

# 快速城市化地区湿地生态安全评价 ——以深圳市为例

吴健生<sup>1,2</sup>, 张茜<sup>1</sup>, 曹祺文<sup>3</sup>

(1. 北京大学城市规划与设计学院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 广东深圳 518055;

2. 北京大学城市与环境学院, 地表过程与模拟教育部重点实验室, 北京 100871; 3. 清华大学建筑学院, 北京 100084)

**摘要:** 利用深圳市2013年土地利用变更调查数据, 结合景观格局指数与InVEST模型, 构建适合快速城市化地区的湿地生态安全评价指标体系, 综合评价深圳市湿地生态安全。研究结果显示, 深圳市湿地破碎化严重; 大鹏新区湿地的生态安全值为0.88, 表明该区的湿地安全; 盐田区湿地的生态安全值为0.62, 表明该区的湿地较安全; 坪山区、南山区、福田区湿地的生态安全值分别为0.48、0.44和0.43, 表明该区的湿地处于低度预警状态; 新宝安区、新龙岗区、罗湖区、光明新区、龙华区湿地的生态安全值分别为0.39、0.36、0.33、0.28和0.21, 表明该区的湿地处于中度预警状态。深圳市湿地的生态安全受人为胁迫严重, 亟待加强对深圳市湿地生态系统的保护与管理。

**关键词:** 城市湿地; 生态安全; 景观格局; InVEST模型; 深圳

**中图分类号:** X826 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-5948(2017)03-321-08

城市化进程使湿地面临的人为干扰增多, 导致湿地退化, 使其原有的生态功能弱化或消失, 难以对城市生态发挥出应有的调节作用<sup>[1,2]</sup>。湿地生态安全评价作为湿地生态保护与修复的基础性工作, 可以为城市湿地保护政策制定提供量化支撑。目前, 湿地生态安全研究主要集中在国家<sup>[3]</sup>和区域<sup>[4-7]</sup>尺度, 少有对城市湿地的生态安全研究。湿地生态安全指标体系已经从生物完整性指数等单一生态安全因素拓展至PSR(Pressure-State-Response)模型、暴露—响应分析指标体系、景观指标体系等多因素综合评价, 研究方法也由定性的简单描述转变为定量的综合指数法、景观格局法、模糊综合评判法等数理模型判断<sup>[8]</sup>, 但少有能直接反映人为胁迫对湿地生态安全影响的综合性评价指标体系。本研究以深圳市为研究区, 采用InVEST模型, 突出展现城市化进程中人为胁迫与土地利用对城市湿地生态系统的影响, 构建综合评价指标体系, 进行城市湿地生态安全评价, 为快速城市化地区湿地保护、景观格局优化和生态安全规划提供参考。

## 1 数据和方法

### 1.1 研究区

深圳市位于中国南部海滨, 土地总面积为1 996.78 km<sup>2</sup>。该区气候属亚热带海洋性气候; 海岸线长283 km, 水资源丰富, 湿地类型众多, 以坑塘、水库、河流和滩涂为主。虽然, 深圳市湿地保护水平处于全国前列, 但是, 经过近30 a的快速发展, 该区湿地受到较严重的人为干扰。土地利用所呈现的人为干扰已经成为制约深圳市湿地生态安全的重要因素<sup>[9-11]</sup>。深圳市辖8个行政区和2个新区, 其中罗湖区、福田区、南山区、盐田区为原经济特区。2010年国务院批准深圳市实行经济一体化政策, 将经济特区拓展至全市。各行政区在土地政策、经济发展、人口增长等方面的差异, 使各区的湿地受到了不同方式的人为干扰, 也对应了不同的城市湿地演变进程。

### 1.2 数据

利用2013年土地利用变更调查数据, 用ArcGIS软件, 提取湿地类型; 利用深圳市2013年Google Earth遥感影像, 对研究区湿地空间分布进

收稿日期: 2016-09-20; 修订日期: 2016-12-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(41330747)资助。

