

# 1985—2015 年美国 Tampa Bay 流域 景观生态风险态势研判

刘永超<sup>1</sup>, 李加林<sup>1,2</sup>, 史小丽<sup>3</sup>, 袁麒翔<sup>1,4</sup>, 浦瑞良<sup>5</sup>, 杨磊<sup>1</sup>

(1. 宁波大学 地理与空间信息技术系, 浙江 宁波 315211; 2. 浙江省海洋文化与经济研究中心, 浙江 宁波 315211; 3. 宁波大学 学报编辑部, 浙江 宁波 315211; 4. 象山县海洋与渔业局 海洋资源管理中心, 浙江 象山 315700; 5. 南佛罗里达大学 地理系, 美国 佛罗里达 坦帕 33620)

**摘要:** [目的] 探究坦帕湾流域景观生态风险的时空变化态势, 为中国港湾流域开发利用与保护规划提供科学借鉴。[方法] 以 1985、1995、2005 及 2015 年 4 个时期的 TM/OLI 遥感影像为主要数据源, 结合土地利用数据, 构建景观生态风险格局演变模型, 对美国坦帕湾流域景观格局及生态风险的时空特征进行了分析。[结果] (1) 研究期间, 坦帕湾流域人工景观面积明显大于自然景观面积。(2) 1985 年, 坦帕湾流域景观低、较低等级生态风险区占流域总面积的 24.16% 和 20.30%。1995 年以后, 低、较低等级生态风险区面积均有减少, 中等生态风险区面积显著增加。至 2015 年, 高、较高等级生态风险区面积与前 20 a 相比仍在增加。(3) 30 a 来坦帕湾流域内的生态风险等级由低向高转变的总面积为 3 210.84 km<sup>2</sup>, 约占全流域总面积的 48.65%, 较高、高生态风险等级沿港湾海域一侧区域继续扩张, 大陆一侧东北部逐渐零星出现。[结论] 受人类活动的影响, 近 30 a 来坦帕湾流域景观及生态风险格局时空变化显著, 但后 10 a 生态风险等级上升速率明显低于前 20 a, 说明人类在开发利用港湾资源的同时, 也逐渐注重港湾流域生态环境的保护与管理。

**关键词:** 景观格局; 生态风险; 空间分析; Tampa Bay 流域

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2016)03-0125-06

**中图分类号:** Q149, X826

**文献参数:** 刘永超, 李加林, 史小丽, 等. 1985—2015 年美国 Tampa Bay 流域景观生态风险态势研判 [J]. 水土保持通报, 2016, 36(3): 125-130. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2016.03.023

## Landscape Ecological Risk Assessment in Tampa Bay Watershed of America During 1985—2015

LIU Yongchao<sup>1</sup>, LI Jialin<sup>1,2</sup>, SHI Xiaoli<sup>3</sup>, YUAN Qixiang<sup>1,4</sup>, PU Ruiliang<sup>5</sup>, YANG Lei<sup>1</sup>

(1. Department of Geography & Spatial Information Techniques, Ningbo University, Ningbo, Zhejiang 315211, China; 2. Research Center for Marine Culture and Economy of Zhejiang Province, Ningbo, Zhejiang 315211, China; 3. Editorial Department of Journal of Ningbo University, Ningbo, Zhejiang 315211, China; 4. Center for Marine Resource Management, Ocean and Fishery Bureau of Xiangshan County, Xiangshan, Zhejiang 315700, China; 5. Department of Geography, University of South Florida, Tampa 33620, USA)

**Abstract:** [Objective] We study the landscape ecological risk in Tampa Bay watershed of America at temporal and spatial scale in order to provide scientific reference for exploitation, utilization and protection of Chinese harbor basin. [Methods] The TM/OLI remote sensing data in Tampa Bay watershed in 1985, 1995, 2005 and 2015 and the land use data were collected as the main data source, the landscape ecological risk evolution model was constructed, and the temporal and spatial characteristics of landscape pattern and ecological risk in Tampa Bay watershed was analyzed. [Results] (1) The area of artificial landscape was significantly larger than the area of natural landscape. (2) In 1985, the low and relative low ecological risk area accounted for

收稿日期: 2015-06-08

修回日期: 2015-07-30

**资助项目:** 国家自然科学基金项目“人工地貌建设对港湾海岸地貌景观演化的影响比较研究: 以中国浙江象山港与美国佛罗里达坦帕湾为例”(41471004), “围垦影响下的象山港潮汐汉道潮盆系统沉积动力学研究”(41171073); 浙江省自然科学基金项目“围垦影响下的象山港潮汐汉道潮滩过程研究”(Y5110321); 浙江省大学生科技创新活动计划暨新苗人才计划项目(2016R405073); 宁波大学研究生科研创新基金项目(G16082)

