DOI: 10.5846/stxb201909061863
胡云锋, 高戈.城市景观生态风险评估框架与实践——以北京天坛地区为例.生态学报,2020,40(21):7805-7815.
Hu Y F, Gao G.Framework and practice of urban landscape ecological risk assessment: a case study of the Tiantan region in Beijing.Acta Ecologica Sinica, 2020,40(21):7805-7815.

城市景观生态风险评估框架与实践
——以北京天坛地区为例

胡云锋[1,3,*], 高 戈[2]

1 中国科学院地理科学与资源研究所,资源环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101
2 中国人民大学,环境学院, 北京 100872
3 中国科学院大学,资源与环境学院, 北京 100049

摘要:当前,城市景观生态风险研究缺少科学合理、方便实用的评估框架。作者基于景观生态风险评估基本范式,明确了城市景观生态服务价值的测算方法,分析了引起生态损害的自然因素和人类活动因素,形成了城市景观生态风险评估的技术框架和参数体系;继而以北京天坛地区为研究区,开展了典型城市景观生态风险的定量评估。结果表明:(1)天坛地区景观生态价值总量约为 2.41 亿元。区域的历史文化价值最高,教育和美学景观价值紧随其后。(2)城市景观生态受损概率呈现"北高南低"的空间分布格局。生态受损概率的高值区面积占整个区域总面积的 22.2%,主要分布在珠市口、磁器口和崇文门附近区域。(3)城市景观生态风险呈现"北低南高"的空间分布格局。高风险区主要分布在天坛公园内的文物建筑周边。本研究提供了一个可参考的城市景观生态风险评估应用框架,对生态风险评估中的不确定性进行了讨论,研究针对天坛案例区的具体结论有助于城市管理者避免潜在的风险。

关键词:城市;生态服务;受损概率;定量评价;空间格局

Framework and practice of urban landscape ecological risk assessment: a case study of the Tiantan region in Beijing

HU Yunfeng [1,3,*], GAO Ge[2]

1 *State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100101, *China*
2 *School of Environment and Natural Resources, Renmin University of China, Beijing* 100872, *China*
3 *College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*

Abstract: Currently, the urban landscape ecological risk assessment research lacks a reasonable and reliable evaluation framework. Based on the paradigm of landscape ecological risk assessment, the authors clarified the calculation method of urban landscape ecological service value, analyzed the natural and artificial factors that cause ecological damage, and formed the technical framework and parameter system of urban landscape ecological risk assessment. The Tiantan Park (Heaven Temple) region of Beijing was selected as a case study region and a quantitative assessment was carried out. The results show that (1) the total landscape ecological value of the Tiantan region is about 241 million yuan. The history & culture value is the highest, followed by the education and aesthetic landscape values. (2) The probability of urban landscape ecological damage shows a spatial distribution pattern that the high-value region lies in the north while the low-

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41977421);中国科学院战略性先导科技专项(XDA23100200, XDA20010202, XDA19040301);国家重点研发项目(2016YFB0501502, 2016YFC0503701)
收稿日期:2019-06-18; **修订日期**:2020-05-09

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: huyf@ lreis.ac.cn

value region in the south. The high probability area accounts for 22.2% of the total area, which is mainly distributed near Zhushikou, Ciqikou, and Chongwenmen. (3) The urban landscape ecological risk presents a spatial distribution pattern that the low-value region lies in the north and the high-value region in the south. The high ecological risk region is mainly distributed around the cultural relic buildings in Tiantan Park. This study provides a reference application framework for urban landscape ecological risk assessment, and discusses the main uncertainties in assessment research. The specific conclusions about the Tiantan case area may help city managers avoid potential risks.

Key Words: city; ecological service; damage probability; quantitative assessment; spatial pattern

生态风险评估是指对自然变化或人类活动等外界胁迫导致的生态损失进行评价和量测[1-3]。传统的生态风险评估对象是大尺度的自然生态系统或半自然-半人工的复合生态系统,针对中等尺度的城市生态风险评估研究相对较少。一方面,城镇化进程使得自然生态系统、农业生态系统转变为城市生态系统,原生生态系统发生了结构性的、几乎不可逆的重大变化;另一方面,城市内部人-地关系的不断演化,特别是城市内部生活、生产和生态土地的改造和升级建设,也持续地对城市生态系统的构成、质量和功能造成重大影响[4]。因此,在快速城镇化的城市周边地区以及不断演化的城市内部地区开展城市景观生态风险评估,这是景观生态学的重要应用领域,同时也是城市可持续发展、美丽城市建设的现实需求。

过去 40 年来,中国出现了持续、高速的城镇化进程和大规模、高强度的城市提质升级进程。中国的城镇化水平从 1978 年的 17.9%上升至 2017 年的 58.5%,年均增长速率达到 1.04%。中国的城市也大量存在城市功能定位调整、街区功能改造升级、城市面貌重塑的过程。例如:2004 年后,北京放弃了过去 50 年来长期追求的全国工业中心、经济中心的城市定位,转而以全国政治中心、文化中心、国际交往中心和科技创新中心为新的城市发展目标。城市规划定位的改变,导致区域产业构成、城市功能布局、城市景观面貌发生重大而深刻的变化。城镇化、市政建设进程在改变城市面貌、提升城市实力、改善人民生活的同时,也可能引发潜在的生态风险、导致严重的生态问题和生态灾难,如:城市热岛[5]、城市内涝[6]、大气灰霾[7]、地面塌陷[8]、生物多样性丧失[9]等。

