

土地利用分类对景观格局指数的影响

彭 建^{1,2}, 王仰麟^{1,2}, 张 源^{1,2}, 叶敏婷^{1,2}, 吴健生^{1,2}

(1. 北京大学环境学院, 北京 100871;

2. 北京大学深圳研究生院数字城市与城市景观研究中心, 深圳 518055)

摘要: 基于景观格局指数的空间格局分析是当前景观生态学研究的重要基础内容, 不仅数据来源准确度、尺度效应显著影响景观格局指数, 土地利用类型划分也对景观格局指数具有显著影响, 但我们对这种影响的总体理解尚很缺乏。本研究选取 24 种常用景观格局指数, 以深圳市宝安区为试验区, 探讨景观格局指数随土地利用分类系统变化的基本规律。研究结果表明, 土地利用分类对景观格局指数的确具有显著影响。而根据景观格局指数对土地利用类型数目变化响应的可预测性, 可将其分为三类: 第一类指数随土地利用分类系统变化的可预测性强, 能用简单函数关系(对数函数关系、S 形曲线、反比曲线关系)来表达, 包括斑块数目、斑块密度、边界密度、平均斑块面积、景观形状指数、平均斑块形状指数、周长面积比分维数、平均斑块分维数、聚合度、Shannon 多样性指数、Simpson 多样性指数和修改 Simpson 多样性指数; 第二类指数随土地利用分类系统变化可预测性较差, 表现为典型的分段(或阶梯形)变化, 存在多种可能(S 形曲线、直线、反比曲线与复合曲线关系), 包括斑块面积标准差、斑块面积变异系数、最大斑块指数、面积加权平均斑块形状指数、面积加权平均斑块分维数、分离度和斑块结合度; 第三类指数由于在度量相关空间格局特征时考虑了土地利用类型数多少的影响, 随土地利用分类系统变化呈无规律变化, 难以用一种简单函数或分段函数来预测其变化行为, 包括蔓延度、Shannon 均匀度指数、Simpson 均匀度指数、修改 Simpson 均匀度指数和优势度指数。这些指数随土地利用分类系统变化的变化规律, 使试验区不同时期、不同土地利用分类系统下的空间格局比较成为可能。

关键词: 景观格局指数; 土地利用分类; FRAGSTATS; 深圳市

1 引言

由于将空间分析与模拟引入了生态学研究, 过去 20 年里景观生态学成为最具活力的生态学研究领域^[1], 空间格局分析则已成为景观生态学研究的基本内容, 贯穿了景观生态学发展的历史过程, 是进一步研究景观功能和动态的基础^[2]。而基于土地利用/土地覆被图的景观格局指数是景观空间格局分析的重要方法^[3-7], 使生态过程与空间格局相互关联的度量成为可能, 在景观格局分析与功能评价, 以及景观规划、设计与管理等领域都具有重要作用^[8], 在地学、城市规划等相关领域也都得到了普遍应用。因此, 从某种意义上可以说, 正是景观格局指数的构建及其广泛应用促进了景观生态学在欧洲、北美以及中国的迅速发展。

但我们真的了解这些指数吗? 指数的科学性能保证吗? 生态意义明确吗? 近年来, 相关领域学者围绕景观格局指数的有效性进行了普遍反思, 尤其是空间粒度或幅度变化^[9-26]与数据来源准确度对景观格局指数的影响^[27-31], 以及景观格局指数生态意义的可解释

收稿日期: 2005-03-22; 修订日期: 2005-09-06

基金项目: 国家重点基础研究项目(G2000046807); 国家自然科学基金项目(40471002) [Foundation: The State Key Basic Research and Development Plan of China, No.G2000046807; National Natural Science Foundation of China, No.40471002]

作者简介: 彭建(1976-), 男, 四川成都人, 博士研究生。主要从事景观生态与土地利用的学习与研究。
E-mail: jianpeng@hotmail.com

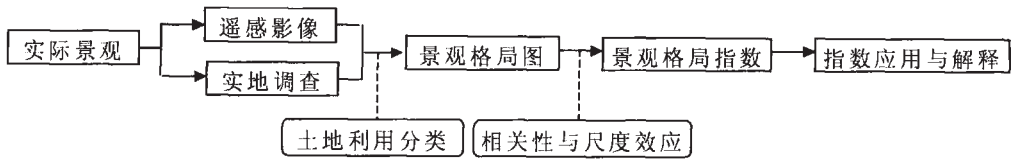


图1 景观格局指数计算、应用的基本过程

Fig. 1 Basic process of the formation and application of landscape metrics

性^[32-36, 1, 18]与相关性分析^[37-39, 12, 13], 成为当前景观生态学的研究热点之一。

而从图1可以看出, 目前景观格局指数计算、应用的基本过程, 是以遥感影像或土地利用现状图为基础数据源, 确定土地利用分类系统后, 使用ERDAS等图像处理系统获取景观类型图, 再应用FRAGSTATS、APACK等专用软件包计算各种景观指数, 并分析、评价其景观生态意义。因此, 影响景观格局指数有效性的因素不仅包括尺度效应、数据源准确度、生态意义可解释性和相关性等上述4个被普遍关注的方面, 还包括土地利用分类的不确定性, 即同一景观采用不同的土地利用分类方案将产生不同的景观格局, 从而导致景观格局指数相应发生变化。对此, 一些景观生态学家早有关注。Wickham等研究指出, 计算景观格局指数时, 不同空间分辨率的影像数据应采用同一土地利用分类方案^[10], 理想状态下景观格局指数应对分类误差不敏感, 而对土地覆被差异敏感^[28]; Saura等认为, 类型丰富度对于景观指数值及其随尺度的变化特征具有显著影响^[16, 21]; 申卫军等分析指出, 斑块类型数多少明显影响景观格局指数值大小^[23]; Brown等强调指出, 不同的土地利用类型划分将导致不同的景观格局指数值, 应谨慎比较不同来源或处理方法下景观图的格局指数值^[40]; Li等指出, 同一景观应用不同的分类标准, 将导致景观格局指数出现事实上从未发生的变化^[1]。

