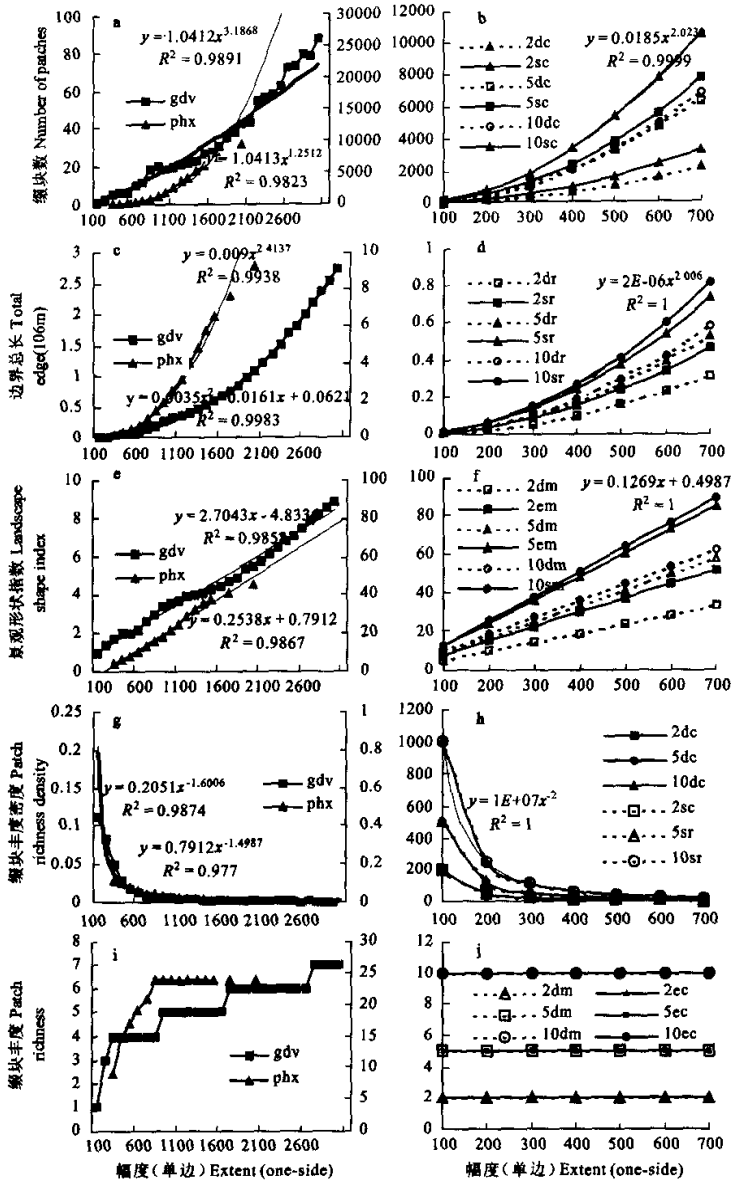


图4 幅度效应可预测5种景观指数随幅度的变化

Fig. 4 Effects of changing extent on 5 landscape metrics whose responsive behaviors are relatively predictable. 图 a, c, e, g, i 中, 左纵轴代表广东植被景观(■)的指数, 右纵轴代表凤凰城市景观(▲); 第 2 列图中的回归方程来自最靠近方程的数据系列, 代表了该类的尺度效应关系。The left Y-axis of the graphs in the left column is for Guangdong vegetation landscape (■), while the right Y-axis is for Phoenix urban landscape (▲). In graphs of the right column, the regression equations are derived from the data series that are closest to the equation, which represents the scaling relation of that pattern metrics

当 β 接近2时, LSI 与幅度之间是线性关系。图4c与4e、4d与4f之间反映了这种联系。缀块丰度密度 $PRD = PR/TA$,缀块丰度(PR)开始时随幅度增加很快(真实景观,图4f)或随分析幅度增加没有变化(模拟景观,图4j)时, PRD 的变化主要由 TA 来决定,已知 TA 随幅度呈幂函数增加,所以 PRD 表现出幂函数形式减小(图4g,h)。

第1类5种指数中,缀块数、缀块丰度和缀块丰度密度是对景观格局组成(composition)特征的度量;边界总长和景观形状指数是对景观形状(shape)特征的度量。缀块丰度密度则是对景观缀块多样性的度量。从图4中还可以看出,缀块类型数的多少对5种景观指数数值的大小有明显影响,缀块类型越多,一般景观指数数值越大;当然也与缀块类优势度和空间分布方式有关,比如5sc的缀块数多于10dc,5em的形状指数也比10sm的大,因为缀块类优势度不同。