开展城市景观生态风险评估首先需要建立一个科学合理的评估框架。既有的城市景观生态风险评估大致有 2 种技术路线:一种路线是在“损失与概率叠加”范式指引下,构建一套基于景观生态学指数的分析方法。例如:王敏等提出了一套包括景观破碎度、景观分离度、分维指数以及景观生态服务价值系数在内生态风险评价模型[10];陈鹏等则构建了一套包括景观破碎度、景观分离度、优势度以及脆弱度在内的景观生态风险评价方法[11]。另一种路线则是基于景观生态服务“源-汇”理论,构建一套能够综合描述城市景观生态损失机制和风险分布格局的方法。例如:孙洪波等在统筹分析风险源、风险受体和风险效应后,构建了风险三要素评价模型,并对江苏昆山地区的生态风险进行分析[12]。张小飞等将生态风险分为自然灾害、环境污染及生态退化等 3 种类型,继而以土地利用单元作为风险受体,整合自然、人文、景观及环境因子,构建了城市综合生态风险评价的空间分析框架[13]。总的来看,景观指数方法的优点在于不依赖太多的实测数据,但存在评价指向性不明、受损概率表征简单化的问题。生态服务“源-汇”方法适合分析具有明确胁迫机制的生态风险,但其综合分析的能力薄弱,难以全面表征多源胁迫下的生态风险及其时空分异。针对研究中存在的问题,一些学者试图构建理论基础更扎实、操作性更强的城市景观生态风险评估框架。例如:刘焱序等以城市社会-生态系统为风险评价对象,引入生态适应性循环三维框架,将景观生态风险评价指标从单一的景观指数扩展至“潜力-连通度-恢复力”的三维测度模型[14]。曹祺文等则建立了一个覆盖生态服务损失与生态胁迫概率的景观生态风险评估理论框架[15]。

总的来看,国内外学者做了不少城市景观生态风险评估案例研究,在评估的理论和方法论方面取得了一些进展。但研究总体上存在理论基础不严密、评价指标不全面,评估定量化程度不高,指标计算过程过于复杂,评估结果空间化表达能力较弱,最终导致城市景观生态风险评估框架实用程度不高的问题。Suter 和

Cormier 曾指出:风险评价科学工作者与利益方之间存在交流障碍。风险评价者没有对科学管理环境的最终目标进行明确阐述,利益方和决策者也不知道要“保护什么”[16-17]。因此,准确分析城市景观生态风险的关键要素,选择便利可靠的基础指标数据,构建一套面向管理者的城市景观生态风险评估框架,形成与之匹配的参数化方法和图示方法,这不仅有利于研究者准确把握城市景观生态演变规律,也有利于管理者快速开展城市建设评价、科学规划城市景观生态的未来布局。

为此,在深入分析城市景观生态风险评估原理基础上,集成生态价值评估和生态受损概率测量方法,尝试构建一个城市景观生态风险评估的应用框架。基于该框架,以北京市天坛地区为案例区,定量分析案例区景观生态价值、受损概率及生态风险的空间分布格局和数量特征,提出防范城市生态风险的具体建议。本文将回答以下 3 个问题:城市景观生态风险评估的基本框架是怎样的?案例区景观生态风险的空间分异规律是怎样的?城市景观生态风险评估中存在哪些不确定性?

1　评估框架

1.1　城市景观生态风险评估

城市景观生态风险是对城市生态系统价值以及城市生态系统受损可能性的综合评估。城市景观生态风险在数值上可以表为城市景观生态价值与城市景观生态受损概率的乘积[15]:

$$RISK = VALUE \times RPROB \tag{1}$$

式中,RISK 为景观生态风险,VALUE 是景观生态价值,RPROB 为景观生态受损概率。

城市景观生态价值可以根据景观生态系统服务的价值来测度。根据联合国千年生态系统评估(The Millennium Ecosystem Assessment, MA)方案,生态系统主要提供 4 类服务:供给服务、调节服务、支持服务和文化服务。上述 4 类服务还可以进一步细分为食物生产、原材料生产、气体调节、气候调节、水文调节、废物处理、土壤保持、维持生物多样性和提供美学景观等生态功能[18-19]。城市生态系统一般不具备有意义的食物生产和原材料生产功能。因此,城市景观生态风险评估中通常只考虑生态调节、生态支持和文化服务等三类生态服务以及气体调节、气候调节、水文调节、废物处理、保持土壤等 13 项具体功能(表 1)。

城市景观生态系统的受损概率受外界胁迫强度和系统自身脆弱性两方面因素影响。外界胁迫包括自然胁迫(如地质灾害、气象灾害、生物灾害等)和人类活动胁迫。在短时间尺度上,自然胁迫对于城市生态系统的影响几乎可以忽略不计,人类活动才是城市生态系统最重要的外来胁迫。景观生态自身的脆弱性,需要重点考虑景观生态系统的性质、质量、空间构成特点。因此,综合以上两方面的考虑,可以使用 8 个陆表生态参数或景观生态参数来评估城市景观生态受损概率(表 1)。

1.2　景观生态价值测量方法

景观生态价值可以表为单位面积景观生态价值与面积的乘积。具体如下所示:

$$VALUE = \sum_{i=1}^{n} (f_{i,j} \times A_j) \tag{2}$$

式中,VALUE 是研究区生态系统的服务价值(元);$f_{i,j}$是第 j 种生态类型、第 i 项生态服务的单位面积价值量(元/hm^2);A_j为第 j 种生态类型的面积(hm^2);在研究区内,共有 n 种生态系统类型。在上计算公式中,准确厘定不同生态类型土地的单位面积生态服务价值量(即 $f_{i,j}$)是研究的关键和难点。

