

## 武汉市湖泊景观动态遥感分析(1973—2013年)\*

陈海珍<sup>1</sup>, 石铁柱<sup>1</sup>, 邬国锋<sup>2\*\*</sup>

(1: 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430079)

(2: 深圳大学海岸带地理环境监测国家测绘地理信息局重点实验室 & 深圳大学空间信息智能感知与服务深圳市重点实验室 & 深圳大学生命科学学院, 深圳 518060)

**摘要:** 城市湖泊是城市湿地的重要组成部分, 其演变受到人类活动的严重干扰, 也影响城市的可持续发展. 利用 1973—2013 年 40 年间 Landsat MSS(3 景)、Landsat 5 TM(5 景) 和 Landsat 8(1 景) 共 9 景遥感影像, 从景观角度分析武汉市主要湖泊的变化. 首先借助遥感和地理信息系统技术提取湖泊信息, 然后通过主成分分析法选取平均斑块面积(MPS)、斑块面积标准差(PSSD)、边界密度(ED)和斑块平均分维数(MPDF)4 个景观指数用于湖泊景观分析. 结果表明, 武汉市湖泊变化经历了 4 大阶段: (1) 1970s, 由于“围湖造田”政策的推行, 湖泊总面积、MPS 和 PSSD 急剧减小, 湖泊斑块数量(尤其是小型湖泊)急剧增加, 大湖破碎、小湖增加; (2) 1980s, 推行“退田还湖”政策, 湖泊总面积有较大回升, 但小型湖泊消亡现象较为严重; (3) 1990s, 由于经济发展和人口增长等原因, 湖泊水面面积仍缓慢波动减小; (4) 21 世纪后, 湖泊斑块数量持续缓慢增加, 但湖泊总面积呈减少趋势, 故又可能进入一轮大湖萎缩或破碎、小湖增加的阶段. 总体而言, 武汉城市湖泊受到人为干扰和政策导向影响明显, 应大力加强湖泊的科学管理, 合理地开发利用, 保护好湖泊自然资源.

**关键词:** 湖泊; 景观; 遥感; 武汉市

## The dynamic analysis of lake landscape of Wuhan City in recent 40 years

CHEN Haizhen<sup>1</sup>, SHI Tiezhu<sup>1</sup> & WU Guofeng<sup>2</sup>

(1: School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430079, P. R. China)

(2: Key Laboratory for Geo-Environment Monitoring of Coastal Zone of the National Administration of Surveying, Mapping and GeoInformation & Shenzhen Key Laboratory of Spatial Smart Sensing and Services & College of Life Sciences, Shenzhen University, Shenzhen 518060, P. R. China)

**Abstract:** Inland urban lakes are important components of urban wetland, and they are greatly affected by the disturbance of human activities; while the conditions of urban lakes also affect the sustainable development of cities. This study aimed to analyse the dynamic changes of major lakes in Wuhan City from a landscape perspective using nine Landsat images (including three Landsat MSS images, five Landsat 5 TM images and one Landsat 8 image). Remote sensing and geographic information systems technologies were firstly used to extract lakes from the images, and suitable landscape matrices were then selected by applying principal component analysis. Four landscape matrices were selected for qualifying the dynamic changes, including the mean patch size (MPS), standard deviation of patch size (PSSD), edge density (ED) and mean patch fractal dimension number (MPDF). The results showed that the lake change of Wuhan had four stages: (1) during the 1970s, total area of the lake, MPS and PSSD reduced drastically; while patch number (especially the number of small lakes) increased dramatically, which indicated that big lakes fragmented into small lakes mainly due to the guide of “Reclaim the land” policy; (2) during the 1980s, the implementation of “Returning farming land to lakes” policy caused an increase in the total area of the lakes, but the small lakes were dying out seriously during that period; (3) during the 1990s, due to the development of economy and the growth of population, the problem of the shortage of land arose. The lakes suffered from the overexploitation again, and the surface area of lakes reduced with fluctuation; (4) since 21st century, lakes patches continued to increase slowly in numbers, while the total area of the lake showed a decreasing

\* 测绘地理信息公益性行业科研专项经费项目(201412007)资助. 2014-04-28 收稿; 2014-12-08 收修改稿. 陈海珍(1989~), 女, 硕士; E-mail: chenhaizhen@whu.edu.cn.

\*\* 通信作者; E-mail: guofeng.wu@szu.edu.cn.

trend, which indicated that big lakes fragmented or broken into small lakes. We concluded that the lakes of Wuhan city were greatly influenced by the human activities and policies, and that the scientific management of lakes should be carried out for keeping the lakes under rational developments and for protecting these valuable natural resources.

**Keywords:** Lake; landscape; remote sensing; Wuhan City

城市湖泊是重要的城市水体形态,在抵御洪水、调节径流、改善气候、维持生态平衡等方面都承担着重要的功能.湖泊是武汉市重要的城市名片之一<sup>[1]</sup>.武汉市地势低洼,雨量充沛,且季节分配不均匀;但湖区自然地理条件决定了武汉市湖泊多为浅水型湖泊<sup>[2]</sup>,生态环境较脆弱,极易受到外界的干扰与影响.自1973年以来,由于武汉城市圈经济飞速发展、人口显著增长、湖泊的不合理开发和过度利用以及湖泊的自然演化等因素,武汉湖泊景观结构发生了巨大的变化,生态环境遭受严重破坏.这些变化和破坏影响了湖泊调蓄功能,进而影响到武汉周边地区小气候的变化,带来诸多环境和生态问题<sup>[3-4]</sup>.研究武汉湖泊长期的时空动态变化,对湖泊生态环境改善和湖区经济可持续发展意义重大.