**第一作者:** 刘永超(1990—), 男(汉族), 甘肃省庆阳市人, 硕士研究生, 研究方向为海岸带资源环境保护与利用。E-mail: lycgeo@163.com。

**通讯作者:** 李加林(1973—), 男(汉族), 浙江省台州市人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事海岸带开发与保护研究。E-mail: nbnj2001@163.com。

24.16% and 20.30%, respectively, in the Tampa Bay watershed. After 1995, the low and relative low ecological risk area was decreased, while the moderate ecological risk area was increased significantly. High and relative high ecological risk area was keep increasing until 2015. (3) During the last 30 years, about 3 210.84 km<sup>2</sup> of low ecological risk area was converted to high risk area, which accounted for 48.65% of the total area in the whole basin. The high ecological risk area expanded along the harbor side, and sporadic distributed in the mainland side of the Northeast area. [Conclusion] Impacted by human activities, the changes of landscape pattern and ecological risk in the Tampa Bay basin watershed was great during the past 30 years. The increasing rate of ecological risk level within the later 10 years was significantly lower than that at the initial 20 years. More attention has been paid on the protection and management of the ecological environment with the development and utilization of resources in the harbor.

**Keywords:** landscape pattern; ecological risk; spatial analysis; Tampa Bay watershed

生态风险评价是随着环境管理目标和环境观念的转变而逐渐兴起并得到发展的一个新的研究领域。生态风险评价通过了解各种生态系统的特点,评估不同生态系统遭遇风险的可能性及受到生态危害的大小,确定其抵抗风险的能力,为风险管理提供科学依据和技术支持<sup>[1]</sup>。科学的生态风险评价及风险格局演化分析对建立生态风险预警机制、降低生态风险概率<sup>[2]</sup>,促进流域可持续发展具有重要意义。20世纪90年代以来,国内外学者开展了较多的流域生态研究,主要涉及生态风险综合评估<sup>[3-5]</sup>、道路<sup>[6]</sup>、城市化<sup>[7]</sup>对流域景观的影响,干旱区内陆河流<sup>[8-9]</sup>、湖泊<sup>[10]</sup>的生态风险分析,海岸湿地景观格局与景观生态建设<sup>[11-12]</sup>以及生态学视野下流域土地利用研究<sup>[13]</sup>等,但较少有景观尺度的流域生态风险时空分异评价研究见文献<sup>[14]</sup>。坦帕湾流域位于美国东南佛罗里达半岛中段海岸西部,受热带海洋气团与极地大陆气团交替控制,属热带气候与亚热带气候的过渡地带,该区域开发历史悠久,长期的人类活动使流域生态环境受到了不同程度的影响和破坏。本文拟以坦帕湾流域为研究区,构建流域景观生态风险指数,对1985—2015年以人类生产、生活开发利用活动为主要风险源的景观利用进行生态风险格局演化分析,探明研究区生态风险的时空变化态势,以期为中国港湾流域开发利用与保护规划提供科学借鉴。

## 1 研究区概况

坦帕湾是美国东南部的一个大型天然海湾,地理位置介于27°30′—28°15′ N和83°00′—81°45′ W,由希尔斯堡湾、旧坦帕湾、中坦帕湾和低坦帕湾这4部分组成。行政上包含了佛罗里达州派内拉斯县、希尔斯伯勒县的大部分区域,马纳提县、帕斯科县、波尔克县以及萨拉索塔县的局部地区。坦帕湾是佛罗里达州最大的开放型河口,湾口至湾顶的长度约为56 km,宽度约为8~16 km,水面面积为1 030 km<sup>2</sup>,平均深度小于

4 m。坦帕湾底部多泥沙,流入河流较多,年平均河流量约为63 m<sup>3</sup>/s,包括Hillsborough, Alafia, Manatee, Little Manatee河在内的100多条大小河流,流域面积约为6 600 km<sup>2</sup>,水体总体积约为4.00×10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>。

本研究所指的坦帕湾流域范围选用美国坦帕湾水图网中的流域矢量数据为界<sup>[15]</sup>,包括了坦帕、圣彼得斯堡、清水等十几座中小型城市,面积2 560 km<sup>2</sup>,人口约300万。全区地势平坦,多年平均降水量1 100 mm,蒸发量1 200 mm,河流分散。6 000 a前Manasota人就在坦帕湾沿岸定居,19世纪以来,坦帕湾地区的旧坦帕湾、希尔斯堡湾以及中坦帕湾沿岸城市化进程加快,导致海洋环境污染、海水动力条件失衡、港湾生态环境破坏等,使可持续发展受到严峻挑战。近几十年,坦帕湾交通随着航道清淤工程和跨海大桥的建设而非常发达,港口经济逐渐成为坦帕湾的重要发展方向,港湾周边的房地产开发、港口建设、渔业发展等对港湾自然景观生态过程造成了更为显著的影响。然而20世纪90年代以来,坦帕湾推行海湾保护计划并配套采取一系列的港湾保护与管理方案,生态环境得到一定程度改善。