作者简介: 吴健生(1965-), 男, 湖南省新化人, 教授, 主要从事景观生态与土地利用方面的研究工作。E-mail: wujun@pkusz.edu.cn

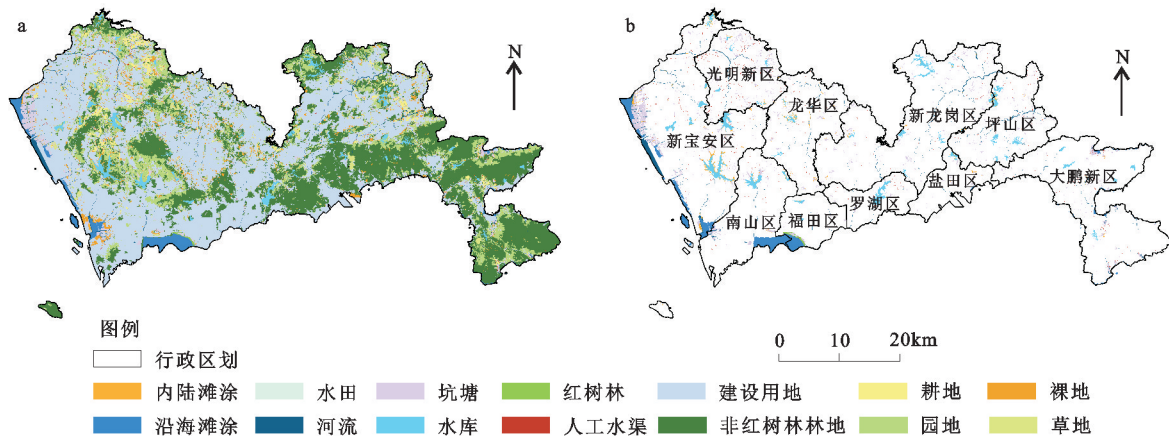


图1 深圳市土地利用类型图(a: 深圳市全境; b: 深圳市湿地)

Fig.1 Maps of land use types in Shenzhen city (a: whole city; b: the wetlands in Shenzhen city)

行校正,得到深圳市2013年湿地分布图(图1)。

高速公路、主要道路和快速道路、次要道路、支线道路、地铁线路数据等源于OpenStreetMap,用于InVEST模型的输入参数。其余统计数据来自深圳市《2013年水资源公报》与2013年《深圳市统计年鉴》。NDVI数据取自2013年10月的Landsat 8遥感影像。

参照《全国湿地资源调查与监测技术规程》,将湿地划分为自然湿地和人工湿地。其中,自然湿地包括红树林、河流、内陆滩涂和沿海滩涂;人工湿地包括坑塘、水库、水田和人工水渠。根据研究需要,将非湿地划分为在城市生态中具有重要意义的绿色景观和其它景观。

### 1.3 湿地生态安全评价方法

#### 1.3.1 评价指标体系构建

参考近年来研究者选用的高频指标<sup>[3-7,12,13]</sup>,采用国际重要湿地生态评价办法<sup>[14,15]</sup>,结合研究区评

价指标的典型性和可获得性,以行政区为研究单元,从湿地自然属性和人类活动两个方面,筛选出能较全面反映湿地生态安全的5大类共9个指标(表1),构建深圳市湿地生态安全评价指标体系。参照相关研究成果<sup>[6,7]</sup>,采用专家打分法,对指标权重进行了赋值。

其中,湿地密度为平均斑块面积与湿地总面积的比值。单位湿地面积中平均斑块面积越大,湿地破碎度越低,安全状况越高。湿地斑块密度为湿地斑块数与湿地总面积的比值,在一定程度上反映了湿地破碎化状况,湿地斑块密度越高,湿地安全状况越差。景观破碎度是指景观被分割的破碎化程度,反映景观空间结构的复杂性。香农多样性指数反映景观类型数量以及各景观类型所占比例的变化。在湿地单一地类中,香农多样性指数越大,表示湿地类型越多,湿地安全状况越好。已有研究表明,NDVI与植物生长水平<sup>[16]</sup>和动

表1 湿地生态安全评价指标及其权重

Table 1 Evaluation indexes of wetlands ecological security and their weights

一级指标(权重)	二级指标(权重)	三级指标(权重)	指标获取方式	指标关系
自然指标(0.5)	景观格局(0.1)	湿地密度(0.01)	湿地数据派生	+
		湿地斑块密度(0.02)	湿地数据派生	-
		景观破碎度(0.03)	湿地数据派生	-
		香农多样性指数(0.04)	湿地数据派生	+
	生态系统活力(0.2)	植被指数(0.2)	遥感数据计算	+
水环境(0.2)		水质级别(0.1)	监测资料计算	+
		单位面积蓄水量(0.1)	监测资料计算	+
		人为指标(0.5)	人口分布(0.2)	人口密度(0.2)
	土地利用(0.3)	生境质量(0.3)	InVEST模型推算	+

注:“+”表示该指标与生态安全呈正向关系,“-”表示该指标与生态安全呈负向关系。

物多样性<sup>[7]</sup>呈正相关关系,故可以用NDVI来衡量生态系统活力。水质级别以各行政区内不同等级水质水体面积比例来表征,并最终确定其水质整体状况。单位面积蓄水量可以反映湿地涵蓄大气降水、调洪和滞洪功能。人口密度在一定程度上反映了城市人口对湿地的压力。生境质量由InVEST模型计算得到,是湿地与非湿地土地利用状况的综合反映。

### 1.3.1.1 景观格局分析

利用景观指数研究景观格局是最为广泛的静态分析方法。选取斑块数量、斑块密度、最大斑块指数、平均斑块面积、面积加权的平均分维数等类型水平指数和香农多样性指数、香农均匀度指数、蔓延度指数等景观水平指数,进行湿地景观格局分析<sup>[18-20]</sup>。利用Fragstats4.2软件,计算各景观指数。各景观指数的生态学意义可参阅文献[21]~[23]。