但上述学者的论断均属定性推论, 缺乏实证分析, 仅李秀珍等定量分析了不同景观格局指数在图形区总面积、分辨率不变的情况下, 对斑块类型数目多少的反应(其中各类型都具有相同的面积百分比)^[29], 而由于研究采用的是中性景观模型而非真实景观, 考虑的景观格局指数略少, 对景观格局指数随土地利用分类变化的反应也缺乏系统分析, 该研究未能揭示出景观格局指数随土地利用分类变化的基本特征。因此, 尽管我们确信土地利用分类对景观格局指数具有重要影响, 但对于这种影响的方式与原因目前仍然并不清楚。本研究选取24种常用的景观格局指数, 采用真实景观, 探讨土地利用分类变化对景观格局指数的影响, 即景观格局指数随土地利用分类系统变化的基本特征, 从而为不同土地利用分类系统下景观格局指数的比较提供理论依据。

2 数据与研究方法

2.1 数据来源

由于本研究的试验区需要为多数人所熟知, 土地利用类型较为多样, 并最好开展过相关研究工作, 我们选取符合上述要求的深圳市宝安区为试验区, 该区域目前正在经历快速城市化过程, 土地利用类型多样, 且有不少学者对其土地利用格局作了细致研究^[41-45], 并且, 巧合的是, 上述研究对试验区土地利用类型的划分并不吻合, 存在较大差异(表1)。而为了避免数据源准确度对景观格局指数的影响, 保证土地利用类型判定明确无误, 本研究所用数据源为宝安区2003年1:50 000的土地利用详查图, 包括旱地、菜地、园地、高覆被林地、中覆被林地、低覆被林地、草地、水域、高密度城镇用地、中密度城镇用地、低密度城镇用地、推平未建地、交通用地、荒草地、滩涂和其他未利用

表 1 不同学者对试验区土地利用类型的划分

Tab. 1 Different land use classification in the study area according to different researchers

研究者	土地利用类型划分
曾辉, 刘国军 (1999)	水体、林地、城镇建成区、农田、果园和开发区等 6 大类
史培军、陈晋, 潘耀忠 (2000)	高密度城市用地、中低密度城市用地、农田、果园、林地、灌草地、水体、湿地和裸地等 9 大类
摆万奇 (2000)	耕地、园地、林地、牧地、工业用地、居住用地、第三产业用地、交通用地、水域和其他用地等 10 大类
邢诒, 郑丙辉 (2002)	林草地、水域、农田、城镇建筑用地和其他用地等 5 大类, 和有林地等 21 小类
李卫锋, 王仰麟, 彭建等 (2004)	耕地、园地、林地、城建用地、水域、滩涂、推平未建用地、草地和其他未利用地等 9 大类

表 2 土地利用分类系统变化

Tab. 2 The change of land use classification systems

分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统	分类系统
一	二	三	四	五	六	七	八	九	十
	农用地	农用地	耕地	耕地	耕地	耕地	耕地	旱地	旱地
			园地	园地	园地	园地	园地	菜地	菜地
农用地								高覆被林地	高覆被林地
	生态用地	林草地	林草地	林地	林地	林地	林地	中低覆被林地	中覆被林地
				牧草地	牧草地	牧草地	牧草地	低覆被林地	低覆被林地
		水域	水域	水域	水域	水域	水域	牧草地	牧草地
								水域	水域
建设用地	建设用地	建设用地	建设用地	建设用地	城建设用地	城镇用地	城镇用地	高密度城镇用地	高密度城镇用地
								中低密度城镇用地	中密度城镇用地
									低密度城镇用地
						推平未建地	推平未建地	推平未建地	推平未建地
						交通用地	交通用地	交通用地	交通用地
未利用地	未利用地	未利用地	未利用地	未利用地	未利用地	未利用地	未利用地	荒草地	荒草地
								滩涂	滩涂
								其他未利用地	其他未利用地

注: 表中各列表示某一土地利用分类系统的具体构成。

地等 16 种土地利用类型, 土地总面积 723.4 km²。

同时, 基于 GIS, 将该土地利用详查图的矢量数据转为栅格数据, 其中, 土地利用类型用整数编号, 栅格单元的赋值采用优势类型法^[22]; 栅格单元的大小则根据线状地物图上最小宽度 0.1 mm 来设定^[46], 转换后的栅格图像元大小为 5 m×5 m。

2.2 土地利用分类系统变化

土地利用分类变化的基本方法如表 2 所示, 即以土地利用详查图中分出的 16 种土地利用类型为基础, 通过对各种土地利用类型不断归并, 最终形成基于同一数据源的 10 种不同的土地利用分类系统 (也即生成 10 种景观), 分别包括 16、14、11、9、8、7、6、5、4 和 3 种土地利用类型。

2.3 景观格局指数计算

将土地利用分类变化后生成的 10 个景观转化为 Arc Grid 格式, 然后逐一输入景观格局分析软件 Fragstats3.3, 分别计算各景观格局指数的值。Fragstats3.3 将景观格局指数分为斑块水平、类型水平和景观水平三种类型, 本研究主要分析景观水平的格局指数, 并针对面积 / 密度 / 边长、形状、聚集 / 分布、连接性和多样性等 5 大类型, 选取了斑块数目 (NP)、斑块密度 (PD)、边界密度 (ED)、平均斑块面积 (MPS)、斑块面积标准差

(PSSD)、斑块面积变异系数 (PSCV)、景观形状指数 (LSI)、最大斑块指数 (LPI)、平均斑块形状指数 (MSI)、面积加权平均斑块形状指数 (AWMSI)、周长面积比分维数 (PAFRAC)、平均斑块分维数 (MPFD)、面积加权平均斑块分维数 (AWMPFD)、蔓延度 (聚集度) (CONT)、聚合度 (AI)、分离度 (DIVISION)、斑块结合度 (COHESION)、Shannon 多样性指数 (SHDI)、Simpson 多样性指数 (SIDI)、修改 Simpson 多样性指数 (MSIDI)、Shannon 均匀度指数 (SHEI)、Simpson 均匀度指数 (SIEI)、修改 Simpson 均匀度指数 (MSIEI)、优势度指数 (DI) 等 24 个指数, 其计算公式与含义参见相关文献^[17, 20, 30]。

2.4 景观格局指数随土地利用类型数目变化的回归分析

以 10 种景观格局下的土地利用类型数目为自变量, 相应土地利用分类系统下各景观格局指数值为因变量, 应用统计分析软件 SPSS11.01 进行回归分析, 定量分析二者之间的相关关系, 探讨景观格局指数随土地利用分类变化的基本规律。其中, 回归分析中所采用的曲线拟合模型主要包括拟合直线方程、拟合二次方程、拟合复合曲线模型、拟合等比级数曲线模型、拟合对数方程、拟合 S 形曲线模型 (S)、拟合指数方程、拟合反比曲线模型、拟合乘幂曲线模型和拟合 Logistic 曲线模型。最后, 通过判定系数 (R^2) 的大小以及是否通过显著性检验来比较确定最佳的曲线拟合方程。