## 2 数据与方法

### 2.1 景观格局数据来源及处理

以1985,1995,2005及2015年的TM/OLI遥感影像为基础数据,空间分辨率为30 m,每年包含2景影像,影像行列号为16-41和17-41。采用的Landsat影像数据都由美国地质调查局(USGS)网站<sup>[16]</sup>、地理空间数据云网站<sup>[17]</sup>免费提供,其中TM影像为美国陆地卫星landsat-5拍摄,共7个波段,OLI影像为2013年最新发射的美国陆地卫星landsat-8所获取,共9个波段。在Envi 4.7软件的支持下,以坦帕湾1:5万地形图为准并结合GPS野外调查控制点对4期TM/OLI遥感影像数据进行综合校正处理,为保证校正精度,采用三次多项式模型,选取容易识别、

且每年几乎没有变化的地物标志(如桥梁的端点,道路的交叉点及围垦的边界点等)作为地面控制点,每景影像的控制点 $>10$ 个,且均匀分布在影像上。重采样方式选择双线性内插,使得校正结果的总均方根误差 $<0.5$ 个像元。在此基础上,参考坦帕湾河口保护计划官方网站提供的佛罗里达州土地利用/土地覆被矢量数据<sup>[18]</sup>,将研究区的景观类型划分为建设用地、娱乐休闲用地、未利用地、耕地与牧场、河流与湖泊、林地及滩涂与沼泽,利用 eCognition Developer 8.7 基于样本的分类方式进行初步分类,通过分类后比较法<sup>[19]</sup>以及人机交互式解译等方法,借助 ArcGIS 10.2 对分类结果进行校对、更正,得到研究区 1985—2015 年的景观格局矢量图。在此基础上,对 4 期遥感图像的分类结果进行精度检验,分别在每幅景观类型图中产生检验点 200 个,解译精度为 0.87,达到研究需求。最后将不同时期的各类型景观作为流域生态风险的受体,在此基础上建立生态风险指数,利用

ArcGIS 10.2 中的 Spatial Analyst 及 Geostatistical Analyst 工具,得到坦帕湾流域的生态风险指数空间分布图,对其生态风险时空变化特征进行分析。

人类活动导致的流域景观生态风险格局演变分析可以表示为流域景观的生态脆弱性和风险受体对风险源的响应程度函数式<sup>[20]</sup>,其中包括干扰度指数、破碎度指数、分离度指数、优势度指数、损失度指数。结合研究区的实际情况,同时在借鉴已有研究成果<sup>[21-22]</sup>的基础上,采用专家打分法,将研究区的景观类型脆弱性分为 7 级,由低到高分别为建设用地、林地、耕地与牧场、河流与湖泊、娱乐休闲用地、滩涂与沼泽和未利用地,归一化处理后得到各类景观类型的脆弱度指数  $F_i$ (表 1)。并利用 ArcGIS 10.2 及 Fragstats 3.4 软件的相关功能,分别提取 1985—2015 年各景观类型面积及斑块数,参照张学斌等<sup>[20]</sup>的计算公式,得到坦帕湾流域 1985,1995,2005,2015 年各景观类型的景观格局指数(表 1)。