### 1.3.1.2 InVEST模型生境质量分析

基于土地利用状况,利用InVEST模型生物多样性模块,分析自然、人为胁迫因子对总体景观的胁迫程度,对研究区生境质量进行总体评价。选取7个对湿地景观有胁迫作用的土地利用类型和6类交通道路作为胁迫因子。一方面,非红树林林地、草地包含人工林、人工牧草地等类型,耕地、园地、人工水渠和建设用地是人类活动产生的结果,故不论土地利用类型是否为生境,对湿地都有一定压力;另一方面,建筑、道路等人为干扰明显改造了地表,使景观趋于破碎化,连通性降低,对湿地生境造成干扰,威胁湿地安全。为了简化分类,将景观类型划分为自然、半人工和人工景观3类。其中,自然景观的生境适宜度为1,半人工景观为0.5,人工景观为0;将非红树林林地、草地归为自然景观,坑塘、水库归为半人工景观。参考InVEST模型使用指南<sup>[24]</sup>和相关研究<sup>[25-27]</sup>,设置胁迫因子的最大影响距离、权重和不同生境敏感性(表2和表3)。

### 1.3.2 评价分值计算与等级划分

利用加权求和公式,构建湿地生态安全评价综合指数:

$$X = \sum_{i=1}^n W_i \times P_i \quad (1)$$

公式(1)中, $X$ 为生态安全评价综合指数,取值范围为0~1; $n$ 为评价指标的数量; $W_i$ 为*i*评价指标的权

重; $P_i$ 为*i*指标极差标准化后的值。将研究区湿地生态系统安全等级划分为5个标准<sup>[9]</sup>,即安全( $0.8 \leq X < 1.0$ )、较安全( $0.6 \leq X < 0.8$ )、低度预警( $0.4 \leq X < 0.6$ )、中度预警( $0.2 \leq X < 0.4$ )、严重预警( $0 \leq X < 0.2$ )。

表2 胁迫因子属性

Table 2 Attributes of stress factors

胁迫因子	最大影响距离(km)	权重	衰退线性相关关系
人工水渠	1.0	0.5	线性相关
非红树林林地	1.0	0.2	指数相关
草地	0.5	0.2	指数相关
耕地	0.5	0.5	指数相关
园地	1.0	0.5	指数相关
裸地	0.5	0.5	指数相关
建设用地	2.0	1.0	指数相关
次要道路	0.5	0.3	线性相关
地铁线路	1.0	0.5	线性相关
高速道路	1.0	0.5	线性相关
主要及快速道路	0.5	0.4	线性相关
支线道路	0.5	0.2	线性相关
铁路	1.0	0.5	线性相关

## 2 结果与分析

### 2.1 湿地景观格局

深圳市湿地的面积共计150.59 km<sup>2</sup>,占深圳市土地总面积的7.54%;湿地类型以坑塘、水库、滩涂和河流为主。分布在深圳市原特区外的湿地的面积共计115.64 km<sup>2</sup>,占湿地总面积的76.79%。福田区、南山区沿海滩涂面积所占比例较大,自然湿地面积大于人工湿地面积,而其余四区则是人工湿地面积大于自然湿地面积。深圳市人工湿地面积占湿地总面积的55.26%,超出自然湿地面积15.83 km<sup>2</sup>。原特区外的湿地斑块数量约为原特区内的8倍,原特区内湿地平均斑块面积大于原特区外,且斑块密度相对较小,表明原特区内湿地聚集,原特区外湿地分散,湿地景观破碎度高于原特区内。深圳市自然湿地的斑块数量与斑块密度小于人工湿地,平均斑块面积大于人工湿地。原特区内沿海滩涂最大斑块指数为41.97%(表4)。自然湿地的分维数明显高于人工湿地,原因在于人类的强烈干扰使人工湿地的相似性较强,几何形状趋于简单化,分维度指数较低。整体而言,原特区内湿地分维数小于原特区外。