3 结果分析

3.1 土地利用分类对景观格局指数具有显著影响

从表 3 可以看出, 同一景观土地利用分类系统不同时, 用相同景观格局指数对其空间格局进行度量, 其结果均存在不同程度的差异。其中, 土地利用分类系统变化对最大

表 3 景观格局指数随土地利用类型数增加的变化

Tab. 3 The change of landscape metrics along with the increase of land use types

土地利用类型数	3	4	5	6	7	8	9	11	14	16
NP	1194	2200	2491	2807	2808	3188	3613	3617	4450	4667
PD	1.675	3.0863	3.4945	3.9378	3.9392	4.4723	5.0685	5.0741	6.2427	6.5471
ED	37.2232	55.1507	58.5313	61.8117	61.8231	70.342	74.3741	74.3807	82.8814	85.2379
MPS	59.7013	32.4015	28.6163	25.3948	25.3858	22.3599	19.7297	19.7079	16.0187	15.2739
PSSD	892.877	631.1894	591.6646	556.2594	556.1594	134.1871	121.8896	121.824	92.0251	85.0107
PSCV	1495.574	1948.025	2067.576	2190.443	2190.829	600.124	617.799	618.149	574.485	556.575
LSI	27.0177	38.9834	41.2397	43.4292	43.4368	49.1228	51.814	51.8184	57.4921	59.065
LPI	41.0188	41.0188	41.0188	41.0188	41.0188	5.9814	5.7617	5.7617	4.1705	3.461
MSI	1.7953	1.8679	1.8898	1.8989	1.899	1.967	1.9403	1.9399	1.913	1.9466
AWMSI	15.7223	15.474	15.324	15.1139	15.1141	6.0324	5.9739	5.9738	5.6262	5.3625
PAFRAC	1.2287	1.2604	1.2666	1.2659	1.2659	1.2706	1.2697	1.2693	1.2658	1.2708
MPFD	1.1012	1.1066	1.1093	1.1108	1.1108	1.1148	1.1131	1.1132	1.111	1.1136
AWMPFD	1.2505	1.2523	1.2497	1.2461	1.2461	1.1942	1.1929	1.1929	1.183	1.1798
CONT	60.9385	54.6648	54.3029	55.5094	58.9058	58.2034	57.3841	60.5848	58.1895	57.3482
AI	99.0577	98.615	98.5346	98.4556	98.4558	98.2457	98.1478	98.1492	97.9433	97.8887
DIVISION	0.8118	0.8271	0.828	0.8287	0.8287	0.9884	0.9892	0.9892	0.9924	0.9931
COHESION	99.9569	99.927	99.9206	99.9138	99.9138	99.7206	99.7008	99.7008	99.6435	99.6141
SHDI	0.8035	1.1732	1.3784	1.4945	1.4993	1.6246	1.7509	1.7685	2.0678	2.2201
SIDI	0.5237	0.6667	0.7107	0.7283	0.7285	0.7574	0.7849	0.7852	0.8519	0.8731
MSIDI	0.7417	1.0987	1.2403	1.3031	1.304	1.4165	1.5366	1.5381	1.9098	2.0642
SHEI	0.7313	0.8463	0.8564	0.8341	0.7705	0.7813	0.7969	0.7375	0.7835	0.8007
SIEI	0.7855	0.8889	0.8884	0.874	0.85	0.8656	0.883	0.8637	0.9174	0.9313
MSIEI	0.6751	0.7926	0.7706	0.7273	0.6701	0.6812	0.6994	0.6414	0.7237	0.7445
DI	0.2951	0.2131	0.2310	0.2973	0.4466	0.4548	0.4463	0.6294	0.5713	0.5525

斑块指数、斑块面积标准差两指数的影响最大, 极大值均为极小值的 9 倍以上; 斑块数目、斑块密度、边界密度、平均斑块面积、斑块面积变异系数、景观形状指数、面积加权平均斑块形状指数、Shannon 多样性指数、修改 Simpson 多样性指数和优势度指数的极大值也均为极小值的 1 倍以上; 仅周长面积比分维数、平均斑块分维数、聚合度和斑块结合度等指数值的变动幅度在 5% 以内。因此, 可以认为, 土地利用分类对景观格局指数具有显著影响。同时, 对于单个景观格局指数而言, 其指数之间的相关性越强, 指数值随土地利用类型数增加的变化曲线越相近。例如, 斑块数目与斑块密度 ($PD = NP/TA$, TA 为分析景观的总面积, 下同), 边界密度与景观形状指数 ($ED = TE/TA$, $LSI = 0.25TE/ = 0.25ED$, TE 为分析景观的边界总长度), 分别存在确定的函数替代关系, 其指数值随土地利用类型数增加的变化曲线完全相似, 均表现为对数函数形式的增加 (图 2, 表 4); 而斑块面积变异系数则受斑块面积标准差的影响 ($PSCV = 100PSSD/MPS$), 其变化曲线均在土地利用类型数为 8 时出现显著拐点, 表现为典型的分段变化 (图 3, 表 4)。

3.2 景观格局指数随土地利用类型数增加的变化特征

基于回归分析中的曲线拟合结果, 根据景观格局指数对土地利用类型数目变化响应的可预测性, 可以将所研究的 24 个景观格局指数分为三类 (表 4, 图 2、3、4): 指数值随土地利用分类系统变化的可预测性强, 指数与类型数之间的关系可以用简单的函数关系来表达; 指数值随土地利用分类系统变化的可预测性较差, 指数与类型数之间的关系较为复杂, 表现为典型的分段 (或阶梯形) 变化, 存在多种可能 (不同函数形式的增加、减小或保持不变), 不能用一种简单的函数关系来描述所有情况; 指数值随土地利用分类系统变化呈无规律变化, 不可预测。

第一类指数有 12 种, 包括斑块数目、斑块密度、边界密度、平均斑块面积、景观形状指数、平均斑块形状指数、周长面积比分维数、面积加权平均斑块形状指数、面积加权平均斑块分维数、分离度、斑块结合度、Shannon 均匀度指数、Simpson 均匀度指数、修改 Simpson 均匀度指数、Simpson 多样性指数

表 4 景观格局指数随土地利用类型数增加而变化的可预测性
Tab. 4 The predictability of change in landscape metrics along with the increase of land use types