表 1 美国坦帕湾流域 1985,1995,2005,2015 年景观格局指数

年份	土地类型	破碎度 $C_i$	分离度 $N_i$	优势度 $D_i$	干扰度 $E_i$	脆弱度 $F_i$	损失度 $R_i$
1985	建设用地	0.254 70	0.417 99	0.407 87	0.334 32	0.027 78	0.009 29
	娱乐休闲用地	3.058 94	6.986 42	0.214 86	3.668 37	0.166 67	0.611 41
	未利用地	0.879 07	3.846 67	0.219 82	1.637 50	0.222 22	0.363 89
	耕地与牧场	0.530 47	0.737 65	0.378 27	0.562 18	0.083 33	0.046 85
	河流与湖泊	2.532 88	3.652 64	0.301 95	2.422 62	0.111 11	0.269 18
	林地	0.640 40	0.735 92	0.426 85	0.626 35	0.055 56	0.034 80
	滩涂与沼泽	1.678 32	4.799 44	0.193 83	2.317 76	0.194 44	0.450 67
1995	建设用地	0.246 90	0.405 18	0.411 38	0.327 28	0.027 78	0.009 09
	娱乐休闲用地	3.046 88	6.835 08	0.215 52	3.617 07	0.166 67	0.602 86
	未利用地	1.050 79	4.249 58	0.218 39	1.843 94	0.222 22	0.409 76
	耕地与牧场	0.547 12	0.758 47	0.377 95	0.576 69	0.083 33	0.048 06
	河流与湖泊	2.571 69	3.748 54	0.299 70	2.470 35	0.111 11	0.274 48
	林地	0.673 76	0.760 00	0.427 28	0.650 33	0.055 56	0.036 13
	滩涂与沼泽	1.641 95	4.770 56	0.184 68	2.289 08	0.194 44	0.445 09
2005	建设用地	0.217 80	0.376 30	0.410 20	0.303 83	0.027 78	0.008 44
	娱乐休闲用地	2.992 96	6.431 73	0.217 53	3.469 50	0.166 67	0.578 26
	未利用地	0.959 43	3.710 09	0.224 11	1.637 57	0.222 22	0.363 90
	耕地与牧场	0.576 52	0.792 94	0.372 75	0.600 69	0.083 33	0.050 06
	河流与湖泊	2.752 29	3.817 83	0.304 17	2.582 33	0.111 11	0.286 92
	林地	0.690 23	0.777 63	0.423 93	0.663 19	0.055 56	0.036 85
	滩涂与沼泽	1.617 75	4.738 63	0.180 00	2.266 46	0.194 44	0.440 69
2015	建设用地	0.196 80	0.352 64	0.411 78	0.286 55	0.027 78	0.007 96
	娱乐休闲用地	2.986 50	6.371 16	0.217 95	3.448 19	0.166 67	0.574 71
	未利用地	0.957 79	3.493 79	0.221 41	1.571 31	0.222 22	0.349 18
	耕地与牧场	0.609 77	0.829 24	0.371 30	0.627 92	0.083 33	0.052 32
	河流与湖泊	2.791 03	3.864 46	0.304 18	2.615 69	0.111 11	0.290 63
	林地	0.704 47	0.792 40	0.418 21	0.673 60	0.055 56	0.037 43
	滩涂与沼泽	1.620 03	4.838 75	0.168 64	2.295 37	0.194 44	0.446 31

## 2.2 生态风险分析方法

结合已有相关研究经验<sup>[23-24]</sup>,并综合考虑研究区范围及处理工作量的大小,将研究区划分为  $20 \text{ km} \times$

$20 \text{ km}$  的风险小区采样方格,运用等间距系统采样法,落在研究区范围内的风险小区共 117 个。计算每一个风险小区的综合生态风险指数,将其作为该小区

中心质点的生态风险水平。

计算景观指数并构建综合的景观生态风险指数<sup>[20]</sup>来表征一个样地内综合的生态损失的相对大小,通过采样的方法将景观的空间格局转化为空间化的生态风险变量。在此过程中,引入景观各组分的面积比重,由景观干扰度指数和景观脆弱度指数来构建景观生态风险指数,其计算公式如下:

$$ERI_i = \sum_{k=1}^N \frac{A_{ki}}{A_k} R_i \quad (1)$$

式中:  $ERI_i$ ——第  $i$  个风险小区的景观生态风险指数;  $R_i$ —— $i$  类景观的损失度指数;  $A_{ki}$ ——第  $k$  个风险小区内景观类型  $i$  的面积 ( $\text{km}^2$ );  $A_k$ ——第  $k$  个风险小区的面积 ( $\text{km}^2$ );  $N$ ——风险小区内景观类型的数目。

在此基础上,得出坦帕湾流域 117 个风险小区 1985, 1995, 2005 及 2015 年的生态风险指数采样数据,并对其变异函数进行理论模型的最优拟合。然后选取高斯模型并进行相关参数设置,运用 ArcGIS 10.2 的地统计分析模块,通过 Kriging 进行区域生态风险的空间分析。为便于比较不同时期的生态风险的大小变化情况,在此采用相对指标法进行计算和空间模拟,对风险小区的生态风险指数进行自然断点等距划分,等级间隔为 0.018,共 5 个等级:低生态风险区 ( $ERI < 0.035$ ),较低生态风险区 ( $0.035 \leq ERI < 0.053$ ),中生态风险区 ( $0.053 \leq ERI < 0.071$ ),较高生态风险区 ( $0.071 \leq ERI < 0.089$ ),高生态风险区 ( $ERI \geq 0.089$ )。最后利用 ArcGIS 10.2 中的空间叠加分析功能,将研究区各时段生态风险等级分布图进行叠加,得到坦帕湾流域生态风险等级图,并定量分析生态风险转化面积和速率。

## 3 结果与分析

### 3.1 景观格局时空变化

根据遥感解译结果可以看出(附图 1),1985—2015 年,坦帕湾流域随着人类活动对其资源环境时空控制力的提升景观格局变化显著,且人工景观面积明显大于自然景观面积,具体表现出建设用地、娱乐休闲用地和未利用地等人工景观面积不断增加,河流与湖泊、林地、滩涂与沼泽等自然景观面积不断减少的态势(图 1)。各景观类型中,30 a 来面积减少最多的为耕地与牧场,净减少量为  $138.40 \text{ km}^2$ 。面积增加最多的为建设用地,占整个研究区景观类型增加总量的 80.63%,娱乐休闲用地和未利用地虽有所增加,但相对建设用地而言,优势并不明显。特别是 1995 年以来研究区人类活动及港湾资源利用趋势继

