DOI: 10.5846/stxb201805040994

吴茂全,胡蒙蒙,汪涛,凡宸,夏北成.基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别.生态学报,2019,39(16): -

Wu M Q, Hu M M, Wang T, Fan C, Xia B C.Recognition of urban ecological source area based on ecological security pattern and multi-scale landscape connectivity. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39 (16): - .

基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源 地识别

吴茂全1,胡蒙蒙1,汪 涛2,凡 宸2,夏北成1,*

- 1 中山大学环境科学与工程学院,广州 510000
- 2 深圳市自由度环保科技有限公司, 深圳 518000

摘要:高度城市化区域面临着严峻的生态环境问题,生态安全格局构建是保障城市生态安全的重要途径。生态源地的科学识别一直是生态安全格局构建的技术难点。以高度城市化的深圳市为例,从社会-经济-自然三方面要素构建 DPSIR 模型评估区域生态安全,并基于景观连通性的多尺度分析识别生态源地。研究表明:(1)深圳市生态安全格局呈现东南部、东北部优良,中部、西部区域警告的空间特征,其中安全区、较安全区、基本安全区、预警、中警分别占比 30.34%、13.49%、9.85%、9.15%和 37.17%;(2)通过连接度、聚合度、内聚力和分离度 4 个景观连通性测度指标的主成分分析,可知 400 m 是深圳市生态源地景观连通性最优的识别尺度,斑块最小识别阈值面积为 0.8 km²;(3)深圳市生态源地面积为 753.78 km²,占全市总面积的 37.74%,主要为深圳市东南部与西部区域的林地和水域用地,其中包含了 86.87%的法定保护区,且 91.92%的区域落入生态控制线范围内;(4)基于生态安全格局与多尺度景观连通性的生态源地识别方法可为城市生态源地的识别提供新思路,从而有效指导城市规划。

关键词:DPSIR 模型;生态安全;多尺度;景观连通性;生态源地;深圳市

Recognition of urban ecological source area based on ecological security pattern and multi-scale landscape connectivity

WU Maoquan¹, HU Mengmeng¹, WANG Tao², FAN Chen², XIA Beicheng^{1,*}

- 1 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510000, China
- 2 Shenzhen Degree of Freedom Sci-Tech Co., Ltd., Shenzhen 518000, China

Abstract: Highly urbanized regions are faced with serious environmental issues. The construction of ecological security patterns is an important approach to protecting urban ecological security. There are some technical difficulties in identifying ecological source areas in highly urbanized regions, like Shenzhen, the study area of this paper. Reviewing the existing research on recognition methods for important patches, it was found that the commonly used method is relatively simple, based on biodiversity as well as the importance of ecosystem services. However, these methods are biased towards considering the structure and function of the patch itself, while ignoring the importance of patches in the entire matrix structure and human factors. Therefore, this paper attempted to apply a comprehensive recognition method for landscape connectivity and ecological security to recognize the ecological source area. The framework of DPSIR was applied to establish an ecological security assessment index system from three aspects: social, economic, and natural factors. Further, to explore the optimal scale of ecological source areas, a recognition method was established based on multi-scale landscape

基金项目:国家重点研发项目(2016YFC0502803)

收稿日期:2018-05-04; 网络出版日期:2019-00-00

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: xiabch@ mail.sysu.edu.cn

connectivity. The results are as follows; (1) The ecological security pattern of Shenzhen is excellent in the southeast and northeast, and not good in the central and western regions. The area ratios for different grades of ecological security are 30. 34 %, 13.49 %, 9.85 %, 9.15 %, and 37.17 % for grades V, IV, III, III, and I, respectively. (2) Through principal component analysis of four landscape connectivity indicators, namely, connectance, aggregation, cohesion, and separation, it was found that the landscape connectivity of ecological source areas in Shenzhen appears optimally when 400 m was applied as the landscape component scale and the minimum recognition threshold area of patches was 0.8 km². (3) The total area of the ecological source areas was 753.78 km² based on the high grades of ecological security, accounting for 37.74 % of the total area of Shenzhen. The ecological source areas are mainly composed of forest and water areas. The ecological source areas contained 86.87 % of legally protected areas, and 91.92 % of the ecological source areas fell within the ecological control line. Thus, this recognition method is feasible to some extent. (4) The method of recognition of the source area proposed in this paper provides a certain degree of improvement as it takes not only the natural factors but also the human factors into account. It is demonstrated that the recognition of ecological source areas based on the ecological sources and further guide urban planning effectively.

Key Words: DPSIR model; ecological security; multiscale; landscape connectivity; ecological source; Shenzhen city

经济的高速增长伴随着快速的城市化进程,同时带来了一系列生态环境问题^[1-2]。高度城市化区域面临着生境斑块减少、生物多样性丧失及景观破碎化程度加剧等严峻问题^[3]。因此,缓解城市化进程中对自然资源的破坏与城市生态系统生物多样性保护间的矛盾,已成为城市化发展中的重要问题^[4-5]。缘起于景观生态学的生态安全格局能够有效保障城市生态系统可持续发展。生态源地,即区域物种或生态事件向外扩散和维持的源区/点,作为生态安全格局构建的重要组成部分,具有保持生态系统服务可持续性、维护现有景观完整性的功能,对维护区域生态安全、保障城市居民健康具有重要意义^[6-7]。