景观格局指数	预测行为
第一类指数	
斑块数目	对数函数增加 ($y = a + b \ln x, b > 0$)
斑块密度	
边界密度	
景观形状指数	
聚合度	对数函数下降 ($y = a + b \ln x, b < 0$)
平均斑块面积	S 形曲线下降 ($y = e^{a+bx}, a \geq 0, b > 0$)
平均斑块形状指数	S 形曲线增加 ($y = e^{a+bx}, a \geq 0, b > 0$)
平均斑块分维数	
Shannon 多样性指数	
修改 Simpson 多样性指数	
周长面积比分维数	反比曲线增加 ($y = a - b/x, a \geq 0, b > 0$)
Simpson 多样性指数	
第二类指数	
斑块面积标准差	S 形曲线下降 ($y = e^{a+bx}, a \geq 0, b > 0$)
	直线下降 ($y = a - b/x, a \geq 0, b > 0$)
斑块面积变异系数	反比曲线增加 ($y = a - b/x, a \geq 0, b > 0$)
	复合曲线下降 ($y = a \times b^x, a > 0, 1 > b > 0$)
最大斑块指数	直线不变 ($y = a, a > 0$)
	直线下降 ($y = a - bx, a \geq 0, b > 0$)
面积加权平均斑块形状指数	直线下降 ($y = a - bx, a \geq 0, b > 0$)
	直线下降 ($y = a - bx, a \geq 0, b > 0$)
面积加权平均斑块分维数	波动, 不可预测
	直线下降 ($y = a - bx, a \geq 0, b > 0$)
分离度	反比曲线增加 ($y = a - b/x, a \geq 0, b > 0$)
	直线增加 ($y = a + bx, a \geq 0, b > 0$)
斑块结合度	S 形曲线下降 ($y = e^{a+bx}, a \geq 0, b > 0$)
	直线下降 ($y = a - bx, a \geq 0, b > 0$)
第三类指数	
蔓延度	波动, 不可预测
Shannon 均匀度指数	
Simpson 均匀度指数	
修改 Simpson 均匀度指数	
优势度指数	

注: 各函数方程式中 Y 为相应的景观格局指数值, X 为土地利用类型数目。

和修改 Simpson 多样性指数, 各景观格局指数值随土地利用类型数的增加而单调增加或下降 (图 2)。其中, 斑块数目、斑块密度、边界密度和景观形状指数随土地利用类型数增加呈对数函数形式增加, 聚合度呈对数函数形式减小, 平均斑块面积呈 S 形曲线减小, 平均斑块形状指数、平均斑块分维数、Shannon 多样性指数与修改 Simpson 多样性指数呈 S 形曲线增加, 而周长面积比与 Simpson 多样性指数则呈反比曲线增加。

第二类指数有 7 种, 包括斑块面积标准差、斑块面积变异系数、最大斑块指数、面积加权平均斑块形状指数、面积加权平均斑块分维数、分离度和斑块结合度, 各景观格局指数值的变化不连续, 均在土地利用类型数为 8 时出现明显的拐点, 变化曲线由此分为两段分别进行拟合 (图 3)。其中, 斑块面积标准差随土地利用类型数增加先呈 S 形曲线减小, 再呈直线减小; 斑块面积变异系数先呈反比曲线增加, 再呈复合曲线减小; 最大斑块指数先呈直线不变, 再呈直线下降; 分离度先呈反比曲线增加, 再呈直线增加; 斑块结合度先呈 S 形曲线减小, 再呈直线下降; 面积加权平均斑块分维数先呈波动变化, 再呈直线下降; 面积加权平均斑块形状指数则在两段均呈直线下降。