续加快,使境内的派内拉斯和希尔斯伯勒县近海平原都市圈发展较为成熟,重点开发区域也转移至帕斯科县东南部、波尔克县西部和萨拉索塔县北部,人工景观主导地位进一步强化,成为影响流域景观格局演变的重要因素。

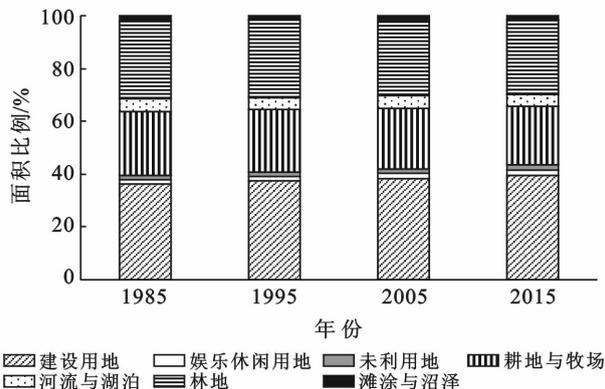


图 1 1985—2015 年美国坦帕湾流域景观结构及面积构成变化

从景观类型的斑块数量上看(图 2),1985—2015 年各景观类型的斑块数量均有变化,从 1985 年的 3820 个增加到 2015 年的 4 131 个,其中以建设用地减少最为明显,由 1985 年的 583 个减少至 2015 年的 489 个,减少率达 19.22%。此外,河流与湖泊累计增加 64 个,是斑块数量动态变化仅次于建设用地的景观类型。变化最小的景观类型是滩涂与沼泽。这说明受流域人居环境开发空间的限制,坦帕湾西部、北部沿海区域在人类活动的干扰下,建设用地斑块数量减少,破碎度降低,景观类型由复杂、异质和不连续的斑块镶嵌体向单一、均质和连续的人工景观密集整体变化。另外,坦帕湾林地因水系衬砌、牧场开发等导致天然林与红树林破坏,造成林地景观干扰度指数上升,使破碎度波动加大,但优势景观仍为林地、建设用地,可以看出坦帕湾在城市化的进程中,同时也注意了对自然景观的维护与保育。

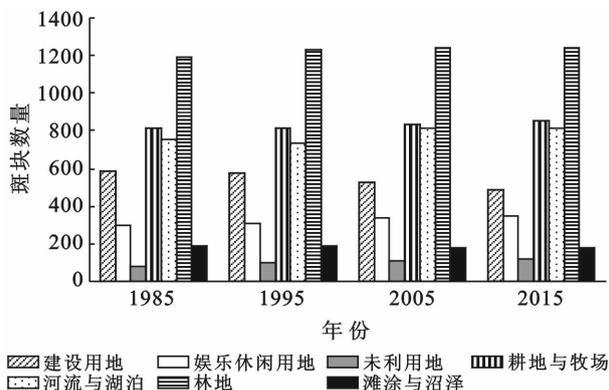


图 2 1985—2015 年美国坦帕湾流域各景观类型斑块数量变化

### 3.2 景观生态风险格局时空分异

研究期间,坦帕湾流域生态风险等级变化较大(附图2),对生态风险指数的分级所占面积进行了统计。

可以看出,1985—2015年研究区高生态风险区主要分布在:旧坦帕湾派内拉斯县东南部、希尔斯堡湾希尔斯伯勒县西岸中部近海低地区域、中坦帕湾马纳提县西北部及希尔斯伯勒西南部。该区域是佛罗里达州开发较早的区域,形成了以“克利尔沃特市、圣彼得斯堡市、坦帕市”为中心的都市圈,人口众多,交通发达,建成区面积较大,是人类活动最为剧烈的区域,因此生态风险最高。低生态风险区向马纳提东北部、希尔斯伯勒东南部和波尔克西南部3县交界地带及帕斯科县附近迁移,面积减少1 229.24 km<sup>2</sup>,所占比例下降28.41%,这是由于20世纪90年代房地产开发建设快速转移至此,景观人工化强度显著变化。较低生态风险区向希尔斯伯勒县东北方向推进,面积增加531.8 km<sup>2</sup>;分布在流域下游港湾海岸的中生态风险区向河口不断收缩,同时,流域内的高生态风险区,被较高生态风险区包围,面积逐渐增加;较高生态风险区主要分布在派内拉斯县、旧坦帕湾沿岸、希尔斯堡湾及中坦帕湾海岸带,所占比例增加至15.86%;高生态风险区在派内拉斯县和希尔斯伯勒县扩展为大片区域,面积增加370.50 km<sup>2</sup>,所占比例上升8.56%,这也说明港湾都市圈的交通路网修建、城镇化推进提升了该区域的生态风险等级,重点发展产业项目的战略性转移亦推动了流域景观生态风险发生改变的速度。