第2类景观指数有11个,包括缀块密度(PD)、最大缀块指数(LPI)、边界密度(ED)、平均缀块面积(MPS)、缀块面积标准差($PSSD$)、缀块面积变异系数($PSCV$)、平均缀块形状指数(MSI)、面积加权平均缀块形状指数($AWMSI$)、双对数回归分维数($DLFD$)、蔓延度($CONT$)和Shannon多样性指数($SHDI$)。这类指数随幅度的变化行为与景观的格局特征(这里指产生模拟景观时考虑的因素和水平)有密切关系。对有些景观类型来说,景观指数随幅度的变化可用简单的函数关系描述,也即存在简单的尺度推绎关系;而对有些景观类型,景观指数与幅度之间的关系比较复杂,一般来说呈折线增加或减小,或两者兼而有之。

图5代表了第2类11种景观指数的幅度效应图。据它们对不同景观类型的响应情况,每种景观指数的幅度效应可以大体上分为4种类型,每种类型都代表了若干个景观的格局指数的幅度效应曲线。如果逐个绘出所有11种指数针对27种景观类型的尺度效应图,则共计有297个类似图5中的小图,是无法在文章罗列出的,因此选择每种指数的4种代表性景观的尺度效应图列于图5。两种真实景观的指数变化也属于这4种中的一种,也说明模拟景观代表性较好。4种类型中,I型和II型多是可预测性较强的,幅度效应关系一般有3种:直线(增加、减小或保持不变)、幂函数减小和对数函数增加(表4);III型和IV型则多呈折线变化,没有明显的趋势,指数值与幅度大小之间没有简单的函数关系(图5)。

表5列出了第2类11种格局指数随幅度变化行为可预测时对应的景观类型。这些景观类型代表了不同的格局特征。从表中可以看出,多数情况下,景观中缀块类型数较多、各缀块类的优势度比较接近、空间分布比较均匀时格局指数随幅度变化关系较简单,可预测性较强;但也不仅全然,比如10er景观是缀块类型数最多、各类型优势相等,并且空间分布随机,但不是每种指数随幅度的变化都可预测。

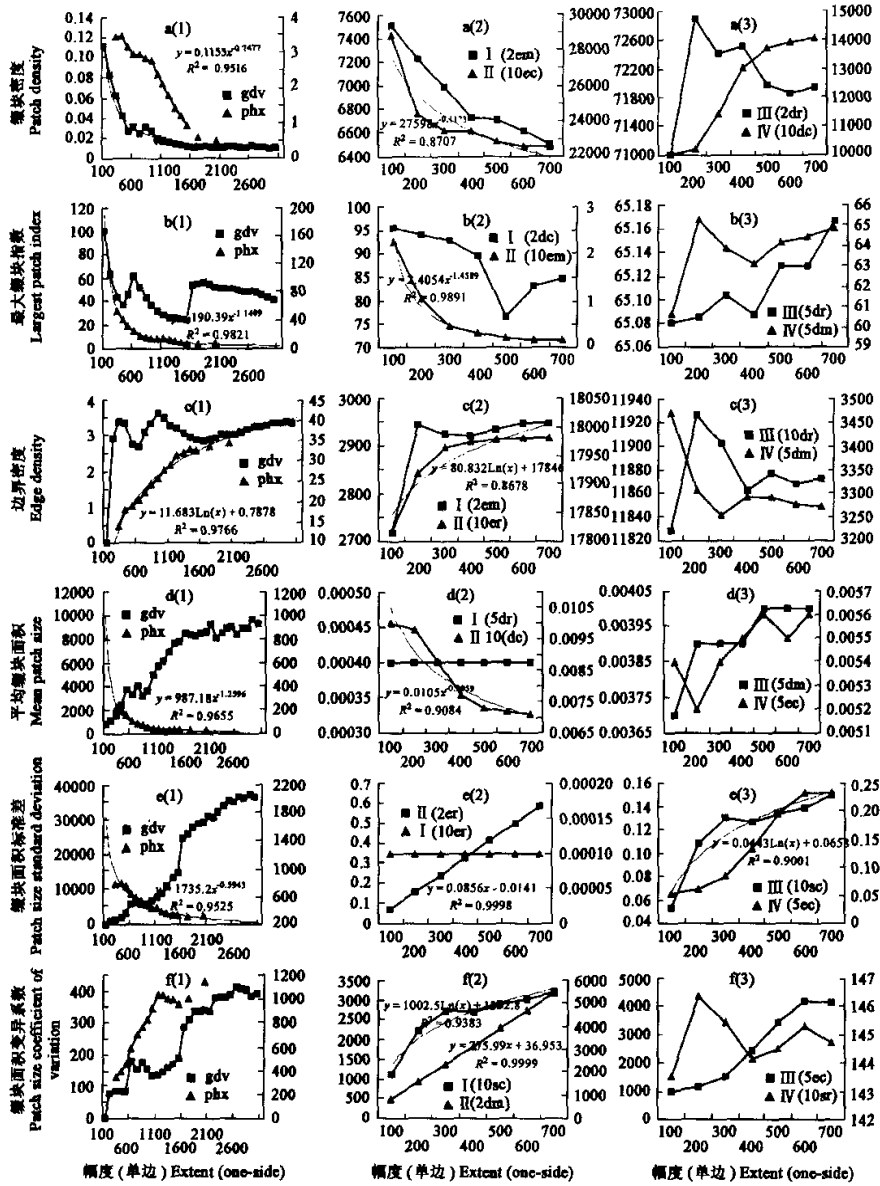
不同指数的尺度效应行为受景观格局特征的影响是不同的。 PD 主要受空间分布方式的影响,同类缀块在空间的分布比较聚集时, PD 随幅度变化的可预测性较差;空间分布比较随机或中等聚集时,可预测性较强。 LPI 和 ED 在缀块类数较少,一种缀块类占优并且缀块的空间分布比较聚集时,它们随幅度变化的可预测性较差,反之则可预测性较强。缀块类随机分布的景观 MPS 基本不随幅度变化。 $PSSC$ 、 $PSCV$ 、 MSI 与 $AWMSI$ 在一种缀块类占优和空间分布比较随机时幅度效应可预测性较强。空间分布比较均匀的景观其 $DLFD$ 随幅度变化主要呈幂函数下降或对数增加。 $CONT$ 在缀块类较多、分布比较均匀时随幅度增加呈幂函数下降。 $SHDI$ 在景观中缀块类较多时随幅度增加呈对数增加。