需要指出的是, 7 种指数的变化曲线均在土地利用

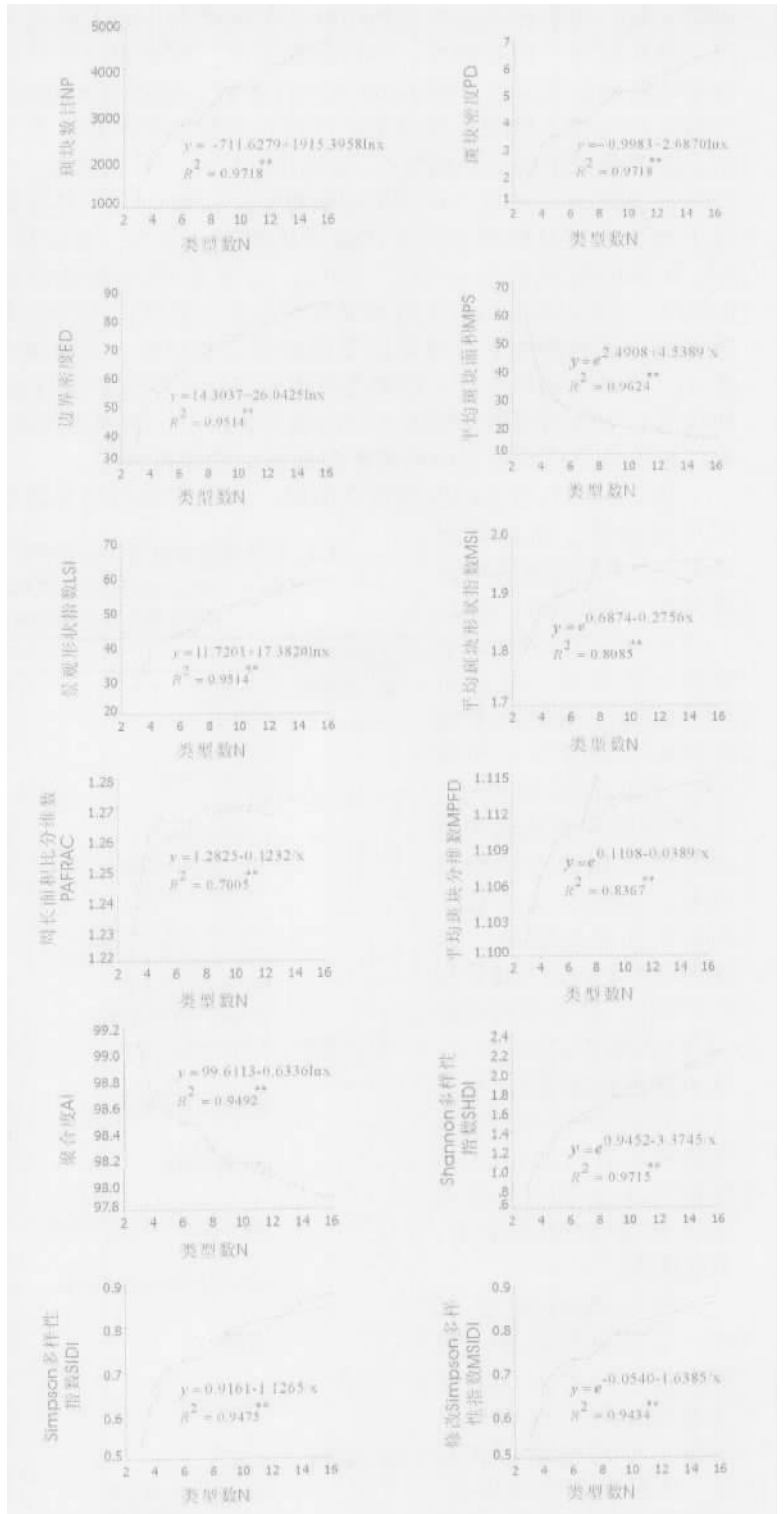


图 2 第一类 12 种景观格局指数随土地利用类型数的变化类型
Fig. 2 The change of 12 landscape metrics (group I) along with the change

of the number of land use types

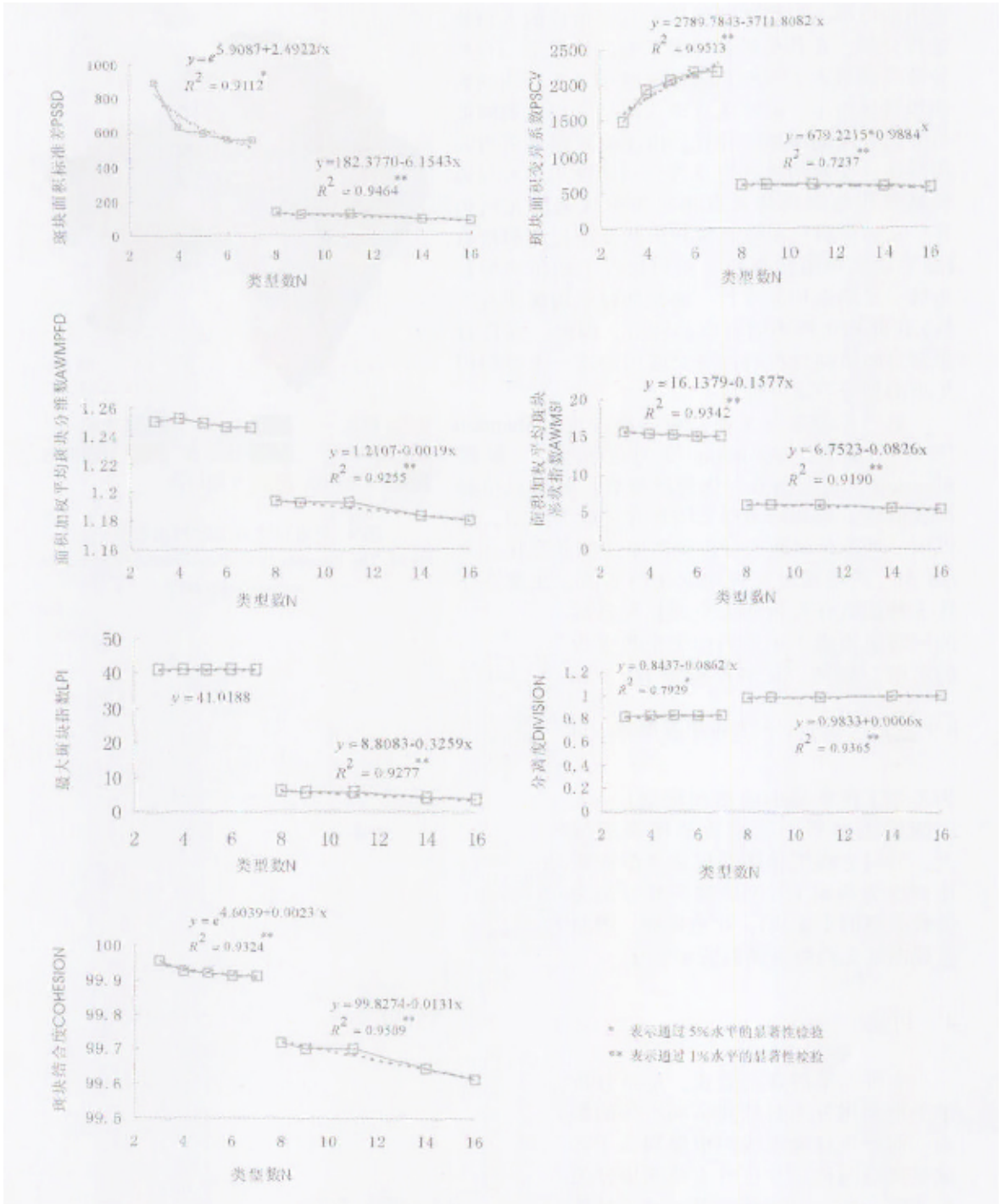


图 3 第二类 7 种景观格局指数随土地利用类型数的变化类型

Fig. 3 The change of seven landscape metrics (group II) along with the change of the number of land use types

类型数为 8 时出现转折, 并非巧合, 而是与两种土地利用分类系统的差异——建设用地被细分为城镇用地和交通用地, 密切相关 (图 4)。这是因为, 试验区正处于快速城市化过程, 建设用地比重大, 聚集程度高, 同时, 区内交通网络纵横交错, 交通用地分布在建

设用地内部，以廊道的形式对其所形成的大斑块进行分割，在其他景观要素不变的情况下，自然导致景观最大斑块面积的显著减小及各斑块间的面积差异缩小，同时造成斑块间结合程度的降低与分离程度的增加。并且，由于交通廊道多为几何线性，交通用地斑块及其分割建设用地后形成的城镇用地斑块均具有相对简单规则的几何边界，从而导致反映景观斑块形状复杂程度的指数(如平均斑块形状指数、面积加权平均斑块形状指数、平均斑块分维数、面积加权平均斑块分维数)在此均出现不同程度的转折。因此，在进行景观空间格局分析时，对交通用地这一土地利用类型的划分一定要谨慎。