遥感卫星影像为研究长时间序列的湖泊时空变化提供了良好的数据源,地理信息系统(GIS)作为重要工具广泛应用于湖泊和湿地的研究中<sup>[5]</sup>.武汉市湖泊属于江汉湖区的重要组成部分,国内外对江汉湖区的动态变化研究较多,主要是应用遥感和GIS技术,结合历史数据和土地利用图,研究湖泊数量和面积的长期变化趋势以及政策和人为干扰的影响<sup>[6-8]</sup>.但国内外对武汉市湖泊的研究还较少,主要是对典型湖泊,如东湖的富营养化、大型植物以及金属污染的研究<sup>[9-11]</sup>,武汉市湿地景观格局及其演化相关研究<sup>[12-13]</sup>等.但总体而言,对武汉市湖泊的时空动态变化,尤其是从景观角度出发、比较系统的研究仍较少.

景观格局是指景观的空间格局,是大小、形状、属性不一的斑块在空间上的分布与组合规律<sup>[14]</sup>.景观格局分析广泛应用于森林生态系统、土地利用演变等方面的研究<sup>[15-16]</sup>;近几十年来,从景观角度分析溪流和河流水系的演变也表现出极大潜力<sup>[17-21]</sup>.湖区总体演变体现在湖泊大小、形状和湖群空间格局变化,所以从景观角度出发分析湖泊动态变化也具有很大优势.景观指数是指能高度浓缩景观格局信息,反映其结构组成和空间配置某些方面特征的定量指标<sup>[14,22]</sup>,是研究景观格局变化的重要工具.1950年以来,国内外学者提出众多景观指数<sup>[23]</sup>.从不同水平和尺度角度,这些景观指数可分为3大类:斑块水平景观指数、斑块类型水平指数以及景观水平指数<sup>[14]</sup>.根据其计算公式又可划分为:信息论类型、面积周长比类型、简单统计学指标类型、空间相邻或自相关类型以及分维类型等<sup>[14]</sup>.由于景观指数间的相关性很高,故选取适宜的景观指数,避免信息冗余是利用景观指数研究景观动态变化的第一步.

结合遥感和GIS技术,从景观角度出发利用景观指数定量分析研究大范围湖区的时空动态变化具有较大优势.本文基于9景遥感影像进行湖泊提取,选取景观指数,旨在从景观角度分析武汉市主要湖泊1973—2013年近40年的动态变化.

## 1 研究区概况

武汉市(29°58′~31°22′N,113°41′~115°05′E)位于湖北省东部、长江和汉水的交汇处,是湖北省政治、经济、文化中心,有“九省通衢”的美称.武汉地形属于残丘性河湖冲积平原,地势平坦低洼,以平原为主,中部散列东西向残丘;气候属北亚热带季风湿润气候,冬冷夏热,常年雨量充沛,雨热同期,年降水量为1050~1200 mm,降水多集中在6—8月,约占全年降水量的40%<sup>[24]</sup>.武汉市共有13个市辖区,包括7个主城区(江汉、江岸、硚口、汉阳、武昌、青山、洪山)以及6个远城区(蔡甸、江夏、黄陂、新洲、东西湖、汉南).由于影像覆盖区域限制,本研究不考虑黄陂和新洲这2个远城区.武汉市的行政区划范围在40年内没有较大变动.主城区中,洪山区在1987年建制确定,郊区1980年后行政区划范围没有变动.本文以1987年以后的武汉市行政区划范围为准.考虑到武汉市行政边界上的大型湖泊(梁子湖、斧头湖)的完整性,研究区扩展到鄂州梁子湖区,咸宁市西北部分地区和嘉鱼市的东部斧头湖区.

## 2 数据与方法

### 2.1 Landsat 影像

本研究使用1973—2013年8—11月9景覆盖研究区的Landsat影像,平均年际间隔约为4年,影像具体

信息如表 1 所示。

基于 ENVI 软件,对影像进行了如下预处理:(1) 采用多项式法进行相对几何精校正,误差控制在 1 个象元内;(2) 采用双线性内插法进行重采样,将空间分辨率为 79 m 和 30 m 的 MSS 和 TM,OLI 影像分别重采样为 50 m;(3) 以 2013 年影像为标准,采用直方图匹配方法,调节其余影像的色调与反差,以降低色调与色差对目视解译的干扰;(4) 根据研究区进行掩膜裁剪,获得研究区的影像。

2.2 水体提取和目视解译

遥感影像分类精度势必会对后续的景观指数计算有重大影响<sup>[25]</sup>。一般来说,简单的分类体系(更少的类别)会有更高的分类精度<sup>[25]</sup>,如水陆的二元分类,甚至可以达到 95% 的分类精度<sup>[26]</sup>。故本文也仅采用水陆二元分类进行湖泊提取。

水体具有独特的光谱反射特征,在近红外及更长波段的吸收率高,因此 Landsat MSS、Landsat 8 OLI 和 Landsat 5 TM 的近红外波段可以用于水体的提取;但水体组分的不同会导致水体反射率的变化,同时,浅水水体底部物质也会影响其反射率<sup>[27]</sup>。由于受到人为和周围环境的影响,城市浅水湖泊的水体成分复杂,仅使用波段阈值法或(非)监督分类的误差较大。故本文首先采用近红外波段设定阈值得到水陆二元影像<sup>[26]</sup>,进而结合目视解译来提取湖泊水体。由于影像精度的限制以及目视解译的精度限制,本研究中仅提取 >0.1 km<sup>2</sup> (采样后的 40 个像素大小)的湖泊。具体方法为:首先利用 ENVI 软件选取近红外波段设定直方图阈值,进行水体提取,然后以二值化影像为参考影像,利用 ArcGIS 对影像进行目视解译,尽量消除因水体富营养化等原因而错漏的湖泊,交互提取湖泊矢量图层。