近年来,国内外学者对生态源地的概念、识别方法等方面的研究逐渐成熟。生态源地与生态安全格局具有高度相关性,其识别方法呈现多样化,或将生境质量较好的风景林和自然保护区等直接定义为生态源地^[8];或通过生态系统服务功能及敏感性构建指标体系综合评估识别生态源地^[9-10]。但是,这些方法都偏重于考虑生态系统自身的功能属性^[11],忽略了生态源地在城市生态系统中受到的人类社会经济活动的干扰,忽略了不同尺度下景观连通性对生态过程和生态功能的影响^[12-13],或缺少从区域生态安全的高度分析。

深圳,一个高度城市化的大都市,人口密集,经济发达,空间非常有限,保护生态系统刻不容缓。因此,寻找区域生态源地,优化区域生态安全格局十分重要。也有一些类似的针对深圳市生态源地的研究,但其指标有待完善,且缺少尺度分析[14]。本文以深圳市为研究区,兼顾社会-经济-自然三方面要素构建"驱动力(Driving forces)—压力(Pressure)—状态(State)—影响(Impact)—响应(Responses)"模型(DPSIR模型)评估区域生态安全,结合多尺度景观连通性分析探讨生态源地识别的最佳尺度,从而识别生态源地,为研究区及其他高度城市化区域生态安全格局的构建与优化提供案例参考。本文试图探讨:(1)如何在一个受高度人为干扰的城市生态系统中识别具有较完整自然属性的生态斑块/源地及其连通性?(2)如何从多尺度景观连通性的角度探讨生态源地识别的最佳尺度?

1 研究区及研究方法

1.1 研究区概况

深圳市是珠江三角洲的中心城市,位于珠江口东岸(113°46′—114°37′E,22°24′—22°52′N),全市总面积 1997.27 km²(图 1)。地形类型主要有低山、丘陵、高原、梯田、平原五大类,地势差较大。属亚热带海洋性气候,全年温和湿润、雨量充沛。经济总量长期位列中国大陆城市第四位,常住人口 1190.84 万且有大量的流动

性人口,是中国经济增长最快的城市之一^[15]。城市化进程的加快,建设用地不断扩张,生态用地逐渐萎缩,生物多样性持续降低,控制城市无序蔓延和保护生态空间是保障居民健康、区域生态环境质量的关键所在^[16]。

1.2 数据来源

本研究所使用的数据包括遥感影像、DEM 数据、土地利用与 NDVI 数据、土壤和道路数据、降水、社会经济及人口数据。其中,(1) DEM 数据为 Aster30 m 分辨率的数字高程模型,来自中国科学院计算机网络信息中心(http://www.gscloud.cn);(2) 土地利用数据、NDVI 数据源自 2015 年(2015-11-05-02;31:45)6 m 栅格分辨率的 SPOT6 遥感影像解译所得;(3) 土壤数据由深圳市土壤类型图矢量化所得;(4) 道路数据源自国家基础地理信息中心(http://ngcc.sbsm.gov.cn);(5) 降水数据源自国家气象科学数据共享服务的中国地面累日值数据(http://data.cma.cn);(6) 社会经济数据、人口数据源自《深圳统计年鉴——2016》。

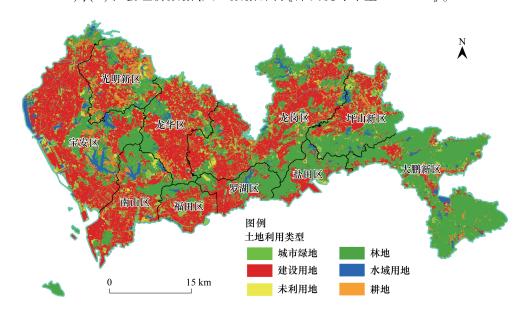


图 1 研究区地理位置示意及土地利用类型图

Fig.1 Geographical location and land use map of the study area

1.3 研究方法

1.3.1 DPSIR 评价指标体系

影响生态系统变化的因素很多,DPSIR 作为一个概念模型,考虑了多方面的因素作用,常用于评价生态环境系统的状态与变化。该模型从因果关系的角度将人类社会经济活动和生态环境系统间的相互作用紧密结合^[17-18]。其中,"驱动力"是引发环境变化的潜在因素,如区域的自然灾变与社会经济活动;"压力"是指人类社会经济活动对生态系统的资源需求压力;"状态"是在驱动力和压力作用下,生态系统的生态环境状况;"影响"是指生态系统对人类健康和社会结构的影响;"响应"表征人类促进可持续发展进程中所采取的对策^[19-20]。

基于 DPSIR 概念模型原理,兼顾社会-经济-自然三方面因素,将目标层生态安全总体水平分解为驱动力、压力、状态、影响和响应 5 个准则层。各准则层根据深圳市经济发达、人口密集呈现出的高度城市化特征与环境问题,结合指标的可获取性、简洁性,并经相关性分析去除冗余指标,分别选择反映其生态安全主要特征的因子,筛选出 15 个指标构建评价指标体系^[21](表 1)。