表3 各土地利用类型对生态因子的敏感性

Table 3 Sensibility of land use types on ecological factors

地类	生境适宜度	人工水渠	非红树林林地	草地	耕地	园地	裸地	建设用地	地铁线路	高速公路	主要及快速道路	次要道路	支线道路	铁路
红树林	1.0	1.0	1.0	0.4	0.6	1.0	1.0	1.0	0.7	0.9	0.8	0.6	0.5	0.7
河流	1.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	1.0	0.9	0.7	0.6	0.4	0.2	0.8
内陆滩涂	1.0	0.5	0.0	0.4	0.4	0.4	1.0	1.0	0.5	0.6	0.5	0.2	0.1	0.5
沿海滩涂	1.0	0.6	0.0	0.4	0.4	0.4	1.0	1.0	0.7	0.9	0.8	0.6	0.5	0.7
坑塘	0.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.0	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.3
水库	0.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	1.0	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.3
水田	0.0	1.0	0.0	0.3	1.0	0.3	0.4	1.0	0.2	0.3	0.3	0.2	0.1	0.2
人工水渠	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.0	0.2	0.3	0.3	0.2	0.1	0.2
非红树林林地	1.0	1.0	0.0	0.0	0.5	0.8	0.8	1.0	0.5	0.8	0.7	0.5	0.3	0.6
草地	1.0	1.0	0.0	0.0	0.4	0.4	0.4	1.0	0.3	0.8	0.8	0.6	0.4	0.7
耕地	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.0	0.5	0.7	0.6	0.4	0.3	0.5
园地	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.0	0.5	0.6	0.5	0.3	0.2	0.5
裸地	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.1	0.2	0.2	0.1	0.0	0.1
建设用地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

表4 各类型湿地的景观格局指数

Table 4 Landscape pattern index of different types of wetlands

景观指数	地域分类		属性分类	
	原特区 内湿地	原特区外 湿地	自然 湿地	人工 湿地
斑块面积 (km <sup>2</sup> )	34.95	115.64	67.38	83.21
斑块数量 (块)	1 810	15 754	1 544	13 340
平均斑块 面积(km <sup>2</sup> )	1.93×10 <sup>-2</sup>	7.34×10 <sup>-3</sup>	4.36×10 <sup>-2</sup>	6.24×10 <sup>-3</sup>
斑块密度 (块/km <sup>2</sup> )	51.78	136.23	22.91	160.31
最大斑块 指数(%)	41.97	4.48	21.78	6.16
面积加权的 平均分维数	1.15	1.21	1.21	1.18

与原特区内湿地的香农多样性指数(1.45)相比,原特区外湿地的香农多样性指数(1.61)较高;二者的香农均匀度指数相似,分别为0.75和0.73,表明原特区内、外湿地类型比例结构相似,原特区外景观类型更加丰富,其湿地斑块在景观中呈更均衡化趋势分布。蔓延度指数反映不同斑块类型间的聚集程度和蔓延趋势。原特区内、外的蔓延

度指数较小,分别为61.58和62.16,二者差异很小,主要是由于深圳市建设用地斑块较多,穿插于湿地景观内部,导致沿海滩涂、河流等湿地斑块被严重分割,类型景观优势不明显,湿地整体景观破碎度高,呈多要素密集格局。

## 2.2 InVEST 模型结果

### 2.2.1 生境退化程度评价

生境退化程度越严重,受胁迫因子的影响越大。与深圳市整体生境的平均退化程度相比,湿地的退化程度极其严重。运用自然断点法,将生境退化分值分为7类,深圳市整体生境的退化分值大多处于1区间~4区间内,其面积占深圳市总面积的80.16%,其中1区间的面积占50.74%(表5)。而湿地退化分值以2区间~5区间居多,占湿地总面积的71.33%,且对应区间的分值端点都高于深圳市整体生境区间的对应值。结合景观格局指数,湿地景观呈现出破碎度越大,生境退化程度越严重的特点。深圳市高值生境退化区域主要分布在深圳市中西部和东北部(图2a),景观类型主要为非红树林林地、园地、人工水渠和河流。

总体而言,非红树林林地生境退化程度较轻,呈稳定状态。深圳市对非红树林林地的保护多于湿地。虽然基本生态控制线要求保护林地和湿地,但生态控制线划定范围多以非红树林林地为主,湿地所占比重较小,仅纳入重要水库、主干河



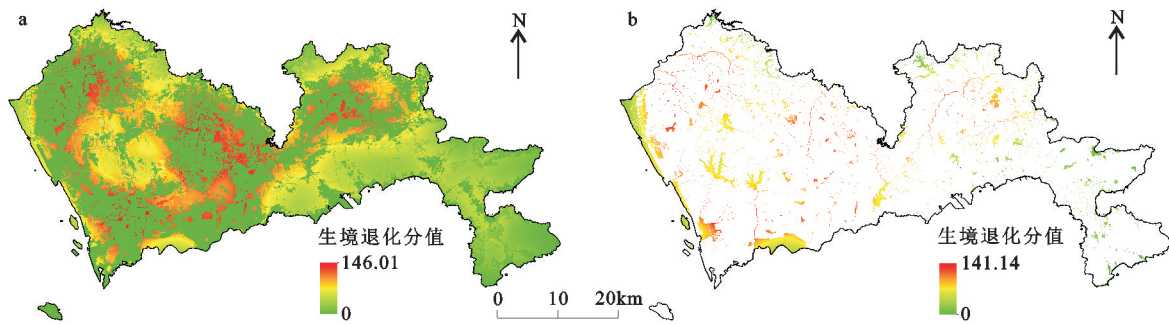


图2 深圳市生境退化分值图(a: 深圳市整体生境; b: 深圳市湿地生境)