2.3 景观指数选取

本研究中仅分为湖泊和非湖泊两类,所以应选取斑块水平景观指数;同时,景观指数的选取还需考虑指数与景观的生态过程的联系,所以应选取适宜描述湖泊动态变化的指数。经综合考虑,斑块数量、边界长度、斑块面积、面积周长比、斑块形状指数、分维数等方面共 15 个景观结构指数可用于湖泊景观动态变化的描述(表 2)。

本文使用 Matlab 软件进行指标计算。虽然景观指数数目繁多,但同类型指数之间的相关性往往很高,因此采用更多的指数不能表示更多的信息。当变量较多且变量相关性较大的情况下,常常需要通过选取几个不相关的主成分反映原变量的信息量以达到降维目的<sup>[22]</sup>。主成分分析法是常用的一种简化数据结构、选择变量子集分析方法。本文利用 SPSS 统计软件进行主成分分析,计算主成分的矩阵负载。矩阵负载可用来表征原变量属性对主成分的负荷量也可叫做权重,反映各变量对各主成分的重要性。

3 结果

3.1 湖泊提取

从 1973—2013 年的 9 幅影像解译结果(图 1)可以观察到,武汉湖泊的面积和数量都有明显变化。1973 年湖泊总面积为 983.29 km<sup>2</sup>,到 2013 年仅为 647.47 km<sup>2</sup>,减少近 35%。湖泊面积变化经历了 3 个阶段:1973—1979 年间湖泊面积急剧减小,减小超过 300 km<sup>2</sup>,萎缩近 30%;1980s 以后,湖泊面积有所回升,到 1996 年达到 755.34 km<sup>2</sup>;此后又以较低速率有波动地减少(图 2)。

斑块是构成景观的基本单元,斑块数量的变化也在很大程度上反映景观格局的变化。40 年间,研究区中湖泊斑块数量也有较大波动(图 3),经历了 3 个阶段:(1) 1970s 至 1980s 中期(1973—1984 年间),湖泊斑块数量急剧增加,从 1973 年的 69 个增加到 1984 年的 109 个;(2) 1990s 后,湖泊斑块数量持续减少,到 1996

表 1 本研究中 Landsat 影像描述\*

Tab. 1 Description of Landsat images in this research

传感器类型	获取时间	波段	分辨率/m
Landsat MSS	1973-11-02	4	79
Landsat MSS	1979-10-20	4	79
Landsat MSS	1984-08-16	4	79
Landsat 5 TM	1990-09-02	7	30
Landsat 5 TM	1996-10-04	7	30
Landsat 5 TM	2003-10-24	7	30
Landsat 5 TM	2006-11-01	7	30
Landsat 5 TM	2009-09-06	7	30
Landsat 8 OLI	2013-09-17	11	30

\* Landsat MSS 影像轨道号为 132/39, Landsat 5 TM 和 Landsat 8 影像轨道号为 123/39。

年剩余 89 个; (3) 此后以每年约 1 个湖泊斑块数量的速率缓慢增加, 2013 年湖泊斑块数量又达到 109 个. 在湖泊斑块数量变化的同时, 湖泊大小分布也有明显的变化(图 3): 前 30 年间,  $< 1 \text{ km}^2$  的湖泊斑块数量明显增加, 从 1973 年的 35 个增加到 1990 年的 61 个, 此后先减小后缓慢增加; 在 1970s 初期  $> 50 \text{ km}^2$  的大型湖泊有 4 个, 不到 10 年后仅余 2 个, 1996 年和 2003 年大型湖泊恢复到 3 个, 但 2006 年后又仅余 2 个;  $1 \sim 10 \text{ km}^2$  和  $10 \sim 50 \text{ km}^2$  的湖泊斑块数量都经历了先增加后减少的阶段.

表 2 文中使用的 15 个景观指数及其公式<sup>[28]\*</sup>

Tab. 2 15 landscape matrices and the formula used in this paper

景观指数	公式
平均斑块面积(MPS)	$MPS = \frac{A}{N} \times 10^6$
斑块面积标准差(PSSD)	$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_1^m \sum_1^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{A}{N} \right) \right]^2}{2}} \times 10^6$
面积加权平均斑块分维数(AWMPFD)	$AWMPFD = \sum_1^m \sum_1^n \left[ \left( \frac{2 \ln(0.25P_{ij})}{\ln(a_{ij})} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$
景观形状指数(LSI)	$LSI = \frac{0.25E}{\sqrt{A}}$
边界总长度(TE)	$E = \sum_1^n p_i$
面积加权平均斑块形状指数(AWMSI)	$AWMSI = \sum_1^m \sum_1^n \left[ \left( \frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$
平均斑块形状指数(MSI)	$MSI = \frac{\sum_1^m \sum_1^n \left[ \left( \frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]}{N}$
斑块数(NP)	$NP = N$
斑块总面积(TA)	$A = \sum_1^n a_i$
最大斑块指数(LPI)	$LPI = \frac{\max(a_1, a_2, \dots, a_n)}{A} \times 100$
平均斑块分维数(MPFD)	$MPFD = \frac{\sum_1^m \sum_1^n \left[ \left( \frac{2 \ln(0.25P_{ij})}{\ln(a_{ij})} \right) \right]}{N}$
斑块面积变异系数(PSCV)	$PSCV = \frac{PSSD}{MPS} \times 100$
边界密度(ED)	$ED = \frac{E}{A} \times 10^6$
斑块密度(PD)	$PD = \frac{N}{A}$
双对数回归分维数(DLFD)	$DLFD = \frac{2}{N \sum_1^m \sum_1^n [\ln(p_{ij}) \ln(a_{ij})] - [\sum_1^m \sum_1^n \ln(a_{ij})] \{ N \sum_1^m \sum_1^n [\ln(P_{ij}^2)] \} - [\sum_1^m \sum_1^n \ln(a_{ij})]^2}$

\* 式中,  $i$  为斑块类型(本文  $i = 1$ ),  $j$  为特定斑块类型的斑块数量,  $N$  为斑块总数量,  $A$  为斑块总面积.