一般地,单位面积的生态服务价值可以通过问卷调查法、生态足迹法、旅行成本法、回避成本法、条件价值法、享乐价值法等方法给出估计值[20-27]。根据中国自然生态系统服务价值当量以及城市特定景观要素生态服务价值基准研究,作者提出以粮食生产服务价值为基准(设为 1),对比分析其他生态服务相对于粮食生产服务的重要性,从而确定该项景观生态服务相对于粮食生产服务的比值(也就是“价值当量”)。在确定生态服务价值当量的基础上,基于粮食生产服务的实际市场化价格,得到其他生态服务的货币化价值量。基于上述方法,可以得到城市景观生态价值当量如表 2 所示。

表 1 城市景观生态风险评估的指标体系

Table 1 The index system of urban landscape ecological risk assessment

目标 Objects	类别 Types	评价指标 Index
景观生态价值	调节服务	气体调节价值
Ecological value of the urban landscape		气候调节价值
		水文调节价值
		废物处理价值
	支持服务	保持土壤价值
		维持生物多样性价值
	文化服务	提供美学景观价值
		游憩和生态旅游价值
		提供灵感价值
		创造社会关系价值
		教育价值
		创造地方感价值
		历史文化价值
生态受损概率	人为胁迫	夜间灯光指数
Ecological damage probability of the urban landscape		不透水面比例
		距道路的距离
	景观脆弱性	植被覆盖度
		生态用地连通性
		建设用地连通性
		景观易损度
		景观丰富度

表 2 城市景观生态服务价值当量

Table 2 Equivalent values of urban landscape ecological services

一级类型 Ecological services (1^{st} level)	二级类型 Ecological services (2^{nd} level)	森林 Wood land		草地 Grassland	河流/湖泊 River & Pond		建设用地 Construction land		
		行道树、小区绿化树	公园林地		护城河	景观湖	现代高层建筑	低层建筑	古代文物建筑
调节服务	气体调节	4.32	4.32	1.50	0.51	0.51	−0.29	−0.15	0.00
Adjustment service	气候调节	4.07	4.07	1.56	2.06	2.06	0.00	0.00	0.00
	水文调节	4.09	4.09	1.52	18.77	18.77	0.00	0.00	0.00
	废物处理	1.72	1.72	1.32	14.85	14.85	−0.07	−0.03	0.00
支持服务	保持土壤	4.02	4.02	2.24	0.41	0.41	0.00	0.00	0.00
Support service	维持生物多样性	4.51	4.51	1.87	3.43	3.43	0.00	0.00	0.00
文化服务	提供美学景观	13.26	12.35	11.58	1.48	22.26	0.00	0.00	15.82
Cultural service	游憩和生态旅游	13.67	2.40	19.02	1.48	24.16	0.00	0.00	18.33
	灵感	13.26	8.40	7.43	0.00	6.56	0.00	0.00	23.92
	社会关系	13.67	7.16	13.07	1.48	7.16	0.00	0.00	19.52
	教育	21.11	24.20	7.08	0.00	3.37	0.00	0.00	8.48
	地方感	7.91	13.45	2.31	1.48	7.81	0.00	1.48	23.99
	历史文化	7.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.48	7111.03
合计 Total		113.48	90.65	70.48	45.94	111.31	−0.36	2.78	7221.09

上表中:行道树及小区绿化树、公园林地、草地、护城河、公园景观湖的调节服务、支持服务价值当量,参考了谢高地等人提出的中国生态系统服务价值当量表[24];行道树和社区绿地的文化服务价值当量,参考了李想等人运用了条件价值评估法和旅行成本法确定的北京市绿地文化服务价值结果[25];现代高层建筑和低层建

筑的调节服务、支持服务的价值当量,参考了胡喜生等运用替代成本法、防治成本法等方法估算得到的城市建设用地景观生态价值结果[26];公园林地、草地、各种景观水体以及古代文物建筑的文化服务价值当量,参考了彭婉婷等采用旅游成本法测算得到的结果[27]。根据 2010—2017 年的《北京市统计年鉴》提供的粮食播种面积以及粮食作物总产值数据,可以计算得到北京地区多年平均的粮食生产服务货币化价值为 1472 元/hm^2。由此结合表 2 的生态价值当量成果,可以计算得到北京各种城市景观生态服务价值的货币化数值表。

1.3　景观生态受损概率测量方法

景观生态受损概率是在空间像元尺度上综合分析表征人类活动胁迫强度和景观生态脆弱性程度的 8 个指标所得到的指数。计算公式可表为:

$$\mathrm{PROB}_n = P_{LI} + P_{IM} + P_C + P_{LV} - (P_R + P_V + P_E + P_{LC}) \tag{3}$$

$$\mathrm{RPROB} = \frac{\mathrm{PROB}_n - \mathrm{PROB}_{\min}}{\mathrm{PROB}_{\max} - \mathrm{PROB}_{\min}} \tag{4}$$

式中,RPROB 是生态受损概率,P_{LI}、P_{IM}、P_C和 P_{LV}分别为夜间灯光指数、不透水面积比例、建设用地连通性和生态易损度,P_R、P_V、P_E和 P_{LC}分别为距城市主干道的距离、植被覆盖度、生态用地连通性和景观丰富度。各个指标因子的含义及其测算方法如表 3 所示。