景观指数随幅度的变化行为不仅与景观的格局特征有关,也与指数本身所着重捕捉的信息有关。比如 $CONT$ 捕捉的是景观中同一类型缀块的聚集程度,所以空间分布比较聚集的景观其蔓延度指数随空间幅度变化的行为也比较简单。多样性指数也有相似的情况,缀块类型较多时可预测性增加。不同的格局指数捕捉不同的格局特征信息,如果某一景观中含有某一指数所捕捉的信号比较强,那么这种指数随幅度变化行为的可预测性也较强。需要强调的是,在多数情况下,缀块类的多少、优势度和空间分布格局3种因素交织在一起,使第2类指数随幅度变化的行为复杂多样,很难用简单统一的函数关系来描述或预测。

3 讨论

通过一系列真实景观与模拟景观格局指数对幅度变化响应的分析表明,本研究中分析的16种景观格局指数都会因分析幅度不同而异,进一步验证了Wu等在以前研究中得出的一般性结论^[1,14,17,18]。本文所分析的两种真实景观,一个代表由人类活动主导、缀块类型多样、破碎化程度比较大的都市景观;另一个代

表受人类活动影响相对较小, 缀块类型不多、破碎化程度也相对较小的植被景观。利用景观中性模型 SIMMAP 产生的模拟景观也是基于 3 种基本因素和不同水平的组合生成的, 代表了具有多种不同空间格局特征的景观类型。从真实景观与模拟景观格局对尺度变化的响应行为来说, 两种真实景观格局的尺度效应行为都在模拟景观中有体现。比如第 1 类 5 种指数, 尺度效应关系真实景观与模拟景观极为相似, 只有