1.3.2 评价指标的空间量化

研究区以 100 m×100 m 划分栅格单元,每一个单元均为信息的空间载体。按照各指标的计算公式,在 AreGIS 平台将指标信息赋值到对应栅格单元。

表 1 深圳市生态安全评价指标体系

Table 1 Index system for assessing ecological security of Shenzhen city

| 目标层 Target layer | 准则层 Criteria | 指标层 Index | ystem for assessing ecological security of Shenzhen o 计算公式及说明 Calculation formulas and instructions | 指标选取依据 Index selection | 指标属性 Index |
|------------------------------|-----------------|--------------|---|---------------------------------------|---------------|
| raiget iayei | layer | layer | Calculation formulas and instructions | basis | attribute |
| 生态安全 Eco-logical security | 驱动力 | 地形位指数 | $T = log\left[\left(\frac{E}{\bar{E}} + 1\right) \times \left(\frac{S}{\bar{S}} + 1\right)\right]$, E 为高程, S 为 坡度 | 表征地形地势差异引发 生态系统环境变化的潜 在驱动因素 | _ |
| | | 道路影响度 | $P=100^{(1-R_i)}$, $R_i=\frac{d_i}{d}$, $d=\frac{s}{2l}$, R_i 为影响半径, d_i 为缓冲区距离, d 为影响距离, s 为区域面积, l 为道路 长度 | 表征道路干扰情况导致 生态系统环境变化的驱 动因素 | _ |
| | | 城镇影响度 | $P=100^{(1-R_i)}$, $R_i=\frac{d_i}{d}$, $d=\sqrt{\frac{s}{\pi}\times n}$, R_i 为影响半径, d_i 为缓冲区距离, d 为影响距离, s 为区域面积, n 为城镇数(行政区、功能区行政级别) | 表征城市化水平导致生 态系统环境变化的驱动 因素 | _ |
| | | 生态用地影响度 | $P=100^{\left(1-R_{i}\right)}$, $R_{i}=\frac{d_{i}}{d}$, $d=\sqrt{\frac{s}{\pi}\times n}$, R_{i} 为影响半径, d_{i} 为缓冲区距离, d 为影响距离, s 为区域面积, n 为生态斑块数 | 表征生态用地对生态系 统环境调节、保护的驱动 因素 | + |
| | 压力 | 经济密度 | GDP/区域面积 | 表征经济发展对生态系 统资源配置的需求压力 | _ |
| | | 人口密度 | 人口数量/区域面积 | 表征人口数量对生态系 统资源能源的消耗压力 | _ |
| | 状态 | 植被覆盖度 | $f = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\min}}{\text{NDVI}_{\max} - \text{NDVI}_{\min}}$, NDVI 为归一化植被指数 | 表征生态系统植被覆盖 状态 | + |
| | | 生物丰度指数 | 生物丰度指数= $(0.35 \times 林地+0.21 \times 草地+0.28 \times $ | 表征生态系统生物多样 性状态 | + |
| | | 土地胁迫指数 | 土地胁迫指数 = $(0.4 \times \pm g)$ 是使用, $(0.4 \times \pm g)$ 是使用, $(0.4 \times \pm g)$ 是使用的, $(0.4 \times \pm g)$ 是使用的, $(0.4 \times \pm g)$ 是使用的。 是一个,我们就是我们就是一个,我们就是我们就是一个,我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是我们就是 | 表征生态系统土地质量 遭受胁迫的状态 | _ |
| | | 土壤侵蚀模数 | $A_c = R \times K \times L \times S \times (1-C)$, R 为降雨侵蚀力因子、 K 为土壤可蚀性因子、 L 为坡长因子、 S 为坡度因子、 C 为植被覆盖因子 | 表征生态系统水土流失 状态 | _ |
| | 影响 | 生态系统服务价值 | $V = \sum_{i=1}^{6} A_i \times P_i$ 、 V 是研究区的生态系统服务价值, P_i 是 i 土地利用类型的生态功能单价, A_i 是 i 土地利用类型面积。 | 表征生态系统对人类生 存与生活质量有贡献的 生态系统产品和服务 | + |
| | | 开发适宜性 | $E = \prod_{j=1}^{m} F_j \cdot \sum_{k=1}^{n} w_k f_k$ 、 j 为强限制因子的构成要素编号, k 为较强限制因子的构成要素编号; m 为强限制因子的构成要素个数, n 为较强限制因子的构成要素个数。 F_j 为第 j 个要素的适宜性赋值; f_k 为第 k 个要素的适宜性赋值, w_k 为第 k 个要素的权重。 | 表征由于生态系统生态 用地保护对土地开发建 设的影响 | _ |
| | | 建设开发度 | $P = S/(S \cup E)$, S 为区域现状建设用地面积, E 为适宜 开发用地面积 | 表征生态系统生态用地 资源短缺引发的土地开 发过度的影响 | _ |
| | 响应 | 第三产业产值 | _ | 表征以增强第三产业比 重的方式减少生态系统 环境污染 | + |
| | | 水利、环境保护投入 | _ | 表征以增加环保投资的 方式促进生态系统的可 持续发展 | + |

(1)自然、景观指标

自然地表信息或景观空间信息,如地形位指数、道路影响度、城镇影响度^[23]、植被覆盖度^[24]、土壤侵蚀模数^[25]等指标,先通过 Raster Calculator 工具实现指标值栅格计算,再重采样至各栅格单元。