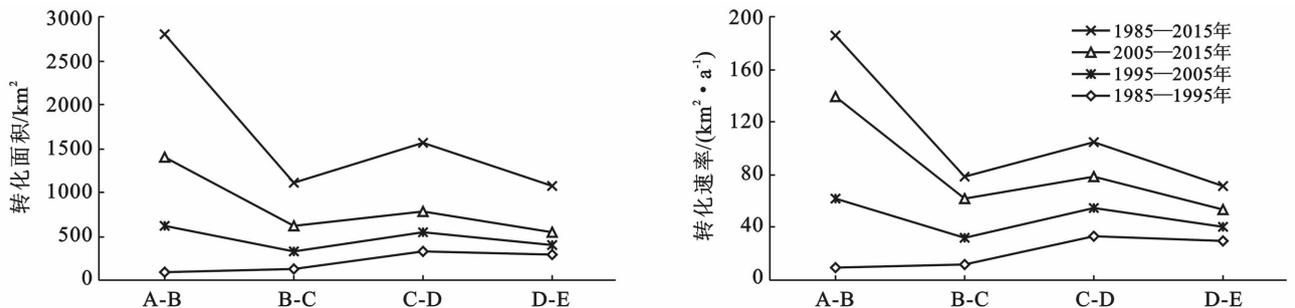
流域各等级生态风险面积变化差异较大,且主要集中在1995年以后。1985年以低、较低生态风险面积为主,高生态风险面积较小。2005年低、较高生态风险面积减小,而较低、高生态风险面积增加,流域生

态风险由低等级为主导演化为低、较低与高等级并存的态势。研究区内陆流域上游地区帕斯科中南部以及马纳提县东南部林地景观类型广布,生态风险程度低,其中部分地区景观类型是以耕地与牧场为主,脆弱度较高,导致出现较低生态风险区;海岸平原区开发历史悠久,城市化水平高,人口稠密,人工景观广布,生态风险加大。尤其是20世纪90年代以来,该区房地产开发、港口建设、渔业发展等对耕地的需求加大,使港湾资源环境开发过度,人类活动作为一种外在力量叠加于自然景观演变之上,加剧了流域生态环境的恶化。与此同时重点产业继续发展,虽然海湾保护计划已经实施,但受生态环境恶化逆转周期较长的影响,近10a的高、较高等级生态风险区面积与前20a相比仍在增加。

### 3.3 景观生态风险等级转化分析

30a间各等级生态风险区的面积增减交替演变,在此将4个不同时期的生态风险等级分布图按照时间顺序进行叠加,得到生态风险等级转移矩阵,进而得出1985—1995,1995—2005,2005—2015以及1985—2015年各生态等级转化面积和速率的动态变化情况(图3)。

对各时段相互转化量进行分析,总体来看,1985—2015年整个流域的生态风险等级由低向高转变的总面积为3 210.84 km<sup>2</sup>,约占全流域总面积的48.65%。其中,变化最大的是由低到较低等级的转变,转化面积达1 396.45 km<sup>2</sup>,此类变化主要分布在内陆帕斯科县中部、波尔克县西南部、马纳提县东北部以及希尔斯伯勒县东部地区,这说明随着人类干扰强度的深化,较多的林地景观被生态风险等级较高的耕地与牧场、建设用地等景观类型所替代,使生态风险指数上升。可以看出,坦帕湾流域在过去的30a间,生态风险等级在整体上呈现出逐步增高的趋势。



注:A低生态风险区;B较低生态风险区;C中生态风险区;D较高生态风险区;E高生态风险区。

图3 1985—2015年生态风险等级转化面积与转化速率

1985—1995年生态风险等级由低到高转变的面积为852.61 km<sup>2</sup>,其中以中到较高等级最为明显,年均转化速率为33.35 km<sup>2</sup>/a,表明人类活动对该区的

生态影响逐步增大,并且随着人类对流域下游派内拉斯县、旧坦帕湾以及希尔斯伯湾的开发利用强度加大,生态风险等级呈现由海岸带向内陆呈半环状递增

趋势。1995—2005 年,生态风险等级由低到高转变的速率为 1985—1995 年的 1.23 倍,此类转化主要集中在旧坦帕湾、希尔斯堡湾以及派内拉斯县大部分区域。2005—2015 年在前 10 a 的基础上生态风险等级由低到高累积增长速率为  $143.19 \text{ km}^2/\text{a}$ ,是前 20 a 变化速率的 75.23%。对比前后 3 个时段的生态风险等级变化情况可知,1985—1995 年由中到较高、较高到高的转变速率较快,分别为  $33.35, 29.57 \text{ km}^2/\text{a}$ ,主要分布在中坦帕湾局部地区、希尔斯伯勒县西北部、派内拉斯县中南部以及旧坦帕湾、希尔斯堡湾一带。1995—2005 年,变化最大的是低到较低生态风险区的转化,其转化速率较前 10 a 有所增加,而 2005—2015 年,变化较大的为低到较低、较低到中的转变,转变速率累计达  $106.58 \text{ km}^2/\text{a}$ ,在研究区均有分布。可以看出,这些较大面积的生态等级转化源于坦帕湾流域城市化进程加快、大都市圈与重点产业战略转移发展,使土地利用与景观结构受干扰程度逐渐增加,不同景观类型之间及边界的变更越来越复杂,导致生态风险等级转化速率递增。而 1985—2005 和 2005—2015 年,年均转化速率分别为  $26.08, 17.94 \text{ km}^2/\text{a}$ ,且近 10 a 生态风险等级上升速率明显低于前 20 a,说明人类在开发利用港湾资源的同时,也逐渐注重海湾生态环境的保护与管理。