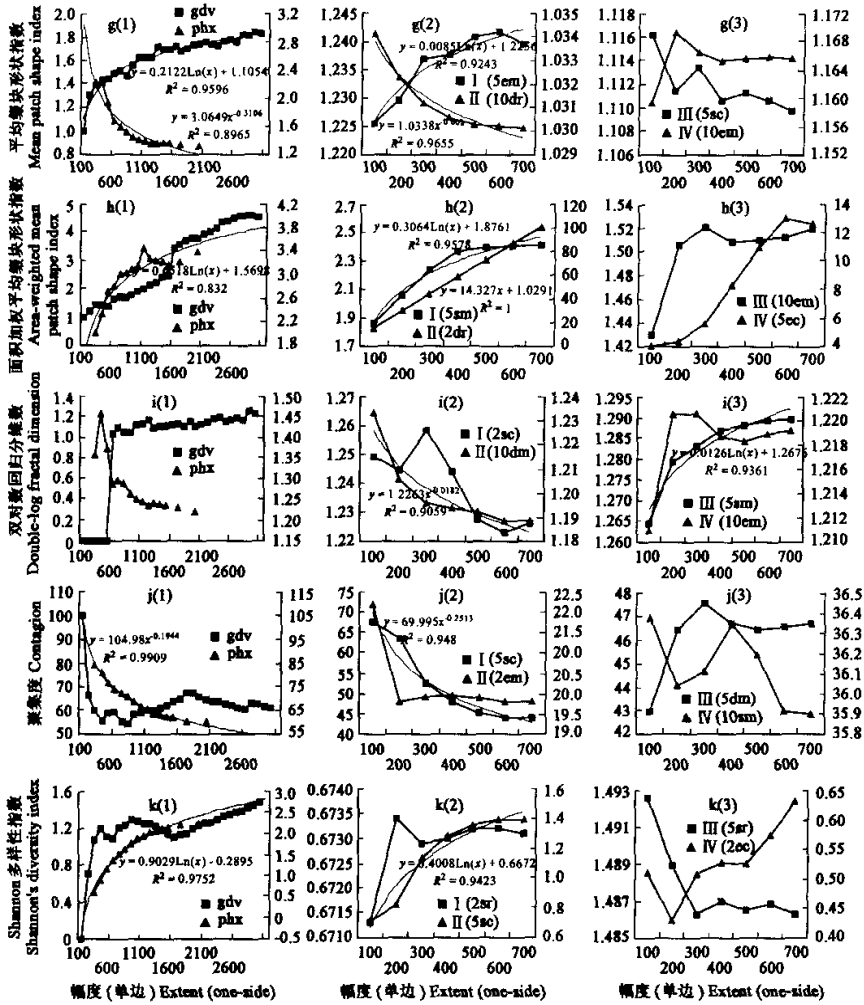


图5 第2类11种景观指数随空间幅度的变化类型

Fig. 5 Effects of changing spatial extent on 11 type II landscape metrics

图中所有左Y轴代表景观(■),右Y轴代表景观(▲)

The left Y-axis is for landscapes represented as ■, and the right Y-axis is for landscapes represented as ▲.

斑块丰度在真实景观中表现为阶梯形增加,而模拟景观则保持不变,这主要是所选择的真实景观幅度范围相对模拟景观非常大,在幅度较小时没有包含所有斑块类型,而模拟景观幅度范围较小,在幅度较小时即包含了景观中的所有斑块类型(见图4)。第2类11种指数的尺度效应行为在真实景观中的表现都是模拟景观中的一例,这很易从图5的尺度效应曲线对比中发现。真实景观尺度效应行为兼容于模拟景观说明基于3种基本因素生成的模拟景观格局具有比较广泛的代表性,进而指示基于这些代表性格局所揭示的尺度效应关系也具有比较广泛的代表性,因而启示本研究揭示的16种格局指数的尺度效应关系具有普遍性。

表 4 景观指数幅度效应的可预测性与景观格局特征之间的关系

Table 4 Relationships between the predictability of extent effects and landscape pattern characteristics