(2)社会、经济指标

采用面积权重内插法与邻域平均法将社会、经济指标从行政区降尺度到栅格单元^[26],具体步骤为:先将人口数量、GDP、第三产业产值和水利、环境保护投入等以行政区为单位统计的数据按照每个评价单元内建设用地或生态用地面积所占行政区建设用地或生态用地总面积的权重,分配至对应栅格单元;再根据 AreGIS 的邻域分析,以每个单元周围 1000 m×1000 m 的范围为影响半径,以各指标在该范围内的均值确定为该单元的指标数值;最后通过 Raster Calculator 工具实现栅格赋值。

1.3.3 指标的标准化

各指标来源不同、单位量纲不统一,指标间不具有可比性,故需对各指标进行标准化处理。

(1)极差标准化法

评价指标与区域生态安全存在正相关(正向)或负相关(负向)关系的指标分布为:

正向指标:
$$K_i = (X_i - X_{\min})/(X_{\max} - X_{\min})$$
 (1)

负向指标:
$$K_i = (X_{\text{max}} - X_i) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}})$$
 (2)

式中, X_i 为指标 i 实测值; X_{max} 为指标 i 的最大值; X_{min} 为指标 i 的最小值; K_i 为指标 i 经标准化后的指标值。

(2)分等级赋值法

土壤侵蚀模数不适合用极差标准化,根据相关技术规范,采用分等级赋值的方法进行标准化。以 500、2500、5000、8000、15000 t km⁻² a⁻¹的侵蚀模数为阈值分别划定土壤侵蚀敏感性为 1(微度)、0.8(轻度)、0.6(中度)、0.4(强烈)、0.2(极强烈)、0(周烈)6 个等级,土壤侵蚀量越高等级值越小^[27]。

1.3.4 指标权重赋值

采用层次分析法确定各指标的权重。根据递阶层次结构构造判断矩阵,评定各相关指标的相对重要程度;再计算判断矩阵的最大特征值及对应的特征向量,特征向量归一化后即为指标权重(表 2)。一致性检验结果 CI=0.1461,CR=0.0919<0.1,判断矩阵的一致性可以接受。其中,植被覆盖度、生物丰度指数和生态系统服务价值的权重均较大,地形位指数的权重最小。

表 2 评价指标权重

Table 2 Weight of evaluation index

| 指标 | 权重 | 指标 | 权重 | 指标 | 权重 |
|--------------------------------------|---------|---------------------------------------|---------|--|---------|
| Index | Weights | Index | Weights | Index | Weights |
| 地形位指数 Terrain index | 0.0171 | 道路影响度 Road influence | 0.0386 | 城镇影响度 Urban influence | 0.0433 |
| 生态用地影响度 Ecological land influence | 0.0751 | 经济密度 Economic density | 0.0353 | 人口密度 Population density | 0.0334 |
| 植被覆盖度 Vegetation coverage | 0.1617 | 生物丰度指数 Biological abundance index | 0.1617 | 土地胁迫指数 Land stress index | 0.0678 |
| 土壤侵蚀模数 Soil erosion modulus | 0.0678 | 生态系统服务价值 Ecosystem service value | 0.1341 | 开发适宜性 Development suitability | 0.0466 |
| 建设开发度 Construction development | 0.0466 | 第三产业产值 Third industry output value | 0.0148 | 水利、环境保护投入 Investment in water conservancy and environmental protection | 0.056 |

1.3.5 生态安全指数

采用综合指数法计算生态系统安全指数 $ESI^{[28]}$,将安全性等级分为中警、预警、基本安全、较安全、安全 5级,指数区间对应为 0—0.35、0.35—0.45、0.45—0.55、0.55—0.65、0.65— $1^{[29:30]}$ 。

$$ESI = \sum_{i=1}^{n} K_i \times W_i$$
 (3)

式中, ESI 为生态安全指数; K_i 为指标 i 标准值; W_i 为指标 i 的权重。

1.3.6 多尺度景观连通性分析

生态源地不仅是指具有较高生态服务价值、物种栖息的景观类型,同时也是生态功能发挥的核心。景观连通性是指景观对生态流的便利或阻碍程度,是衡量景观生态过程和功能关系的重要指标。维持良好的景观连通性是保护生物多样性、维持生态系统安全、稳定性和整体性的关键因素,也对区域生态过程的发展具有主导性影响^[31]。景观连通性有很强的尺度依赖性,当景观组分结构发生变化时,规模较小且零星分布的生态斑块不断被剔除,相连和相离较近的生态斑块不断合并形成规模较大的生态源地,整体连通性水平也随之发生变化^[32]。

以生态安全等级较高的"安全区"作为生态源地识别的景观类型,基于数学反证法,先假设区域存在多种尺度的生态景观组分结构,考虑尺度分析的连续性,设定 100、200、400、800、1600 m 5 个尺度的深圳市生态景观组分结构。再基于 Fragstats 软件,从景观组分结构整体连通性角度选取内聚力、连接度、聚合度、分离度作为测度指标。内聚力、连接度、聚合度越大,景观组分结构的整体连通性越高;分离度越大,整体连通性越低。采用主成分分析法对不同尺度的景观组分结构的整体连通性优劣进行客观定量评价,获得生态源地识别的最佳尺度。