## 4 结论

(1) 在研究时段内,坦帕湾流域随着人类活动对其资源环境时空控制力提升景观格局变化显著,且人工景观面积明显大于自然景观面积,具体表现出建设用地、娱乐休闲用地和未利用地等人工景观面积不断增加,河流与湖泊、林地、滩涂与沼泽等自然景观面积不断减少的态势。另外,1995 年以后坦帕湾流域派内拉斯和希尔斯伯勒县沿海平原都市圈发展较为成熟,重点开发区域也转移至帕斯科县东南部、波尔克县西部、萨拉索塔县北部,使人工景观的主导地位进一步强化。

(2) 近 30 a 来,研究区的景观生态风险在时间演变过程中发生了显著的变化。1985 年,坦帕湾流域景观以低、较低等级生态风险区为主,分别占全流域总面积的 24.16% 和 20.30%,20 世纪 90 年代以后,随着港湾城镇化的快速推进,自然景观的人工控制程度加强,使帕斯科县东部、马纳提县西南部和波尔克县西部的生态风险发生变化,尤其是低、较低等级生态风险区面积均有减少,中等生态风险区面积显著增加。至 2015 年,重点产业继续发展的同时,虽然海湾保护计划已经实施,但受生态环境恶化逆转周期较长

的影响,高、较高等级生态风险区面积与前 20 a 相比仍在增加。

(3) 1985—2015 年的 30 a 间,研究区内的景观生态风险在空间分布格局上发生了显著的变化。整个流域内的生态风险等级由低向高转变的总面积为  $3210.84 \text{ km}^2$ ,约占全流域总面积的 48.65%,较高、高生态风险等级沿港湾海域一侧区域继续扩张,在大陆一侧东北部逐渐零星出现,占据了原有的中、较低等级的生态风险区域,到 2015 年,较高、高生态风险区域在港湾海岸地带更为集中分布。而 1985—2005 年和 2005—2015 年,年均转化速率分别为  $26.08, 17.94 \text{ km}^2/\text{a}$ ,且近 10 a 生态风险等级上升速率明显低于前 20 a,说明人类在开发利用港湾资源的同时,也逐渐注重海湾生态环境的保护与管理。

### [ 参 考 文 献 ]

- [1] 巫丽芸,黄义雄. 东山岛景观生态风险评价[J]. 台湾海峡, 2005, 24(1): 35-42.
- [2] 刘晓,苏维词,王铮,等. 基于 RRM 模型的三峡库区重庆开县消落区土地利用生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2012, 32(1): 248-256.
- [3] Landis W G, Wieggers J A. Design considerations and a suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 1997, 3(3): 287-297.
- [4] Diamond J M, Serveiss V B. Identifying sources of stress to native aquatic fauna using a watershed ecological risk assessment framework[J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35(24): 4711-4718.
- [5] Obery A M, Landis W G. A regional multiple stressor risk assessment of the Codorus Creek watershed applying the relative risk model[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2002, 8(2): 405-428.
- [6] 刘世梁,杨志峰,崔保山,等. 道路对景观的影响及其生态风险评价:以澜沧江流域为例[J]. 生态学杂志, 2005, 24(8): 897-901.
- [7] 刘存东. 基于景观格局的城市流域景观生态风险评价[D]. 重庆:重庆师范大学, 2010: 3-64.
- [8] 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[J]. 生态学杂志, 2003, 22(4): 116-120.
- [9] 薛英,王让会,张慧芝,等. 塔里木河干流生态风险评价[J]. 干旱区研究, 2008, 25(4): 562-567.
- [10] 许妍,高俊峰,张宁红. 太湖流域景观生态风险评估[J]. 环境监控与预警, 2010, 2(6): 1-4.
- [11] 李加林,张忍顺,王艳红,等. 江苏淤泥质海岸湿地景观格局与景观生态建设[J]. 地理与地理信息科学, 2003, 19(5): 86-90.