Fig.2 Map of habitat degradation score of Shenzhen city (a: whole habitat of Shenzhen city; b: the wetlands in Shenzhen city)

流和部分公园的湿地(坑塘),西部的海岸湿地也未纳入生态保护范畴。这是生态保护与区域经济发展权衡的结果,是生态保护为满足城市发展建设需要而进行的退让。

表5 深圳市生境退化分值

Table 5 Habitat degradation score of Shenzhen city

区 间 代 码	深圳市整体生境		深圳市湿地生境	
	分值区间	面积百分比(%)	分值区间	面积百分比(%)
1	0.00~11.45	50.74	0.00~19.37	10.30
2	11.45~31.49	10.20	19.37~39.85	13.51
3	31.49~50.96	9.71	39.85~57.56	15.67
4	50.96~71.58	9.51	57.56~73.06	24.16
5	71.58~89.33	8.15	73.06~88.56	17.99
6	89.33~106.50	7.15	88.56~106.82	11.62
7	106.50~146.01	4.53	106.82~141.14	6.75

2.2.2 生境质量

生境质量分值越高,表明各斑块的抗干扰能力越强。由表6可知,深圳市整体生境质量偏低,大部分区域位于最低分值区间内,占总面积的62.32%,说明深圳市的生境斑块破碎度与生态脆弱性较高,对于人为干扰影响较为敏感。非红树

林林地保持了较高的生境质量,但其内部生境质量分值也呈阶梯下降,且相同分值的生境质量呈环状布局(图3a)。非红树林林地分布密集,破碎度较低,生境质量远好于湿地。湿地生境质量总体呈中等偏下水平,相对而言,较差区域(1区间~2区间)、一般区域(3区间~5区间)和较好区域(6区间~7区间)分别占总面积的25.32%、58.85%和15.83%。

表6 深圳市生境质量分值

Table 6 Habitat quality score of Shenzhen city

区 间 代 码	深圳整体生境		深圳湿地生境	
	分值区间	面积百分比(%)	分值区间	面积百分比(%)
1	0.00~0.12	62.32	0.00~0.09	4.80
2	0.12~0.31	6.62	0.09~0.25	20.52
3	0.31~0.44	6.98	0.25~0.38	25.51
4	0.44~0.60	4.36	0.38~0.54	23.11
5	0.60~0.76	3.64	0.54~0.72	10.23
6	0.76~0.89	6.25	0.72~0.88	7.45
7	0.89~1.00	9.83	0.88~1.00	8.38

2.3 深圳市湿地生态安全评价结果

对深圳市各行政区湿地进行区域间对比评

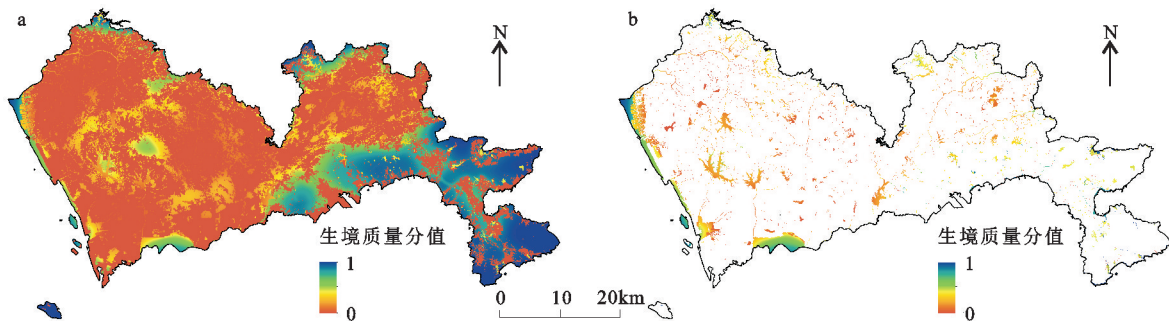


图3 深圳市生境质量分值图(a: 深圳市整体生境; b: 深圳市湿地生境)

Fig.3 Map of habitat quality score of Shenzhen city (a: whole habitat of Shenzhen city; b: the wetlands in Shenzhen city)

价,结果显示,大鹏新区湿地处于安全状态(图4),盐田区湿地处于较安全状态,坪山区、南山区、福田区湿地处于低度预警状态,新宝安区、新龙岗区、罗湖区、光明新区、龙华区处于中度预警状态。对各指标原始值进行Z-score标准化,以反映各指标偏离平均值的相对程度,从而辅助判定影响各行政区湿地生态安全的主导性限制因子。