2 结果

2.1 单一指标重要性空间分布

深圳市单一指标重要性的空间格局揭示了不同生态过程对于区域生态安全的影响与作用(图 2)。驱动

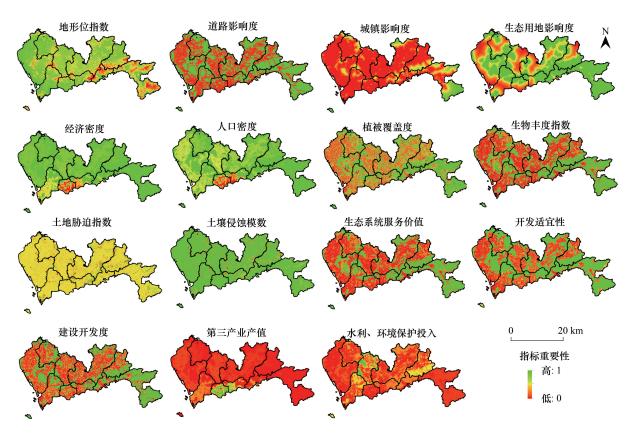


图 2 指标层重要性分布图

Fig.2 Key value of criterion index

力低值区域主要位于城市建成区和交通干线两侧,受人类活动影响明显,对生态系统过程具有较大的负面影响;福田区、南山区及罗湖区人口高度聚集,且经济密度超高,承受着巨大的生态资源需求压力,作为负向指标,形成一个低值区;状态高值区域位于东南部山区等海拔较高的区域,这类区域植被覆盖度高、生物多样性丰富、土壤保持较好,具有较高的生态系统服务功能价值;影响的高值区域主要分布在水源保护区和较高海拔的区域,这类区域不利于城市用地开发,但有利于生态空间的保护,是保障区域生态环境质量、控制城市的无序蔓延、缓解生物多样性破坏的重要区域;响应高值区域主要分布在福田区、南山区等第三产业高比重区域及龙华区、坪山新区的山区地带,该区域人类生态系统保护意识强,环境保护投入水平高。

2.2 城市生态安全格局

研究区生态安全指数范围为0—1,平均值为0.53,基于5级划分得到深圳市生态安全格局图(图3),呈现东南部、东北部及西部中心区部分地区优良,中部、西部安全性相对较低。生态安全区、较安全区、基本安全区、预警区和中警区面积分别为30.34%、13.49%、9.85%、53.68%、9.15%和37.17%。

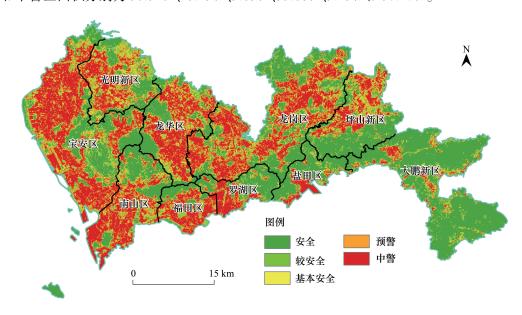


图 3 生态安全格局

Fig.3 Ecological security pattern

2.3 景观连通性及其尺度变化

由连接度、聚合度、内聚力和分离度 4 个景观连通性测度指标在 100、200、400、800 m 及 1600 m 栅格尺度下的散点图(图 4)可知,连接度指数在尺度为 400 m 时取得最大值,聚集度指数随着尺度变大而急剧变小,斑块内聚力指数从 100 m 到 800 m 变化很小,但 800 m 后则急剧下降,分离度指数仅在尺度 100 m 时出现高值。

针对 4 个指标对应不同尺度的分布,进行主成分分析,从方差贡献率统计表(表 3)提取了 2 个主成分构成主成分矩阵(表 4),主成分 1 上内聚力、连接度、聚合度荷载较高,反映了生态安全区的聚集连接性;主成分 2 上分离度荷载较高,反映出安全区的分离破碎程度。

表 3 方差贡献率统计表

Table 3 Statistical table of variance explained

| 主成分 Principal component | 特征值 Eigenvalue | 方差贡献率 Contribution rates/% | 累积贡献率 Accumulative contribution rate/% |
|----------------------------|-------------------|-------------------------------|---|
| 1 | 2.782 | 69.556 | 69.556 |
| 2 | 1.029 | 25.719 | 95.275 |
| 3 | 0.130 | 3.247 | 98.521 |
| 4 | 0.059 | 1.479 | 100.000 |

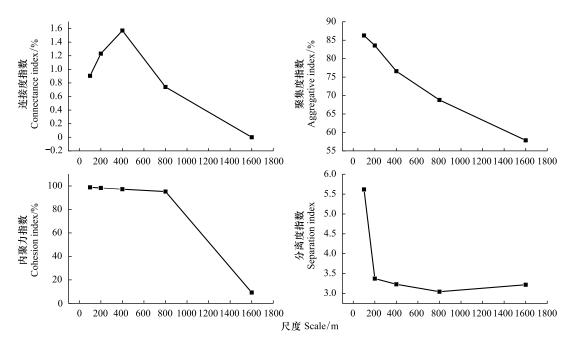


图 4 不同尺度的生态景观连通性指数

Fig.4 The connectivity index of ecological component of different scales

表 4 成分矩阵

Table 4 Component matrix

| 测定指标 | 成分 Component | | |
|-----------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--|
| Measurement index | 主成分因子 1 | 主成分因子 2 | |
| 内聚力 Cohesion index | Principal component factor 1 0.933 | Principal component factor 2 0.219 | |
| 连接度 Connectance index | 0.860 | 0.454 | |
| 聚合度 Aggregative index | 0.963 | -0.175 | |
| 分离度 Separation index | -0.494 | 0.863 | |