## [ 参 考 文 献 ]

- [1] 芦思佳. 土壤有机碳的影响因素研究进展[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(6): 3078-3080.
- [2] 范如芹, 梁爱珍, 杨学明, 等. 耕作与轮作方式对黑土有机碳和全氮储量的影响[J]. 土壤学报, 2011, 48(4): 788-796.
- [3] 章明奎, 周翠. 杭州市城市土壤有机碳的积累和特性[J]. 土壤通报, 2006, 37(1): 19-21.
- [4] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. Science, 2004, 304(11): 1623-1627.
- [5] 张国, 曹志平, 胡婵娟. 土壤有机碳分组方法及其在农田生态系统研究中的应用[J]. 应用生态学报, 2011, 22(7): 1921-1930.
- [6] Yanai J, Mishina A, Furakawa S, et al. Spatial variability of organic matter dynamics in the semi-arid croplands of Northern Kazakhstan [J]. Soil Science Plant Nutrient, 2005, 51(2): 261-269.
- [7] 谢国雄, 倪中应. 28 a 来杭州市桐庐县耕地有机质变化及其改良[J]. 农学学报, 2013, 3(9): 17-21.
- [8] 徐祖祥, 祝小祥, 徐进, 等. 临安市近 30 a 农田土壤地力演变状况[J]. 农学学报, 2014, 4(4): 21-25.
- [9] 孔樟良, 赵玲玲, 郑铭洁, 等. 建德市耕地土壤养分的历史演变与施肥对策[J]. 浙江农业科学, 2015, 56(1): 118-120.
- [10] 杭州市土壤普查办公室. 杭州土壤[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1991: 1-335.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005.
- [12] 赵鑫, 宇万太, 李建东, 等. 不同经营管理条件下土壤有机碳及其组分研究进展[J]. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2203-2209.
- [13] 张珺. 种植利用紫云英对南方稻田土壤肥力性状影响的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2011.
- [14] 胡宏祥, 程燕, 马友华, 等. 油菜秸秆还田腐解变化特征及其培肥土壤的作用[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(3): 297-302.
- [15] 中共杭州市委杭州市人民政府农业和农村工作办公室. 杭州农业志[M]. 北京: 方志出版社, 2003: 260-266.
- [16] 章明奎, 唐红娟, 常跃畅. 黄斑田(铁聚水耕人为土)返旱后土壤发生学性质的变化[M]. 电子科技大学: 面向未来的土壤科学(上册), 2012, 349-354.
- [17] 蔡燕飞, 章家恩, 张杨珠, 等. 稻作制度对红壤性水稻土有机质特征的影响[J]. 土壤, 2006, 38(4): 396-399.
- [18] 范如芹, 梁爱珍, 杨学明, 等. 耕作与轮作方式对黑土有机碳和全氮储量的影响[J]. 土壤学报, 2011, 48(4): 788-796.
- [19] 胡星. 秸秆全量还田与有机无机肥配施对水稻产量形成的影响[D]. 江苏 扬州: 扬州大学, 2008.
- [20] 彭娟, 符卓旺, 朱洁, 等. 耕作制度对紫色水稻土有机碳累积及矿化动态的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(4): 175-182.
- [12] 王明月, 李加林, 郑忠明, 等. 基于生态功能强度分析的滩涂围垦区景观格局优化[J]. 生态学杂志, 2015, 34(7): 1943-1949.
- [13] 叶延琼, 陈国阶. GIS 支持下的岷江上游流域景观格局分析[J]. 长江流域资源与环境, 2006, 15(1): 112-115.
- [14] 卢远, 苏文静, 华瑾, 等. 左江上游流域景观生态风险评价[J]. 热带地理, 2010, 30(5): 496-502.
- [15] Xian G, Crane M. Assessments of urban growth in the Tampa Bay watershed using remote sensing data[J]. Remote Sensing of Environment, 2005, 97(2): 203-215.
- [16] 美国地质调查局官方网站. 影像数据下载[EB/OL]. (1985-07-03, 1995-06-02, 2005-04-20, 2015-02-20) [2015-04-12] <http://glovis.usgs.gov/>
- [17] 地理空间数据云官方网站. 影像数据下载[EB/OL]. (2005-04-20) [2015-04-12] <http://datamirror.csdb.cn/>
- [18] 坦帕湾官方网站. 坦帕湾水图集[EB/OL]. (2006-03-07) [2015-04-12] <http://www.tampabay.wateratlas.usf.edu/digitalibrary/>
- [19] 刘慧平, 朱启疆. 应用高分辨率遥感数据进行土地利用与覆盖变化监测的方法及其研究进展[J]. 资源科学, 1999, 21(3): 23-27.
- [20] 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析: 以石羊河流域为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 410-419.
- [21] 徐昕. 上海滨海地区景观格局与生态风险评价研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2008: 2-70.
- [22] 谢花林. 基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J]. 生态学报, 2008, 28(10): 5020-5026.
- [23] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析[J]. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454-457.
- [24] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. 生态学报, 2011, 31(12): 3441-3450.

(上接第 130 页)