坪山区、新龙岗区、罗湖区、光明新区、龙华区湿地生态安全主要限制因素为生境质量,即人为胁迫与土地利用。因此,这五个区应依照城区定位,完善土地利用结构,对非法建设项目进行取缔,严格控制建设用地的比例,促进产业结构的升级调整,并在一定程度上恢复原有湿地。福田区作为城市中心,与同为发展成熟区的罗湖区相比,土地利用结构更加合理,但应控制人口,保持城区活力。南山区、新宝安区应该加强区域绿化,提高植物覆盖率,丰富景观组合多样性。

大鹏新区、盐田区产业基础薄弱,经济体量小,外加地形优势,生态优美、环境宜人,势必要走小而精的发展战略。目前,大鹏新区已成为深圳市首个不考核国内生产总值的区,积极创建“国家生态文明建设示范区”,探索生态考核和绿色国内生产总值考核制度。2015年,盐田区正式发布其“城市GEP”,即城市生态系统生产总值,衡量生态系统的运行状况,并表示今后将建立国内生产总值和城市生态系统生产总值的双核算机制。未来应该继续加强大鹏新区、盐田区湿地的保护工作,维持其水土保持、水源涵养等生态功能。

### 3 讨论

评价标准制定与指标体系构建是评价类研究所面临的两大基本问题。由于湿地生态安全本身的复杂性,以及湿地演变进程差异,难以建立统一的评价标准。故在初始生态环境相似的情况下,本研究评价指标选取突出了深圳市自身特点,考虑周边土地利用对湿地的影响,运用InVEST模型,突出展现人为干扰与土地利用对城市湿地的胁迫作用。根据湿地生态安全综合评价结果,深圳市多数湿地处于不同程度的预警状态,即湿地的自然状态受到影响,湿地结构发生一定变化。现今,已有大量生态异常现象出现,主要表现为水质差、水体严重富营养化、自然湿地面积锐减、生物多样性下降、景观多样性差、斑块面积小、系统外胁迫力较大和生态功能下降<sup>[9-11]</sup>。从各行政区经济发展水平与湿地生态安全的关系来看,大致表现为湿地生态安全随经济发展水平的提高而下降,当经济发展达到一定阈值时,生态安全将趋于稳定。

生态安全是指在自然或人类干扰作用下,自然、近自然生态系统在为人类社会经济发展提供必要的生态系统产品与服务的同时又不至于受到损害,保持自身生态系统健康的一种状态<sup>[28]</sup>。以土地利用为对象,生境退化直接反映了土地利用类型受自然和人为过程的胁迫程度。而生境质量体现了空间斑块中胁迫因子造成的生境退化程度<sup>[25]</sup>。生境退化与生境质量互为反函数,与生态安全呈负相关关系。其中,生境退化是生态安全程度下降

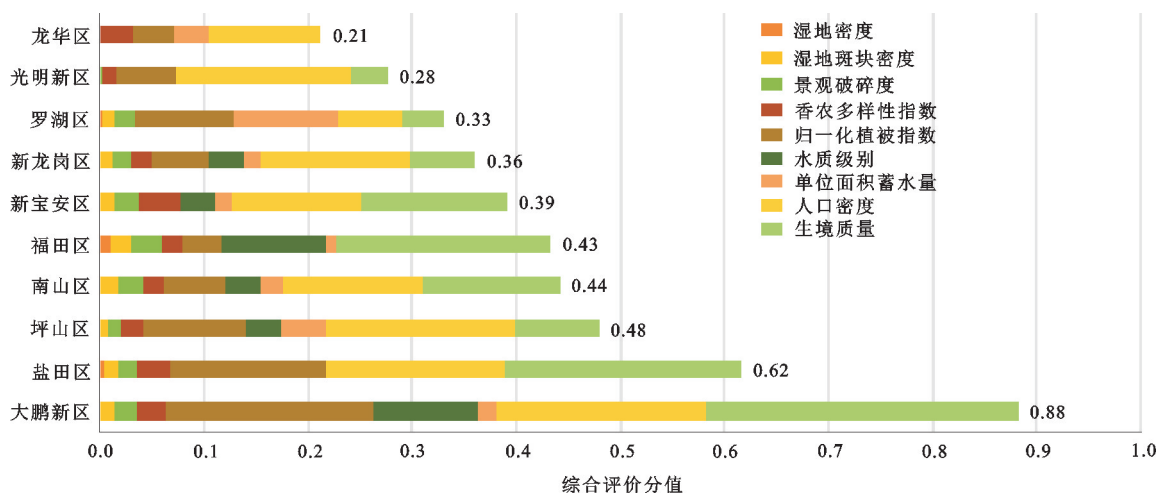


图4 深圳市湿地生态安全综合评价分值

Fig.4 Comprehensive evaluation score of ecological safety of the wetlands in Shenzhen city