结合湖泊总面积和湖泊斑块数量变化, 计算湖泊总面积变化趋势与湖泊斑块数量变化趋势的相关性, 得到 Pearson 相关性指数为  $-0.73$ , 在  $0.05$  水平上呈显著负相关.

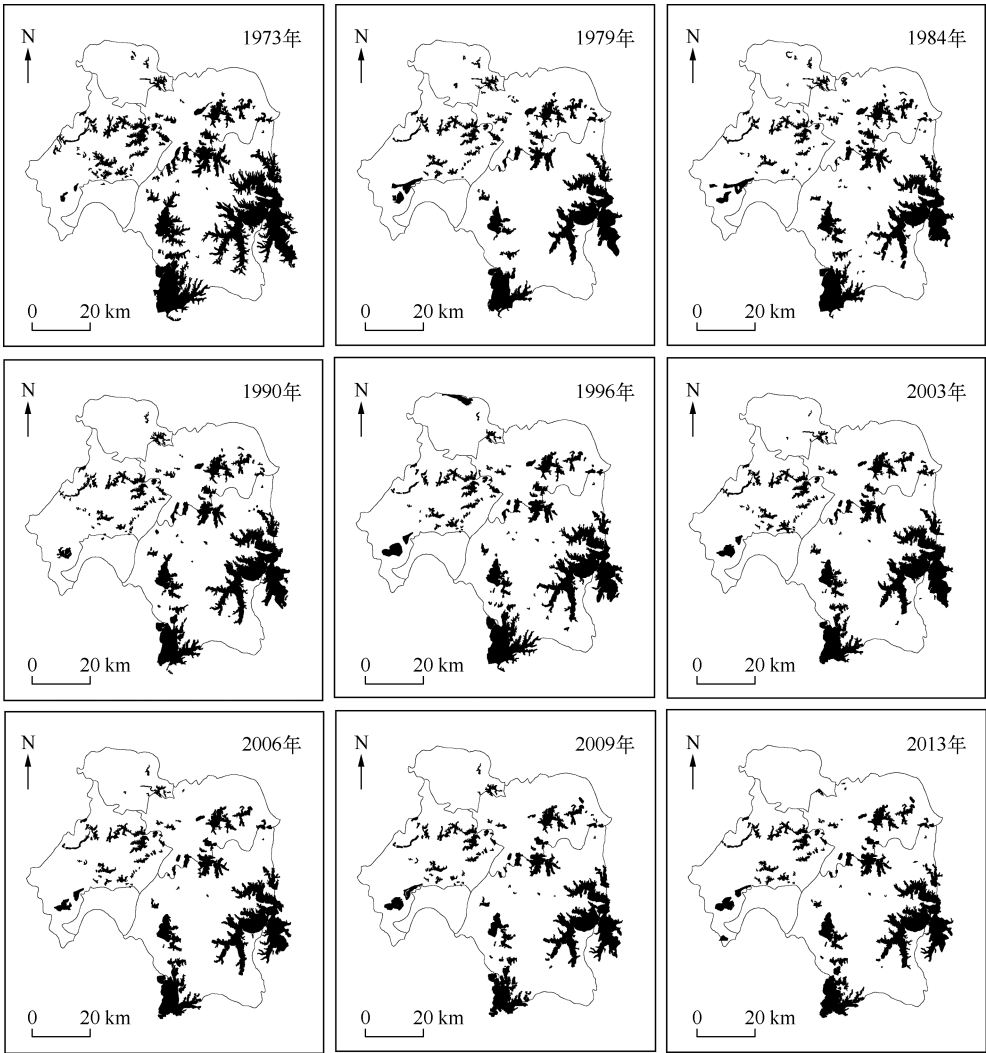


图1 基于 Landsat 影像的 1973—2013 年武汉湖泊提取结果  
Fig.1 Lakes of Wuhan from 1973 to 2013 extracted from Landsat images

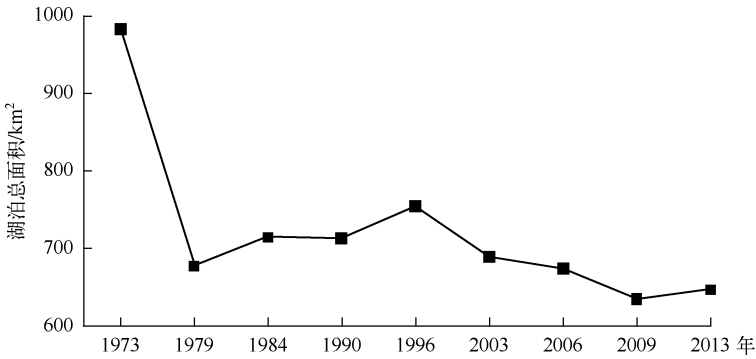


图2 1973—2013 年武汉市湖泊总面积变化  
Fig.2 The change of total area of lakes in Wuhan City from 1973 to 2013