景观指数 Landscape metrics	预测行为 Predicted behaviors	景观类型 Landscapes	空间格局特征 Characteristics of spatial pattern		
			斑块类型数 Number of classes	斑块类优势度 Class dominance	空间分布方式 Spatial distribution
缀块密度 Patch density	幂函数下降 $y=ax^{-b}(a>0, b>0)$	gdv, 2sr, 2dm, 2er, 5sr, 5dm, 5em, 5er, 5sm, 10dr, 10ec, 10em, 10sm	—	—	r, m
最大缀块指数 Largest patch index	幂函数下降 $y=ax^{-b}(a>0, b>0)$	phx, 5sr, 5em, 5er, 5sm, 10sr, 10em, 10er, 10sm	较多	s, e	r, m
边界密度 Edge density	对数函数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$	phx, 2er, 5sr, 10em, 10er, 10sm	较多	s, e	r, m
平均缀块面积 Mean patch size	直线不变	2dr, 2sr, 2er, 5dr, 5sr, 5er, 10dr, 10sr, 10em, 10er,	—	—	r
缀块面积标准差 Patch size standard deviation	直线不变 直线增加 $y=ax+b(a>0, b\geq 0)$	5sr, 5er, 10sr, 10er 2dc, 2dr, 2sc, 2sr, 2dm, 2sm, 5dc, 5dr, 5dm, 10dr, 10dm, 10sm	较多 —	s, e d, s	r r, m
缀块面积变异系数 Patch size coefficient of variation	对数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$ 直线增加 $y=ax+b(a>0, b\geq 0)$	gdv, 5sr, 5sm, 5dc, 10dc, 10sc, 10em, 10er, 2dr, 2sr, 2dm, 2er, 2sm, 5dr, 5dm, 10dr, 10dm	较多	— d, s	— r, m
平均缀块形状指数 Mean patch shape index	对数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$ 幂函数下降 $y=ax^{-b}(a>0, b>0)$	gdv, 5sr, 5em, 10dc, phx, 2dr, 2dm, 2sr, 2sc, 2em, 2sm, 5dr, 10dr, 10dm,	较多 较少	— d, s	— r, m
面积加权平均缀块形 状指数 Area-weighted mean patch shape index	对数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$ 直线增加 $y=ax+b(a, >0, b\geq 0)$	phx, 5sr, 5em, 5sm, 10sc, 10ec, 10em, 10sm 2dr, 2sr, 2dm, 2er, 2sm, 5dr, 5dm, 10dr, 10dm	较多 —	s, e d, s	r, m r, m
双对数回归分维数 Double-log fractal dimension	幂函数下降 $y=ax^{-b}(a>0, b>0)$ 对数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$	phx, 2dm, 2er, 2sm, 5dm, 5er, 10dm, 2dr, 5sr, 5sm, 10sm	— —	— —	r, m r, m
聚集度 Contagion	幂函数下降 $y=ax^{-b}(a>0, b>0)$	phx, 5dc, 5sc, 10dc, 10sc, 10em, 10er,	较多	—	c
Shannon 多样性指数 Shannon's diversity index	对数增加 $y=a\ln(x)+b(a, b>0)$	phx, 5dc, 5sc, 10dc, 10sc, 10em, 10er	较多	—	—

* “—”表示该项对幅度效应可预测性影响不大“—”denotes the factor having little influence

在进行景观格局分析时,一般需要针对不同景观计算一系列感兴趣的指数,从而量化对比不同景观的格局特征(如自然植被景观和城市景观),或对比同一景观在不同时期格局特征的变化(如城市化进程中景观格局的变化)。本研究结果进一步表明,即使使用相同的格局指数,对不同幅度的景观格局特征进行度量时,分析结果不仅会反映格局特征本身的差异,幅度效应的影响可能也包含其中,有时甚至掩盖格局本身的差异,从而引起分析结果解释的困难,甚至引致错误结论。因此在进行景观格局比较分析时,首先分析景

观的幅度范围应相同或尽可能相似。但经常所面临的情况是,研究者所掌握的景观数据可能幅度差异较大。在这种情况下,本研究中所揭示的不同景观指数的尺度效应关系则极为有用。具体应用时,可以把分析景观依本研究中的方法切割成幅度大小不同的一系列景观,再依照本研究的方法建立针对该景观和某一指数的尺度效应图,通过回归分析确定了具体的尺度效应关系后(参考本研究中所揭示的这些指数的尺度效应关系可以减小分析景观的数量,尤其第1类指数少分析几个幅度水平即可),可以预测出所缺乏幅度上的分析景观的格局特征,从而使后续的对比分析在相同或相似的幅度上展开,排除幅度效应的影响。这种方法不仅适合于第1类指数,也适合于第2类指数,因为多数情况下,第2类指数随幅度变化行为的可预测性随缀块类数、缀块类优势度的均等性和空间分布随机性的增大而增加。这些新的发现为判断和确定第2类指数的尺度效应关系提供了依据和参考。

在比较早的研究景观格局分析尺度效应的文献中,Turner等发现Shannon多样性和蔓延度指数(contagion)随幅度增加而增加^[13]。研究结果发现SHDI既可以随幅度增加而增加(图5j(1),j(2)),也可以随幅度增加而减小(图5j(3))。因为Turner等所选择的幅度范围较窄和所分析景观类型有限,所以其研究结果只反映了部分情况,也即只发现优势度指数随幅度增加而增加。同样,在本研究中,蔓延度指数随幅度增加有减小(图5i(1),i(3)),也有增加(图5i(3))。由于本研究中所分析的格局特征非常多样,因此出现更多的尺度效应行为反映了本研究的结果更为全面。两个研究结果之间的差异还可能因蔓延度指数的算法不同而引起。Turner等使用的蔓延度指数由O'Neill等发展出^[21],FRAGSTATS中的蔓延度指数由Li和Reynolds发展出^[22]。