整理得到主成分函数表达式:

$$Z1 = 0.681X1 + 0.628X2 + 0.703X3 - 0.361X4 \tag{4}$$

$$Z2 = 0.059X1 + 0.123X2 - 0.047X3 + 0.233X4$$
 (5)

$$Z = Z1 + Z2 \tag{6}$$

将 4 个指标标准化数据代入式(4)-(6)中,计算得到不同尺度下的整体连通性综合指数 Z(图 5)。综合指数的总体趋势是,当尺度较小时,随着尺度增大综合指数会有所增加,但是随着尺度持续增大,综合指数急剧下降。基于综合指数选择 400 m 作为源地识别的最佳尺度。

2.4 生态源地的识别

2.4.1 最小面积阈值的设定

生态源地由符合条件的斑块构成,识别过程中对斑块最小面积的设定将直接影响斑块的数量。随着最小面积阈值的不断增大,生态源地斑块数量快速减少。在最小面积阈值增加到 0.8 km²之后,生态源地斑块数量减少趋于平缓(图 6)。生态源地的总面积虽受到最小面积阈值的影响,但生态源地占区域总面积的比例始终维持在 36.5%—40%,说明被剔除的斑块虽然数量众多,但面积较小、分布较为离散,对生态源地的整体格局影响较小(图 6)。图 6 均在 0.8 km²处出现缓和下降,故设定斑块最小面积阈值为 0.8 km²。

2.4.2 生态源地识别

在"安全+较安全"区内相互连接的栅格形成斑块,以最小面积 0.8 km²作为斑块入选阈值,共得到 38 个

生态源地斑块(图 7),总面积 753.78 km^2 ,占深圳市总面积的 37.74%。

叠置研究区的土地利用图,生态源地中林地和水域占比分别为76.40%和7.61%。源地空间分布主要位于大鹏新区及盐田区大部分地区、坪山区南部、龙岗区北部、宝安区东部区域;源地的景观组分主体为生态系统服务价值较高的林地和水域用地构成。如凤凰山、羊台山、塘朗山、梧桐山、马峦山、笔架山、排牙山、七娘山、罗田水库、茜坑水库、西沥水库、清林径水库、松子坑水库等。这些区域是城市中受人为干扰较小的重要生态功能区,是研究区生态系统的核心组分,是城市扩张的生态底线。

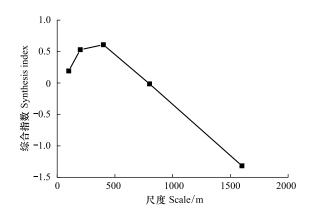


图 5 整体连通性综合指数

Fig.5 Synthesis index of integral connectivity

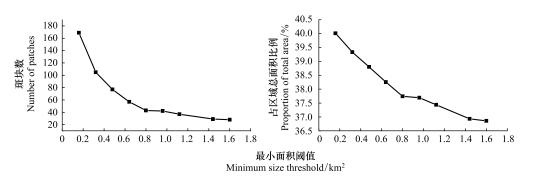


图 6 生态源地斑块最小面积阈值设定的影响

Fig.6 Impact of the minimum size threshold of ecological source patches

3 讨论

3.1 生态源地识别方法

已有基于生态系统服务功能性及敏感性构建指标体系综合评估的识别方法,如基于生态红线和通过生态系统服务重要性对江西省进行的生态源地识别^[13],又如基于"重要性-敏感性-连通性"框架的云浮市生态源地识别^[33]和基于景观生态格局的深圳市生态源地识别^[14]。而在生态源地识别的相关研究中鲜有结合生态安全的研究,当生态文明定位为国家的"五位一体"总体布局时,生态安全就已经上升至国家安全的高度,所以结合生态安全识别生态源地具有特别重要的意义。



Fig.7 Distribution of ecological source

本文以研究区自然、社会及经济指标构建 DPSIR 生态安全评估模型,基于高等级生态安全区进行生态源地识别,并从景观连通性角度探讨了源地最佳尺度,其结论可作为改善区域生态安全的依据。

3.2 尺度优化

3.2.1 多尺度景观连通性分析

在生态源地识别研究中大多缺少尺度问题的考量[14],在区域生态安全格局研究中多采用传统的尺度分析方法——粒度分析[32,34],但粒度分析中仍有较多的主观判断。本文通过尺度变化下的连接度、内聚力、聚集度和分离度多景观连通性指数响应的综合评估获得最佳尺度,较好的避免了尺度选择的主观性,对指

导区域生态修复和生态建设具有更强的针对性。

3.2.2 斑块大小的影响

选取合适的斑块尺度来表征区域生态源地应考虑几个因素,一是表征生态源地的斑块面积应尽可能大,二是斑块数量及破碎度必须在合理的范围,同时还要考虑最小斑块尺度与区域大小的匹配关系。在生态源地识别的研究中斑块面积多在 0.1—1 km²之间,如海口市美兰区和海南省东方市分别为 0.44 km²和 2.96 km²[34]。本研究区总面积仅为 1997.27 km²,基于 0.8 km²的斑块最小阈值面积识别了 38 块生态源地,占区域总面积 37.74%,斑块连接度指数为 1.57%,大幅降低斑块破碎度,提高斑块连通性,并最大可能地保持生态源地面积。