表 3　景观生态脆弱性评价指标和测量方法

Table 3　The index of landscape ecological vulnerability and calculation methods

类型 Types	指标 Index	作用机制 Action mechanism	计算方法 Calculation methods
人为胁迫强度 Artificial stress intensity	夜间灯光指数	夜间灯光指数越大,人类活动强度越大,人类活动产生的生态胁迫越大。	对珞珈一号夜间灯光数据辐射校正后,归一化至[0,1]区间。
	不透水面比例	不透水面比例越大,城市内涝、城市热岛风险越高。	基于城市土地利用遥感解译结果,进行重分类。
	距道路距离	距离道路越近,越容易受到机动车辆和行人干扰。	基于城市路网数据计算各点至道路的欧氏距离,归一化至[0,1]区间。
景观生态脆弱程度 Landscape ecological vulnerability	植被覆盖度	植被覆盖度越大,绿色植被越密集,生态受损可能性越低。	基于 Landsat 影像,采用像元二分法计算得到,归一化至[0,1]区间。
	景观丰富度	景观丰富度越大,景观越复杂,生态系统越稳定。	基于土地利用数据,应用 Conefor 2.6 软件计算得到,归一化至[0,1]区间。
	生态用地连通性	生态用地连通性越大,景观抵御外来风险能力越强。	基于土地利用数据,应用 Conefor 2.6 软件计算得到,归一化至[0,1]区间。
	建设用地连通性	建设用地连通性越大,人类活动越强,对生态系统胁迫越大。	基于土地利用数据,应用 Conefor 2.6 软件计算得到,归一化至[0,1]区间。
	景观易损度	景观易损度越大,生态系统类型越简单、生态功能越脆弱。	基于土地利用数据,对不同景观生态类型的易损程度评分,归一化至[0,1]区间。

2　案例分析

2.1　案例区

天坛地区位于北京市中心,占据北京市东二环、南二环拐角位置,总面积约 12.31km^2(图 1)。研究区内的天坛公园是中国明清两代皇帝祭天的场所,今天已被列为联合国世界文化遗产、全国重点文物保护单位、国家 5A 级旅游景区。龙潭公园内有袁崇焕祠、时传祥纪念馆等,是国家 4A 级旅游公园。龙潭西湖公园、永定门公园则是 2 个普通的市民公园,是包括人工草地、林地、水体、市民健身设施的开放式公园。除上述公园之外,

研究区其他地区则主要为各种商务办公楼、民用住宅楼以及各种交通道路设施,间或有零散分布的林地、草地和水体。总体上看,研究区景观同时呈现古典化与现代化、集聚化与破碎化特征,是一处包含古建筑文化群、现代商务区和一般市民生活区等的典型城市区域。

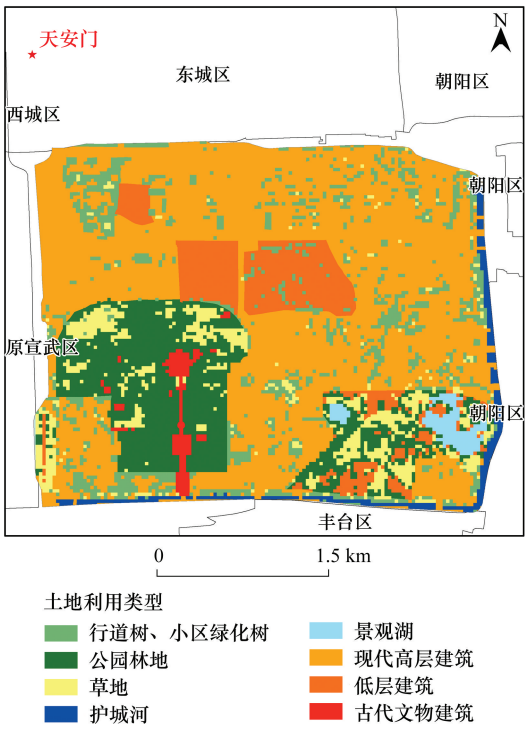

图 1 天坛地区城市景观生态类型的空间分布

Fig.1 The map of urban landscape ecology in Tiantan region

2.2 基础数据

城市土地利用数据是基于卫星遥感影像解译得到。从美国地质勘探局(United States Geological Survey, USGS)网站(https://earthexplorer.usgs.gov/)下载得到2017年7月10日Landsat OLI数据,分辨率为30m。首先采用最大似然法将研究区粗略分成林地、草地、水域和建筑用地4种类型;而后对照Google Earth高分辨率影像,将研究区细分出行道树及小区绿化树、公园林地、草地、护城河、公园景观湖、现代高层建筑、低层建筑和古代文物建筑等9种景观类型。实地精度检验表明,上述成果数据总体精度达到93.3%。

珞珈一号卫星夜间灯光数据可以表征人类活动的范围和强度。该数据可以从高分对地观测系统湖北数据与应用网(http://www.hbeos.org.cn/)下载得到。珞珈一号卫星携带大视场、高灵敏度的夜光遥感相机,分辨率为130 m。研究还使用了城市交通道路数据。研究使用了融合了基础测绘和众包测绘优势的互联网交通导航地图数据(http://maps.baidu.com/)。道路数据主要用于计算研究区内不同空间位置与最近道路的距离,从而测算路网分布对于生态环境的影响。

2.3 城市景观生态风险评估结果

2.3.1 景观生态价值

计算表明(表4):2017年,北京天坛地区景观生态价值总量约为2.41亿元。其中,文化服务价值(2.26亿元)远高于调节服务价值(971.62万元)和支持服务价值(491.22万元),文化服务价值占全部景观生态服务价值的93.9%。在文化服务价值中,历史文化价值最大(1.77亿元),占全部景观生态服务价值的73.5%;其次为教育和美学景观价值(分别为1242.11万元、872.40万元),分别占总价值的5.2%和3.6%。在调节服务中,水文调节价值最高(342.57万元),占总价值的1.4%。保持土壤和维持生物多样性的生态价值大致相同(分别为228.60万元和267.59万元),占总价值的0.95%和1.11%。

从空间分布上看(图2):研究区南部的景观生态价值高于北部。高价值区主要分布在天坛公园、龙潭公园、龙潭西湖公园、永定门公园以及护城河区域。天坛公园内部文物建筑的景观生态价值最高,龙潭公园和龙潭西湖公园内部的景观湖生态价值也比较高。研究区北部地区的景观生态价值普遍较低,高层建筑和道路等建设用地的景观生态价值最低。