4 小结

本研究中只分析了景观水平格局指数随幅度变化的情况。景观水平指数主要把整个景观作为一个整体来看待,景观格局的度量是基于所有缀块类型水平的信息。在很多实际生态学研究和实践中,缀块类型水平的格局指数可以反映如不同土地覆盖类型或生境类型的多度(abundance)和配置情况的信息,因此了解缀块类型水平的格局指数的幅度效应也具有重要意义。另外在本研究中只考查了16种常用景观格局指数的幅度效应,现在发展出的景观格局指数几百种之多,按它们之间的数学关系和功能对这些进行分类,分析不同类别指数对幅度变化的响应将能更全面地反映格局指数的幅度效应。

本研究利用具有多样格局特征的真实景观与模拟景观,对16种常用景观指数随幅度变化的行为作了系统地分析。16种指数均对幅度变化有明显响应。基于它们对幅度变化的响应行为及可预测性,这些指数可被分为两类。第1类包括5种指数,其幅度效应行为可预测性强,能用简单的数学关系式予以描述,因而其尺度效应关系简单明确,主要是幂函数关系和直线关系。第2类指数包括11种,这类指数随幅度变化的行为比较复杂,一种指数可呈现出多种幅度效应行为。本研究中把第2类指数的幅度效应行为进一步归纳为4种类型。一般I型和II型可预测性强,也可用简单的数学关系式进行描述,但准确性不如第一类指数高;III型和IV型则几乎不可用简单的数学关系式来描述。第2类指数幅度效应关系的可预测性与景观本身的格局特征有关,一般来说随缀块类数、缀块类优势度均等性和空间分布随机性的增大而增加。

本研究中所使用的模拟景观的格局特征具有比较广泛的代表性,基于模拟景观的尺度效应行为包含了所有基于真实景观的尺度效应行为。因此本研究揭示的16种指数幅度效应行为和关系式具有普遍意义,它们对于对比分析景观格局特征具有重要的参考价值。尺度效应图在进行景观格局分析时可起重要作用,可以弥补所缺幅度上的景观格局信息,从而有利于格局特征的对比与分析结果的解释。

References:

- [1] Wu J G. *Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Hierarchy*. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [2] Wiens J A. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 1989, 3: 385~397.
- [3] Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 1992, 73: 1943~1967.
- [4] Wu J. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 1999, 25(4): 367~380.

- [5] Schneider D C. The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, 2001, **51** (7): 545~553.
- [6] Lu Y H, Fu B J. Ecological scale and scaling. *Acta Ecologica Sinica*. 2001, **21** (12): 2096~2105.
- [7] Xiao D N, Hu Y M, Li X Z. *Landscape Ecological Studies on the Deltaic Wetlands Around the Bohai Sea*. Beijing: Sciences Press, 2001.
- [8] Peterson D L and Parker V T, eds. *Ecological Scale: Theory and Applications*. New York: Columbia University Press, 1998.
- [9] Gardner R H, Kemp W M, Kennedy V S, et al. eds. *Scaling Relations in Experimental Ecology*. New York: Columbia University Press, 2001.
- [10] Turner M G, Gardner R H, O'Neill R V. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York: Springer-Verlag, 2001.
- [11] Turner M G, Dale V H, Gardner R H. Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology*, 1989, **3**: 245~252.
- [12] 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.
- [13] 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.
- [14] Wu J, Jelinski D E and Tueller P T. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographical Information Systems*, 2000, **6**: 6~19.
- [15] Jelinski D E and Wu J. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology*, 1996, **11**: 129~140.
- [16] Saura S and Martinez-Millan J. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2001, **67** (9): 1027~1036.
- [17] Wu J, Shen W, Sun W, et al. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology*, **17**: 761~782, 2002.
- [18] Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology*, 2003.
- [19] Saura S and Martinez-Millan J. Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology*, 2000, **15**: 661~678.
- [20] McGarrial K, Cushman 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.
- [21] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, et al. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, **1**: 153~162.
- [22] Li H and Reynolds J F. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 1993, **8**: 155~162.

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.
- [6] 吕一河, 傅伯杰. 生态学中尺度及尺度转换方法. *生态学报*, 2001, **21** (12): 2096~2105.
- [7] 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.