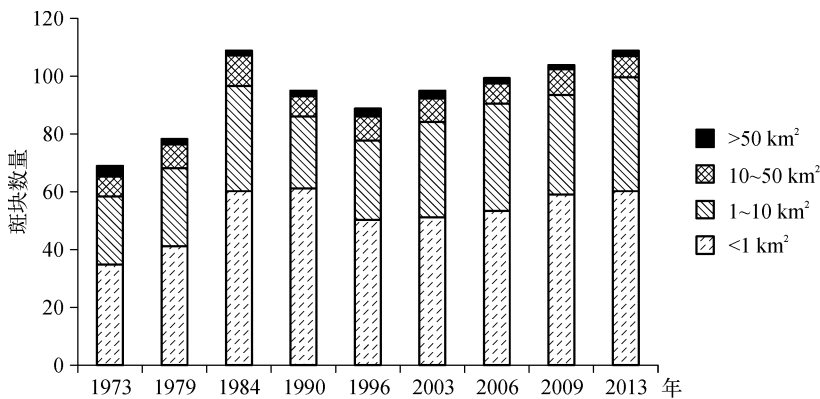


图 3 1973—2013 年武汉市湖泊斑块数量分布

Fig. 3 Distribution of the number of lakes patches in Wuhan City from 1973 to 2013

表 3 主成分分析结果

Tab. 3 The result of principal component analysis

景观指数	第一主成分	第二主成分	第三主成分	累计方差
<i>PSSD</i>	0.991	-0.058	-0.035	0.986670
<i>MPS</i>	0.970	-0.217	-0.071	0.993030
<i>PSCV</i>	-0.081	0.889	0.224	0.847058
<i>ED</i>	-0.090	0.801	0.432	0.836325
<i>MPFD</i>	-0.021	0.536	-0.765	0.872962
<i>SL</i>	0.951	0.178	0.207	0.978934
<i>N</i>	-0.805	0.394	0.384	0.950717
<i>PD</i>	-0.901	0.335	0.265	0.994251
<i>LPI</i>	0.141	0.732	-0.565	0.874930
<i>LSI</i>	0.823	0.439	0.331	0.979611
<i>MSI</i>	0.964	0.106	-0.171	0.969773
<i>AWMSI</i>	0.952	0.264	0.054	0.978916
<i>DLFD</i>	0.629	-0.285	0.549	0.778267
<i>AWMPFD</i>	0.928	0.345	0.011	0.980330
<i>SA</i>	0.963	-0.088	0.064	0.939209
特征值	9.020	3.087	1.854	
累计方差/%	60.130	80.709	93.072	

3.2 景观空间结构指标

用主成分分析法对相关矩阵进行分析,前 3 个主成分的累积方差可以达到 93.072%,达到表达 85% 以上景观信息的要求.第一主成分反映斑块面积,主要由 *PSSD* 和 *MPS* 所决定;第二主成分反映斑块面积变化和边界密度,主要由 *PSCV* 和 *ED* 所决定,结合指标公式可以得知 *PSCV* 直接可以由 *PSSD* 与 *MPS* 算出,故不选用 *PSCV*,故第二主成分主要反映边界信息;第三主成分反映斑块分维数,主要由 *MPFD* 所决定(表 3).

本研究中选取具有最大相关性的 4 个景观结构指数来表达 3 个主成分,分别是平均斑块面积、斑块面积标准差、边界密度和平均斑块分维数.

3.3 景观动态变化

3.3.1 *MPS* 和 *PSSD* 动态变化 从 *MPS* 变化来看,武汉市湖泊 1970s 的变化最为剧烈,*MPS* 在 6 年间减少近一半;减少趋势直

到 1980s 中期才停止,1990s 后有缓慢回升;此后又以较低速率降低. *PSSD* 变化趋势与 *MPS* 变化趋势基本一致,湖泊斑块面积大小趋同(图 4).

3.3.2 *ED* 变化 从 *ED* 变化来看,武汉市湖泊 1970s 变化最为剧烈,由 1973 年的近 3300 m/km<sup>2</sup> 减少至 1979 年的约 2100 m/km<sup>2</sup>;1980s 至 1990s 有缓慢上升趋势,至 1990s 初回升至近 2400 m/km<sup>2</sup>,而后又以较低速率降低,降至 2003 年的 2200 m/km<sup>2</sup>;之后有波动地缓慢上升. 总体而言,1970s 骤减近 1/3,此后变化幅度明显减小,在 2100 ~ 2500 m/km<sup>2</sup> 间波动变化(图 4).

3.3.3 *MPFD* 变化 1970s 至 21 世纪初 *MPFD* 呈下降趋势,具体可分为 4 个阶段:1970s 和 1990s 减小速率较快,1980s 缓慢减小,21 世纪后以较快速率增加. 总体而言,分维数下降趋势剧烈,湖泊边界变得更为简单和规则,进入 21 世纪后情况有所好转(图 4).

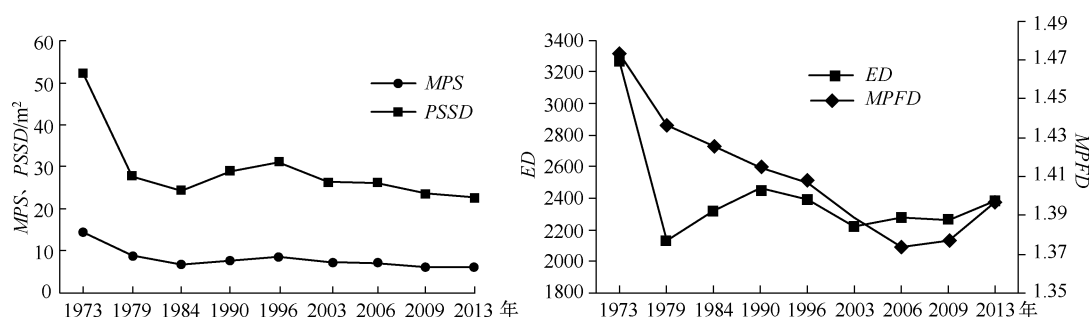


图4 1973—2013 年武汉市湖泊景观平均斑块面积、斑块面积标准差、边界密度和平均斑块分维数变化

Fig. 4 Changes of mean patch size, standard deviation of patch size, edge density, mean patch fractal dimension number of lake landscape in Wuhan City from 1973 to 2013