2.3.2 景观生态受损概率

从单项因子来看(图3):植被覆盖度的以4个公园为中心,向外围逐渐降低;人类活动主要分布于北部地区;除4个公园有大面积的透水地表外,大部分地区都呈现为不透水表面;研究区南部地区的道路密度更小;天坛公园、龙潭西湖公园等公园区域内具有较高的生态用地连通性;但建设用地连通性的空间分布规律则与之相反;公园以及护城河两侧地区的景观易损度高于周边区域;研究区南部地区的景观丰富度高于北部地区。

表 4　天坛地区景观生态的价值

Table 4　Urban landscape ecological service values in Tiantan region

生态系统服务一级类 Ecological services (1st level)	生态系统服务二级类 Ecological services (2nd level)	生态价值/万元 Ecological service value	比例/% ratio	生态价值/万元 Ecological service value	比例/% ratio
调节服务	气体调节	204.58	0.85	971.62	4.0
Adjustment service	气候调节	233.09	0.97		
	水文调节	342.57	1.42		
	废物处理	191.37	0.79		
支持服务	保持土壤	228.61	0.95	496.22	2.1
Support service	维持生物多样性	267.60	1.11		
文化服务	提供美学景观	872.40	3.62	22605.68	93.9
Cultural service	游憩和生态旅游	683.96	2.84		
	灵感	707.79	2.94		
	社会关系	726.86	3.02		
	教育	1242.11	5.16		
	地方感	681.84	2.83		
	历史文化	17690.72	73.49		
合计 Total		24073.52	100.00	24073.52	100.0

综合上述 8 个单项因子评估成果,可以得到生态综合受损概率的空间分布(图 4)。总体来看:研究区北部景观生态受损概率高于南部。其中:高受损概率(0.8—1.0)区占研究区总面积的 22.23%,主要分布在城市主干道附近(崇文门内大街、崇文门外大街和天桥南大街);较高受损概率(0.6—0.8)区域占 33.27%,主要分布在研究区东北部及西北部的建筑密集区;中等受损概率(0.4—0.6)区域占 13.70%,其分布与城市行道树、绿化树大致重合;较低受损概率(0.2—0.4)区域占 20.43%,主要分布在龙潭公园、龙潭西湖公园、永定门公园及护城河附近;受损概率最低(0—0.2)的区域占 10.37%,分布在天坛公园。

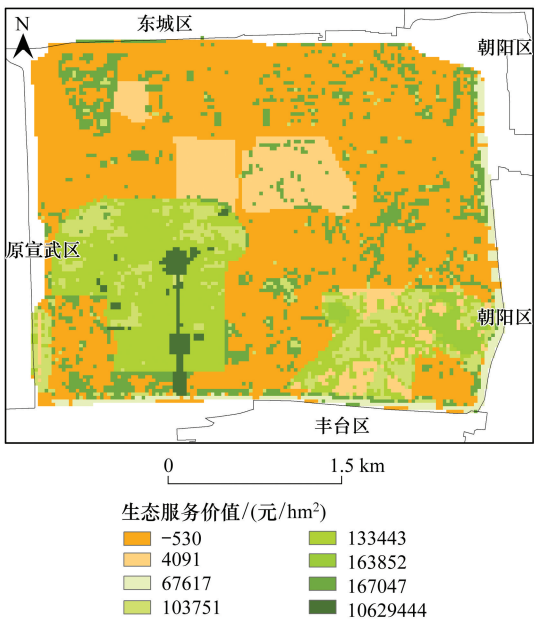

图 2　天坛地区城市景观生态价值的空间分布

Fig.2　The map of urban landscape ecological service value in Tiantan region

2.3.3　景观生态风险

综合天坛地区城市景观生态价值、城市景观生态受损概率测算成果,依据公式(4),可以在栅格尺度上计算得到研究区景观生态风险指数。具体如图 5 所示。研究表明:极高风险区(≥500000 元/hm²)与天坛公园内的文物建筑大致重合,其面积占研究区总面积的 0.95%;高风险区(1500—500000 元/hm²)分布在各个公园及护城河区域,占研究区总面积的 34.57%;中等风险区(500—1500 元/hm²)散布于全区,面积较小,占研究区总面积的 3.55%;较低风险区(150—500 元/hm²)主要分布在崇文门外大街两侧的胡同和市民住宅区域,占研究区总面积的 8.91%。低风险区(<150 元/hm²)广泛分布于研究区的北部、中部,在研究区东南角、西南角也有少量集聚分布,其面积占研究区总面积的 52.01%。

从景观类型统计上看:高等建筑及道路、低层建筑的风险基本属于低、较低等级,这是由于这两类景观的生态服务价值低。与之相反,公园林地、草地、护城河和景观湖的风险均处于高、较高等级,其原因是因为这些