第三类指数有5种，包括蔓延度、Shannon均匀度指数、Simpson均匀度指数、修改Simpson均匀度指数和优势度指数，各景观格局指数值随土地利用类型数增加存在较大波动，难以用一种简单函数或分段函数来预测其变化行为(图5)。产生这种无规律变化的原因，主要在于这5种指数在度量相关空间格局特征的同时也考虑了土地利用类型数多少的影响。例如，优势度指数(DI = ln n

$$+ \sum_{i=1}^n p_i \times \ln p_i, n \text{ 为斑块类型数, } p_i \text{ 为}$$

类型*i*在景观中的面积比例)一方面随着土地利用类型数的增多而增大，另一方面则伴随着斑块类型面积比例更为均衡(大斑块被不断分割为多种类型的小斑块)，此消彼涨，因而呈现出毫无趋势可循的波动变化。

4 讨论

本研究采用真实景观，定量分析了土地利用分类对景观格局指数的影响。而产生这种影响的根源则在于区域景观空间格局分析时土地利用分类的非唯一性。在物种尺度，对于具体的研究物种而言，景观要素类型的划分具有明确的生态意义，基本上是适宜生境与非适宜生境二元景观的划分；而在区域尺度，往往根据所分析景观

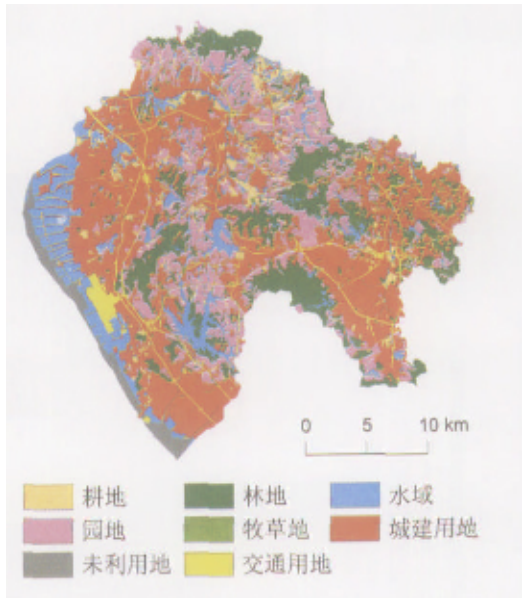


图4 交通用地对建设用地的分割
Fig. 4 The fragmentation of construction land due to transportation land

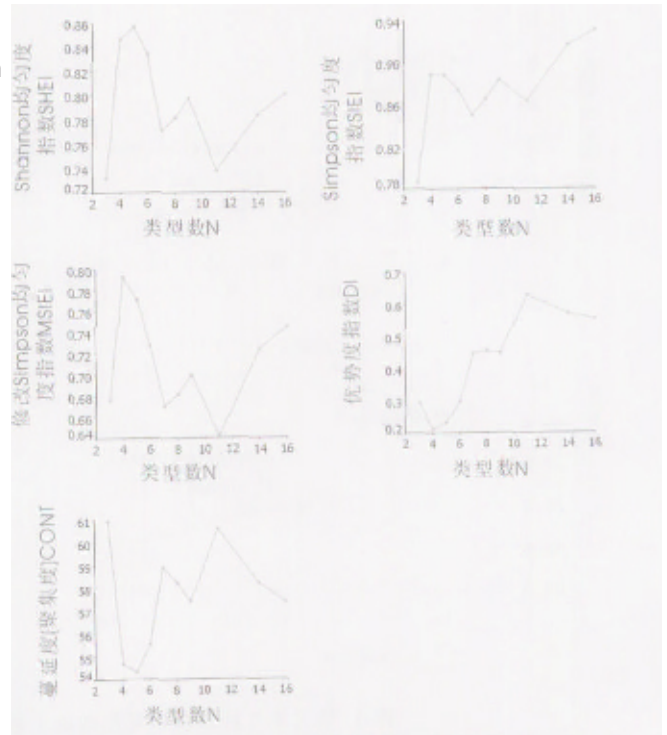


图5 第三类5种景观格局指数随土地利用类型数的变化类型

Fig. 5 The change of five landscape metrics (group III) along with the change of the number of land use types

的自然生态与社会经济特征, 划分出该区域具有特殊意义的土地利用类型, 或者是依据特定的研究目的, 确定哪些土地利用类型是必须划分出来的, 至于其他还有哪些地类需要划分出来, 则根据研究者个人的习惯与研究背景而定了, 即由于区域土地利用分类的目的性不强, 对分类缺乏指导, 土地利用类型的划分具有不确定性, 缺乏标准的分类方案。因此, 建立一个基于景观空间格局分析的、通用的土地利用分类规范与解译标准, 将从根本上解决土地利用分类对景观格局指数的影响问题, 具有十分重要的科学意义与实践价值。

而考虑到土地利用分类对景观格局指数的显著影响, 目前在进行景观空间格局的对比分析时, 首先应确保所分析景观的土地利用分类系统应相同。但研究者常常面临的问题是, 前人对所分析景观的研究往往是基于不同土地利用分类系统的, 研究得出的空间格局特征难以直接对比, 参考价值低。本研究则使这种同一研究区不同时期、不同土地利用分类系统下的空间格局比较成为可能, 即依据本研究方法分析得出研究区景观格局指数随土地利用类型数增加的变化规律, 依照景观格局指数与土地利用类型数之间的函数关系, 将需要比较的景观格局指数值转化为同一土地利用类型数下的指数值, 从而消除土地利用分类对景观格局指数值的影响。具体到本研究试验区而言, 划分的三种景观格局指数类型中, 第一类指数可按照确定的函数关系对指数值进行转换; 第二类指数则必须在分段区间内(即土地利用类型数 3~7, 和 8~16)按照确定的函数关系进行分段转换, 不同区间的指数值不具有可比性; 而第三类指数与土地利用类型数之间缺乏确定的函数关系, 不同土地利用分类系统下的这些指数的值绝对不具有可比性, 建议在景观格局分析中尽量避免使用该类指数, 或采用替代指数进行相关景观格局特征的度量。

此外, 必须指出的是, 研究得出的景观格局指数随土地利用分类系统变化的变化特征, 仅适用于本研究试区, 对于其他区域是否适用, 还有待相关案例研究的验证。同时, 本研究还存在诸多不足之处, 尤其是研究中使用的土地利用分类系统变化是一个斑块不断融合、地类不断归并的过程, 是一类特殊的分类系统变化方法, 还有待采用不同的分类系统变化方法(非地类归并与斑块融合)来改变同一景观中土地利用类型的数目, 如分别采用国土资源部 8 大类分类系统、中国科学院 6 大类分类系统、IGBP 的分类系统和 Anderson 分类系统等目前国内外较为权威的土地利用分类系统, 探讨其对景观格局指数的影响, 以验证本研究的结果。而探讨景观格局指数随土地利用分类系统变化行为与景观格局特征(景观基质类型、斑块面积比例和空间聚集程度等)的相互关系, 以及如何消除这种土地利用类型划分差异对景观格局指数的影响, 也应成为进一步研究的重点。