## 4 讨论

### 4.1 分类精度讨论

遥感影像的分类精度评估对于研究的可信度意义重大. 分类精度评估主要采用的方法有 3 种<sup>[29]</sup>: 结合实地调查、高分辨率影像检验低分辨率影像的分类和以目视解译为真实信息对随机生成点经过目视解译. 然而, 遥感影像, 尤其是历史时间序列的影像, 获取研究区实时实地信息极为困难; 获取对应时间的高分辨率影像也存在很大困难; 通过随机点目视解译判读的方法可以计算相应的误差矩阵, 进行精度分析, 但这是假设目视解译的正确率为 100%, 事实上并非如此, 而是受解译者的经验背景和判读水平等因素影响. 所以时间序列遥感影像的分类精度评估只能退而求其次, 用置信水平来评判分类精度<sup>[30-33]</sup>. 水体的光谱特性较为明显, 在红外波段吸收率很高, 与其他地物光谱特性具有很大区分度. 因此, 近红外波段广泛用于水体分类和提取<sup>[34]</sup>, 且分类精度较高, 普遍高于 85%<sup>[26,35-39]</sup>, 已经达到分类精度要求<sup>[40]</sup>. 此外, 本研究在近红外波段直方图阈值法的基础上, 结合了目视解译, 理论上精度会有相应提高, 故有理由相信本研究中湖泊提取的精度达到分析使用的要求.

### 4.2 景观格局动态变化及原因分析

结合湖泊面积、湖泊斑块数量以及 4 个景观指数的动态变化可以看出, 1973—2013 年这 40 年间武汉市湖泊变化经历了 4 个大的阶段:

1) 1970s 期间, 湖泊总面积、MPS 和 PSSD 急剧减小, 湖泊斑块数量 (尤其是小型湖泊) 剧烈增加, ED 和 MPFD 剧烈减小. 湖泊总面积与湖泊斑块数量呈显著负相关 ( $r = -0.73, P < 0.05$ ), 可以推断湖泊的变化主要体现在大湖破碎、小湖数量上升. 探究其原因, 主要是由于围湖造田. 围湖垦殖、垸田发展自古有之, 但程度较轻, 且随大洪水的发生, 农田被淹, 垸田复湖. 自新中国成立至 1970s, 在“以粮为纲”政策的指导下, 掀起围湖垦殖高潮<sup>[8]</sup>, 湖泊面积和边界都发生巨大变化, 湖泊在衰退和消亡的过程中边界逐渐规则, 形状日趋简单.

2) 1980s 期间, 政策导向发生改变, 围湖垦殖的现象基本杜绝, 但大湖破碎、小湖数量上升的趋势仍然持续到 1980s 中期. 究其原因, 主要是经过前 10 年的巨变, 湖泊围垦和大湖破碎大大降低湖泊的自我调节能力, 政策改变后, 湖泊萎缩和破碎的趋势尚不能迅速回转. 1980s 中期后, 退田还湖政策有较明显效果, 湖泊总面积有了较大回升.

3) 1990s 期间, 中小型湖泊数量减少, ED 和 MPFD 下降幅度较大, 1996 年湖泊总面积大幅回升; 主要是因为当年大涝, 浅水型湖泊的水面面积很大程度上受到降水量的影响. 但是从湖泊数量、ED 和 MPFD 的变化上可以推断出该时段的湖泊变化主要体现在中型湖泊破碎或萎缩、小型湖泊消亡, 湖泊边界更为规整, 对湖泊开发的力度仍然很大. 这主要是因为随着武汉城市经济发展, 人口继续增长, 城市建设用地紧张; 同时, 渔业发展需要较大力度地湖泊开发利用.

4) 进入 21 世纪后, 湖泊斑块数量持续缓慢增加, 但湖泊总面积呈减少趋势, 故又有可能进入一轮大湖

萎缩或破碎、小湖增加的阶段。围湖垦殖、填湖造房,加之天然或环境破坏造成的湖泊淤积,使得湖泊水面面积逐渐减小。即使在“退田还湖”政策实施后,多数围垦的湖泊并非退成天然湖泊,而是改造成精养鱼池、藕田或库塘。

#### 4.3 选取指标的合理性分析

迄今为止,上百种景观指数可供使用,大多数指数都有很高的相关性,这带来一个问题就是使用景观指数进行定量分析前需要进行景观指数的选取。目前选取的方法主要有2种<sup>[25]</sup>:(1) 根据经验或具体的研究对象进行选取<sup>[41]</sup>;(2) 通过主成分分析、因子分析或其他多变量简化方法进行选取<sup>[22,42-43]</sup>。经验选取具有较大主观性,故本文结合经验选取和主成分分析法进行选取。即,首先选择可以用作衡量变化的15个景观指数,然后对这些指数进行主成分分析,最终选取出4个指数:*MPS*、*PSSD*、*ED*和*MPFD*。根据其计算公式又可以将4个指标可以归类为3种:面积相关、周长相关以及分维数。

湖泊水面面积是湖泊功能实现的最基本要素。湖泊总面积、*MPS*、*PSSD*的变化可以较为全面地描述湖泊面积的变化以及湖群中大小湖泊面积分布的变化。斑块数量和*ED*可以侧面体现湖泊的破碎化程度。天然湖泊的几何形状偏离欧几里得几何形状,分维数较大,若由于人为因素的影响,边界逐渐规则,则分维数会降低。武汉湖泊多为浅水型湖泊,极易由于淤积和人为围垦而改变湖泊水域的边界形状,分维数的变化速率也可以间接体现出对湖泊开发利用的力度。总体而言,这些参数结合斑块数量和湖泊总面积,可以较好地反映湖泊景观动态变化。