的表现形式,而生境质量下降则是生境退化过程呈现的空间反映。虽然,无论是对生境退化还是生境质量的量化难以概括生态安全的全部内涵,但却是生态安全从空间人为胁迫角度出发的重要综合性指标,很好地表征了局地生态系统和周边环境的关系。因此,本研究采用基于胁迫因子的InVEST模型评价生境质量,表征空间斑块的生境退化程度,为明晰区域生态安全程度提供重要支撑。

深圳市湿地景观支离破碎,生态状况堪忧,退化趋势严重。未来应完善土地利用结构,加强湿地监管与保护,划定湿地保护红线,建立缓冲区。根据湿地类型及其生态重要程度,确定功能定位,制定适应性保护措施,以期形成“河流—水库—滩涂”相互连接的湿地景观安全格局。以河流为基础构建景观生态廊道,形成网络状的生态廊道系统,将有效提高湿地景观的连通性,为区域经济发展提供良好生态环境。对于西海岸生态状况较好的滩涂,应权衡开发与保护的关系,防止其进一步退化。加强对河流、红树林等自然湿地的生态修复,完善景观结构,提高生态系统的稳定性。水库、湿地公园等人工湿地,在满足使用功能的前提下,应模拟自然湿地,提高其生物多样性。

未来研究中,若能开展实地调查,对InVEST模型参数进行验证,可以使评价结果更为精确;而进一步研究湿地生态安全的时空变化规律,则有助于明晰城市化对湿地生态安全影响的演化进程。

## 4 结论

深圳市大鹏新区湿地处于安全状态,盐田区湿地处于较安全状态,坪山区、南山区、福田区湿地处于低度预警状态,新宝安区、新龙岗区、罗湖区、光明新区、龙华区湿地处于中度预警状态。深圳市湿地资源面临严重的人为胁迫,且有趋于恶化的趋势。因此,需要对深圳市湿地的人为胁迫进行合理控制,并采取相应对策,使湿地生态安全朝良性方向发展。

## 参考文献

[1]Hopkins K G, Morse N B, Bain D J, *et al.* Assessment of regional variation in streamflow responses to urbanization and the persistence of physiography[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**(5): 2724-2732.

[2]Niu Z G, Zhang H Y, Gong P. More protection for China's wetlands[J]. *Nature*, 2011, **471**(7338): 305-305.

[3]郑姚闽, 张海英, 牛振国, 等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估[J]. *科学通报*, 2012, **57**(4): 207-230.

[4]解雪峰, 吴涛, 肖翠, 等. 基于PSR模型的东阳江流域生态安全评价[J]. *资源科学*, 2014, **36**(8): 1702-1711.

[5]贾慧聪, 曹春香, 马广仁, 等. 青海省三江源地区湿地生态系统健康评价[J]. *湿地科学*, 2011, **9**(3): 209-217.

[6]朱卫红, 苗承玉, 郑小军, 等. 基于3S技术的图们江流域湿地生态安全评价与预警研究[J]. *生态学报*, 2014, **34**(6): 1379-1390.

[7]宋劲忻, 温庆忠, 华朝朗, 等. 云南省湿地生态状况评价[J]. *湿地科学*, 2015, **13**(1): 35-42.

[8]刘艳艳, 吴大放, 王朝晖. 湿地生态安全评价研究进展[J]. *地理与地理信息科学*, 2011, **27**(1): 69-75.

[9]李海生, 陈桂珠. 深圳市湿地的保护与修复研究[J]. *热带地理*, 2007, **27**(2): 107-110.

[10]吴吉东, 李宁, 李春华. 深圳市海岸带湿地变化及存在的威胁[J]. *海洋环境科学*, 2008, **109**(3): 278-282.

[11]温竹茹. 浅析深圳湿地生态系统的功能及保护措施[J]. *资源节约与环保*, 2013, **137**(6): 120-120.

[12]薛亮, 任志远. 基于层次分析的湿地公园对城市生态安全影响评价研究——以西安灞柳湿地公园为例[J]. *湿地科学*, 2007, **5**(3): 237-242.

[13]朱卫红, 郭艳丽, 孙鹏, 等. 图们江下游湿地生态系统健康评价[J]. *生态学报*, 2012, **32**(21): 6609-6618.

[14]Brooks R P, Brinson M M, Havens K J, *et al.* Proposed hydrogeomorphic classification for wetlands of the Mid-Atlantic region, USA[J]. *Wetlands*, 2011, **31**(2): 207-219.

[15]Kotze D C, Ellery W N, Macfarlane D M, *et al.* A rapid assessment method for coupling anthropogenic stressors and wetland ecological condition[J]. *Ecological Indicators*, 2012, **13**(1): 284-293.

[16]张佳华, 王长耀. 区域归一化植被指数(NDVI)对植被光合作用响应的研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2003, **17**(1): 91-95.

[17]Bino G, Levin N, Darawshi S, *et al.* Accurate prediction of bird species richness patterns in an urban environment using Landsat-derived NDVI and spectral unmixing[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2008, **29**(13): 3675-3700.