5 结论

景观格局指数是量化描述景观格局特征的主要方法之一^[23], 不仅数据源准确度、尺度效应显著影响景观格局指数, 土地利用类型划分的差异也对景观格局指数具有显著影响。如果将景观格局分析中的尺度效应、相关性与数据源和生态解释的不确定性视为景观格局分析中不可避免的“自然误差”, 那么, 由于不同研究者划分土地利用类型的差异而导致的同一数据源下不同景观格局的出现, 以及相应的景观格局指数的差异, 则是典型的“人为误差”, 是最应该着力避免的。但我们对土地利用分类对景观格局指数的影响的总体理解尚很缺乏, 一个提高这种理解的可能方法就是系统检验景观格局指数是如何随着土地利用分类系统的变化而变化的。

本研究选取 24 种常用的景观格局指数, 以深圳市宝安区为试验区, 探讨景观格局指数随土地利用分类系统变化的基本特征。研究结果表明, 土地利用分类对景观格局指数具有显著影响, 即同一景观采用不同的土地利用分类系统时, 用相同景观格局指数对其

空间格局进行度量, 其结果均存在不同程度的差异。同时, 景观格局指数间的相关性越强, 指数值随土地利用类型数增加的变化曲线越相近。而基于回归分析中的曲线拟合结果, 根据景观格局指数对土地利用类型数目变化响应的可预测性, 可以将所研究的 24 个景观格局指数分为三类: 第一类指数包括 12 种指数, 随土地利用分类系统变化的可预测性强, 能用简单的函数关系来表达, 主要是对数函数关系、S 形曲线、反比曲线关系;

第二类指数包括 7 种指数, 随土地利用分类系统变化的可预测性较差, 表现为典型的分段 (或阶梯形) 变化, 存在多种可能 (不同函数形式的增加、减小或保持不变), 不能用一种简单的函数关系来描述所有情况, 主要包括 S 形曲线、直线、反比曲线与复合曲线关系;

第三类指数包括 5 种指数, 由于在度量相关空间格局特征时考虑了土地利用类型数多少的影响, 随土地利用分类系统变化呈无规律变化, 难以用一种简单函数或分段函数来预测其变化行为。这些景观格局指数随土地利用分类系统变化的规律, 使试验区不同时期、不同土地利用分类系统下的空间格局比较成为可能。

参考文献 (References)

- [1] Li H, Wu J. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19: 389-399.
- [2] Ma Keming, Fu Bojie. Landscape pattern and fragmentation in Donglingshan mountain region. *Acta Phytocoologica Sinica*, 2000, 24(3): 320-326. [马克明, 傅伯杰. 北京东灵山地区景观格局及破碎化评价. *植物生态学报*, 2000, 24(3): 320-326.]
- [3] Hulshoff R M. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology*, 1995, 10: 101-111.
- [4] Fu Bojie. The spatial analysis of agricultural landscape in the loess area. *Acta Ecologica Sinica*, 1995, 15(2): 113-120. [傅伯杰. 黄土区农业景观空间格局分析. *生态学报*, 1995, 15(2): 113-120.]
- [5] Tang Lijun. The spatial pattern analysis of landscape and the landscape planning in Sheshan scenic spot. *Acta Geographica Sinica*, 1998, 53(5): 429-437. [唐礼俊. 佘山风景区景观空间格局分析及其规划初探. *地理学报*, 1998, 53(5): 429-437.]
- [6] Zeng Hui, Shao Nan, Guo Qinghua. A study of landscape heterogeneity for the Changping area in the eastern part of Zhujiang Delta. *Acta Geographica Sinica*, 1999, 54(3): 255-262. [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.]
- [7] Ding Shengyan, Liang Guofu. Landscape pattern change of regional wetland along the Yellow River in Henan province in the last two decades. *Acta Geographica Sinica*, 2004, 59(5): 653-661. [丁圣彦, 梁国付. 近 20 年来河南沿黄湿地景观格局演化. *地理学报*, 2004, 59(5): 653-661.]
- [8] Botequilha L A, Ahern J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 2002, 59: 65-93.
- [9] 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.
- [10] Wickham J D, Ritters K H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 1995, 16: 3585-3594.
- [11] Benson B J, MacKenzie M D. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 1995, 10: 113-120.
- [12] O'Neill R V, Hunsaker C T, Timmins S P. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 1996, 11: 169-180.
- [13] Cain D H, Riitters K H, Orvis K. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*, 1997, 12: 199-212.
- [14] Nikora V I, Pearson C P, Shankar U. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology*, 1999, 14: 17-33.
- [15] Wu J, Jelinski D E, Luck M et al. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. *Geographical Information Systems*, 2000, 6: 6-19.
- [16] Saura S, Martinez-Millan J. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2001, 67: 1027-1036.
- [17] 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.
- [18] Lausch A, Herzog F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2002, 2: 3-15.
- [19] Elena L. An evaluation of VEGETATION-1 imagery for broad-scale landscape mapping of Russia: effects of resolution