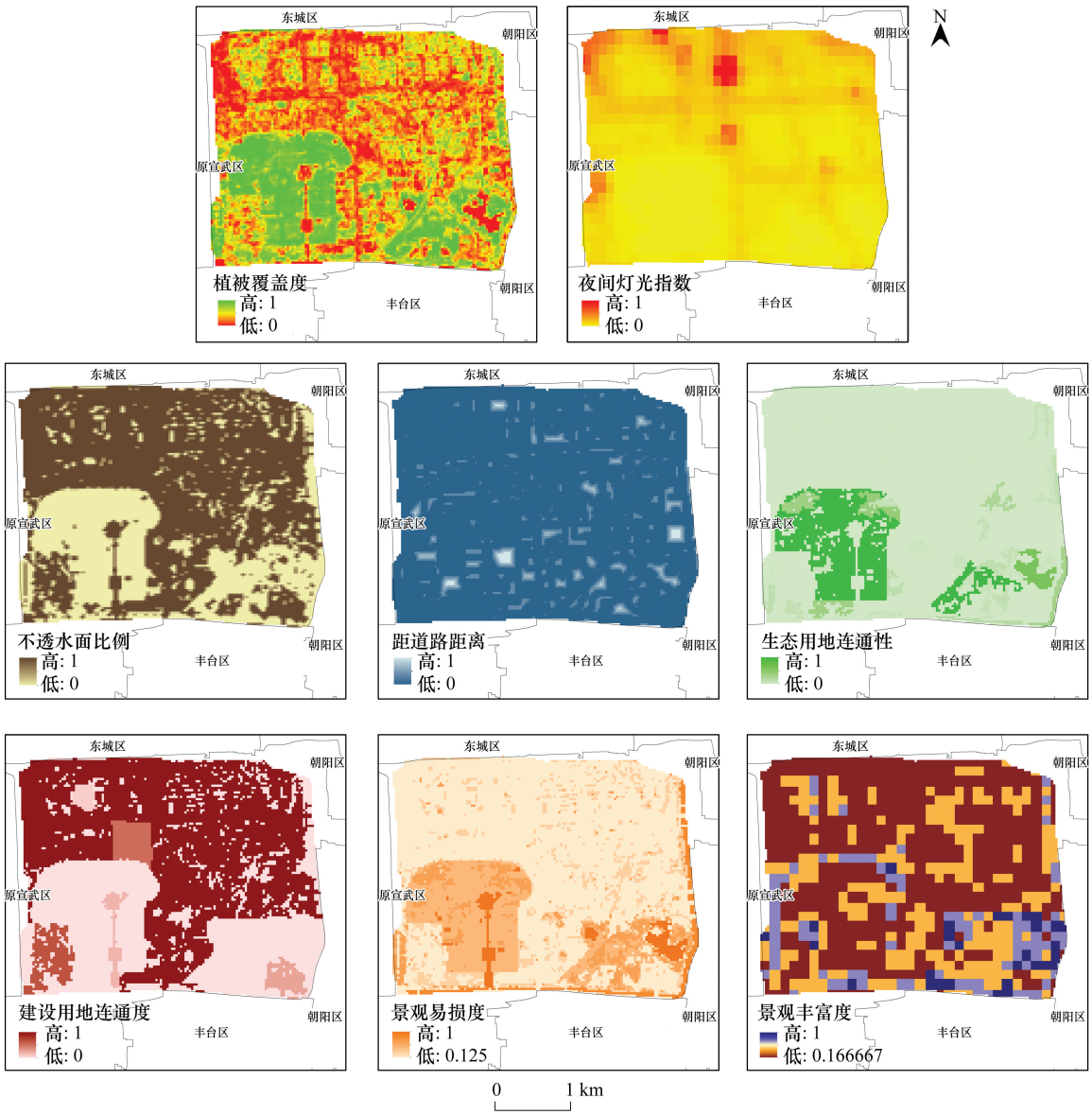

图 3 城市景观生态受损驱动要素的空间分布

Fig.3 Maps of single factor evaluation of landscape ecological damage probability

自然景观类型同时具有较高的生态服务价值量和景观生态受损概率。其中,天坛公园的景观生态风险最高,具有较高和高等级区域分别占据该公园总面积的 59.52%和 39.49%。

3 讨论

3.1 生态风险的影响因素

天坛地区景观生态受损概率呈现“北高南低”的格局,景观生态风险则呈现“北低南高”的分布。就其原因是:研究区东南部的行道树和住宅小区景观绿地较西北地区更多,这提高了单位面积的景观生态价值、降低了生态受损概率。这一结论与其他研究者的结果是相符的。如:李耀明等研究北京地区生态风险时便指出,植被覆盖的减少使得生态系统生态功能下降,生态风险增大[28]。岳喜元[29]等也指出植被覆盖指数的增加有利于降低沙漠化风险。