[18]宫兆宁, 张翼然, 宫辉力, 等. 北京湿地景观格局演变特征与驱动机制分析[J]. *地理学报*, 2011, **66**(1): 77-88.

[19]王永丽, 于君宝, 董洪芳, 等. 黄河三角洲滨海湿地的景观格局空间演变分析[J]. *地理科学*, 2012, **32**(6): 717-724.

[20]刘志伟. 基于InVEST的湿地景观格局变化生态响应分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.

[21]Gustafson E J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?[J]. *Ecosystems*, 1998, **1**(2): 143-156.

[22]WU J G. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations[J]. *Landscape Ecology*, 2004, **19**(2): 125-138.

[23]张金屯, 邱扬, 郑凤英. 景观格局的数量研究方法[J]. *山地学报*, 2000, **18**(4): 346-352.

[24]Tallis H T, Ricketts T, Guerry A D, *et al.* InVEST 2.6.0 User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs[M]. Stanford: The Natural Capital Project, 2014.



- [25]吴季秋. 基于CA-Markov和InVEST模型的海南八门湾海湾生态综合评价[D]. 海口: 海南大学, 2012.
- [26]吴健生, 张理卿, 彭建, 等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J]. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.
- [27]Wu J S, Feng Z, Gao Y, *et al.* Hotspot and relationship identification in multiple landscape services: A case study on an area with intensive human activities[J]. *Ecological Indicators*, 2013, 29(3): 529-537.
- [28]彭建, 吴健生, 潘雅婧, 等. 基于PSR模型的区域生态持续性评价概念框架[J]. *地理科学进展*, 2012, 31(7): 933-940.

## Ecological Security Assessment of Wetlands in Rapidly Urbanizing Areas: A Case Study of Shenzhen, China

WU Jiansheng<sup>1,2</sup>, ZHANG Xi<sup>1</sup>, CAO Qiwen<sup>3</sup>

(1. Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology, School of Urban Planning and Design, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, P.R.China; 2. Laboratory of Earth Surface Processes of Ministry of Education, College of Urban and Environment Science, Peking University, Beijing 100871, P.R.China;  
3. School of Architecture, Tsinghua University, Beijing 100084, P.R.China)

**Abstract:** Urban wetlands are among the most important natural spaces in urban landscapes. The many types of urban wetlands include rivers, lakes, reservoirs, ponds, tidal wetlands, bogs, fens, marshes and swamps. Urban wetlands form important patches and corridors in the urban landscape, which are foundational to urban ecological security. To evaluate the ecological security of wetlands in rapidly urbanizing regions, the authors selected Shenzhen as the study area. Since China's reform and opening-up, urbanization has caused wetland fragmentation, with patches disappearing and corridor connectivity weakening in Shenzhen. The ability of urban wetlands to support ecological security is becoming compromised. Our goal is to evaluate the ecological security of wetlands, to provide a scientific basis for wetland protection policies, and to optimize urban landscape patterns. Human disturbance and land use changes have significantly affected urban ecological security in general and have become especially important factors restricting the ecological security of wetlands in Shenzhen. This paper uses the InVEST model to assess the effects of human disturbance and land use on wetlands. With the support of RS and GIS, using 2013 Shenzhen land use data, we extracted the distribution of wetlands. Based on the data obtained, an index was calculated using the InVEST model as a quantitative indicator of wetland ecological security. This index was integrated with other indexes to establish an evaluation system. We used expert scoring method to set weights and obtained the final comprehensive evaluation by using data standardization and weighted summation methods for each index. In this manner, we analyzed landscape patterns, habitat quality and degradation based on InVEST model, and the ecological security of Shenzhen. Wetland ecological security and the spatial distribution pattern were revealed for Shenzhen. The results show that wetlands have become seriously fragmented, and most wetland ecosystems in Shenzhen are at some degree of risk. Although some wetlands have been incorporated into the protection system, the ecological situation is worrisome. Wetland protection policies need to be strengthened. Wetlands outside the original special economic zones are more fragmented with more varied shapes, and greater landscape diversity. The study found an ecological security value for Dapeng District of 0.88, meaning that the ecosystem was in a relatively safe state. Yantian District's wetland ecological security value was 0.62, indicating a less safe wetland ecosystem. Wetland ecological security values of 0.48, 0.44, and 0.43 in Pingshan District, Nanshan District, and Futian District are early warnings of wetland ecosystem deterioration. The lowest wetland ecological security values were found to be 0.39, 0.36, 0.33, 0.28, and 0.21 in New Baoan District, New Longgang District, Luohu District, Guangming District, and Longhua District. The ecological security threats in these districts are considered to be very serious. Thus we recommend government action to develop appropriate responses to urban wetland ecosystem conservation and management.

**Keywords:** urban wetlands; ecological security; landscape pattern; InVEST model; Shenzhen