基于尺度 400 m 所构建的生态源地最小斑块面积为 0.8 km²,可以认为该尺度较精细。在此尺度下,还有大量的有条件成为生态源地的栅格空间,基于这些栅格的格局通过生态修复等工程措施加强连通性,增加区域生态源地,提高区域生态安全水平。如对最小斑块面积为 0.64—0.8 km²之间的 19 个生态斑块的周边区域进行生态修复得到较大斑块的生态源地,增加源地数量至 57 块,对未来深圳市城市规划提供参考意义。

3.3 生态源地与生态资源及生态控制线的空间关系

3.3.1 生态源地与生态资源的空间相关性

深圳市有不同级别的自然保护区、水源涵养区等 35 个法定保护区,这些是深圳市重要的生态资源。将所识别的生态源地与法定保护区做空间叠加(图 8),经统计计算,深圳市法定保护区与基于"安全区"识别的生态源地总体重合率达到 65.22%,而与基于"安全区+较安全区"识别的生态源地总体重合率高达 86.87%,其中 31 个保护区与源地重合率超过 50%,22 个保护区和源地重合率超过 80%,大鹏半岛自然保护区重合率高达 92.37%。

3.3.2 生态源地与生态控制线的空间相关性

生态源地与研究区生态控制线做空间叠加(图 8),经统计计算,基于"安全区"识别的生态源地,有 463.55 km²落在生态控制线内,占生态控制线面积的 47.74%,占所识别生态源地的 99.39%;基于"安全区+较安全区"识别的生态源地,有 676.62 km²落入生态控制线范围内,占生态控制线面积的 69.69%,占所识别生态源地的 89.76%,仅有 77.16 km²的生态源地未落在生态控制线内。

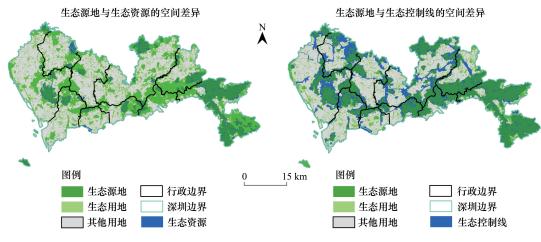


图 8 生态源地与生态资源及生态控制线的空间差异

Fig. 8 The spatial difference between ecological sources and ecological resources / ecological control lines

结果表明,(1)基于"安全区+较安全区"等级所识别的生态源地具有更高的准确性、严谨性;(2)生态源地与生态安全、生态资源和生态控制线三者具有高度一致性。生态源地与生态控制线存在差异的斑块中,林地面积为30.13 km²,城市绿地面积为8.13 km²,建设用地面积为17.2 km²;法定保护区内非生态源地斑块中,林地面积为18.45 km²,城市绿地面积为3.03 km²,建设用地面积为3.83 km²。上述三类土地类型紧密相邻,

主要分布在东南及西部城市区域与林地或水域用地的交错区域,其生态系统受到自然和人为干扰双方面的影响,生态系统较复杂,生态安全指数在小范围内变化剧烈。其中,需加强对大鹏半岛市级自然保护区、铁岗水库、茜坑水库、西沥水库等水源保护区与城市交界地带的保护。

4 结论

- (1)深圳市是经济发达,人口聚集的高度城市化区域,本文兼顾社会-经济-自然三项因素,从驱动力、压力、状态、影响、响应五个准则层评估区域生态安全格局,采用多尺度景观连通性分析,基于高等级生态安全区识别生态源地,获得了生态安全、生态资源、生态控制线和生态源地高度一致的结果。
- (2)基于 100 m×100 m 小尺度栅格评估研究区深圳市生态安全格局,呈现东南部和东北部优良,中部和西部区域相对较差的格局。
- (3)研究区生态源地识别的最佳尺度为 400 m,斑块最小识别阈值面积为 0.8 km²。深圳市生态源地总面积为 753.78 km²,占研究区总面积的 37.74%。生态源地主要由生态系统服务价值较高的林地和水域构成,其中包含了 86.87%的法定保护区,且源地 91.92%的区域落入生态控制线范围内
- (4)本文所获得的生态源地及其格局对于指导、制订深圳市生态保护策略、城市规划、土地管理等具有重要的意义。所优选的尺度对于优化生态修复措施具有重要的指导意义。

参考文献 (References):