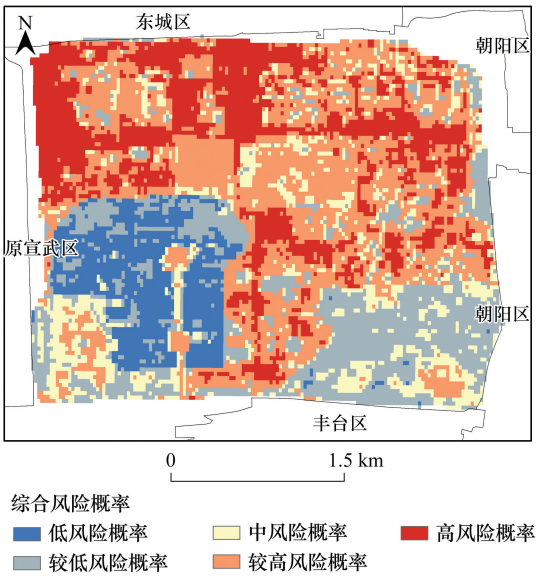

图 4　天坛地区城市景观生态受损概率的空间分布

Fig.4　Map of urban landscape ecological damage probability in Tiantan region

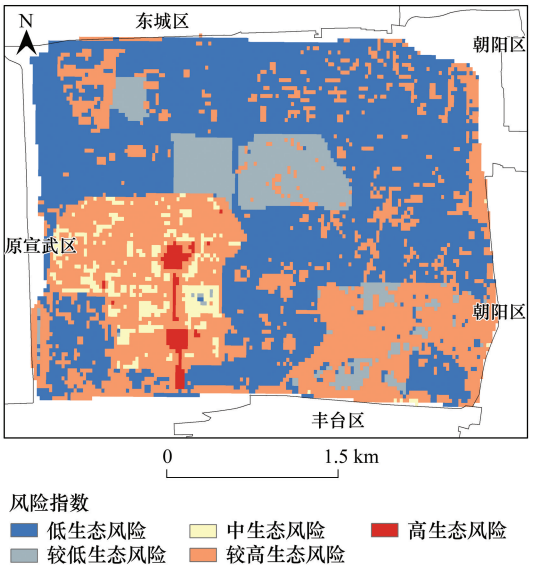

图 5　天坛地区城市景观生态风险指数的空间分布

Fig. 5　The map of urban landscape ecological risk index in Tiantan region

研究区西北部的景观生态受损风险明显呈现以道路为中心、向两侧迅速降低的空间分布格局。这是因为该地区靠近首都北京的政务和商务中心,人类活动频繁,城市建设强度较大,因此形成了距离道路远近、景观生态受损风险相应变化的特点。王美娥等曾指出,城市经济社会活动类型与程度是城市生态风险产生的主要驱动力[30]。这与本文结论相符。

在相同的植被覆盖度下,南部地区的景观生态风险概率值低于北部地区。这是由于南部地区植被相对聚集,生态土地连通度更高,因此能够对抗更强的外来胁迫。王鹏[31]等在对宁夏红寺堡生态风险的研究中也持类似观点,即随着景观破碎化程度不断加深,生态风险随之增大。王敏对上海青浦区的研究也指出:提高林草地等小斑块生态土地的联通程度,可以有效提升景观生态功能[10]。

3.2　防范生态风险的建议

根据天坛地区景观生态风险评估结果,针对不同风险等级地区特点,可以提出针对性的管理举措建议。

(1)北部地区以商业用地、居民住宅为主,人口密度大,人类活动胁迫强。未来应从重点从缓解城市热岛、减少城市内涝、提升城市景观生态质量等角度出发,构建以行道树为主的生态廊道、透水地表和城市行洪系统,开展高质量的城市三维立体景观生态设计,扩大城市“蓝绿”生态空间(即植被和水体生态空间)的面积和功能水平。

(2)在天坛、龙潭、永定门和龙潭西湖公园等地区,植被覆盖程度较高、水域广布,人类活动干扰较少;其中的古建筑群更是具有不容损毁的历史文化传承价值。对于这这些区域,应继续加强对重要古代建筑及其周边景观生态镶嵌体的保护力度,在公园外围适当规划景观生态保护的缓冲管控区,提高公园内各种景观生态土地和建筑物的服务能力。

(3)除上述地区之外的其他地区,通常具有一定的植被覆盖度,人类活动干扰不强,景观生态系统具有一定的自我修复能力。在这些区域,重点是要保护好现有的植被和水体,通过适当的规划和建设,提高生态土地的连通性,降低潜在的生态风险。

3.3　风险评估的不确定性

城市景观生态风险评估是一项需要兼顾科学合理性和实践可行性的难点工作。在当前的城市景观生态风险评估中,在评估框架、评估指标、评估参数以及基本数据等方面上存在框架指标不统一、评估参数难确定、

支撑数据难获取等问题,相应研究也会相应存在结果不确定、时空不可比等问题。

在评估框架方面,本研究充分考虑景观生态服务价值和潜在的损害概率,构建了一个全新的评估框架。虽然案例区的实验表明该框架具有理论基础可靠、实操性强、空间展示效果好的优点,但是该框架与其他评估框架、方法的结果一致性还有待更多的对比分析。

在景观生态受损概率测量方面,考虑到数据的可获得性以及案例区实际情况,目前的测度主要是从短时间尺度上的人为胁迫强度、景观脆弱程度上考虑,尚没有考虑长时间尺度上各种自然胁迫(如地质灾害、气象灾害、生物灾害等)的影响。但在地震带、滑坡泥石流地区及山地、沿海等各种灾害敏感地区的研究来说,对上述自然胁迫的考虑将不可避免。

在景观生态服务价值当量的厘定方面,本文借鉴和引用了当前已公开发表论文的价值量估算数据,但这些估算结果可能有其特定的适应地区和范围。关于历史文化、美学观感的价值估算更是一个非常主观、非常个性化、与区域经济社会发展阶段密切相关的指标。景观生态服务价值基准的不统一和多变性,是生态风险评估研究难以标准化的一个关键。

数据精度对于城市景观生态评估结果有重要影响。城市景观生态风险评估的研究尺度通常较小,因此对支撑数据的空间分辨率、时间分辨率以及数据的准确性有着比传统自然生态风险评估更高的精度要求。本研究选用了珞珈一号夜光数据(空间分辨率 130m)。与徐翀崎[32]等运用 DMSP/OLS 数据(空间分辨率为 30 弧秒)对广州市增城的研究结果相比,本研究结果显然具有更高的精度,其空间不确定性也可大幅减小。

4 结论和展望

本研究在梳理城市景观生态风险评估研究成果基础上,依据生态风险评估基本范式,确定了城市景观生态价值的测算方法,明确了影响城市景观生态格局和质量的胁迫因子,构建了城市景观生态风险评估的技术框架和参数体系。基于该评估框架和参数体系,作者以北京天坛地区为例,开展了栅格尺度的城市景观生态风险定量评估。结果表明:天坛地区景观生态的文化服务价值远高于调节服务价值和支持服务价值,景观生态受损概率呈现“北高南低”的空间格局,城市景观生态风险则呈现“北低南高”的空间格局。

该应用框架仍然是一个探索性的方案,依然存在评估指标、评估参数以及基本数据等多个层次上的不统一、不确定、不精确的问题。在未来的研究中,需要综合考虑城市研究区特定的自然地理和人文地理特点,考虑经济发展阶段和社会共同需求,进一步完善现有的评估框架和参数体系,实现更大空间尺度、更长时间序列上的城市景观生态风险定量评估。

参考文献(References):

[1] Mamut A, Eziz M, Mohammad A, Anayit M. The spatial distribution, contamination, and ecological risk assessment of heavy metals of farmland soils in Karashahar- Baghrash oasis, northwest China. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2017, 23(6): 1300-1314.