- on landscape pattern. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 65: 187-200.
- [20] Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 2004, 19: 125-138.
- [21] Saura S. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 2004, 19: 197-209.
- [22] Zhao Wenwu, Fu Bojie, Chen Liding. The effects of grain change on landscape indices. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(3): 326-333. [赵文武, 傅伯杰, 陈利顶. 景观指数的粒度变化效应. *第四纪研究*, 2003, 23(3): 326-333.]
- [23] Shen Weijun, Wu Jianguo, Ren Hai et al. Effects of changing spatial extent on landscape pattern analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2219-2231. [申卫军, 邬建国, 任海等. 空间幅度变化对景观格局分析的影响. *生态学报*, 2003, 23(11): 2219-2231.]
- [24] Shen Weijun, Wu Jianguo, Lin Yongbiao et al. Effects of changing grain size on landscape pattern analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2506-2519. [申卫军, 邬建国, 林永标等. 空间粒度变化对景观格局分析的影响. *生态学报*, 2003, 23(12): 2506-2519.]
- [25] Bu Rencang, Li Xiuzhen, Hu Yuanman et al. Scaling effects on landscape pattern indices. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(12): 2181-2186. [布仁仓, 李秀珍, 胡远满等. 尺度分析对景观格局指标的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(12): 2181-2186.]
- [26] Li Xiuzhen, Bu Rencang, Chang Yu et al. The response of landscape metrics against pattern scenarios. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1): 123-134. [李秀珍, 布仁仓, 常禹等. 景观格局指标对不同景观格局的反应. *生态学报*, 2004, 24(1): 123-134.]
- [27] Hess G, Bay J M. Generating confidence intervals for composition-based landscape indexes. *Landscape Ecology*, 1997, 12: 309-320.
- [28] Wickham J D, Riitters K H, O'Neill R V et al. Sensitivity of selected landscape pattern metrics to land-cover misclassification and differences in land-cover composition. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 1997, 63: 397-402.
- [29] Shao G, Liu D, Zhao G. Relationships of image classification accuracy and variation of landscape statistics. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 2001, 27: 33-43.
- [30] Wu Jianguo. *Landscape Ecology*. Beijing: Higher Education Press, 2000. 104-105. [邬建国. 景观生态学. 北京: 高等教育出版社, 2000. 104-105.]
- [31] Shao Guofan. The influence of remotely sensed thematic maps on landscape ecology studies. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(9): 1857-1862. [邵国凡. 遥感主体图的准确度对景观生态学研究的影响. *生态学报*, 2004, 24(9): 1857-1862.]
- [32] Wiens J A, Stenseth N C, Van Horne B et al. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 1993, 66: 369-380.
- [33] Hainers-Young R H, Chopping M. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography*, 1996, 20: 418-445.
- [34] Schumaker N H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 1996, 77: 1210-1225.
- [35] Tischendorf L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 2001, 16: 235-254.
- [36] Corry R C, Nassauer J I. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 72: 265-280.
- [37] O'Neill R V, Krummer J R, Gardner R H et al. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1988, 1: 153-162.
- [38] Riitters K H, O'Neill R V, Hunsaker C T et al. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 1995, 10: 23-39.
- [39] Hargis C D, Bissonette J A, David J L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 1998, 13: 167-186.
- [40] Brown D G, Addink E A, Duh J D et al. Assessing uncertainty in spatial landscape metrics derived from remote sensing data. In: Lunetta R, Lyon J G (eds.), *Remote Sensing and GIS Accuracy Assessment*. Boca Raton, FL: CRC Press, 221-232.
- [41] Zeng Hui, Liu Guojun. Analysis of regional ecological risk based on landscape structure. *China Environmental Science*, 1999, 19(5): 454-457. [曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析. *中国环境科学*, 1999, 19(5): 454-457.]
- [42] Shi Peijun, Chen Jin, Pan Yaozhong. Land use change mechanism in Shenzhen city. *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55(2): 151-160. [史培军, 陈晋, 潘耀忠. 深圳市土地利用变化机制分析. *地理学报*, 2000, 55(2): 151-160.]
- [43] Bai Wanqi. Analysis on land use dynamics of Shenzhen. *Journal of Natural Resources*, 2000, 15(2): 112-116. [摆万奇. 深圳市土地利用动态趋势分析. *自然资源学报*, 2000, 15(2): 112-116.]
- [44] Xing Yi, Zheng Binghui. The study of urban landscape remote sensing monitoring technology. *Environmental Science*, 2002, 23(Suppl.): 99-102. [邢怡, 郑丙辉. 城市景观生态遥感监测技术研究. *环境科学*, 2002, 23(增刊): 99-102.]

- [45] Li Weifeng, Wang Yanglin, Peng Jian et al. Landscape spatial change in Shenzhen and their driving factors. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(8): 1403-1410. [李卫锋, 王仰麟, 彭建等. 深圳市景观格局演变及其驱动因素分析. *应用生态学报*, 2004, 15(8): 1403-1410.]
- [46] Chen Zemin, Ma Ronghua. Analysis for the remote sensing image precision of the satellite IKONOS. *Remote Sensing Technology and Application*, 2002, 17(1): 46-53. [陈泽民, 马荣华. IKONOS 卫星遥感影像的精度分析. *遥感技术与应用*, 2002, 17(1): 46-53.]

Research on the Influence of Land Use Classification on Landscape Metrics

PENG Jian^{1,2}, WANG Yanglin^{1,2}, ZHANG Yuan^{1,2}, YE Minting^{1,2}, WU Jiansheng^{1,2}

(1. College of Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China;

2. Center of Digital City and Urban Landscape, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, China)

Abstract: Landscape pattern analysis based on landscape metrics is a basic content of the research on landscape ecology. More and more researches proved that not only scale effects and the precision of remote sensed data had significant influence on landscape metrics, but also the difference of land use classification would make the change of landscape metrics. However, we still have not found out how land use classification affects landscape metrics and associated influence mechanism. In this paper, we chose Bao'an of Shenzhen city as an experimental area, to analyze the characteristics of the change of 24 landscape metrics associated with the change of land use classification. The results showed that land use classification indeed influenced landscape metrics.

And based on the shape of the land use classification effect curves and the predictability of these relations, the 24 landscape metrics can be divided into three groups. The first group included 12 indices, i.e., number of patches (NP), patch density (PD), edge density (ED), mean patch size (MPS), landscape shape index (LSI), mean patch shape index (MSI), perimeter-area fractal dimension (PAFRAC), mean patch fractal dimension (MPFD), aggregation index (AI), Shannon's diversity index (SHDI), Simpson's diversity index (SIDI), and modified Simpson's diversity index (MSIDI). The behavior of this group of indices with the change of the number of land use types was very predictable with simple function relations in regression analysis, which were mainly logarithm function, S function, and inverse function. The second group included seven indices, i.e., patch size standard deviation (PSSD), patch size coefficient of variation (PSCV), largest patch index (LPI), area-weighted mean patch shape index (AWMSI), area-weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD), landscape division index (DIVISION), and patch cohesion index (COHESION). The behavior of this group was not easy to predict with significant subsection. And function relations used in regression analysis mainly included S function, linear function, inverse function and compound function. The third group included five indices, i.e., contagion index (CONT), landscape dominance index (DI), Shannon's evenness index (SHEI), Simpson's evenness index (SIEI), and modified Simpson's evenness index (MSIEI). The behavior of this group could not be predicted. Significant influence of the changing land use classification on landscape metrics indicated that only landscape with the same land use classification could be used for comparing landscape pattern characteristics.

Key words: landscape metrics; land use classification; FRAGSTATS; Shenzhen city