#### 4.4 武汉市湖泊与江汉湖群变化的对比分析

武汉市湖泊是江汉湖群的重要组成部分。江汉湖群湖泊研究表明,江汉湖群湖泊与武汉市湖泊变化都是按照大湖破碎成小湖,小湖逐渐走向人工或自然衰退而消亡的轨迹演化,最后消失<sup>[44-45]</sup>。利用遥感和GIS技术手段,也有学者对江汉湖群湖泊的演化定量研究<sup>[8,44,46]</sup>,发现从数量上分析,江汉湖群湖泊数量于1970s迅速减少,1980s上升,1990s先呈下降之势后又略有上升。从湖泊面积上分析,1950s—1970s湖泊面积急剧减小,1980s后湖泊面积有波动地略微增加。对比武汉市湖泊的数量和面积变化以及演化趋势可以发现,武汉市湖泊的变化体现了江汉湖群变化的大体趋势,同时由于城市湖泊受到城市发展和人类活动的影响更大且更为直接,武汉市湖泊变化又与江汉湖群变化不完全同步。1950s—1970s,江汉湖群湖泊由于围湖造田,小型湖泊大量消亡,湖泊数量急剧减少,而1970s武汉市湖泊处于大湖破碎的阶段,可见小湖遭到围垦消亡发生时间较之江汉湖群湖泊更早,武汉人口密集发展快,人为干扰更为显著,围垦的进度也更快<sup>[47]</sup>。1980s开始政策导向改变,江汉湖群的变化和武汉湖泊变化较为同步,可见围垦力度和进度虽然更大,湖泊衰退和消亡现象更为严重,但是武汉作为城市,对政策的贯彻和执行力度更大,时间效率也更高<sup>[48]</sup>。

#### 4.5 遥感在湖泊景观研究的优势和发展前景

景观空间格局的自然演变和社会人为干扰演变导致的空间格局变化长久以来都受到生态学家、湖泊学家、规划师和管理者的关注<sup>[14]</sup>。而遥感和GIS技术在很大程度上改变和主导了生态学家对景观生态的研究方式,并将持续有着重要的影响<sup>[5,25]</sup>。空间格局分析始于1970s,在几十年内发展迅速,从最初简单的手动地图叠加分析到现在结合GIS和影像处理软件可以在几分钟内自动计算上百种景观格局指数。遥感更是将研究者的视野从局部小区域扩展到了大范围、大尺度的景观格局研究<sup>[22-23,28]</sup>。Landsat等卫星影像广泛使用,已成为景观研究、环境科学研究的重要组成部分,同时高分辨率遥感影像(如IKONOS、Quick-Bird、SPOT等)使大范围、大尺度景观格局分析也可以达到很高的精度<sup>[49-50]</sup>。高分辨率遥感影像或航空影像的应用对湖泊景观研究势必会有重大推进作用。

### 5 结论

从武汉市湖泊近40年的动态变化可以看出,城市内湖泊,尤其浅水型湖泊,其演变受政策导向和经济驱动影响剧烈。武汉市湖泊在40年中经历巨大的变化:1970s主要受“围湖造田”政策的影响,湖泊衰退和消亡现象严重;1980s政策导向改变,实行“退田还湖”,湖泊开发有所缓解和改善;1990s后主要受经济驱动影响,湖泊萎缩和消亡有所缓解,但趋势仍未改变。湖群数量和面积的减少,会严重地破坏湖区生态平衡,使水分涵容与调蓄能力大为降低,春夏旱涝频度增加,局部地区灾害性天气加剧,影响农业增产和人民的生命财



产安全. 必须采取有效措施, 加强湖泊的科学管理, 注重综合经济效益与生态效益, 合理地开发利用, 保护好湖泊自然资源.