[2] 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 王晓蕊, 郑德凤. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估. 生态学报, 2018, 38(16): 5952-5960.

[3] 张天华, 王彤, 黄琼中, 王景升, 包小婷, 刘文婧, 丁陆彬, 李超. 西藏高原拉萨河流域生态风险评估. 生态学报, 2018, 38(24): 9012-9020.

[4] 李晓敏, 张杰, 曹金芳, 马毅. 广东省川山群岛开发利用生态风险评价. 生态学报, 2015, 35(7): 2265-2276.

[5] Dai Z X, Guldmann J M, Hu Y F. Spatial regression models of park and land-use impacts on the urban heat island in central Beijing. Science of the Total Environment, 2018, 626: 1136-1147.

[6] Lyu H M, Sun W J, Shen S L, Arulrajah A. Flood risk assessment in metro systems of mega-cities using a GIS-based modeling approach. Science of the Total Environment, 2018, 626: 1012-1025.

[7] 姜磊, 周海峰, 何世雄, 叶密, 柏玲. 雾霾背景下的城市化与空气质量协调发展的空间分析——以中国 283 个城市为例. 水土保持研究, 2018, 25(6): 306-313.

[8] Gao M L, Gong H L, Chen B B, Li X J, Zhou C F, Shi M, Si Y, Chen Z, Duan G Y. Regional land subsidence analysis in eastern Beijing plain

by InSAR time series and wavelet transforms. Remote Sensing, 2018, 10(3): 365.
[9] Hodges M N, McKinney M L. Urbanization impacts on land snail community composition. Urban Ecosystems, 2018, 21(4): 721-735.
[10] 王敏, 阮俊杰, 王卿, 沙晨燕. 快速城镇化地区景观生态风险变化评估——以上海市青浦区为例. 水土保持通报, 2016, 36(5): 185-190, 197-197.
[11] 陈鹏, 潘晓玲. 干旱区内陆流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例. 生态学杂志, 2003, 22(4): 116-120.
[12] 孙洪波, 杨桂山, 朱天明, 苏伟忠, 万荣荣. 经济快速发展地区土地利用生态风险评价——以昆山市为例. 资源科学, 2010, 32(3): 540-546.
[13] 张小飞, 王如松, 李正国, 李锋, 吴健生, 黄锦楼, 于盈盈. 城市综合生态风险评价——以淮北市城区为例. 生态学报, 2011, 31(20): 6204-6214.
[14] 刘焱序, 王仰麟, 彭建, 张甜, 魏海. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价. 地理学报, 2015, 70(7): 1052-1067.
[15] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 吴健生. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK. 地理学报, 2018, 73(5): 843-855.
[16] Suter II G W, Cormier S M. Revitalizing environmental assessment. Integrated Environmental Assessment and Management, 2008, 4(4): 385-385.
[17] Faber J H, Van Wensem J. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. Science of the Total Environment, 2012, 415: 3-8.
[18] Alcamo J, Bennett E M. Ecosystems and Human Well-Being: A Framework For Assessment. Washington: Island Press, 2003.
[19] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
[20] 郭慧, 董士伟, 吴迪, 裴顺祥, 辛学兵. 基于生态系统服务价值的生态足迹模型均衡因子及产量因子测算研究. 生态学报, 2020, 40(4): 1405-1412.
[21] 任平, 洪步庭, 马伟龙, 苑全治, 周介铭. 基于 IBIS 模型的耕地生态价值估算——以成都崇州市为例. 地理研究, 2016, 35(12): 2395-2406.
[22] 王世东, 贾策. 基于遥感的生态服务价值测算与土地利用动态变化. 水土保持研究, 2018, 25(3): 258-264.
[23] 王奕淇, 李国平. 流域生态服务价值供给的补偿标准评估——以渭河流域上游为例. 生态学报, 2019, 39(1): 108-116.
[24] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.
[25] 李想, 雷硕, 冯骥, 温亚利. 北京市绿地生态系统文化服务功能价值评估. 干旱区资源与环境, 2019, 33(6): 33-39.
[26] 胡喜生, 洪伟, 吴承祯. 福州市土地生态系统服务功能价值的评估. 东北林业大学学报, 2011, 39(12): 90-94.
[27] 彭婉婷, 刘文倩, 蔡文博, 王鑫, 黄智, 吴承照. 基于参与式制图的城市保护地生态系统文化服务价值评价——以上海共青森林公园为例. 应用生态学报, 2019, 30(2): 439-448.
[28] 李耀明, 王玉杰, 王云琦. 基于 GIS 的北京地区生态风险评价. 中国水土保持科学, 2017, 15(2): 100-106.
[29] 岳喜元, 左小安, 赵学勇, 常学礼, 连杰, 侯孟孜, 张婧, 吕朋. 科尔沁沙地沙漠化风险评价. 中国沙漠, 2018, 38(1): 8-16.
[30] 王美娥, 陈卫平, 彭驰. 城市生态风险评价研究进展. 应用生态学报, 2014, 25(3): 911-918.
[31] 王鹏, 王亚娟, 刘小鹏, 陈晓, 孔福星. 基于景观结构的生态移民安置区生态风险评价——以宁夏红寺堡区为例. 生态学报, 2018, 38(8): 2672-2682.
[32] 徐翀崎, 李锋, 韩宝龙, 陶宇. 动态适应性生态经济区划模型及其应用. 生态学报, 2017, 37(5): 1740-1748.