- [1] Li Y F, Sun X, Zhu X D, Cao H H. An early warning method of landscape ecological security in rapid urbanizing coastal areas and its application in Xiamen, China. Ecological Modelling, 2010, 221(19); 2251-2260.
- [2] Lovell ST, Taylor JR. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. Landscape Ecology, 2013, 28(8): 1447-1463.
- [3] 方创琳,周成虎,顾朝林,陈利顶,李双成.特大城市群地区城镇化与生态环境交互耦合效应解析的理论框架及技术路径.地理学报,2016,71(4):531-550.
- [4] 朱敏,谢跟踪,邱彭华.海口市生态用地变化与安全格局构建.生态学报,2018,38(9):3281-3290.
- [5] 傅伯杰. 我国生态系统研究的发展趋势与优先领域. 地理研究, 2010, 29(3): 383-396.
- [6] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.
- [7] Peng J, Yang Y, Liu Y X, Hu Y N, Du Y Y, Meersmans J, Qiu S J. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. Science of the Total Environment, 2018, 644: 781-790.
- [8] 李晖, 易娜, 姚文璟, 王思琪, 李志英, 杨树华. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936.
- [9] 彭建,郭小楠,胡熠娜,刘焱序.基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建--以云南省玉溪市为例.应用生态学报,2017,28(2):627-635
- [10] 李潇然,李阳兵,王永艳,邵景安. 三峡库区县域景观生态安全格局识别与功能分区--以奉节县为例. 生态学杂志, 2015, 34(7): 1959-1967.
- [11] 孙贤斌, 刘红玉. 基于生态功能评价的湿地景观格局优化及其效应--以江苏盐城海滨湿地为例. 生态学报, 2010, 30(5): 1157-1166.
- [12] Peng J, Pan Y J, Liu Y X, Zhao H J, Wang Y L. Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape. Habitat International, 2018, 71: 110-124.
- [13] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 沈润平, 徐德琳. 基于生态红线划分的生态安全格局构建--以江西省为例. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258.
- [14] 吴健生、张理卿、彭建、冯喆、刘洪萌、赫胜彬、深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报、2013、33(13): 4125-4133.
- [15] 谢涤湘, 陈惠琪. 高度城市化地区的土地问题及其思考--以深圳为例. 生态经济, 2013, (4): 48-51, 57-57.
- [16] 李佩武,李贵才,张金花,李子鹤,徐凤.深圳城市生态安全评价与预测. 地理科学进展, 2009, 28(2): 245-252.
- [17] Wang W Q, Sun Y H, Wu J. Environmental warning system based on the DPSIR model: a practical and concise method for environmental assessment. Sustainability, 2018, 10(6): 1728.
- [18] 高升,曹广喜,洪滔,赵林,徐敏.海岛城市化过程中的生态安全动态评价与驱动力分析--以平潭岛为例.生态学报,2018,38(7):2503-2511.
- [19] 卢涛, 王占岐, 魏超, 谭旭, 刘辉. 基于 DPSIR 模型的合肥市土地生态安全物元分析评价. 水土保持研究, 2015, 22(4): 221-227,

231-231.

- [20] 吴海泽, 余红, 胡友彪, 孟繁华, 杨津津, 朱建超, 王月. 区域生态安全的组合权重评价模型. 安全与环境学报, 2015, 15(2): 370-375.
- [21] 王玲玲, 张斌. 基于 DPSIR 模型的丹江口库区生态安全评估. 环境科学与技术, 2012, 35(S2): 340-343.
- [22]中华人民共和国环境保护部. HJ 192-2015 生态环境状况评价技术规范. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [23] 张继平, 乔青, 刘春兰, 王海华, 裴厦. 基于最小累积阻力模型的北京市生态用地规划研究. 生态学报, 2017, 37(19): 6313-6321.
- [24] Li J X, Song C H, Cao L, Zhu F G, Meng X L, Wu J G. Impacts of landscape structure on surface urban heat islands: a case study of Shanghai, China. Remote Sensing of Environment, 2011, 115(12): 3249-3263.
- [25] 李晓松,吴炳方,王浩,张瑾. 区域尺度海河流域水土流失风险评估. 遥感学报, 2011, 15(2): 372-387.
- [26] 闫庆武, 卞正富, 赵华. 人口密度空间化的一种方法. 地理与地理信息科学, 2005, 21(5): 45-48.
- [27] Toumi S, Meddi M, Mahé G, Brou Y T. Remote sensing and GIS applied to the mapping of soil loss by erosion in the Wadi Mina catchment. Hydrological Sciences Journal, 2013, 58(7): 1542-1558.
- [28] Xie H L, Yao G R, Liu G Y. Spatial evaluation of the ecological importance based on GIS for environmental management: a case study in Xingguo county of China. Ecological Indicators, 2015, 51: 3-12.
- [29] 李玉照,刘永,颜小品. 基于 DPSIR 模型的流域生态安全评价指标体系研究. 北京大学学报(自然科学版), 2012, 48(06): 971-981.
- [30] 江源通,田野,郑拴宁.海岛型城市生态安全格局研究--以平潭岛为例.生态学报,2018,38(3):769-777.
- [31] Zhang L Q, Peng J, Liu Y X, Wu J S. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: A case study in Beijing-Tianjin-Hebei region, China. Urban Ecosystems, 2017, 20(3): 701-714.
- [31] 陆禹, 佘济云, 罗改改, 陈彩虹, 佘宇晨, 黎长青. 基于粒度反推法和 GIS 空间分析的景观格局优化. 生态学杂志, 2018, 37(2): 534-545.
- [33] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 基于"重要性-敏感性-连通性"框架的云浮市生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.
- [34] 唐丽, 罗亦殷, 罗改改, 李军, 刘沁楚, 李金钊. 基于粒度反推法和 MCR 模型的海南省东方市景观格局优化. 生态学杂志, 2016, 35 (12): 3393-3403.