## 6 参考文献

- [1] 夏开元. 湖泊中的武汉. 城建档案, 2007, **9**:16-19.
- [2] 张 欢. 近十年武汉市中心城区湖泊生态环境演变[学位论文]. 武汉: 华中师范大学, 2012.
- [3] 陈宝玉. 对武汉市水资源开发利用的思考. 人民长江, 2008, **39**(12):38-39.
- [4] 黄利民, 刘成武. 湖北省近代洪涝灾害的特点及其成因分析. 华中师范大学学报: 自然科学版, 2006, **40**(1):115-118.
- [5] Griffith JA. Geographic techniques and recent applications of remote sensing to landscape-water quality studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, **138**(1/2/3/4):181-197.
- [6] Fang J, Rao S, Zhao S. Human-induced long-term changes in the lakes of the Jiangnan Plain, Central Yangtze. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, **3**(4):186-192.
- [7] Du Y, Xue H, Wu S *et al.* Lake area changes in the middle Yangtze region of China over the 20th century. *Journal of Environmental Management*, 2011, **92**(4):1248-1255.
- [8] 邓宏兵. 江湖湖群演化与湖区可持续发展研究[学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2004.
- [9] Gan Y, Guo Y. Evaluation analysis and remedy strategy for eutrophication in Wuhan Lake Donghu. *Resources and Environment in the Yangtze Valley*, 2003, **13**(3):277-281.
- [10] Gao J, Xiong Z, Zhang J *et al.* Phosphorus removal from water of eutrophic Lake Donghu by five submerged macrophytes. *Desalination*, 2009, **242**(1):193-204.
- [11] Yang T, Liu Q, Chan L *et al.* Magnetic investigation of heavy metals contamination in urban topsoils around the East Lake, Wuhan, China. *Geophysical Journal International*, 2007, **171**(2):603-612.
- [12] 宁龙梅, 王学雷, 吴后建. 武汉市湿地景观格局变化研究. 长江流域资源与环境, 2005, **14**(1):44-49.
- [13] 宁龙梅, 王学雷, 胡望斌. 利用马尔科夫过程模拟和预测武汉市湿地景观的动态演变. 华中师范大学学报: 自然科学版, 2004, **38**(2):255-258.
- [14] 邬建国. 景观生态学: 第2版. 北京: 高等教育出版社, 2007:260.
- [15] Nagendra H, Munroe DK, Southworth J. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2004, **101**(2):111-115.
- [16] Andren H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 1992, **73**(3):794-804.
- [17] Hynes H. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 1975, **19**:1-15.
- [18] Neville HM, Dunham JB, Peacock MM. Landscape attributes and life history variability shape genetic structure of trout populations in a stream network. *Landscape Ecology*, 2006, **21**(6):901-916.
- [19] Wiens JA. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 2002, **47**(4):501-515.
- [20] Ficetola, GF, Marziali L, Rossaro B *et al.* Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecological Applications*, 2011, **21**(4):1272-1282.
- [21] Mark B, Michael L. Testing predictions of stream landscape theory for fish assemblages in highly fragmented watersheds. *Folia Zoologica*, 2010, **59**(3):231-239.
- [22] Riitters KH, O'Neill RV, Hunsaker CT *et al.* A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 1995, **10**(1):23-39.
- [23] Turner MG. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1989, **20**:171-197.
- [24] 王 艳, 吴军玲, 王恒亮等. 武汉近 50 年来降雨数据的统计分析. 湖北工业大学学报, 2007, **21**(6):98-100.
- [25] Wulder MA, Franklin SE. Understanding forest disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches. USA: CRC Press, 2006:246.
- [26] Benson BJ, MacKenzie MD. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. *Landscape Ecology*, 1995, **10**(2):113-120.
- [27] 梅安新, 彭望球, 秦其明. 遥感导论. 北京: 高等教育出版社, 2001:324.
- [28] McGarigal K, Marks BJ. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. GenTechRepPNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

- [29] 柳钦火. 定量遥感模型, 应用及不确定性研究. 北京: 科学出版社, 2010: 305.
- [30] Zhan Q, Molenaar M, Tempfli K *et al.* Quality assessment for geo-spatial objects derived from remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 2005, **26**(14): 2953-2974.
- [31] Lyons MB, Phinn SR, Roelfsema CM. Long term land cover and seagrass mapping using Landsat and object-based image analysis from 1972 to 2010 in the coastal environment of South East Queensland, Australia. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2012, **71**: 34-46.
- [32] Cohen WB, Yang Z, Kennedy R. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync-Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment*, 2010, **114**(12): 2911-2924.
- [33] Lyons MB, Roelfsema CM, Phinn SR. Towards understanding temporal and spatial dynamics of seagrass landscapes using time-series remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, **120**: 42-53.
- [34] Lillesand TM, Kiefer RW, Chipman JW. Remote sensing and image interpretation. UK: John Wiley & Sons Ltd, 2004: 763.
- [35] Wright C, Gallant A. Improved wetland remote sensing in Yellowstone National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data. *Remote Sensing of Environment*, 2007, **107**(4): 582-605.
- [36] Bwangoy JRB, Hansen MC, Roy DP *et al.* Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices. *Remote Sensing of Environment*, 2010, **114**(1): 73-86.
- [37] Kolios S, Stylios CD. Identification of land cover/land use changes in the greater area of the Preveza peninsula in Greece using Landsat satellite data. *Applied Geography*, 2013, **40**: 150-160.
- [38] Sexton J, Urban DL, Donhue MJ *et al.* Long-term land cover dynamics by multi-temporal classification across the Landsat-5 record. *Remote Sensing of Environment*, 2013, **128**: 246-258.
- [39] Tulbure MG, Broich M. Spatiotemporal dynamic of surface water bodies using Landsat time-series data from 1999 to 2011. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2013, **79**: 44-52.
- [40] Foody GM. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 2002, **80**(1): 185-201.
- [41] Langford WT, Gergel SE, Dietterich TG *et al.* Map misclassification can cause large errors in landscape pattern indices: examples from habitat fragmentation. *Ecosystems*, 2006, **9**(3): 474-488.
- [42] Cain DH, Riitters K, Orvis K. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*, 1997, **12**(4): 199-212.
- [43] Lausch A, Herzog F. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2002, **2**(1): 3-15.
- [44] 邓宏兵, 蔡述明, 杜 耘等. 近 50 年来江汉湖群水域演化定量研究. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(2): 244-248.
- [45] 邓宏兵, 蔡述明, 薛怀平等. 江汉湖区土地资源遥感调查与动态监测. 华中师范大学学报: 自然科学版, 2005, **39**(2): 265-268.
- [46] 林开愚, 杨 凯, 兰运超等. 江汉湖群围垦变化的遥感测定. 环境科学学报, 1985, **5**(1): 20-29.
- [47] 陈 锦, 武占云, 张志超. 武汉市湖泊演变与合理开发利用. 高等函授学报: 自然科学版, 2004, **16**(5): 43-47.
- [48] 邓 帆, 李仁东, 王海芳. 2000 ~ 2007 年湖北省耕地变化的遥感调查与分析. 长江流域资源与环境, 2010, **19**(10): 1171-1176.
- [49] Malhi Y, Román-Cuesta RM. Analysis of lacunarity and scales of spatial homogeneity in IKONOS images of Amazonian tropical forest canopies. *Remote Sensing of Environment*, 2008, **112**(5): 2074-2087.
- [50] Lu D, Hetrick S, Moran E. Land cover classification in a complex urban-rural landscape with QuickBird imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2010, **76**(10): 1159-1168.